

## (50) ダム湖による河川の粒状有機物動態の変化と底生動物群集の関係

葛口 利貴<sup>1\*</sup>・吉村 千洋<sup>2</sup>・小林 慎也<sup>3</sup>・廣岡 佳弥子<sup>4</sup>・李 富生<sup>4</sup>

<sup>1</sup>岐阜大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻 (〒501-1193 岐阜市柳戸1-1)

<sup>2</sup>東京工業大学大学院理工学研究科 (〒152-8552 目黒区大岡山2-12-1)

<sup>3</sup>岐阜大学大学院工学研究科生産開発システム工学専攻 (〒501-1193 岐阜市柳戸1-1)

<sup>4</sup>岐阜大学流域圏科学研究センター (〒501-1193 岐阜市柳戸1-1)

\* E-mail: kuzuguchi@hotmail.co.jp

運用開始直後のダム(徳山ダム)を含む揖斐川上流域で2008年5月~2009年11月に調査を実施した。その結果、ダムの下流河川では上流河川に比べ粒径1 $\mu$ m~1mmの有機物濃度が増加し、1mmよりも大きい粒径の有機物濃度は減少していた。またダムの下流河川では特に造網性トビケラが優占しており、上流河川と底生動物の種構成が異なっていた。有機物と底生動物を対象とした炭素・窒素安定同位体比分析の結果、ダム湖上流河川では落葉や河床付着膜が底生動物群集の餌資源となるのに対し、ダム湖下流2.7km区間ではダム湖で生産される有機物が下流に放流され餌資源となることが示された。これらの結果からダム湖による有機物動態の変化が底生動物の栄養構造・群集構造に影響を与えることが示唆された。

**Key words :** benthic faunal community, food web, dam, particulate organic matter, stable isotope ratios

### 1. はじめに

河川底生動物は河川生態系において栄養段階における低次と高次の生物種をつなぐ重要な栄養段階に位置する生物である。またその生息種や個体数は底生動物が生育する環境中の様々な要因に影響を受けることが報告されている<sup>1)2)3)</sup>。河川連続体仮説によると、上流域では河川が樹幹に覆われるため、落葉や落枝などの他生性有機物の割合が高くなり、川幅が広がり日射量が増える中流域では藻類や水生植物などの内部生産の割合が増加するといわれている<sup>4)</sup>。温帯域に属する日本の河川においても自然状態であれば山地、扇状地、平地を流下する過程で有機物起源は他生性有機物から自生性有機物に連続的に変化すると考えられ、それに対応した生物群集構造が形成されると考えられる<sup>5)6)</sup>。

河川の流下過程にダムや堰などの河川横断構造が存在する場合、有機物の連続的な変化は分断されるということが知られている。たとえば河川にダムを設置した場合、上流から運ばれてきた粒状有機物

(POM)がダム湖で沈降・堆積するため下流でPOMが減少することが認められている<sup>7)</sup>。またダム湖内で生産されたプランクトンがPOMとして下流河川に供給されることも報告されている<sup>8)</sup>。このように河川横断構造は有機物動態に対して様々な影響力を持っている。また河川横断構造は底生動物群集に対しても影響を与えることが知られている。よく知られたものでは、造網性トビケラであるシマトビケラ科の個体数密度がダム直下において高くなる現象が挙げられる<sup>9)</sup>。これは、ダム湖で生産されたプランクトンが下流に供給され、造網性トビケラの餌資源となることが主な原因として考えられている。

このようにダムを始めとする河川横断構造は有機物動態および底生動物群集に対して様々な影響を与える。しかし、既往の研究においてこれらは個別に調査されることが多く、両者の関係を調査した研究例は多くない。一方で主要な河川底生動物は有機物を餌資源としており、有機物を底辺とした河川生態系の理解および保全のためには有機物と底生動物群集の相互作用を理解することが必要である。

よって本研究では揖斐川上流域の森林河川を対象として、運用開始直後の徳山ダム上下流での有機物動態の変化を明らかにした上で、その変化に対する底生動物群集の影響を解明することを目的とした。有機物動態と底生動物群集の関係を解明するために河川中の有機物を3画分に分け、粒径別の有機炭素濃度とその起源に着目して調査を行い、主に炭素・窒素安定同位体比の変化から栄養構造の変化に伴う底生動物群集構造の変化について考察を行った。

## 2. 方法

### (1) 対象流域

揖斐川上流域(岐阜県)を対象とし調査を実施した(図-1)。この流域内の徳山ダム(総貯水容量6億6000万 $\text{m}^3$ )は2006年9月からダムの試験湛水を開始し、2008年5月5日までに試験湛水、試験放流(最大200 $\text{m}^3/\text{s}$ )を終了し、現在運用中である。

揖斐川は福井県との県境にある冠山を水源とし、大垣市を流下して伊勢湾に流れ込む一級河川である。図-1に示したように、徳山ダムの集水域(255 $\text{km}^2$ )では樹齢が5年以上の広葉樹林が80%以上を占め、スギ・ヒノキ植林地は面積比で約6%である<sup>10)</sup>。

調査地点は徳山ダムに流入する主要3河川(U1~3)、徳山ダム湖表層(R1)、徳山ダム放流口より下流2.7km以内に流下に沿って4地点(D1~4)とした。なおこれらの地点は河川次数3~5であり、すべての地点で河畔林の茂る森林河川区間にある。

### (2) 調査および分析方法

上記の調査地点においてダム湖における試験放流直後の2008年5月から7月、9月、11月と調査を行った。2009年も同時期に調査を行った。ただし、2008年9月は豪雨に伴う流木のため、2009年11月はダム湖での水位低下のため調査地点のうちU1およびU2に到達することができず、これらの地点では調査を実施できなかった。

調査は流量が比較的安定している以下の条件で実施した。その条件は調査地点の上流域において調査日の過去5日間の最大雨量が20 $\text{mm/h}$ 以下、かつ過去2日間の最大雨量が2 $\text{mm/h}$ 以下とした(国土交通省水文学データベース URL: [www1.river.go.jp](http://www1.river.go.jp))。ただし、2009年7月の調査ではU2において過去2日間の最大雨量が3 $\text{mm/h}$ を記録したが、2008年調査時との調査時期の整合性を優先し調査を実施した。

すべての調査地点で水温、pH(TOA DKK, HM-20P)、溶存酸素濃度(飯島電子工業, B-505)を

測定し、流量観測が可能な地点では流量を測定した。その後、有機物を粒径別に採取した。対象粒径はLarge Particulate Organic Matter (LPOM: >16 $\mu\text{m}$ )、Coarse Particulate Organic Matter (CPOM: 1 $\text{mm}$ ~16 $\mu\text{m}$ )、Fine Particulate Organic Matter (FPOM: 1 $\mu\text{m}$ ~1 $\text{mm}$ )の3画分として、河川水中の浮遊性有機物と河床に堆積した堆積性有機物を採取した。

河川水中の浮遊性有機物は全ての地点でLPOM, CPOM, FPOMを対象に定量・定性評価を行った。LPOMおよびCPOMはドリフトネット(間口48.5×18.5 $\text{cm}$ 、長さ110 $\text{cm}$ 、メッシュサイズ250 $\mu\text{m}$ )を一定条件の河床(水深10~30 $\text{cm}$ 、流速20~50 $\text{cm/s}$ )に固定し、採取されたサンプルを孔径16 $\text{mm}$ と1 $\text{mm}$ のふるいを用いてLPOMとCPOMをそれぞれ採取した。このときネット入り口の流速を流速計(コスモ理研, CR-11)で測定することで、ドリフトネットを通過した河川水量を求め、有機炭素濃度の算出に用いた。FPOMは河川水を孔径1 $\text{mm}$ のふるいを通してポリビンに採取し、実験室にて孔径1 $\mu\text{m}$ のガラス濾紙(ADVANTEC, GA-100)で濾過することで採取した。ダム湖調査地点(R1)ではダム湖表層水を柄杓で採取し、採取した水を孔径16 $\text{mm}$ と1 $\text{mm}$ のふるいと孔径1 $\mu\text{m}$ のガラス濾紙を用いて濾過を行うことでLPOM, CPOM, FPOMを分画した。

河床の堆積性有機物はR1を除く各地点でCPOM, FPOMを対象として定性評価を行った。河川内で一定の水利条件(水深10~30 $\text{cm}$ 、流速20 $\text{cm/s}$ 以下)を満たす河床にアクリルチューブ(内径300 $\text{mm}$ )を固定して、チューブ内で河床堆積物と河川水を混合

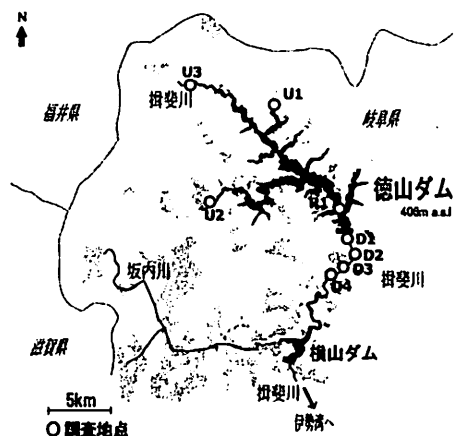


図-1 対象流域と調査地点(灰色はスギ・ヒノキ植林地または草地を示し、その他の場所は主に落葉広葉樹からなる天然林である<sup>10) 11)</sup> 岐阜県境は揖斐川の集水域と一致しており、またダムの標高は堤頂標高を示す。)

した後、チューブ内の懸濁水を汲み取って孔径 16mm と 1mm のふるいで CPOM のみを採取した。FPOM は 1mm のふるいを通した懸濁水を実験室に持ち帰り、浮遊性有機物と同様に懸濁水を孔径 1μm のガラス濾紙で濾過することで採取した。

さらに、様々な有機物の混合物である POM の起源を推定すること、底生動物の餌資源の起源を推定することを目的として 2008 年は 8～9 月、2009 年は全ての調査時に U3、D2 にて落葉、河床付着膜を、R1 にてダム湖セストンを採取した（以降これらを総称して起源物質と呼ぶ）。落葉は河床から採取し、実験室にて Milli-Q 水で表面を洗浄し、乾燥させたものを乳鉢で一様にすりつぶしサンプルとした。河床付着膜は一定の水理条件（水深：20～40cm、流速 30～50cm/s）に存在する石礫からブラシで擦り取り河川水で洗い流す方法で採取し、FPOM と同様に孔径 1μm のガラス濾紙上に固定した。ダム湖セストンはプランクトンネット（孔径 63μm）を用いて、表層から水深 10m までの 63μm 以上のセストンを採取し、落葉と同様に実験室にて乾燥させたものを乳鉢で一様にすりつぶしサンプルとした。なお有機物に関する全てのサンプルはクーラーボックスで保冷して実験室に持ち帰り分析を行うまで冷凍保存した。

底生動物は R1 を除く各地点において一定の水理条件を満たす（水深 20～40cm、流速 30～50cm/s）河床でコドラード付きサーバーネット（50cm×50cm、孔径 250μm）を用いて定量的に採取した。採取した底生動物は 70% に希釈したエタノールで保存して、クーラーボックスで保冷して実験室に持ち帰り分析を行うまで冷蔵保存した。

なお全てのサンプルは平均値と標準偏差を求めるためにそれぞれ 3 回ずつサンプリングを行った。

有機物は以下の方法で分析した。LPOM と CPOM は目視で他生性有機物（葉、枝、根、果実・種子）と自生性有機物（藻類、水生動物）に分類し、浮遊性有機物に関しては強熱減量濃度（600℃、30min）

の 50% を各起源の有機炭素として有機炭素濃度を算出した。なお本研究において強熱減量の 50% を有機炭素として採用したのは、本研究の対象流域が森林域であり、陸域から供給される落葉や枝の寄与が大きいこと、および文献により様々な樹種の炭素含有量が概ね 50%（48.5～51.0%）であったことによるものである<sup>12)</sup>。FPOM と河床付着膜はガラス濾紙上で乾燥後、塩酸（37%）の蒸気に 12 時間以上曝露させ炭酸塩を除いた。前述の処理をした FPOM と河床付着膜および落葉、ダム湖セストンは有機元素分析装置（YANACO, CHNO CODER MT-6）で炭素・窒素含有量を測定して CN 比を求めた。また FPOM に関してはドリフトネットの濾過水量で除することで有機炭素濃度を定量化した。

底生動物は実体顕微鏡を用いて属レベルあるいは科レベルまでの同定と定量を行った。さらに各地点において底生動物を個体数で降順に並べて、個体数の積算が採取された個体数全体の 70% 以上となるまでの種を同位体比分析の対象とした。分析対象とした種は、種ごとに乾燥・粉碎を行い、クロロホルムとメタノールの混合液で脱脂した後に分析を行うまで冷凍保存した<sup>13)</sup>。

2008 年の 5 月および 11 月、2009 年の全ての調査を対象として上記の処理を行った起源物質、FPOM、底生動物の炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）を質量分析計（Thermo Finnigan, EA1112 + DELTA plus）で分析した（ただし 2008 年の起源物質と FPOM は  $\delta^{13}\text{C}$  のみの計測）。 $\delta^{13}\text{C}$  は米国南カロライナ州ビーディー層産箭石化石（PDB）を  $\delta^{15}\text{N}$  は大気中の窒素を標準物質として式 1 により算出した。

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} = \frac{R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}}}{R_{\text{standard}}} \times 1000 \quad (\text{‰}) \quad (1)$$

$R_{\text{standard}}$  は標準物質の同位体比（ $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  または  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ）、 $R_{\text{sample}}$  は試料の同位体比である。

硝酸態窒素、リン酸態リン、ケイ酸の分析は孔径

表-1 調査地点の概要と主な水質（流路幅は流量安定時の値。流量と水質は 2008 年 5～11 月および 2009 年 5～11 月の平均±標準偏差。NM：測定せず。\*徳山ダムの放流量（独立行政法人水資源機構より）。

|                           | U1       | U2        | U3        | R1       | D1        | D2       | D3       | D4        |
|---------------------------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|
| 河川次数                      | 3        | 3         | 4         | -        | 5         | 5        | 5        | 5         |
| 流路幅 (m)                   | 3-4      | 10-16     | 10-18     | -        | 25-40     | 35-50    | 35-50    | 40-60     |
| 流量 (m <sup>3</sup> /s)    | 0.7±0.4  | 2.8±0.9   | 3.5±2.1   | -        | 19.7±8.0* | N.M.     | N.M.     | N.M.      |
| 放流口からの距離 (km)             | -        | -         | -         | -        | 0.3       | 1.5      | 2.0      | 2.7       |
| 水温 (℃)                    | 15.8±3.7 | 16.8±3.6  | 13.4±3.5  | 20.4±6.3 | 15.2±4.6  | 15.4±4.6 | 15.2±4.6 | 15.2±4.8  |
| pH (-)                    | 7.6±0.4  | 7.6±0.3   | 7.5±0.3   | 7.9±0.8  | 7.2±0.3   | 7.3±0.3  | 7.3±0.3  | 7.3±0.4   |
| 溶存酸素 (mg/L)               | 9.4±2.1  | 9.7±1.9   | 10.8±2.0  | 9.5±1.4  | 11.3±2.0  | 11.2±2.0 | 10.8±1.6 | 10.5±1.8  |
| NO <sub>3</sub> -N (mg/L) | N.M.     | 0.23±0.02 | 0.26±0.04 | N.M.     | 0.19±0.03 | N.M.     | N.M.     | 0.20±0.03 |
| PO <sub>4</sub> -P (mg/L) | N.M.     | < 0.01    | < 0.01    | N.M.     | < 0.01    | N.M.     | N.M.     | < 0.01    |
| SiO <sub>2</sub> (mg/L)   | N.M.     | 7.3±0.7   | 7.0±0.6   | 4.7±1.7  | 5.3±0.9   | N.M.     | N.M.     | 5.4±0.9   |

1 $\mu$ mのガラス濾紙 (ADVANTEC, GA-100) で得られた河川水の濾水を対象とした。硝酸態窒素とリン酸態リンは工場排水試験法 (JIS K0102) に従い、ケイ酸は上水試験法のモリブデン黄による吸光度法<sup>14)</sup> に従い測定した。

### 3. 結果

調査地点の概要を表-1 に示した。徳山ダムに流入する U1~3 では、流路幅 3~18 m, 調査時の平均流量は 0.7 ~ 3.5 m<sup>3</sup>/s であった。一方、徳山ダム放流口よりも下流の D1~4 では流路幅 25~60 m, 平均流量 19.7 m<sup>3</sup>/s であった。また、調査期間の平均値で、U1~3 では pH 7.5~7.6, 溶存酸素 9.4~10.8 mg/L であり、D1~4 では pH 7.2~7.3, 溶存酸素 10.5~11.3 mg/L であった。徳山ダムに流入する河川における硝酸態窒素濃度は 0.26 mg/L 以下、リン酸態リン濃度は 0.01 mg/L 以下、ケイ酸濃度は 7.0~7.3 mg/L であった。一方、徳山ダム放流口よりも下流の地点では硝酸態窒素濃度は 0.20 mg/L 以下、リン酸態リン濃度は 0.01 mg/L 以下、ケイ酸濃度は 5.3~5.4 mg/L であった。

調査期間の浮遊性有機物の平均有機炭素濃度を図-2 に示した。LPOM は他の画分に比べて季節変化が最も大きく、上下流とも落葉期 (11 月) に近くなるにつれてその濃度が増加していた (落葉期: 0.28 ~ 0.54 mg/L, 落葉期以外: 0 ~ 0.15 mg/L)。ただし、

上流に比べ下流では落葉期の増加量は少なかった。また下流では上流に比べて濃度が低くなった (上流: 0.001~0.54 mg/L, 下流: 0~0.061 mg/L)。ダム直下の D1 において濃度が最も低くなり、ダム下流の 2.7 km 区間で上流と同じ濃度まで回復するような傾向は見られなかった。LPOM と同様に CPOM もダムの下流では上流に比べて濃度が低くなった (上流: 0.002~0.116 mg/L, 下流: 0~0.038 mg/L)。また CPOM には LPOM のような季節変化は確認できず、調査時期の違いによる濃度の変化は小さかった。FPOM は落葉期の LPOM を除き、調査対象とした 3 画分の中で最も濃度が高くなった。LPOM や CPOM とは逆にダムの下流では上流に比べて濃度が高くなった (上流: 0.07~0.26 mg/L, 下流: 0.19 ~ 0.49 mg/L)。2008 年の調査では、7~9 月の調査に濃度が高くなり、11 月の調査で濃度が低くなるという季節変化が観察された。2009 年は 5 月調査時が最も濃度が高く、その他の調査ではほぼ同程度の濃度であった。

以下に画分ごとに粒状有機物の起源を分析した結果を示す。LPOM は上下流ともに落葉や落枝といった他生性の有機物で構成されており、ダムの上下流で組成の違いは観察されなかった。調査期間における CPOM 組成の季節変化を図-3 に示す。CPOM はダムの上下流で組成に違いが観察された。浮遊性の CPOM は、ダムの上流では他生性の有機物が優占した。2009 年の 11 月調査時を除いて 9 割以上が他生

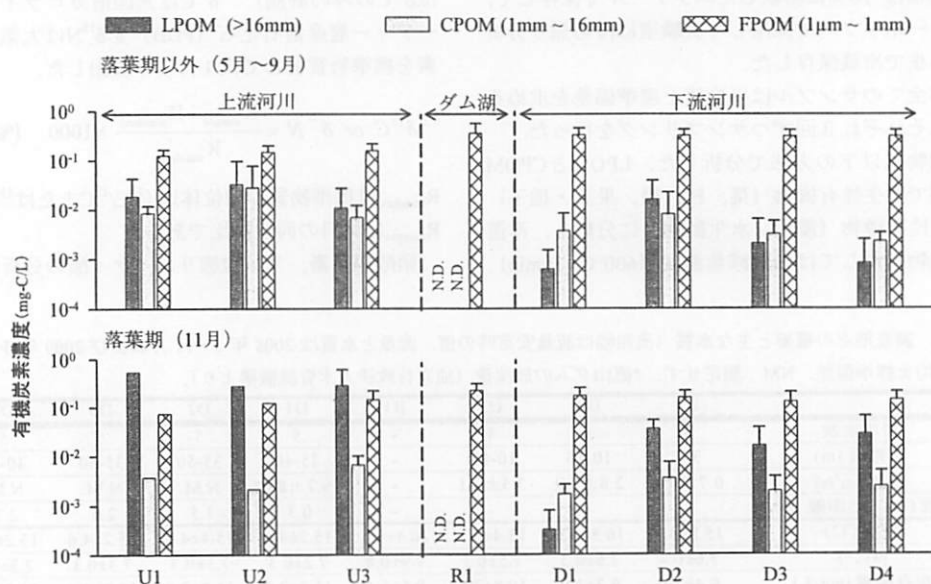


図-2 揖斐川上流域における浮遊性有機物の粒径別有機炭素濃度の変化 (調査期間の落葉期 (11 月調査時) および落葉期以外 (5 月・7 月・9 月調査時) の平均値±標準偏差, N.D.: 未検出.)

性の有機物であった。ダム下流では上流に比べて他生性の有機物の割合が減少して、ダム湖放流口に最も近い D1 では藻類などの自生性の起源をもつ有機物の割合が最大 80%程度まで増加した。また下流区

間の流下に伴う変化に着目すると、多くの調査時期で流下に伴い他生性有機物の割合が流下に伴い増加するという変化が示された。一方、自生性有機物の割合は一定もしくは減少しており、流下に伴う

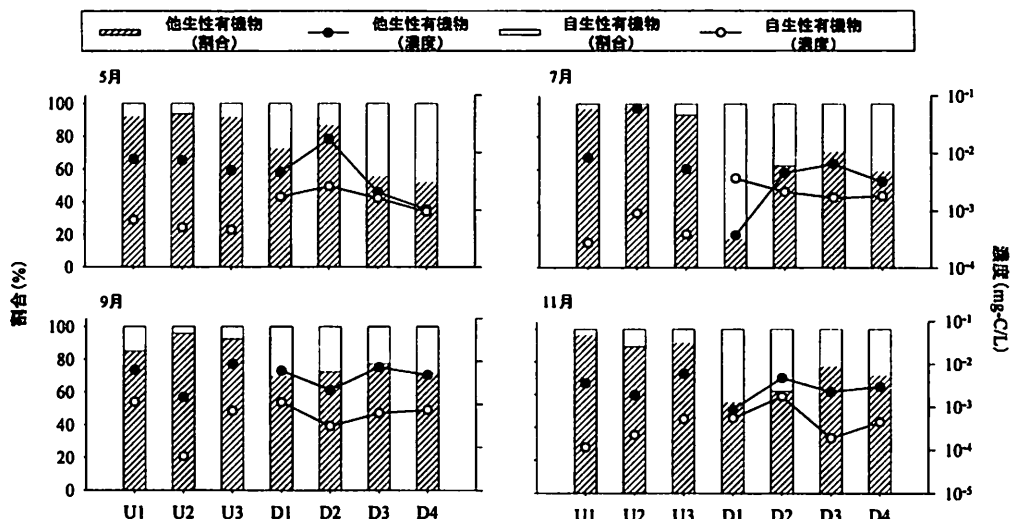


図-3 CPOM の他生性有機物および自生性有機物の割合と濃度 (各月の値は同一調査月の平均値. ).

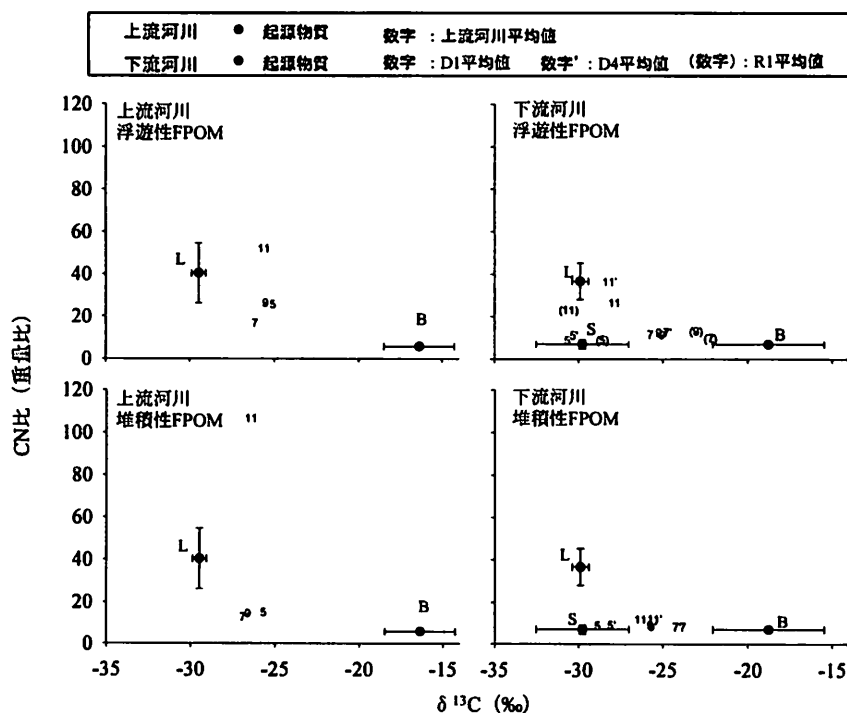


図-4 FPOM の炭素安定同位体比と CN 比の季節変化 (図内の数字は調査月と対応し、2008~2009 年の同一調査月の平均値。起源物質は平均値±標準偏差を表し、アルファベットはそれぞれ L: 落葉, B: 河床付着膜, S: ダム湖セストンを表す. ).

CPOM の交換が示唆された。堆積性の CPOM は浮遊性と同様に上流で他生性有機物が優占した。しかし下流では下流地点間における自生有機物の割合の変動が大きく、ダムの上下流での組成の違いは明確に観察されなかった。

FPOM は起源物質との CN 比と  $\delta^{13}\text{C}$  の値を比較することで組成を推定した。調査期間における FPOM 組成の季節変化の結果を図-4 に示す。FPOM と起源物質の値を比較すると、上流では 11 月の堆積性 FPOM を除き落葉と河床付着膜の間の値を示した。一方下流区間では 11 月を除いてダム湖セストンと河床付着膜の間の値が得られた。下流河川の FPOM は特に D1 において下流の他の地点よりもダム湖セストンの値に近いことが多かった。なお落葉期である 11 月の調査時には他の調査月に比べ CN 比が上昇する傾向がみられた。浮遊・堆積ともに CN 比は上流河川に比べ下流河川で低くなる傾向が見られた。起源物質の中では河床付着膜やダム湖セストンなどの水域で生産される自生性の起源を持つ有機物の CN 比が低く、落葉といった陸域で生産される他生性の起源を持つ有機物の CN 比が高くなった。さら

に下流河川の浮遊性 FPOM においては多くの調査で流下に伴い、CN 比が増加した。流下に伴う CN 比の変化を調査月ごとのの平均値で表すと 5 月は 8.6 から 11.0, 7 月は 11.5 から 12.6, 9 月は 12.4 から 11.4, 11 月は 26.6 から 36.4 となった。堆積性 FPOM については浮遊性 FPOM の季節的な組成変化と対応した変化が確認された。しかし浮遊性の FPOM とは異なり流下に伴う CN 比の変化は認められなかった。

調査期間の底生動物の種数と個体数密度を図-5 に示した。個体密度で見ると、試験放流直後の 2008 年 5 月では上流河川では河床面積  $0.25\text{m}^2$  あたりに 200~300 個体程度生息していたが、ダム下流区間では数個体程度しか採取されなかった。特にダム湖直下の D1 で個体密度、種数共に最小(個体数  $1/0.25\text{m}^2$ , 種数  $1/0.25\text{m}^2$ ) となり流下に伴い若干ではあるが両者が増加していく傾向が見られた。その後は時間の経過とともに個体数と種数がダム下流区間で増加した。個体数密度は 2 ヶ月後の 2008 年 7 月に、また種数は 4 ヶ月後の 2008 年 9 月には上流河川の群集とほぼ同じ程度まで回復していた。また多くの調査時期で放流口直下の D1 では下流区間の他の調査地点に

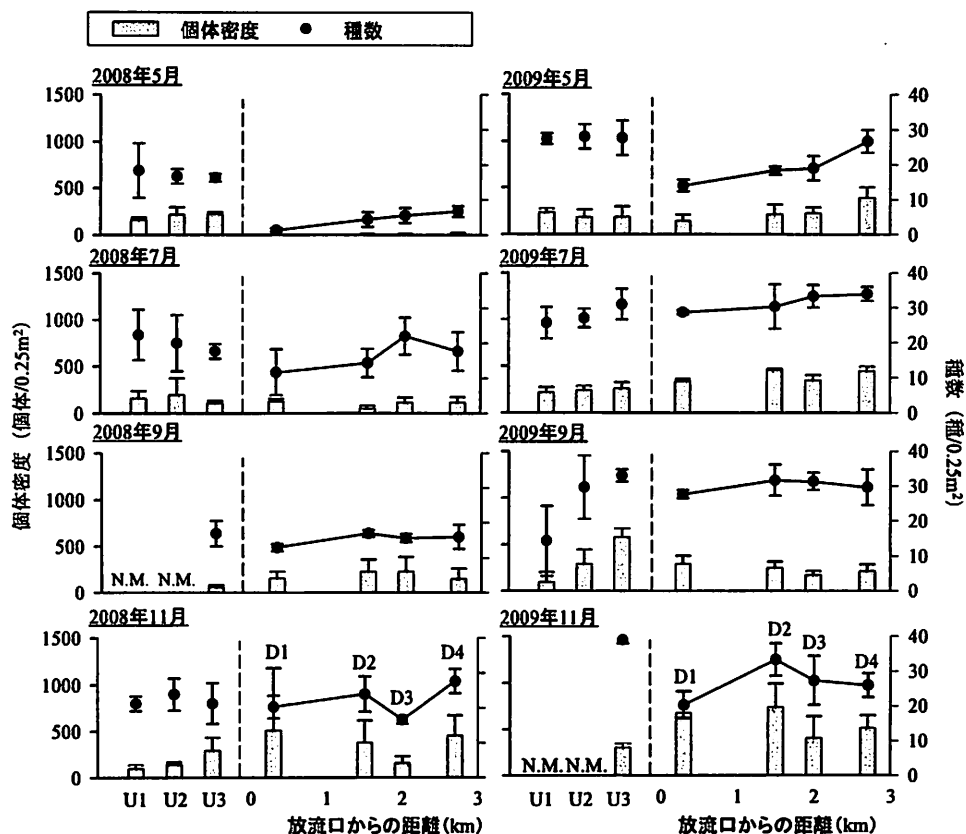


図-5 調査期間における底生動物群集の種数と個体数密度 (各地点における3回の採取の平均値±標準偏差)。

表-2 調査期間における主要な底生動物群集の個体数密度（安定同位体分析を行った底生動物種の一覧。数字は各地点において3回行った採取の合計の平均値±標準偏差を示し、単位は個体/0.75m<sup>2</sup>）。

|                 |                                    | U1    | U2    | U3     | D1      | D4      |
|-----------------|------------------------------------|-------|-------|--------|---------|---------|
| <b>カゲロウ目</b>    |                                    |       |       |        |         |         |
| アカマダラカゲロウ       | <i>Uracanthella punctisetae</i>    | -     | -     | 3±8    | 17±28   | 21±36   |
| インワタマダラカゲロウ     | <i>Ephemerella ishiwatai</i>       | 10±16 | -     | 8±22   | 6±18    | 17±26   |
| エラブタマダラカゲロウ     | <i>Ephemerella japonica</i>        | -     | -     | 1±4    | -       | 19±47   |
| エルモンヒラタカゲロウ     | <i>Epeorus latifolium</i>          | 18±22 | 35±85 | 43±72  | -       | -       |
| オオクマダラカゲロウ      | <i>Cincticostella elongatula</i>   | 30±27 | -     | 3±9    | -       | 19±42   |
| クシゲマダラカゲロウ      | <i>Ephemerella setigera</i>        | -     | 32±37 | -      | 6±17    | 4±12    |
| コカゲロウ科の一種       | <i>Baetidae</i>                    | 26±23 | 12±22 | 92±147 | 27±42   | 8±16    |
| サツキヒラタカゲロウ      | <i>Rhythrogena tetrapunctigera</i> | 13±20 | 5±13  | -      | -       | -       |
| シロタニガワカゲロウ      | <i>Ecdymurus yoshidae</i>          | 14±23 | 9±24  | 19±39  | -       | -       |
| チノマダラカゲロウ       | <i>Uracanthella chinoi</i>         | -     | -     | -      | 11±31   | 18±51   |
| トウヨウマダラカゲロウ属の一種 | <i>Cincticostella sp.</i>          | -     | 4±10  | 9±26   | -       | -       |
| ヒロコカゲロウ         | <i>Nigrobaetis chcoratus</i>       | 17±26 | 7±17  | -      | -       | -       |
| ヒメヒラタカゲロウ       | <i>Rhythrogena japonica</i>        | 13±24 | -     | 11±30  | -       | -       |
| ヒラタカゲロウ科の一種     | <i>Epeorus sp.</i>                 | -     | 3±8   | 5±14   | -       | -       |
| フタバカゲロウ属の一種     | <i>Cloeon sp.</i>                  | 8±18  | 5±14  | 4±10   | -       | -       |
| フタマタマダラカゲロウ     | <i>Drunella sachalinensis</i>      | 17±28 | 24±44 | 8±14   | -       | -       |
| モンカゲロウ          | <i>Ephemera strigata</i>           | -     | -     | -      | -       | 3±7     |
| ヨシノマダラカゲロウ      | <i>Drunella ishiyamae</i>          | 55±79 | 48±82 | 43±59  | -       | -       |
| <b>トビケラ目</b>    |                                    |       |       |        |         |         |
| エクリトビケラ科の一種     | <i>Limnephilidae</i>               | -     | -     | 1±4    | -       | -       |
| オオシマトビケラ        | <i>Macrostenum radiatum</i>        | 3±8   | -     | 8±23   | 56±159  | 17±37   |
| グマカトビケラ属の一種     | <i>Gumaga sp.</i>                  | -     | 3±7   | 1±4    | -       | -       |
| コカワツトビケラ        | <i>Lepidostoma japonicum</i>       | -     | -     | 21±40  | -       | -       |
| コガタシマトビケラ属の一種   | <i>Cheumatopsyche sp.</i>          | 2±5   | 4±10  | 23±65  | 46±118  | 50±64   |
| シマトビケラ属の一種      | <i>Hypopsyche sp.</i>              | 7±10  | 14±38 | 5±15   | 115±225 | 168±234 |
| ナカトビケラ科の一種      | <i>Rhyacophilidae</i>              | 4±9   | 6±11  | -      | -       | 15±42   |
| ニンキョウトビケラ       | <i>Goera japonica</i>              | -     | 12±21 | 21±44  | -       | -       |
| ヒゲナガカワトビケラ      | <i>Stenopsyche marmorata</i>       | -     | 4±12  | 17±35  | 114±88  | 87±71   |
| ヒメトビケラ科の一種      | <i>Hydroptilidae</i>               | -     | -     | -      | 48±81   | 26±59   |
| ヤマトビケラ科の一種      | <i>Glossosoma sp.</i>              | 16±25 | 45±59 | 29±82  | -       | 42±86   |
| <b>カワゲラ目</b>    |                                    |       |       |        |         |         |
| アミメカワゲラ科の一種     | <i>Perlodidae</i>                  | 6±13  | -     | -      | -       | -       |
| アオオシカワゲラ属の一種    | <i>Amphinamura sp.</i>             | -     | -     | 5±14   | -       | -       |
| トリカワゲラ科の一種      | <i>Chloroperlidae</i>              | 4±10  | 3±9   | 9±17   | -       | -       |
| <b>その他</b>      |                                    |       |       |        |         |         |
| ウスバカシノバ属の一種     | <i>Antocha sp.</i>                 | -     | 4±10  | 12±34  | -       | 22±63   |
| ウスバシノバ属の一種      | <i>Dugesia sp.</i>                 | -     | -     | -      | 90±187  | -       |
| カシノ科の一種         | <i>Hydrophilidae</i>               | -     | -     | -      | 39±60   | 7±21    |
| ザイトロムシ          | <i>Zaicevia nitida</i>             | -     | 4±10  | -      | -       | -       |
| ヒメカシノバ亜科の一種     | <i>Limonia sp.</i>                 | -     | 5±13  | 60±120 | 14±25   | 18±33   |
| ヒメカシノバ科の一種      | <i>Elmidae</i>                     | 21±34 | 63±74 | 13±22  | -       | -       |
| ブユ科の一種          | <i>Simuliidae</i>                  | 15±38 | -     | -      | -       | -       |
| ユスリカ科の一種        | <i>Chironomidae</i>                | 24±21 | 59±82 | 69±77  | 38±45   | 72±71   |

比べ種数が少なかった。ダム上下流で個体密度が同程度になった2008年7月には種構成に顕著な差は見られなかったが、その後2008年9月以降ではトビケラ目の個体数増加があり、下流区間での個体密度の増加はトビケラ目の増加によるものといえる。

表-2に調査期間における主要な底生動物群集の個体数密度を示した。調査期間中に上流ではコカゲロウ科の一種、エルモンヒラタカゲロウ、シロタニガワカゲロウ、ヨシノマダラカゲロウ、フタマタマダラカゲロウ、ヤマトビケラ科の一種などが優占した。一方、下流において優占した種はヒゲナガカワトビケラ、オオシマトビケラ、シマトビケラ属の1

種、コガタシマトビケラ属の1種などの濾過食者に分類される造網性トビケラであった。

図-6は底生動物と餌資源の窒素・炭素安定同位体比を示している。上流では底生動物群集の $\delta^{13}\text{C}$ の値は調査期間中ほぼ一定であった。一方、下流では5月(-38.4~-24.6‰)、11月(-29.7~-25.6‰)に対し、7月(-23.9~-15.0‰)、9月(-26.0~-16.3‰)となり7月、9月は $\delta^{13}\text{C}$ の値が増加した。また調査期間における底生動物群集の $\delta^{15}\text{N}$ は上流では-5.3~-1.4‰であるのに対し、下流では1.8~8.6‰であり、上流に比べ下流で値が大きくなった。

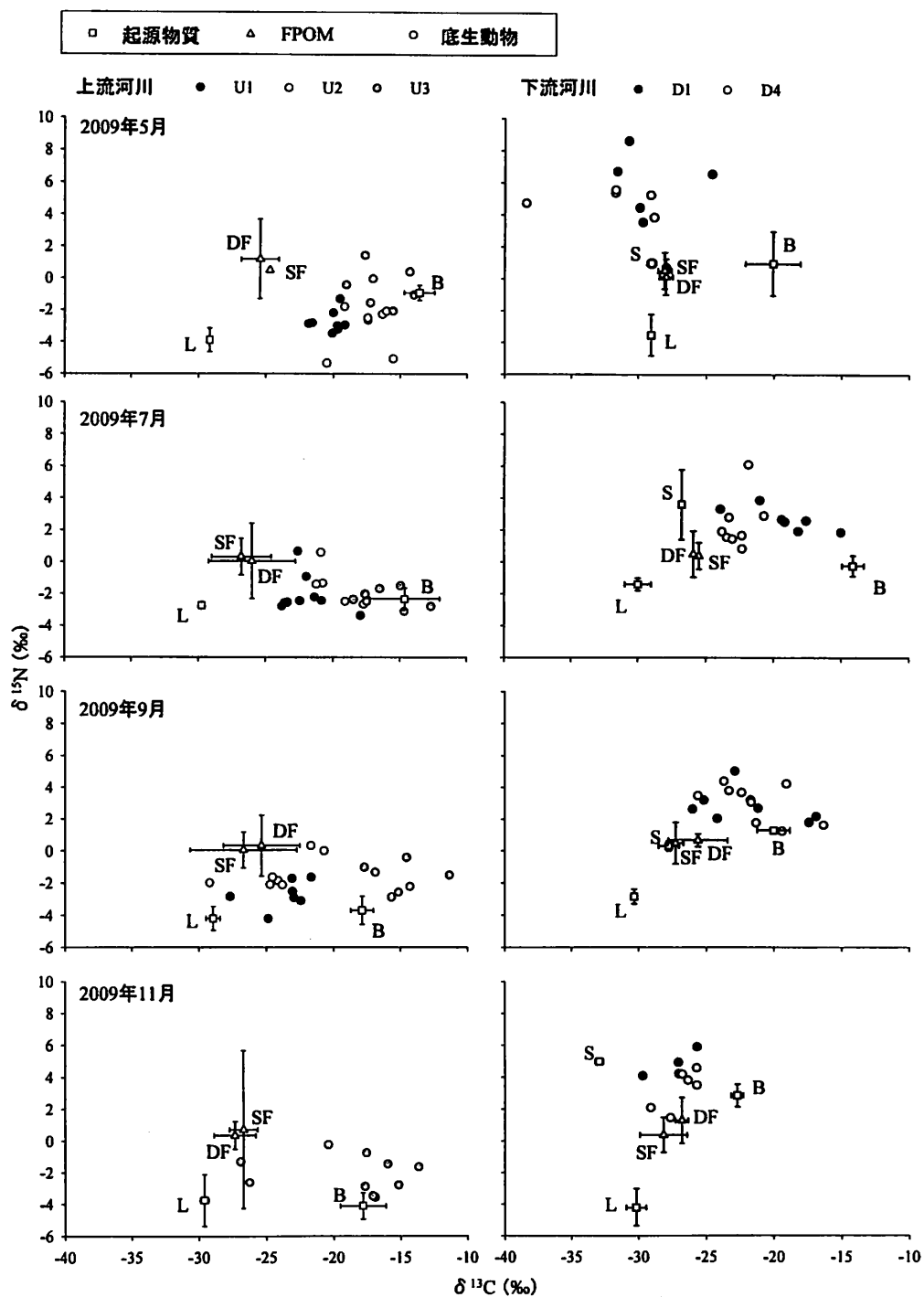


図-6 調査期間における底生動物と主要餌資源の炭素・窒素安定同位体比 (図中の底生動物プロットはそれぞれ分析を行った底生動物種を表す。アルファベットはそれぞれ L: 落葉, B: 河床付着膜, S: ダム湖セストン, SF: 浮遊性 FPOM, DF: 堆積性 FPOM を表し平均値±標準偏差.)

#### 4. 考察

1mm よりも大きい有機物である LPOM および CPOM はダムの下流で濃度が低下していた。またダム湖表層で LPOM・CPOM が見られなかった(図-2)。これらの結果から上流の森林域から供給される LPOM・CPOM がダム湖内で貯留されていることが考えられる。よってダム湖の存在は比較的大きな POM の連続性に影響を与えていることが示された。ただし LPOM に関しては濃度が徐々に増加するような回復過程は認められなかったことから、下流河川のように河道が広い河川では河川上空の開空度が大きくなるため上流にダムが存在しなくても LPOM はこの程度の濃度レベルである可能性がある。浮遊性の CPOM に関しては、下流区間において放流口に近い D1 で自生性有機物の割合が増加した。また流下に伴い他生性有機物の割合が次第に増加した(図-3)。このことからダムの影響が少なくとも下流 2.7km 以上に及ぶこと、下流区間では河畔林からの他生性有機物の流入があることが示唆された。さらに 1mm よりも小さい有機物である FPOM にもダムの影響が確認された。上流の FPOM は 11 月を除き他生性有機物と自生性有機物の間の値を示した(図-4)。このことから上流河川の FPOM は落葉などの他生性有機物と河床付着膜などの自生性有機物の混合物であり、またそのプロットが他生性有機物に近いことから、他生性有機物を起源とする粒子の割合が多いことが示された。それに対して下流河川の FPOM は上流河川のものに比べて濃度が高く、CN 比が低くなった。よって上流河川に比べて水域内で生産される CN 比の低い自生性有機物が卓越し、これがダム湖下流における FPOM 濃度の増加につながっていることが示された。なお炭素安定同位体比の値が季節によって異なることから(図-4)、ダム湖下流の FPOM の組成に影響を持つ自生性有機物は変化することが推測される。例えば 5 月のダム湖下流の炭素安定同位体比はダム湖で生産されるセストンに近くなった。このことから 5 月においてはダム湖で生産される有機物の寄与が大きいと考えられる。また水温の上昇する 7 月や 9 月において下流の FPOM の炭素安定同位体比は 5 月に比べ河床付着膜などに近くなることから、水域で生産される植物性の有機物の寄与が大きくなると考えられる。それに対して 11 月は他の月に比べ CN 比が増加し、プロットが落葉とダム湖セストンの間に位置することから、水温の下がる 11 月はダム湖における内部生産が減少して、ダム湖下流においても他生性有機物を起源とする有機物が増加することが示唆された。また下流区間で浮遊性 FPOM

は流下に伴い CN 比の増加がみられた。この原因として下流区間における落葉などの CN 比の高い他生性有機物が河畔林から供給されていることが考えられる。よって下流区間では CPOM と同様に河畔林が FPOM の組成に影響を与えることが示唆された。堆積性 FPOM については浮遊性 FPOM の季節的な組成変化と対応した変化が確認された。このことから堆積性 FPOM の大部分は上流から供給される浮遊性 FPOM が堆積することで形成されることが示唆された。

底生動物の個体数密度・種数がダム湖下流において 2008 年 5 月に大幅に減少したのは、調査直前に行われた試験放流(最大: 200m<sup>3</sup>/s)の影響と考えられる(図-5)。試験放流により底生動物が洗い流され、調査を行うまでの 1 週間程度では底生動物群集は回復しないことを示している。また時間の経過とともに個体数と種数がダム下流区間で増加したことから試験放流という流量の増加により底生動物は一時的に減少するが、その後はダム下流の環境に適応しやすい造網性トビケラが優占的に増加したものと考えられる。またダム湖下流区間の D2~D4 では放流口に近い D1 に比べ底生動物の種数が増加した(図-5)。これは下流区間での CPOM・FPOM の画分における他生性有機物の流入が原因として考えられる。他生性有機物の流入は餌資源である有機物の多様化をもたらし、底生動物の種数増加の原因となったと考えられる。

以降は底生動物と餌資源である有機物の関係を安定同位体比分析の結果から直接考察する(図-6)。一般に生息場に供給される餌資源を基礎とした食物連鎖網において、栄養段階が 1 つ上がるに伴い  $\delta^{13}\text{C}$  は約 0.8‰、 $\delta^{15}\text{N}$  は約 3.4‰ 上昇する。よって「食う・食われる」の関係による値の変動が小さい  $\delta^{13}\text{C}$  は過去に底生動物が採取した餌資源の種類を、変動が大きい  $\delta^{15}\text{N}$  は食物連鎖網における生物種の位置を反映する<sup>15)</sup>。この性質を利用して底生動物の餌資源を推定する。上流の U1, U2 では落葉と河床付着膜の中間的な  $\delta^{13}\text{C}$  の値が得られた。このことからこれらの地点では河床に堆積した落葉などの他生性有機物や河床礫に付着した河床付着膜を餌資源としていることが考えられる。一方、U3 では U1, U2 に比べ  $\delta^{13}\text{C}$  の値が高く、底生動物と河床付着膜の  $\delta^{13}\text{C}$  はほぼ同じ値であった。よって同じ上流河川であっても U3 においては河床付着膜を栄養構造の基礎としていることが確認された。上流河川において主要な餌資源と考えられる有機物が異なる理由として、U1 と U2 では流路が樹冠に大きく覆われていたため、河川内に供給される落葉量が多いこと、また河川内への日

射量が抑えられるため、U3 に比べ河床付着膜が生育しにくい環境であったことが原因と考えられる。一方、上流に比べ下流の底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  は高くなった。今回想定した餌資源の中ではダム湖セストンや河床付着膜といった自生性有機物の  $\delta^{15}\text{N}$  が高くなったことから、下流区間の底生動物群集は自生性有機物を主要な餌資源としていることが示された。なお  $\delta^{13}\text{C}$  の分析結果からも同様の結果が得られた。また上流では年間を通しての変動が少ないのに対して、下流では 7 月、9 月に底生動物の  $\delta^{13}\text{C}$  が増加した。同様の傾向は下流河川の主要な餌資源と考えられる浮遊性 FPOM、河床付着膜、ダム湖セストンでも観察された。このことからダム湖セストンは下流区間において、浮遊性 FPOM としての流下や河床付着膜を含む河床部への堆積といった様々な経路で下流の底生動物群集の餌資源となっていることが示された。同位体分析を行った種の中では、下流区間で優占していた造網性トビケラの  $\delta^{13}\text{C}$  が最も低くなった。このことから造網性トビケラは他の種に比べ餌資源として  $\delta^{13}\text{C}$  の低いダム湖セストンをより多く利用している可能性が示唆された。本研究で採取されたダム湖セストンは主に動植物プランクトンで構成されており、生物利用性も高いと考えられる。また下流河川における FPOM 濃度の増加は、下流区間の FPOM を餌資源とする生物群集に多くの餌資源を供給することになる。これも下流区間における造網性トビケラの個体密度増加の一因と考えられる。ダム湖による下流河川の底生動物群集への影響として、ダム湖で生産される植物プランクトンが要因として報告される事例は多い<sup>59)</sup>。本研究でもダム湖による有機物動態の変化が底生動物群集の栄養構造に影響を与えることが、安定同位体分析から直接確認された。また、D4 においてもプロットの位置が D1 とほぼ変わらないことから、少なくともダム湖下流 2.7km 以上に底生動物の餌資源としてダム湖有機物の影響があることが示された。これは FPOM や CPOM の濃度・組成が下流区間の流下に伴い変化するのとは対象的であった。

以上からダム湖下流区間での有機物動態はダム湖で生産される有機物の影響を受けていること、またダムによる有機物動態の変化はダム湖下流区間の栄養構造に対しても影響を与え、少なくとも下流 2.7km 以上の底生動物群集構造の決定に寄与していることが示唆された。今後はダム湖の経年に伴う、有機物動態の変化とそれに対応した底生動物の群集構造・栄養構造の変化を調査し、ダムが河川生態系に与える影響を経時的に評価することが必要である。

## 5. おわりに

揖斐川上流域の森林河川を対象として、ダムによる粒状有機物 (POM) 動態の変化を明らかにした上で、その変化に対する底生動物群集の影響を検討した。その結果、ダム湖下流区間では上流に比べ LPOM (粒径 16mm 以上)、CPOM (粒径 1mm~16mm) の濃度が減少し、FPOM (粒径 1 $\mu\text{m}$ ~1mm) の濃度が増加した。また下流河川の CPOM、FPOM の組成は上流に比べダム湖セストンや河床付着膜などの自生性有機物の寄与が高まった。

有機物と底生動物を対象とした炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ) 分析の結果、上流の底生動物は落葉や河床付着膜を餌資源としているのに対し、下流においてはダム湖から放流されたダム湖セストンが流下・堆積などの様々な経路で底生動物の餌資源となっていることが示唆された。

運用開始直後というダム湖による一次生産が比較的小さい時期であっても、ダムから供給される有機物は下流の底生動物群集の餌資源となり栄養構造を変化させ、ダム湖下流に生息する底生動物群集の種構成などの群集構造を変化させる一因であることが示された。

今後も経年変化に伴い同様の調査を行うことで、ダムが河川生態系に与える影響を経時的に捉えることが可能であり、有機物フローの観点からダム下流区間の河川環境管理を行うための基礎的な知見が得られると考えられる。

謝辞：本研究はふるさとぎふ再生基金公募事業（岐阜県）の一環として行い、ダム水源地整備センターからの助成、独立行政法人水資源機構からの協力を受けた。また安定同位体比分析に際し、岐阜大学の大塚俊之教授から協力を頂いた。ここに謝意を表す。

## 参考文献

- 1) Allan J. D.: Organic matter in lotic ecosystems, *Stream Ecology*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 259-282, 2000.
- 2) 山本直樹, 渡辺幸三, 草野光, 大村達夫: 炭素・窒素安定同位体分析による河川底生動物群集の栄養構造の解明—宮城県広瀬川流域を例として—, 水環境学会誌, No. 28, pp.385-392, 2005.
- 3) Hall Jr, R. O., Wallace, J. B. and Eggert, S. L.: Organic matter flow in stream flood webs with reduced detrital resource base, *Ecology*, vol. 81, pp. 3445-3463, 2000.

- 4) Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. and Cushing, C. E. : The river continuum concept, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 37, pp. 130-137, 1980.
- 5) Gomi, T., Sidle, R. C. and Richardson, J. S. : Understanding processes and downstream linkages of headwater systems, *BioScience*, Vol. 52, pp. 905-916, 2002.
- 6) 吉村千洋, 谷田一三, 古米弘明, 中島典之 : 河川生態系を支える多様な粒状有機物, 応用生態工学, vol. 9, pp. 85-101, 2006.
- 7) 香川尚徳 : 河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化, 応用生態工学, vol. 2, pp.141-151, 1999.
- 8) 谷田一三, 竹門康弘 : ダムが河川の底生動物へ与える影響, 応用生態工学, Vol. 2, pp. 153-164, 1999.
- 9) 古屋八重子: 吉野川における造網性トビケラの流分布とその密度の年次変化, とくにオオシマトビケラ (昆虫, 毛翅目) の生息域拡大と密度増加について, 陸水学雑誌, Vol. 59, pp. 429-441, 1998.
- 10) 水資源開発公団徳山ダム建設所: 徳山ダム周辺の自然環境, 水資源開発公団, 1999.
- 11) 環境庁 : 第 3 回自然環境保全基礎調査現存植生図, (財) 日本野生生物研究センター, 1988.
- 12) Thomasa, S.C., Malczewski, G: Wood carbon content of tree species in Eastern China: Interspecific variability and the importance of the volatile fraction, *Journal of Environmental Management*, Vol. 85, pp. 659-662, 2007.
- 13) Kaehler, S., E. A. Pakhomov, C. D. Mcquaid, Trophic structure of the marine food web the Prince Edward Islands (Southern Ocean) determined by  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  analysis, *Marine ecology progress series*, 208, 13-20, 2000.
- 14) 日本水道協会, 上水試験方法, pp. 242-243, 2001.
- 15) 永田俊, 宮島利宏編 : 流域環境評価と安定同位体—水循環から生態系まで—, pp.284-297, 京都大学学術出版会, 2008

(2010. 5. 21 受付)

## RELATIONSHIP BETWEEN PARTICULATE ORGANIC MATTER AFFECTED BY A RESERVOIR AND RIVERINE BENTHIC FAUNAL COMMUNITIES

Toshitaka KUZUGUCHI<sup>1</sup>, Chihiro YOSHIMURA<sup>2</sup>, Shinya KOBAYASHI<sup>1</sup>,  
Kayoko HIROOKA<sup>3</sup> and Fusheng LI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Dept. of Civil Engineering, Gifu University

<sup>2</sup>Dept. of Civil Engineering, Tokyo Institute of Technology

<sup>3</sup>River Basin Research Center, Gifu University

The effect of a dam at operative start (the Tokuyama Dam) on particulate organic matter (POM) and benthic faunal communities was investigated in the headwater area of the Ibi River. As the result, relatively large POM fractions ( $D > 1\text{mm}$ ) showed lower concentrations although small fractions ( $1\mu\text{m} - 1\text{mm}$ ) showed higher concentrations in the downstream river section of the dam, compared to the upstream section. Based on stable isotope analyses ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ), major food source for benthos was found to be leaf litters and biofilms in the upstream section; however, in the downstream section, POM produced in the reservoir seemed to be a main food source for benthic fauna. These results suggest that the reservoir affects riverine benthic faunal community and food web via the shift of POM supply both in concentration and chemical quality.