

# 炭素・窒素安定同位体比からみた河川底生動物 群集に及ぼす栄養塩負荷の影響評価

高橋 真司<sup>1</sup>・菊池 凜<sup>2</sup>・笹本 誠<sup>3</sup>・石川 奈緒<sup>4</sup>・伊藤 歩<sup>5</sup>

<sup>1</sup>正会員 東北大学工学部工学研究科 (〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉 6-6-11)  
E-mail: shinji.takahashi.a4@tohoku.ac.jp (Corresponding Author)

<sup>2</sup>学生会員 岩手大学理工学部システム創成工学研究科社会基盤・環境コース (〒020-8551 岩手県盛岡市上田 4-3-5)

<sup>3</sup>非会員 岩手大学技術職員 技術部 (〒020-8551 岩手県盛岡市上田 4-3-5)

<sup>4</sup>正会員 岩手大学准教授 理工学部システム創成工学研究科社会基盤・環境コース (〒020-8551 岩手県盛岡市上田 4-3-5)

<sup>5</sup>正会員 岩手大学教授 理工学部システム創成工学研究科社会基盤・環境コース (〒020-8551 岩手県盛岡市上田 4-3-5)

本研究では農畜産業が盛んな岩手県軽米地域を流れる雪谷川と瀬月内川を対象に底生動物と有機物の炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ) を用いて、流域内の人為的な栄養塩負荷が河川生態系に及ぼす影響を評価した。 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ の結果から、瀬月内川上流を除く地点で人為的な栄養塩負荷の影響が推察された。 $\delta^{13}\text{C}$ による餌起源推定の結果、付着藻類が底生動物の主な餌資源として利用され、付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ と各摂食機能群の $\delta^{15}\text{N}$ との関係から、調査河川では付着藻類を基盤とする食物網が構築されていることが示唆された。したがって、人為的な栄養塩負荷の影響は付着藻類や付着藻類由来の微粒状有機物を介して底生動物へ伝播し、この影響はダム湖の富栄養化を介してダム下流まで波及していることが推察された。

**Key Words:** Nutrient loading, Macroinvertebrates, Carbon and nitrogen stable isotope ratio, Attached-algae, River ecosystem

## 1. 背景

河川の水質は、集水域の地形特性や気候条件、人為的な土地利用とそれに関わる人間活動等の複数の要因を反映している<sup>1)</sup>。特に集水域内の土地利用や人為的な活動は、河川中の栄養塩濃度を増加させる要因の一つとなっている<sup>2)~4)</sup>。土地利用と河川の水質には有意な相関があり、農用地や不透水性の高い都市部の比率が高い流域では窒素及びリン濃度が増加し、また、斜面に位置する農地割合が高いほど河川中の大腸菌群数が増加する傾向が報告されている<sup>2)~3)</sup>。河川水中の栄養塩濃度の変化は一次生産者である付着藻類量や種多様度を変化させることから<sup>4)~6)</sup>、藻類を利用する河川底生動物の群集組成へも影響が波及することが予想される。三宅ら<sup>7)</sup>は藻類生産力の増加が底生動物の刈取食者の種数及び現存量の増加に寄与していることに言及している。したがって、人為的影響により栄養塩濃度が増加した場合、餌資源となる有機

物を介して一次消費者である底生動物の食物網に対しても影響が及んでいる可能性がある。

炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ) による食物網解析は、同化作用による同位体分別の変化を仮定して<sup>8)</sup>、<sup>9)</sup>、底生動物の潜在的な栄養起源を推定するために広く用いられている手法である<sup>10)~11)</sup>。河川生態系における主な栄養起源は自生性有機物 (付着藻類) と他生性有機物 (例えば、落葉) であり、これらは、異なる光合成機構及び代謝機構のため同位体比が異なることが知られている<sup>12)</sup>。 $\delta^{13}\text{C}$ は有機物の起源をトレースでき、底生動物の餌資源の推定に用いられている<sup>13)</sup>。 $\delta^{15}\text{N}$ は人為的な窒素負荷の診断に用いられる。農地に使用される化学肥料の $\delta^{15}\text{N}$ は-6~+6‰であるが、生活排水や畜産排水由来の $\delta^{15}\text{N}$ は+20‰以上となることも報告されており<sup>14)~17)</sup>、畜産排水が河川へ流出した場合、河川中の有機物に含まれる $\delta^{15}\text{N}$ の値が上昇する可能性がある。

岩手県北部を流れる雪谷川と瀬月内川は二級河川であ

る新井田川の支流であり、両河川は下流側で合流し世増ダム貯水池に流れ込む(図-1)<sup>18)</sup>。二河川が流れる岩手県軽米地域は農畜産業が盛んであり、流域内に多数の田畑や畜舎が存在している。岩手県の報告によると、本流域の窒素負荷割合は畜産系が64%を占めており、畜産排水が栄養塩類の主要な負荷源となっている<sup>18)</sup>。畜産排水の流入による栄養塩負荷は、自生性有機物である付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ に影響を及ぼし、さらに付着藻類を摂餌する底生動物にも影響が伝播していくことが予想される。畜産排水等の人為的な栄養塩負荷が河川内の有機物や底生動物に及ぼす影響を明らかにすることは、河川生態系の保全を考慮した河川管理に寄与すると考えられる。

以上の背景より、本研究は畜産排水など人為的な栄養塩負荷が懸念される雪谷川及び瀬月内川のそれぞれ上・下流地点及び2河川が流入する世増ダム直下地点の計5地点において、底生動物とその餌資源となる有機物の調査を行い、採取したサンプルの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ を測定した。そして得られた $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ に基づいて、「畜産排水由来の栄養塩負荷によって付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ が上昇し、その付着藻類が剥離・分解して付着藻類由来の微粒状有機物(fine particulate organic matter: FPOM)が生産される」という仮説と「人為的な栄養塩負荷を受けた付着藻類とFPOMが底生動物に利用され、底生動物の $\delta^{15}\text{N}$ も上昇する」という2つの仮説を検証し、人為的な栄養塩負荷の影響が食物連鎖プロセスを介して消費者(底生動物)まで伝播しているかを評価することを目的とした。

## 2. 調査地点及び方法

### (1) 調査地点

調査河川は、岩手県北端を流れる雪谷川及び瀬月内川と両河川が流れ込む世増ダムの下流河川とした(図-1)。調査地点は、ダム上流の両河川に2地点ずつ(上流・下流)とダム直下1地点の計5地点に設定した。貯水池流入地点までの距離は雪谷川上流・下流ではそれぞれ15km及び7km、瀬月内川上流・下流では30km及び10km地点とした。また、雪谷川の上・下流間には小規模な下水処理場が設けられている。ダム直下地点は、ダム放流口から0.3km下流の地点とし、ダム放流水を直接受容する地点に設定した。

### (2) 調査方法

現地調査は、2020年6月24日、9月9日、11月25日の計3回実施した。但し、現地調査時の流量規模が大きかったため(図-2)、6月のダム下流地点では生物調査が、9月の雪谷川下流地点では全ての調査が実施できなかった。各調査地点で物理環境及び水質の現地測定を行い、同地点で採水、有機物採取及び底生動物の定量調査

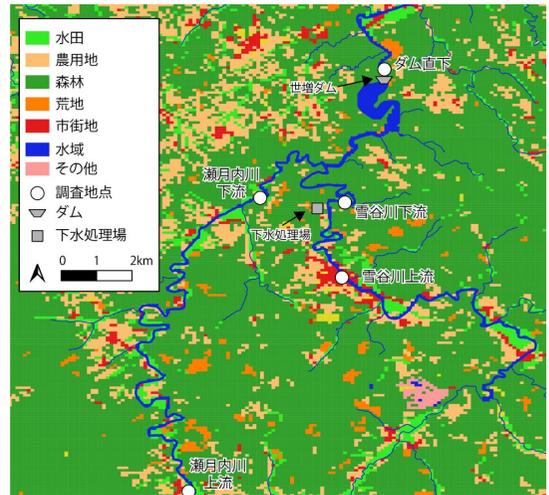


図-1 調査地点と流域の土地利用マップ。土地利用は国土数値情報の土地利用3次メッシュデータ(2016年)に基づく。畜産業は農用地に含まれる。

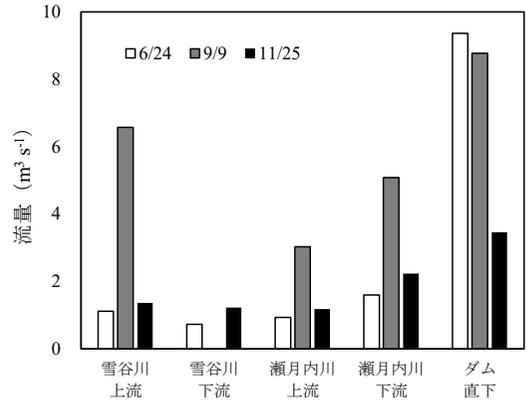


図-2 各調査時の流量データ。但し、9月調査における雪谷川下流の流量データは調査不可であったため欠損。

を実施した。

#### a) 物理環境

各地点で河川横断方向に巻尺を配置し、水面幅を計測するとともに河岸から1m毎に水深を測定し、2m毎に6割水深での流速を測定した。各流路断面の流量を積算することで調査地点の流量を算出した。

#### b) 水質環境

水温、pH、ECは水質メーターを用いて現地で計測した。採取した水試料を保冷したまま実験室に持ち帰り、DO、BOD、TOC、SS、強熱減量(AFDM)、全窒素(T-N)、全リン(T-P)、アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)、亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N)、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N)及びリン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P)を測定した。分析方法は河川水質試験法<sup>19)</sup>に準拠した。

表-1 各調査地点の水質の平均値 (Mean±SD)

Site	pH	水温 (°C)	DO (mg L <sup>-1</sup> )	BOD (mg L <sup>-1</sup> )	TOC (mg L <sup>-1</sup> )	SS (mg L <sup>-1</sup> )	AFDM (mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	T-N (mg L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> -P (mg L <sup>-1</sup> )	T-P (mg L <sup>-1</sup> )
雪谷川 上流	7.9±0.5	16.2±6.6	10.3±2.0	1.4±0.3	2.4±0.5	5.0±2.9	2.0±0.5	0.07±0.02	0.02±0.01	0.7±0.3	1.0±0.1	0.08±0.02	0.12±0.05
雪谷川 下流	8.6±0.7	14.4±7.5	12.5±2.0	1.9±0.6	2.7±0.2	3.2±2.1	1.6±0.6	0.09±0.01	0.03±0.02	1.0±0.2	1.3±0.4	0.07±0.001	0.12±0.02
瀬月内川 上流	7.1±0.5	18.1±7.3	9.7±2.1	2.0±0.1	3.0±0.5	5.9±3.3	2.3±0.9	0.14±0.13	0.03±0.003	0.9±0.1	1.5±0.4	0.14±0.07	0.21±0.12
瀬月内川 下流	7.5±0.6	16.7±7.8	9.6±3.3	2.0±0.6	2.5±0.3	3.7±2.3	1.8±0.5	0.06±0.03	0.03±0.01	1.0±0.2	1.5±0.3	0.11±0.06	0.18±0.12
ダム直下	7.3±0.2	16.4±5.4	8.7±1.8	2.0±0.5	2.2±0.3	2.8±1.4	1.4±0.4	0.07±0.03	0.02±0.01	0.8±0.2	1.4±0.3	0.04±0.03	0.08±0.04

### c) 有機物現存量

本研究では底生動物の餌資源と想定される有機物として付着藻類、陸上植物、浮遊微粒状有機物 (suspended FPOM: SFPOM) 及び堆積 FPOM (benthic FPOM: BFPOM) を設定した。これらの有機物は河川生態系食物網の中で一次生産者に位置づけられる。付着藻類と陸上植物は河川生態系食物網の基盤となる起源物質であり、SFPOM 及び BFPOM は付着藻類、陸上植物の他に生物遺骸、土壌有機物及び溶解有機物等を含む多様な粒状有機物によって構成される<sup>20)</sup>。また、ダム下流では、ダム湖で生産された植物プランクトンが SFPOM に含まれてくる<sup>20)</sup>。これらの有機物は底生動物の餌資源として利用され、有機物の  $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$  が摂餌した底生動物に反映される。各有機物の試料採取は現存量用と安定同位体比用に分けて行った。付着藻類は、河床に堆積している長径 15~30 cm 程度の礫上にゴム製の型枠 (枠サイズ: 5 cm×5 cm) 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、超純水に懸濁させ Whatman GF/F で 20 mL 程度濾過して、濾紙上に残った物質を分析用試料とした。陸上植物は河岸に堆積している落ち葉や河岸植物を採取した。SFPOM は河川水を 1~3 L 採取し、それを実験室に持ち帰り、メッシュサイズ 1 mm のふるいを通過した試料水を Whatman GF/F で濾過し、濾紙上に残った物質を分析用試料とした。BFPOM はプラスチック製の筒 (直径 0.25 m, 筒高 0.5 m) の筒口を河床に密着させる様に設置し、筒内の河床を攪拌して堆積物を筒内の水に浮遊させて、その懸濁水を採取した。その後、実験室で SFPOM と同様の作業を行った。各有機物サンプルは乾燥後、電気炉にて 450°C で 2 時間加熱し、AFDM を求め各々の現存量とした。炭素・窒素安定同位体比用の試料は、前処理まで 30°C で冷凍保存した。

### d) 底生動物群集

底生動物はコドラート付サーバーネット (25 cm×25 cm, メッシュサイズ 250 μm) を用いて、各調査地点の早瀬で採取を行った。採取した底生動物は、99.5% エタノール

を用いて現地で固定し、実験室へ持ち帰って保存した。その後、実顕微鏡を用いて種あるいは属レベルまで同定を行い、地点ごとに種数、個体数及び多様度指数 (Shannon-wiener index: H') を求めた。同定後、Merrit & Cummins<sup>22)</sup> や竹門<sup>23)</sup> に基づき、摂食機能群 (濾過食者、採集食者、刈取食者、破碎食者、捕食者) 及び生活型 (造網型、固着型、掘潜型、遊泳型、匍匐型) に基づいて群集を分類した。摂食機能群は利用する主な餌資源とその採餌方法によって分類されたグループである。濾過食者は礫間に張った網で SFPOM を捕捉し、濾し取って摂餌し、採集食者は河床に堆積した BFPOM を掻き集めて摂餌する。刈取食者は付着藻類を剥ぎ取って摂餌し、破碎食者は主に落ち葉などを噛み砕いて摂餌する。そして、捕食者は他の底生動物等を摂餌するグループとなる。生活型は利用する生息場や移動形態に着目して分類されたグループである。また、各地点で定性調査も行い、炭素・窒素安定同位体比分析用の生物試料も採取した。

### e) 炭素・窒素安定同位体比

河川内の食物網を推定する方法の一つとして炭素・窒素安定同位体比の活用が挙げられる。安定同位体比分析に供する有機物試料及び底生動物試料は、1 mol L<sup>-1</sup> 塩酸を用いて酸処理を行い、無機炭酸を除去した後、凍結乾燥機で乾燥させた<sup>20)</sup>。すべての試料は、凍結乾燥後、粉碎し粉状にした。各試料 1~2 mg をスズカプセルに封入し、分析試料を作成した。炭素・窒素安定同位体比 ( $\delta^{13}\text{C} = {}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N} = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$ ) は、元素分析装置 (Thermo Scientific 社製 FlashEA1112) と質量分析計 (FinniganMAT 社製 DELTA 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測定した。 $\delta^{13}\text{C}$  及び  $\delta^{15}\text{N}$  は以下の式から算出した。

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = \left\{ \left( \frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right\} \times 10^3 \quad (1)$$

ここで、 $R_{\text{sample}}$  は、測定試料の  ${}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$  または  ${}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$ ,  $R_{\text{standard}}$  は、標準試料の  ${}^{13}\text{C} / {}^{12}\text{C}$  または  ${}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$  である。標準試料は炭素が PDB (Belemnite from the Pee Dee formation), 窒素が大気中の窒素である。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

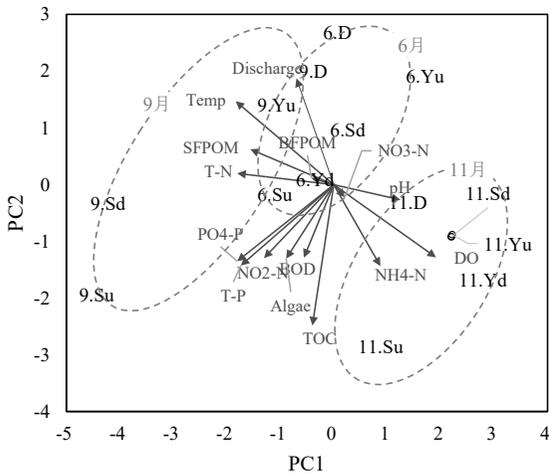


図-3 流量、水質及び有機物量に基づく主成分分析結果。灰色の破線は調査月別の調査地点を示している。

6, 9, 11.: 各調査月, Y: 雪谷川, S: 瀬月内川, D: ダム直下

0.1%であった。δ<sup>13</sup>Cは底生動物の餌資源の推定に用いた。餌資源の起源物質を付着藻類と陸上植物の2種類とし、以下の2起源混合モデルを用いて寄与率の推定を行った<sup>13)</sup>。

$$f(\%) = \frac{\{\delta^{13}\text{C}_{\text{底生動物}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{付着藻類}}\}}{\{\delta^{13}\text{C}_{\text{陸上植物}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{付着藻類}}\}} \times 100 \quad (2)$$

ここで、 $f$ は底生動物に対する付着藻類の寄与率(%)、 $\delta^{13}\text{C}_{\text{底生動物}}$ は各底生動物種の $\delta^{13}\text{C}$ であり、 $\delta^{13}\text{C}_{\text{付着藻類}}$ と $\delta^{13}\text{C}_{\text{陸上植物}}$ は、それぞれ付着藻類の $\delta^{13}\text{C}$ と陸上植物の $\delta^{13}\text{C}$ を表す。もし、 $f$ が0未満となった場合は、 $f=0$ とし、 $f$ が100を超えた場合は、 $f=100$ とした。δ<sup>15</sup>Nは底生動物の栄養段階の推定と農用地や生活排水の流入等の人為的な栄養塩負荷度の評価に活用した。食物網において、栄養段階が一段階上昇すると増加するδ<sup>13</sup>C及びδ<sup>15</sup>Nの値(濃縮係数)はそれぞれ0.4‰<sup>24)</sup>、3.4‰<sup>25)26)</sup>と仮定した。

### (3) データ解析

物理環境、水質及び底生動物の群集組成の地点間比較をするために各測定項目について一元配置分散分析(one-way ANOVA)を行った。分散分析により有意差が認められた場合、Tukey-Kramer testによる多重比較を行った。ダム上・下流間の底生動物の群集構造、各河川の上下流間における有機物のδ<sup>13</sup>C及びδ<sup>15</sup>Nの平均値はt testで検定した。また、調査地間の水質や有機物組成の特徴を明らかにするために主成分分析(principal component analysis: PCA)を行った。なお、項目毎のデータを標準化してからPCAを行った。

各地点における底生動物への栄養塩負荷の影響を評価するために、各種有機物と底生動物のδ<sup>15</sup>Nとの関係を単

表-2 底生動物の群集構造変数の平均値

Site	分類群数	個体数	H'
雪谷川上流	19.3±7.4	190±142	3.2±0.5
雪谷川下流	21.0±2.0	172±70	3.8±0.1
瀬月内川上流	21.0±4.1	656±187	2.6±0.2
瀬月内川下流	21.0±4.3	199±124	3.4±0.4
ダム直下	12.5±1.5	601±186	1.4±0.3

回帰解析した。また生活排水や畜産排水のδ<sup>15</sup>Nが高いという特徴に基づき、底生動物の摂食機能群及び生活型分類群に対する栄養塩負荷影響の違いを評価した。全ての統計解析は、R version 4.0.2を用いて行った。

## 3. 結果

### (1) 調査地点間の水質の比較

全3回の調査における各調査地点の水質の結果を表-1にまとめた。すべての項目において調査地点間に有意差は認められなかった(one-way ANOVA,  $p > 0.05$ ) (表-1)。各地点のpHの平均値は7.1~8.6の範囲で推移した。水温は季節的な変動が大きく、平均値で14.4~18.1°Cで推移し、全ての地点で標準偏差が大きかった。DOの平均値は8.7~12.5 mg L<sup>-1</sup>で推移し、BODの平均値は1.4~2.0 mg L<sup>-1</sup>で推移した。TOCの平均値は2.2~3.0 mg L<sup>-1</sup>の範囲を推移した。河川水中の懸濁物の指標であるSS及びAFDMの平均値はそれぞれ2.8~5.9 mg L<sup>-1</sup>、1.4~2.3 mg L<sup>-1</sup>の範囲で推移し、SS中の有機物割合は38~49%を示した。T-Nは1.0~1.5 mg L<sup>-1</sup>の範囲で推移し、全地点でT-Nの6割以上をNO<sub>3</sub>-Nが占めていた。T-Pの濃度範囲は0.08~0.21 mg L<sup>-1</sup>の範囲で推移し、全地点でT-Pの5割以上をPO<sub>4</sub>-Pが占めていた。

### (2) 調査地点における栄養塩類及び有機物環境の特徴

調査地点毎の水質、栄養塩濃度及び有機物環境の関係を整理するために各調査における測定値に基づいてPCAを行った(図-3)。第1主成分(PC1)の寄与率は46%、第2主成分(PC2)の寄与率は17%で両成分により全変動の63%が説明された。PC1はT-N、PO<sub>4</sub>-P及びT-Pが大きな負の因子負荷量を示し、DOが正の因子負荷量を示した。一方、PC2はTOC、BODが負の因子負荷量を示し、流量が正の値を示した。PC1は総合的な栄養塩類濃度の大きさを表し、PC2は有機物濃度の大きさを表した。総合的な栄養塩濃度は9月調査で高く11月調査で低くなる傾向が認められた。但し、NH<sub>4</sub>-Nは11月調査で高まる傾向が認められた。

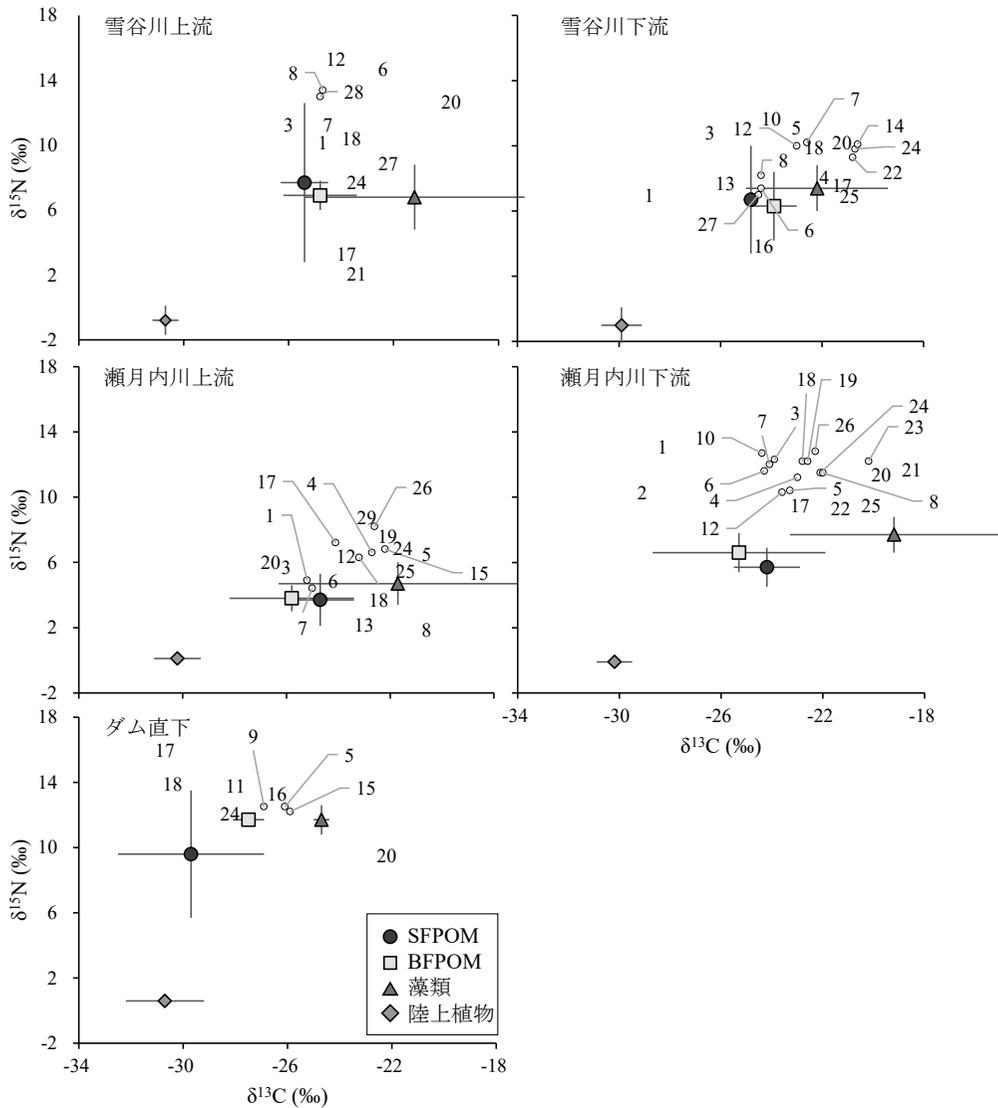


図4 全調査の平均値に基づく有機物 (Mean ± SD) 及び底生動物 (Mean) の炭素・窒素安定同位体比。グラフ内の数字は底生動物の種を表し、各種名には摂食機能群と生活型分類も併記した。SFPOM：浮遊微粒状有機物，BFPOM：堆積微粒上有機物。摂食機能群，FF：濾過食者，SC：刈取食者，CG：採集食者，PR：捕食者。生活型，NS：造網型，CR：匍匐型，BR：掘潜型，AT：固着型，SW：遊泳型。1. *Baetis* sp. (SC-SW), 2. *Ecdyonurus* sp. (SC-CR), 3. *Epeorus latifolium* (SC-CR), 4. *Isonychia japonica* (FF-SW), 5. *Ephemera strigata* (FF-BR), 6. *Drunella ishiyamana* (PR-CR), 7. *Ephemerella atagosana* (CG-CR), 8. *Uracanthella punctisetata* (CG-CR), 9. *Onychogomphus viridicosta* (PR-BR), 10. *Neoperla* sp. (PR-CR), 11. *Polycentropodidae* sp. (PR-SW), 12. *Stenopsyche marmorata* (FF-NS), 13. *Glossomatidae* sp. (SC-CR), 14. *Rhyacophila impar* (PR-SW), 15. *Rhyacophila nigrocephala* (PR-SW), 16. *Rhyacophilidae* sp. (PR-SW), 17. *Cheumatopsyche brevilineata* (FF-NS), 18. *Hydropsyche orientalis* (FF-NS), 19. *Tipulidae* sp. (SC-BR), 20. *Antocha* sp. (FF-NS), 21. *Ceratopogonidae* sp. (PR-BR), 22. *Brillia* sp. (CG-BR), 23. *Conchapelopia* sp. (CG-BR), 24. *Chironomidae* sp. (CG-BR), 25. *Simulium japonicum* (FF-AT), 26. *Athericidae* sp. (PR-CR), 27. *Mataeopsephus japonicus* (SC-CR), 28. *Psephenidae* sp. (SC-CR), 29. *Tricladida* (PR-CR).

### (3) 底生動物の群集構造

全3回の調査で採取された底生動物の分類群は73分類，総個体数は4,717個体であった。主な分類群は，カ

ゲロウ目 (*Ephemeroptera*) 32分類，トビケラ目 (*Trichoptera*) 20分類，ハエ目 (*Diptera*) 10分類だった。個体数密度が高かった種は，ホソバマダラカゲロウ

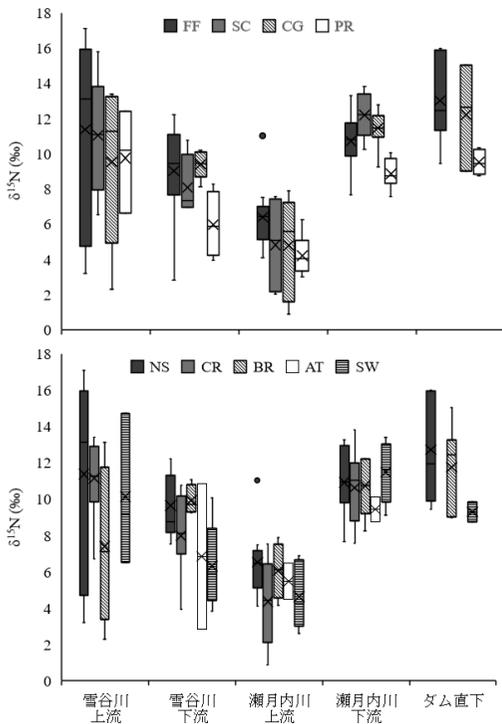


図5 底生動物の各摂食機能群 (上) 及び生活型 (下) の  $\delta^{15}\text{N}$ . ボックス内の横断線は中央値,  $\times$  は平均値を表す. FF: 濾過食者, SC: 刈取食者, CG: 採集食者, PR: 捕食者, NS: 造網型, CR: 匍匐型, BR: 掘潜型, AT: 固着型, SW: 遊泳型.

(*Ephemera atagosana*), アカマダラカゲロウ (*Uranicantella punctisetae*), ウルマーシマトビケラ (*Hydropsyche orientalis*), コガタシマトビケラ (*Cheumatopsyche brevilineata*), ヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*), エルモンヒラタカゲロウ (*Epeorus latifolium*), ユスリカ科 (*Chironomidae sp.*) であった.

平均分類群数は, ダム上流地点群 (mean = 20.6 分類) がダム下流地点 (12.5 分類) より有意に高かった ( $t$  test,  $p < 0.01$ ) (表-2). コガタシマトビケラやユスリカ科が高密度で出現した瀬月内川上流とダム下流で個体数密度が高かったが, 地点間に有意差はなかった (Tukery-Kramert test,  $p > 0.05$ ). 種の多様度を示す  $H'$  はダム下流地点よりダム上流地点群が有意に高かった (Tukery-Kramert test,  $p < 0.05$ ).

#### (4) 炭素・窒素安定同位体比による栄養塩負荷の推定

調査で採取した有機物 (SFPOM, BFPOM, 付着藻類, 及び陸上植物) と各調査地点で数多く出現した主要な 29 分類の底生動物を対象として炭素・窒素安定同位体比を測定した (図-4). 付着藻類と陸上植物の平均  $\delta^{15}\text{N}$

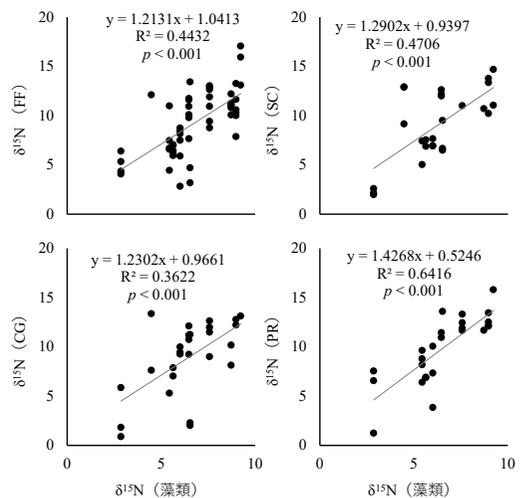


図6 付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  と各摂食機能群との単回帰分析結果. 図中に回帰直線, 決定係数 ( $R^2$ ) 及び  $p$  値を示す. FF: 濾過食者, SC: 刈取食者, CG: 採集食者, PR: 捕食者.

は, それぞれ  $-21.5 \pm 4.1\text{‰}$ ,  $-30.3 \pm 0.9\text{‰}$  を示し, 付着藻類が有意に高かった ( $t$  test,  $p < 0.01$ ). また, 異なる起源物質の混合物である SFPOM 及び BFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  は, 付着藻類と陸上植物の範囲内に内包されていた. 付着藻類と陸上植物の平均  $\delta^{15}\text{N}$  は,  $7.3 \pm 2.5\text{‰}$ ,  $-0.2 \pm 0.8\text{‰}$  を示し, 付着藻類が有意に高かった ( $t$  test,  $p < 0.01$ ). SFPOM 及び BFPOM の平均  $\delta^{15}\text{N}$  はダム下流でそれぞれ  $8.1 \pm 3.8\text{‰}$ ,  $11.6 \pm 0.1\text{‰}$  と最も高い値を示し, 瀬月内川上流で  $3.7 \pm 1.6\text{‰}$ ,  $3.7 \pm 0.7\text{‰}$  と最も低い値を示した. また, 各河川の上下流間に着目すると瀬月内川では付着藻類, SFPOM 及び BFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  は上流より下流で高かった (それぞれ,  $t$  test,  $p < 0.05$ ) (図-4).

底生動物の餌利用を評価するために  $\delta^{15}\text{N}$  に基づいた 2 起源混合モデルを用いて付着藻類と陸上植物の餌資源寄与率を推定した. 但し, ダム直下ではダム湖で生産された有機物が新たな餌資源として供給される可能性があり<sup>27)</sup>, その場合餌起源が 3 種類となることから本解析からは除外した. ダム上流地点に生息する底生動物群集全体の藻類寄与率は  $71 \pm 28\%$  であり, 藻類寄与率が優占していた.

栄養塩負荷の影響を評価するために底生動物群集の摂食機能群と生活型に着目して地点毎に  $\delta^{15}\text{N}$  を比較した (図-5). 但し, 捕食者 (PR) に分類された生物群は栄養段階が他の生物群より一段階以上高いことが想定される. 本研究では捕食者を二次消費者のみと仮定し, 濃縮係数  $3.4\text{‰}$  を測定値から減じて評価・解析を行った. 摂食機能群別の  $\delta^{15}\text{N}$  に着目すると, 雪谷川上流では, 全ての摂食機能群で値のばらつきが大きかったものの濾過食

者 (FF) と刈取食者 (SC) の平均値は 10‰以上を示した。雪谷川下流では、捕食者の平均値は 6‰を示し、その他の分類群は 10‰前後に集中した。瀬月内川上流は全調査地点の中で最も低水準の  $\delta^{15}\text{N}$  を示した。一方、瀬月内川下流は雪谷川上・下流地点と同等の水準であり、地点内では刈取食者の平均値が 12‰と高い水準であった。ダム下流地点は、濾過食者及び採集食者ともに平均値が 12‰以上であった。生活型分類では、造網型が各地点において高い  $\delta^{15}\text{N}$  を示した。また、調査時期によっては雪谷川上流の掘潜型 (BR) (6 月調査時のユスリカ科: 2.3‰) や雪谷川下流及び瀬月内川下流の固着型 (AT) (それぞれ 6 月調査時のアシマダラブユ (*Simulium japonicum*): 2.8‰, 11 月調査時のアシマダラブユ: 8.8‰) は各地点内で低い水準を示した。

調査河川における底生動物の窒素源を推定するために、餌資源となる各種有機物 (SFPOM, BFPOM, 付着藻類, 陸上植物) と摂食機能群別の底生動物との関係を単回帰分析により評価した。単回帰分析の結果、全ての摂食機能群は付着藻類との間に最も高い決定係数を有し、それぞれ有意な関係が見られた (図-5)。

#### 4. 考察

河川水中の栄養塩濃度は地点間で有意差は認められなかったが、底生動物群集とその餌資源となる各有機物の  $\delta^{15}\text{N}$  について地点間で特徴が見られ、瀬月内川では流下に伴い各有機物の  $\delta^{15}\text{N}$  が有意に上昇する傾向が確認された。それに合わせて底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  も上昇する傾向が見られた (図-4, 図-5)。生活排水や農用地由来の  $\delta^{15}\text{N}$  は +5‰以上を示すことから<sup>19)</sup>、瀬月内川上・下流間に生活排水や農用地由来の窒素負荷源が存在し、下流地点の有機物の  $\delta^{15}\text{N}$  を高めたことが示唆された。負荷源から流域へ窒素成分が流入する場合、その多くは  $\text{NO}_3\text{-N}$  等の溶存無機態窒素であり、それらを付着藻類が同化することで溶存無機態窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  が付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  に反映されると考えられる。そして、河川内で付着藻類が剥離・分解されることで FPOM が生産され、付着藻類由来の FPOM が SFPOM や BFPOM の一部を担っていたと推察された。また、全地点において SFPOM 及び BFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  は付着藻類と同等の水準を示したことが上記考察を支持した。瀬月内川周辺の土地利用は、水田、農用地 (畜産含む) 及び市街地となっており (図-1)、現時点では負荷源の特定は困難であるものの、今後、安定同位体比の他に重金属類や家畜に使用される抗菌性物質をマーカーとして用いることで負荷源の位置または範囲を推定できる可能性がある。

瀬月内川上流では摂食機能群及び生活型に関わらず底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  も低く、人為的な栄養塩負荷の影響が小さ

いと推察された。一方、雪谷川では、有機物及び底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  は、瀬月内川上流よりも高い値を示したことから、雪谷川上流地点よりも上流側から人為的な栄養塩負荷の影響が生じていることが示唆された。捕食者の補正済み  $\delta^{15}\text{N}$  は他の摂食機能群より、相対的に低く、見かけ上、人為的な影響が小さいという結果を示した (図-5上)。しかしながら、捕食者は、他の底生動物等の生物個体のみを摂餌しているわけではなく、植物組織やデトリタスも摂餌することがある<sup>29)</sup>。この場合、餌資源の同化による  $\delta^{15}\text{N}$  の上昇の基準値が一次消費者よりも低い値となり、捕食者の栄養塩負荷の影響を過小評価した可能性がある。また、濃縮係数そのものが 3.4‰を下回っていた可能性もある。本研究で仮定した濃縮係数の値はあくまで多様な生物の濃縮係数の平均値であるため<sup>29)</sup>、捕食者の栄養塩負荷の影響を複数の要因で過小評価してしまった可能性が高い。一方で、捕食者は二次消費者ではなく三次以上の高次消費者だった可能性もある。本研究のデータのみでは高次消費者であるか否かを判断することは出来ないが、今後  $\delta^{15}\text{N}$  による栄養段階を考慮した解析を行う上では考慮する必要がある。そして、捕食者に対する栄養塩負荷の影響を正確に評価するためには、捕食者の種毎に濃縮係数を推定することが重要であると考えられる。

ダム湖における富栄養化はプランクトンの増殖を引き起こし、下流河川への FPOM の供給量を増加させる<sup>27)</sup>。さらに、ダム湖で生産された植物プランクトンはダム湖中の溶存無機炭素成分の影響や光合成過程で生じる同位体分別の影響で  $\delta^{13}\text{C}$  が低くなる<sup>29)</sup>。また、人為的窒素負荷の影響を受けた窒素成分の流入や富栄養環境下におけるアンモニアの揮発や脱窒による同位体分別の影響で溶存態窒素の  $\delta^{15}\text{N}$  は高くなる<sup>30,31)</sup>。したがって、ダムプランクトンを含むダム放流水を受容するダム下流では、上流河川の SFPOM とは異なる安定同位体比を有する傾向にある<sup>27,32)</sup>。世増ダム直下地点では、上流地点よりも SFPOM の  $\delta^{13}\text{C}$  は低く、 $\delta^{15}\text{N}$  が高くなり (図-4 左下)、ダム湖で生産された有機物 (プランクトン等) が流入してきていることが示唆された。また、SFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  の上昇はダム湖内における富栄養化の進行を示唆している。ダム直下における SFPOM の質的变化は、造網型トビケラであるコガタシマトビケラやウルマーシマトビケラの個体数密度の増加をもたらす、種多様性の低下を引き起こした要因の一つと考えられる。さらに SFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  に応答して造網型トビケラ類の  $\delta^{15}\text{N}$  も高まったと考えられる (図-4 左下)。ダム直下地点における底生動物の群集構造の偏りや食物網への影響は、上流河川に対する人為的な栄養塩負荷がダム湖を経由してダム下流まで波及していることを示唆している。将来的にダム上流河川において人為的な栄養塩負荷が低減しダム湖内の富栄養化

が抑制された場合、ダム下流の SFPOM の構成成分が変化し、底生動物の種多様性の回復に繋がる可能性がある。

底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  は、摂食機能群に関わらず付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  に応答していた (図-6)。 $\delta^{13}\text{C}$  に基づく餌起源推定の結果からも、群集全体の付着藻類寄与率の平均値が 70% を超えたことから、付着藻類が底生動物の餌資源の基盤となっていることが示された。刈取食者は付着藻類を主な餌資源として利用するため付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  に応答することは予想されたが、SFPOM を利用する濾過食者及び BFPOM を利用する採集食者も付着藻類との関係が最も強かった。この結果から、本調査河川内では付着藻類を起点とする物質循環と食物網が構築されていることが示唆された。想定される物質循環プロセスとして、人為的な栄養塩負荷源より供給された溶存態窒素を付着藻類が吸収・同化し、その付着藻類が剥離・分解することで FPOM が生産され、濾過食者や採集食者による付着藻類の利用割合が増加していると考えられる。捕食者に関しては、付着藻類を利用している生物個体の割合が多い場合、付着藻類由来の窒素が捕食者に反映されると考えられる。加えて、付着藻類を直接利用している可能性もあるため付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  と関連していたと推察される。

また、付着藻類と各摂食機能群との関係から得られた  $\delta^{15}\text{N}$  に関する単回帰式は、調査河川における河川生態系内の窒素負荷状況の評価手法として応用できる可能性がある。付着藻類は平水時においても自然剥離が生じるが、多くの付着藻類は出水時に掃流砂や転石によって剥離するため<sup>3)</sup>、付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  はある一定期間における窒素負荷の平均値を反映していると考えられる。したがって、現地調査で付着藻類を採取し  $\delta^{15}\text{N}$  の情報を得ることで、一次生産者 (付着藻類) が一次または高次消費者 (底生動物) の窒素負荷の影響を効率的に評価することができるだろう。

## 5. 結論

本研究では、流域周辺からの栄養塩負荷が懸念されている中小河川を対象に現地調査を実施し、栄養塩負荷が有機物及び底生動物群集へ及ぼす影響を炭素・窒素安定同位体比を用いて評価した。以下に本研究の主要な結論を述べる。

・瀬内川上流を除く地点において「畜産排水由来の栄養塩負荷によって付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  が上昇し、その付着藻類が剥離・分解して付着藻類由来の FPOM が生産される」という本研究の仮説は支持された。これらの地点では SFPOM 及び BFPOM の  $\delta^{15}\text{N}$  が付着藻類と同等であり、人為的な栄養塩負荷の影響が付着藻類から FPOM に反映されていることが示唆された。

・また、もう一つの仮説である「人為的な栄養塩負荷を

受けた付着藻類と FPOM が底生動物に利用され、底生動物の  $\delta^{15}\text{N}$  も上昇する」も支持された。本調査河川内では付着藻類を基盤とする食物網が構築されていることが示唆され、人為的な栄養塩負荷の影響は有機物を介して底生動物にも反映されていた。

・ダム直下地点では底生動物の種多様性の低下や SFPOM の変質が生じており、ダム湖内の富栄養化が推察された。富栄養化の発生要因の一つとして、上流域からの栄養塩類の流入が挙げられる。したがって、上流域における人為的な栄養塩負荷の影響が上流河川を通じてダム湖に到達し、富栄養化によるプランクトンの増殖を介してダム直下の有機物及び底生動物群集にまで波及していたと推察された。

本研究は流域に点在する農地や畜産施設が河川の水質環境や生態系へ及ぼす影響を炭素・窒素安定同位体比に基づいて評価したものであり、河川生態系保全を考慮した河川管理を検討する上で必要となる基礎的知見を提供するものと考えられる。

謝辞：本研究の現地調査にご協力頂いた岩手大学理工学部環境衛生工学研究室の学生諸氏に心よりお礼申し上げます。本研究は一部、科学研究費補助金奨励研究 20H01170, 21H04334 の助成を受けて行った。ここに謝意を表す。

## 参考文献

- 1) Brierley, G. J.: Landscape memory: the imprint of the past on contemporary landscape forms and processes, *Area*, 42(1), pp.76–85, 2010.
- 2) Tong, S. T. and Chen, W.: Modeling the relationship between land use and surface water quality, *Journal of Environmental Management*, 66(4), pp. 377–393, 2002.
- 3) Mehaffey, M. H., Nash, M. S., Wade, T. G., Ebert, D. W., Jones, K. B., and Rager, A.: Linking Land Cover and Water Quality in New York City's Water Supply Watersheds, *Environmental Monitoring and Assessment*, 107(1–3), pp. 29–44, 2005.
- 4) Vannote, R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. and Cushing C. E.: The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol.37, pp. 130-137, 1980.
- 5) Taube, N., He, J., Ryan, M. C. and Valeo, C.: Relative importance of P and N in macrophyte and epilithic algae biomass in a wastewater-impacted oligotrophic river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), 494, 2016.
- 6) Dodds, W. K., Smith, V. H. and Lohman, K.: Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(5), 865–874, 2002.
- 7) 三宅洋, 荻原啓司, 金沢康史: 集水域の土地利用および河畔林伐採が山地河川の刈取食者に及ぼす影響, *土木学会論文集 G (環境)*, Vol. 69, No. 2, pp. 74-83, 2013.

- 8) Rounick, J. S., Winterbourn, M. J. and Lyon, G. L.: Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand streams: a stable carbon isotope study, *Oikos*, 39, pp. 191–198, 1982.
- 9) Reid, D. J., Quinn, G. P., Lake, P. S. and Reich, P.: Terrestrial detritus supports the food webs in lowland intermittent streams of south-eastern Australia: a stable isotope study, *Freshwater biology*, 53, pp. 2036–2050, 2008.
- 10) Phillips, D.L., Newsome, S.D. and Gregg, J.W.: Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods, *Oecologia*, 144, pp. 520–527, 2005.
- 11) Leberfinger, K., Bohman, I. and Herrmann, L.: The importance of terrestrial resource subsidies for shredders in open-canopy streams revealed by stable isotope analysis. *Freshwater biology*, 56, pp. 470–480, 2011.
- 12) Finlay, J. C., Khandwala, S. and Power, M. E.: Spatial scales of carbon flow in a river food web. *Ecology*, 83, pp. 1845–1859, 2002.
- 13) Peterson, B. J., and Fry, B.: Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, pp. 293–320, 1987.
- 14) 高津 文人, 河口 洋一, 布川 雅典, 中村 太士: 炭素, 窒素安定同位体自然存在比による河川環境の評価, 応用生態工学, 7 (2), pp. 201–213, 2005.
- 15) 細見 暁彦, 春日 郁朗, 古米 弘明, 吉村 千洋, 中島 典之, 加賀 谷 隆, 栗 栖 太: 河川の粒状有機物動態と底生動物の群集構造に及ぼす下水処理水の影響, 水環境学会誌, Vol. 32, No. 7, pp. 375–381, 2009.
- 16) Morrissey, C. A., Boldt, A., Mapstone, A., Newton, J. and Ormerod, S. J.: Stable isotopes as indicators of wastewater effects on the macroinvertebrates of urban rivers, *Hydrobiologia*, 700 (1), pp. 231–244, 2012.
- 17) Xue, D., Botte, J., De Baets, B., Accoe, F., Nestler, A., Taylor, P., Van Cleemput, O., Berglund, M. and Boeckx, P.: Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater, *Water Research*, 43(5), pp. 1159–1170, 2009.
- 18) 岩手県環境生活部環境保全課: 世増ダム貯水池に係る水質環境基準の類型あてはめについて (案), 2019.
- 19) 国土交通省: 河川水質試験方法 (案) 河川管理者のために, 2008.
- 20) 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 9 (1), pp. 85–101, 2006.
- 21) Voelz, N. J. and Ward, J. V.: Microdistributions of filter-feeding caddisflies (Insecta: Trichoptera) in a regulated Rocky Mountain river. *Canadian Journal of Zoology*, 74(4), pp. 654–666, 1996.
- 22) Merritt, R. W. and Cummins, K.W.: An introduction to the aquatic insects of North America, Kendall Hunt Publishing Company, 1996.
- 23) Takemon, Y.: Life-type concept and functional feeding groups of benthos communities as indicators of lotic ecosystem conditions. *Japan Journal of Ecology*, 55, pp. 189–197, 2005.
- 24) Walters, D. M., Fritz, K. M. and Phillips, D. L.: Reach-scale geomorphology affects organic matter and consumer  $\delta^{13}\text{C}$  in a forested Piedmont stream, *Freshwater biology*, 52, pp. 1105–1119, 2007.
- 25) McCutchan Jr., J. H., Lewis Jr., W. M., Kendall, C. and McGrath, C. C.: Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos*, 102, pp. 378–390, 2003.
- 26) Post D. M.: Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions, *Ecology*, 83, pp. 703–718, 2002.
- 27) 高橋 真司, 竹門 康弘, 大村 達夫, 渡辺 幸三: 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), Vol. 69, No. 7, pp. III\_547–III\_555, 2013.
- 28) 竹門康弘: 底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価, 日本生態学会誌, 55, pp. 189–197, 2005.
- 29) Farquhar, G. D., Ehleringer, J. R. and Hubich, K. T.: Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 40, pp. 503–537, 1989.
- 30) Aravena, R., Evans, M. L., and Cherry, J. A.: Stable isotope of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water*, 31, pp. 180–186, 1993.
- 31) McClelland, J. W., Valiela, I., Michener, R. H.: Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography*, 42(5), pp. 930–937, 1997.
- 32) Ock, G. and Takemon, Y.: 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, pp. 1172–1186, 2014.
- 33) 中土井 佑輔, 椿 涼太, 河原 能久: 付着藻類の剥離形態の整理と出水に伴う剥離量評価モデルの精緻化, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol. 68, No. 4, pp. I\_751–I\_756, 2012.

(Received May 21, 2021)  
(Accepted Sep 24, 2021)

## IMPACT EVALUATION OF NUTRIENT LOAD ON MACROINVERTEBRATES COMMUNITIES BASED ON CARBON-NITROGEN STABLE ISOTOPE RATIO

Shinji TAKAHASHI, Rin KIKUCHI, Makoto SASAMOTO, Nao ISHIKAWA and

In rivers where farmlands and livestock farms are scattered throughout the watershed, anthropogenic nutrient loading may affect not only water quality but also the river ecosystem. In this study, we evaluated the effects of anthropogenic nutrient loading on the material cycle and food web in the Yukiya River and Setsukinai River using carbon and nitrogen stable isotope ratios ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ). We collected macroinvertebrates and food sources (attached algae, leaf, suspended particle organic matter (SPOM) and benthic particle organic matter (BFPOM)) from study sites. The results of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  suggested the impact of anthropogenic nutrient loading at all sites except the upstream of the Setsukinai River. The stable isotope two source mixing model based on  $\delta^{13}\text{C}$  revealed that macroinvertebrates consumed mainly attached algae. The significant positive correlation between the  $\delta^{15}\text{N}$  of attached algae and the  $\delta^{15}\text{N}$  of each feeding function groups suggested that a food web based on attached algae was constructed in the study rivers. Therefore, it is suggested that the effects of anthropogenic nutrient loading are propagated to macroinvertebrates through attached algae and FPOM derived from attached algae, and that these effects extend downstream to the dam through eutrophication of the dam lake.