

粒状有機物から見た多摩川の生態学的連続性の 評価

2007年

古米 弘明
東京大学大学院 工学系研究科 教授

目 次

1. 研究目的-----	1
2. 下水処理水流入が生態学的連続性に与える影響について-----	2
2. 1 目的-----	2
2. 2 調査地点及び方法-----	2
2. 3 結果及び考察-----	4
2. 4 結論-----	8
3. 多摩川流下過程における生多額の連続性の評価-----	8
3. 1 目的-----	8
3. 2 調査地点及び方法-----	9
3. 3 結果及び考察-----	10
3. 4 結論-----	19
4. 総括-----	19
5. 引用文献-----	20

粒状有機物から見た多摩川の生態学的連続性の評価

東京大学大学院工学系研究科：古米弘明

東京大学環境安全研究センター：中島典之

東京大学大学院農学生命科学研究科：加賀谷隆

岐阜大学流域圏科学研究センター：吉村千洋

1. 研究目的

空間的連続性は、河川の生態系を保全するために欠かせない形態的特徴である。上流部から河口までの縦断方向の連続性が確保されることにより、河畔林から流入する有機物やミネラルが河口や沿岸域の生態系に供給され、また水生昆虫のドリフトや魚類の遡上などが可能となり多様な種が維持されている。そして、河川では腐生連鎖が卓越するため、上流から下流にかけての餌資源の緩やかな変化やそれに伴う生物群集の遷移が河川生態系を特徴付ける。つまり、この空間的連続性により、河川は高い生物多様性を維持し、また陸域から海域への健全な物質輸送を維持することができる。よって、多摩川においてもアユなどの淡水魚が生息できるように維持流量が定められ、最低限の空間的連続性が保たれている。

しかしながら、昨年発表された多摩川のフレッシュ度は田園調布において36%と非常に低く、下流部では流量の60%以上が都市からの排水となっている。さらに、水中の溶存物質や懸濁物質の存在量や特性は、ダムや取水堰などの河川構造物によっても不連続に変化していると考えられる。たとえば、取水堰による落葉の回収や下水処理水に含まれる多量の栄養塩や易分解性有機物の河川への供給などである。したがって、多摩川では水生生物の生息空間としての“水”は維持されているが、河川構造物が水生動物の移動を制限しており、さらに餌資源としての水中の粒状有機物が多く、地点で不連続に変化するため、河川特有の生物群集に大きな影響を与えているといえる。

そこで本研究では、粒状有機物を水生生物の餌資源という観点から調査することにより、多摩川の縦断方向の生態学的連続性を評価することを目的とする。流量安定期に粒状有機物と底生動物群集を集中的に調査することにより、有機物の動態および両者の相互関係を明らかにする。その上で、さまざまな粒径の有機物の特性が中流部から河口域にかけてどのように変化しているかを解明し、さらに底生動物群集と微生物群集への影響を推定する。

2. 下水処理水流入が生態学的連続性に与える影響について

2.1 目的

多摩川をはじめとした日本の都市河川の多くは都市活動の影響を強く受けており、平水時の河川流量に占める下水処理水の割合が非常に高い。下水処理水中には自然の河川水と比べて高濃度の有機物や栄養塩類が含まれていることから、食物網を通じた河川生態系への影響が懸念されている。しかし、それらの栄養塩類、あるいは溶存態・粒状態の有機物が河川の生物相に及ぼす影響については十分な結論が得られていないのが現状である。下水処理水の流入が生態学的連続性にどのような影響を与えているかを評価するためには、直接的な影響を受けると考えられる付着藻類相のみならず、栄養段階で次のレベルに位置し、環境の変化に対して敏感な底生動物相も含めた詳細な調査が必要である。

そこで本章では、下水処理水・付着藻類・粒状有機物・底生動物の安定同位体比に着目し、河川食物網構造に対する下水処理水の影響を評価するとともに、底生動物の餌資源となっている粒状有機物の量や組成の変化が底生動物群集構造に与えている影響について調査を行った。

2.2 調査地点及び方法

2.2.1 調査地点

下水処理水の流入に伴う有機物動態及び底生動物群集構造への影響を明確に検出するために、多摩川中流域に位置する多摩川上流水再生センターからの放流口の前後において調査を行った。多摩川上流水再生センターは、多摩川において最上流に位置する下水処理場であり、これより下流側では、河川水中の栄養塩濃度が上昇することが知られている（白川・山本, 2005）。

本研究では、下水処理水流入前の地点として **St.6A**: JR 八高線鉄橋付近（昭島市、河口より 46km）、流入後の地点として **St.6B**: 日野橋（日野市、河口より 41km）を選出した。両地点の間には、多摩川上流水再生センターを含め、3 つの下水処理場（多摩川上流水再生センター、八王子水再生センター、立川市錦町下水処理場）が存在する。八高線鉄橋地点においては河川水中に下水処理水は含まれていないのに対し、**St.6B** 地点においては 3 つの下水処理場からの放流水を受容しているため、河川水中に占める下水処理水の割合が約 5 割を占めると推測される。

2.2.1 調査方法

調査は 2005 年 8 月 23 日に行った。調査前は 7 日間晴天が続き、水位は定常状態となっていた。調査内容としては、現場で水温、水深、流速、河床礫の長径を測定するとともに、河床に堆積した微細有機物（FBOM: Fine Benthic Organic Matter、粒径 63~1000 μ m）と底生動物（>250 μ m）、河床礫上の付着藻類及び河川水の採取を行った。

サンプリング場所については、FBOM の堆積と FBOM を餌とする gatherers（採集食者）と呼ばれる底生動物群の生息環境を考慮して、流速が 30cm/s 前後、水深が 20~30cm、最大の河床礫の長径が平均 5~15cm となるような河床で行った。採取した底泥は、メッシュサイズ 1000 μ m と 63 μ m のふるいを用いて FPOM（粒径 63~1000 μ m）を分取した。試料はガラス容器に移し、数時間以内に実験室に持ち帰り、すぐに凍結乾燥及び冷凍保存した。

試料の採取は1地点での調査において各地点につき5箇所で行った。

底生動物試料は、河床に直径25cmのHess Samplerを設置し、Hess Sampler内の河床を攪拌して、ネット（メッシュサイズ250 μ m）で河床の底泥とともに採取した。サンプリングはFBOMの際と同様の流速、水深、礫の長径の条件を満たす箇所で行った。試料は、現場でプラスチック製容器に移し、ホルマリンを10%の濃度になるように添加し、実験室に持ち帰って保存した。試料の採取は1回の調査において各地点につき5箇所で行った。

付着藻類は、底生動物を採取した同じ区画内から長径を測定した礫を取り出し、その表面から一定面積を歯ブラシを用いて削り取った。付着藻類資料はガラス容器に保存し、ホルマリンを2%の濃度となるよう添加したのち、実験室に持ち帰り、冷蔵保存した。

下水処理水は、多摩川上流水再生センター内の処理施設から二次処理水約2Lをマイティパックに採取し持ち帰った後、速やかに分析に供した。

2.2.3 測定・分析

(1) 河川水の分析

河川水の分析としては、下水処理水の影響を検出するため、NO₃-N（硝酸態窒素）、PO₄-P（リン酸態リン）の分析を行った。また、珪藻類の増殖にシリカ（ケイ酸塩）濃度が関わっていると考えられるため、シリカ濃度の測定も行った。NO₃-N（硝酸態窒素）はイオンクロマトグラフ法（Metrohm 761 Compact IC）によって測定した。PO₄-P（リン酸態リン）及びシリカはモリブデン青吸光度法によって測定した。なお、シリカはJIS K 0101に規定されているイオン状シリカを測定した。

(2) 微細有機物の分析

凍結乾燥したFBOMを、有機炭素量、窒素量、有機物組成の分析に供した。有機炭素量及び窒素量は、凍結乾燥試料に1N塩酸を加えて無機炭素を取り除いてから、CN分析装置（Yanaco CN Coder MT-700）で分析を行った。

(3) 底生動物の分析

底生動物は、実体顕微鏡を用い、参考文献（川合ら, 2005; 谷田, 2004; Merritt *et al.*, 1995）に基づいて同定を行なった。同定は基本的に科（family）レベルまでとした。ただし、EPT（Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera）に関しては可能な限り属（genus）レベルまで同定を行ない、貧毛綱（ミミズ類）に関しては同定が難しいため、綱（class）レベルまでとした。また、同定とともに、参考文献（川合ら, 2005; Hauer *et al.*, 1996）に基づいて摂食機能群（functional feeding group）による分類を行なった。摂食機能群とは、底生動物を主にその餌資源と採餌方法によって分類したもので、Shredders（破碎食者；トビケラ科・ヨコエビ科など）、Scrapers（刈取食者；ヒラタカゲロウ科・ヒラタドロムシ科など）、Filterers（ろ過食者；シマトビケラ科・ヒゲナガカワトビケラ科など）、Gatherers（採集食者；コカゲロウ科・ヒメシロカゲロウ科・ユスリカ科など）、Predators（捕食者；ナガレトビケラ科・アミメカワゲラ科など）に分類される。なお、水生昆虫の蛹及び成虫に関しては、摂食機能群のどの区分にも該当しない特別な形態であると考えたため、種類によらず、それぞれ一つの分類として計数を行ない、Othersに分類した。そして、摂食機能群別に底生動物を入れた容器を凍結乾燥させた後、計数を行ない、現存量を求めた。凍結乾燥後の試料は、砕いて粉末にした後、炭素・窒素安定同位体比の分析に供した。

(4) 付着藻類

付着藻類は、その 24 時間静置後沈殿量を測定したのち、遠心分離及び凍結乾燥後、安定同位体比分析に供した。

(5) 安定同位体比の測定による食物網の解析

多摩川における河川生態系の食物網構造の把握及び FBOM の起源推定を行うために、採取した FBOM、付着藻類、底生動物の炭素・窒素安定同位体比を測定した (EA1110 + DELTA Plus)。測定試料のうち、FBOM、付着藻類試料に関しては、前処理として 1N 塩酸を用いた無機炭酸塩を除去した。遠心分離によって洗浄した後、凍結乾燥処理をしたものを分析に供した。なお、安定同位体比の測定は、株式会社国土環境 (現・いであ株式会社) 環境創造研究所に依頼した。

2.3 結果及び考察

2.3.1. 栄養塩類濃度の変化

下水処理水流入前後の河川水及び多摩川上流水再生センター二次処理水の栄養塩類濃度を示したグラフが Fig.2-1 である。NO₃-N、PO₄-P、SiO₂ ともに、多摩川上流水再生センター二次処理水中の濃度が最も高く、その影響を受けて、下水処理場下流側の St.6B 周辺での濃度が、下水処理水流入前の St.6A よりも高い値を示した。SiO₂ は下水処理水流入前においても比較的濃度が高く、下水処理水流入後の濃度増加の割合が小さいのに対し、NO₃-N 及び PO₄-P は、下水処理水流入によって急激に濃度が上昇していることが明らかになった。SiO₂ の増加率が低いのは、SiO₂ が本来自然環境中に多く含まれているためであると考えられる。したがって、結果的に窒素やリンなど他の栄養塩類に対するケイ酸の相対濃度は低下しており、珪藻類をはじめとする藻類群集構造に影響を与えている可能性が推測される。

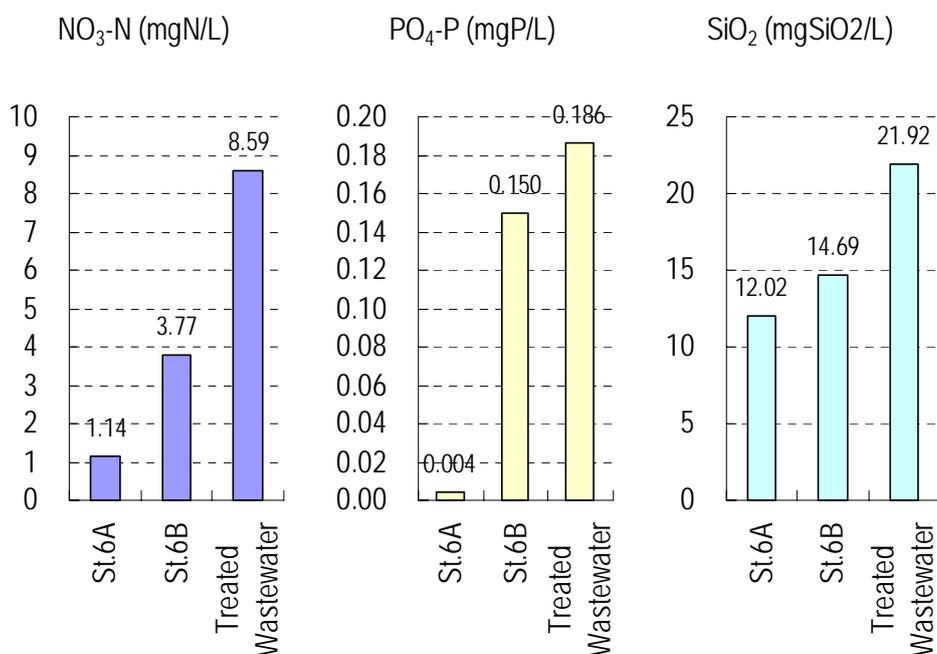


Fig. 2-1 多摩川上流水再生センター上流・下流における栄養塩の変化

2.3.2. 河床堆積物中の有機炭素量の変化

堆積性 FPOM 中の有機炭素量、C/N 比及び有機炭素含有率を **Fig.2-2** に示した。

FPOM の 3 画分 (LFPOM : 250~1000 μm 、MFPOM : 63~250 μm 、VFPOM : 0.7~63 μm) のうち、MFPOM を含む画分では有機炭素量が減少していた (0.67~1.14 gC/m^2 , n=5) が、LFPOM、VFPOM を含む画分に関しては、下水処理水流入前後での有機炭素量に有意な差は見られなかった (LFPOM : 約 0.40 gC/m^2 , n=5, VFPOM : 0.46~0.53 gC/m^2 , n=3)。

堆積物中の有機炭素含有率については、MFPOM を含む画分では地点間で有意な差はなく、LFPOM、VFPOM を含む画分において有意な差が見られた (流入前 LFPOM: 0.41%, VFPOM: 5.0%→流入後 LFPOM: 0.17%, VFPOM: 16.0%)。特に VFPOM 中の有機炭素含有率は、St.6A に比べて St.6B で有意に高く、下水処理水流入に伴う微小懸濁物の増加が示唆された。

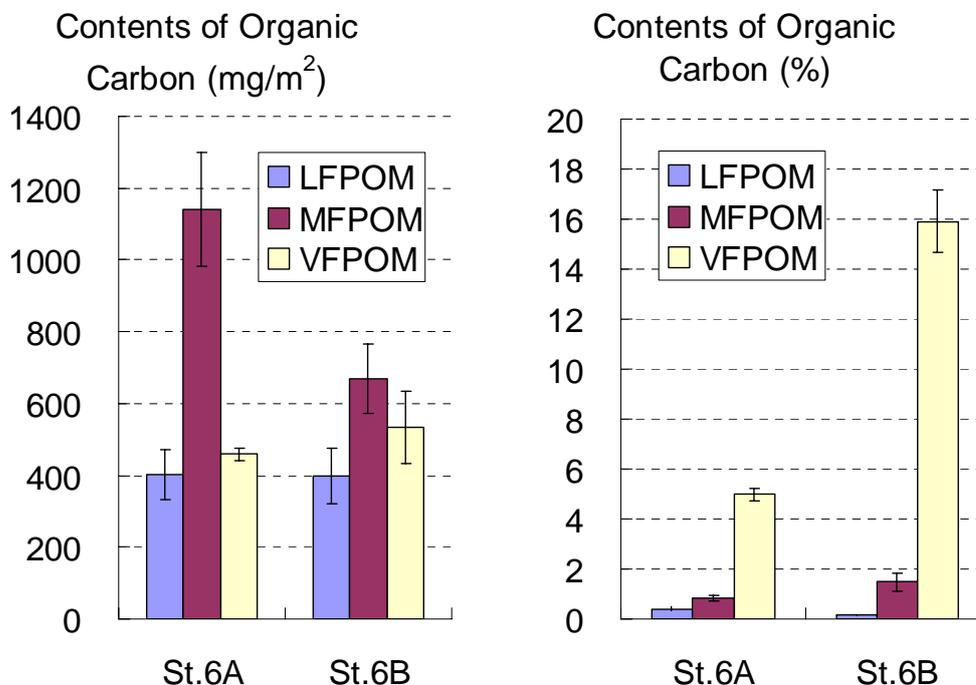


Fig.2-2 各地点における FPOM の有機炭素量・含有率

2.3.3. 底生動物現存量、個体数及び群集構造の変化

Fig.2-3、**Fig.2-4** は、St.6A 及び St.6B における底生動物の群集構造を示したものである。

摂食機能群別の群集構造では、個体数で見た場合には 2 地点間で大きな差はないものの、現存量で見た場合、St.6B において Predators の占める割合が高くなっていた。これは主にヒル目 Hirudinoidea の増加によるものであった。ヒル目 Hirudinoidea は比較的汚濁耐性が強いことが知られている。

また、生活型別の群集構造を見た場合、St.6B では、St.6A に比べ、遊泳型 swimming の占める個体数割合が減少し、掘潜型 burrowing の占める割合が非常に高くなっていた。これは、遊泳型の代表種であるコカゲロウ科 Family Baetidae などが減少し、有機汚濁耐性の

高いユスリカ Family Chironomidae や貧毛類 Oligocheata の増加によるものであると考えられる。

以上より、St.6B では、汚濁耐性の強いヒル目 Hirudinoidea、ユスリカ科 Chironomidae、貧毛類 Oligocheata などの増加によって、現存量や群集構造が変化していることが明らかになった。ここでも、下水処理水流入による汚濁負荷の増大が原因として推測された。

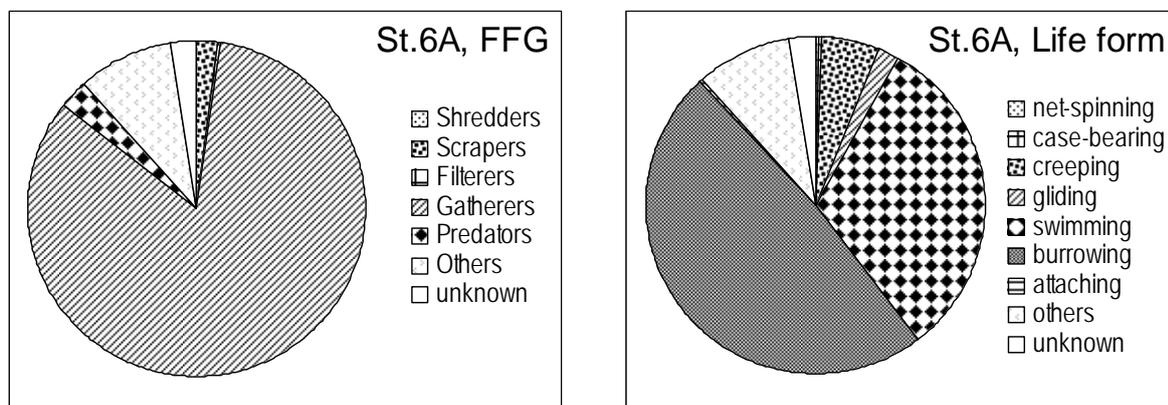


Fig.2-3 St.6A における底生動物群集（左：摂食機能群別、右：生活型別）

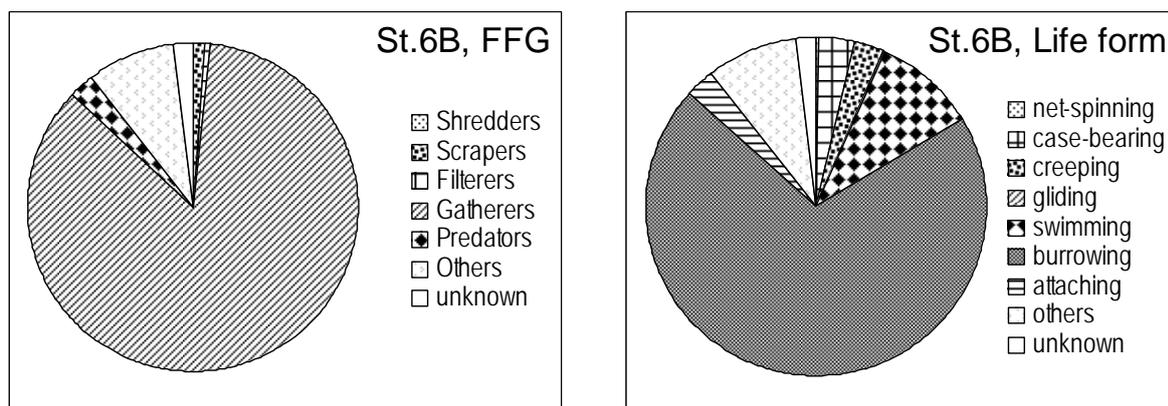


Fig.2-4 St.6B における底生動物群集（左：摂食機能群別、右：生活型別）

2.3.4. 安定同位体比の測定による食物網の解析

St.6A 及び St.6B における粒径別 FBOM 及び底生動物の $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図を Fig.2-5 及び Fig.2-6 に示す。同時に、起源の明確な有機物試料として木質、落葉、河岸植物、河岸土壌（以上、青梅・釜の淵公園周辺で採取）、付着藻類（青梅・釜の淵公園及び日野橋周辺において採取）、下水処理放流水中 SS（多摩川上流水再生センター処理水放流口において採取）についても図中にプロットした。

起源の異なる有機物試料について見ると、 $\delta^{13}\text{C}$ の値は外生有機物（Allochthonous Organic Matter）において低く、内生有機物（Autochthonous Organic Matter）において高かった。人為有機物（Anthropogenic Organic Matter）である下水処理水中の SS は両者の中間の値を示した。 $\delta^{13}\text{C}$ は河岸植物 < 木質 < 落葉 < 下水処理放流水中 SS < 藻類の順となっていた。一方、

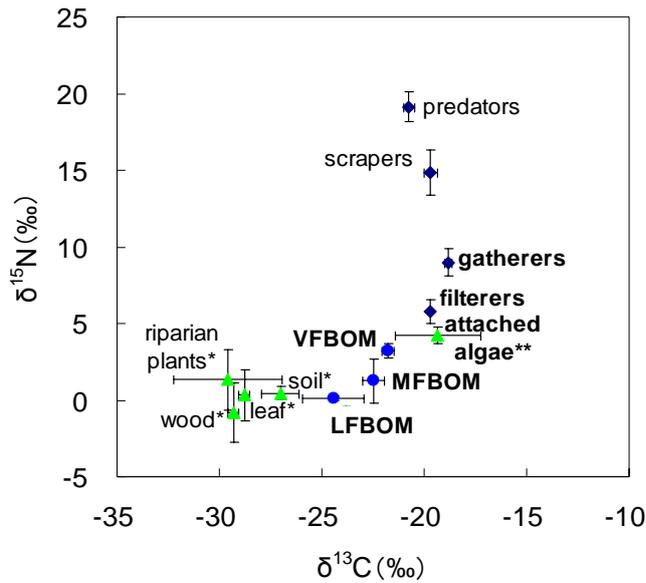


Fig.2-5 St.6A における粒径別 FBOM 及び底生動物の $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図 (*: St.2 にて採集, **: St.6A にて採集)

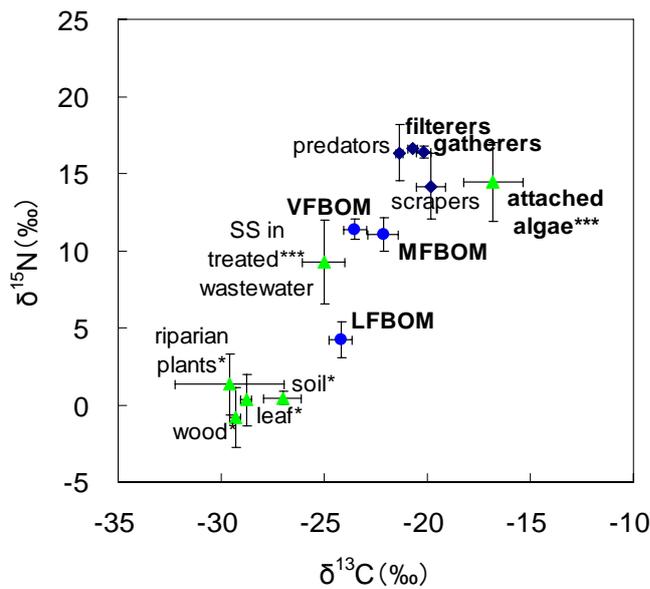


Fig.2-6 St.6B における粒径別 FBOM 及び底生動物の $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図 (*: St.2 にて採集, **: St.6B にて採集)

$\delta^{15}\text{N}$ については、落葉、河岸土壌、淵の堆積物が 0‰程度であったのに対し、下水処理放流水中 SS 及び St.6B の付着藻類では、それぞれ約 9‰及び 15‰と高い値を示していた。St.6B の付着藻類は、下水処理水の影響を受けているために、高い $\delta^{15}\text{N}$ 値を示していると考えられる。

FPOM 試料について見ると、LFPOM・MFPOM・VFPOM それぞれ $\delta^{13}\text{C}$ の値は St.6A と St.6B の間で大きく変化していないことが明らかになった。これは有機物の起源物質としては大きな変化がないことを示している。一方、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は、FPOM の 3 画分全てにおいて、

下水処理水流入後の St.6B で有意 (n=3) に増加していた。特に粒径の小さい MFPOM と VFPOM の $\delta^{15}\text{N}$ の増加が著しく、それぞれ 9.9‰、8.2‰上昇して 11.1‰、11.4‰となっていた。下水処理水中 SS の $\delta^{15}\text{N}$ が 9.3‰であり、付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ も下水処理水流入前後で 4.2‰→14.5‰と上昇していたことから、下水処理水中の懸濁物や、処理水中の栄養塩の影響を受けた付着藻類の増加によって、FPOM の質が変化していることが示唆された。

さらに、底生動物の $\delta^{15}\text{N}$ 値に注目すると、下水処理水の流入前後で Scrapers、Predators では大きな変化は見られないが、Gatherers (ミミズ類 Oligochaeta が優占) と Filterers (シマトビケラ科、ヒゲナガカワトビケラ科が優占) では有意な差が見られた (n=3)。これらは FPOM を主な餌としている機能群であり、FPOM 試料の $\delta^{15}\text{N}$ 値を受けて、これらの生物種の $\delta^{15}\text{N}$ 値も上昇したと推測された。このことは、下水処理水流入の影響が、一次生産者である藻類だけではなく、食物網の 1 段階上のレベルに位置する消費者である底生動物にまで及んでいるということを示していると考えられる。

以上のことから、安定同位体比を測定し、 $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図に表すことで、有機物の起源推定及び下水処理水流入等に伴う汚染の影響の把握に有効であることが示された。

2.4 結論

多摩川上流水再生センター上下流点における FPOM 及び底生動物群集の調査から、以下のことが明らかになった。

- ・ 水再生センターの下流側 (St.6B) で、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度が顕著に増加していた。
- ・ 堆積物中の有機炭素含有率は、St.6B において有意に高く、下水処理水流入に伴う微小懸濁物の増加が示唆された。
- ・ 下水処理水流入後において、底生動物現存量及び個体数の増加が見られ、汚濁耐性があるとされるユスリカ科 Chironomidae やヒル目 Hirudinoidea が増加していた。
- ・ FPOM の窒素安定同位体比は、下水処理水流入前後で有意に増加していた。また、St.6B における付着藻類の窒素安定同位体比は、下水処理水の影響を受けて高くなっていた。

以上より、下水処理水流入による栄養塩類及び微小懸濁物の増加が、FBOM に占める付着藻類由来有機物及び下水処理水中微小懸濁物由来有機物の割合を増加させること、さらに、食物網の上位に位置する底生動物群集構造にまでその影響が及んでいることが示唆され、多摩川の生態学的連続性に関する有用な知見を得ることができた。

3. 多摩川流下過程における生態学的連続性の評価

3.1 目的

本章では、多摩川の源流域から中下流域に至るまでの区間で、FBOM 及び SFPOM (浮遊性微細有機物 : Suspended Fine Particulate Organic Matter) の量、質が縦断的にどのように変化して、生態学的連続性に影響を与えているのかについて把握することを試みた。特に、ダムや堰といった河川構造物、及び下水処理水の流入といった人為的インパクトの影響に着目した。

3.2 調査地点及び方法

3.2.1 調査地点

調査は、St.1A：保之瀬付近（山梨県丹波山村）、St.1B：昭和橋（東京都奥多摩町）、St.2：釜の淵公園（東京都青梅市）、St.6A：八高線鉄橋（東京都昭島市）、St.6B：日野橋（東京都日野市）、St.9：二子玉川（東京都世田谷区）を中心に行った。

St.1A：保之瀬付近（山梨県丹波山村）は、河口より 105km の地点であり、多摩川の源流に当たる丹波川に位置している。周辺は人口の少ない農山村地域で、人為的な影響が少なく、自然状態にかなり近いと考えられる。兩岸は森林に囲まれた深い渓谷であり、木枝や落葉による陸域からの有機物供給が卓越していると考えられる。

St.1B：昭和橋（東京都奥多摩町）は、河口より約 87km の地点に位置する。小河内ダムの下流側に位置し、渓谷の中を流れている。周辺は山地が接近し、支流の一つである日原川が合流している。

St.2：釜の淵公園（東京都青梅市）は、河口より 61km の地点であり、標高は約 150m である。河川は大きく蛇行している。兩岸は急崖となっており、左岸崖上には青梅市街が広がっている。本地点より上流は山間部を流れる峡谷河川となっている。

St.6A：八高線鉄橋（東京都昭島市）は、多摩川最上流に位置する下水処理場である多摩川上流水再生センターの上流側にあたり、下水処理水を受容する直前の地点として調査を行った。

St.6B：日野橋（東京都日野市）は、河口より約 40km の地点に位置する。周辺は標高 80m 程度の開けた平野部となっており、左岸には立川市街が広がる。左岸には立川市・錦町下水処理場が、また約 5km 上流には左岸に多摩川上流水再生センター、右岸に八王子水再生センターがある。その他、約 1km 上流・立日橋付近において残堀川が合流している。河川水中のうち流量にして 5 割以上が下水処理水によって占められており、この地点における底生生態系は下水処理水の影響を強く受けていることが推測される。

St.9：二子玉川（東京都世田谷区）は、河口より約 18km の地点であり、多摩川の淡水区間においては、かなり下流に位置する。したがって、下流域の特徴を代表する地点として選出した。周辺は住宅地や工業地域が広がっており、都市の影響を大きく受けていると考えられる。

3.2.2 調査方法

調査は 2006 年 11 月に、上述した 10 地点で行った。調査期間及び調査の前一週間に河床の状態に影響を与えるような顕著な水位上昇は観測されなかった。調査は、11 月 7 日（St.1A・St.1B）、11 月 8 日（St.2）、11 月 10 日（St.6A・St.6B）、11 月 13 日（St.9）に分けて行った。

全ての調査地点において、堆積性微細有機物（FBOM：Fine Benthic Organic Matter, 63－1000 μ m）の採取を行った。また、地点 1A・1B・2・6A・6B・9 においては、粒径 63 μ m 以下の FBOM（VFBOM、V=Very-fine）及び底生動物（>500 μ m）の採取も行った。さらに、地点 2・6A・6B・9 においては、浮遊性微細有機物（SFPOM:63－1000 μ m）も採取した。採取・分析方法は、2 章に記した方法に準じた。

3.3 結果及び考察

3.3.1 底生動物群集構造の変化

Fig.3-1～Fig.3-2 に底生動物個体数およびその割合の変化を示す。個体数は、St.1B において 3436 個体/m² と最も少なく、St.9 において 41165 個体/m² と最も多かった。St.1A、St.2、St.6A、St.6B においては個体数に有意な差はなかったが、St.1B において有意に低い値を示し、St.9 において有意に高い値を示した。摂食機能群別に見ると、いずれの地点においても Gatherers が卓越していた。St.1A・St.1B は Shredders の占める割合も高く、St.2・St.6B においては Scrapers や Predators の割合も比較的高かった。Fig.3-3～Fig.3-4 に底生動物現存量（乾重量）およびその割合の変化を示す。現存量については、St.1B において 695mg/m² と最も少なく、St.6A において 3887mg/m² と最も高い値を示した。

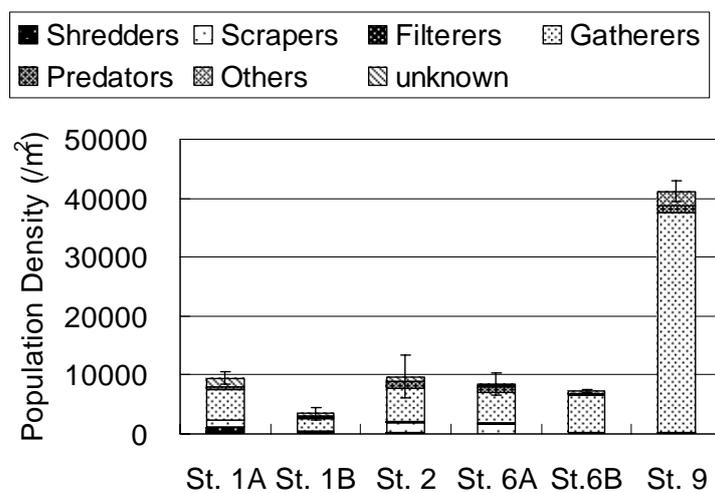


Fig.3-1 底生動物個体数（摂食機能群別）

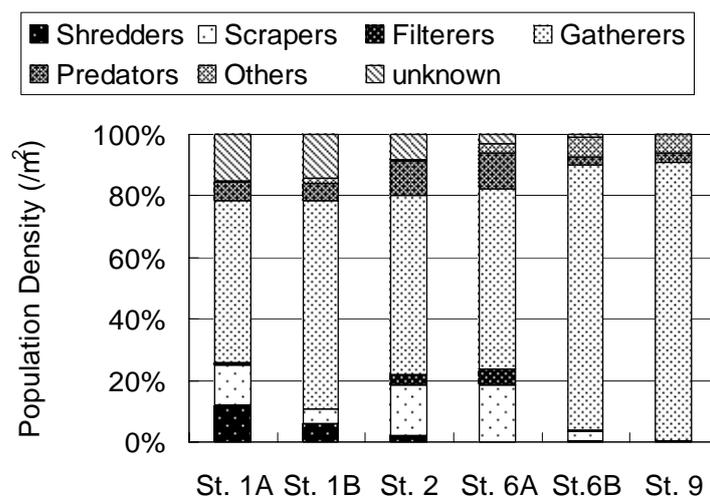


Fig.3-2 底生動物個体数の摂食機能群別割合

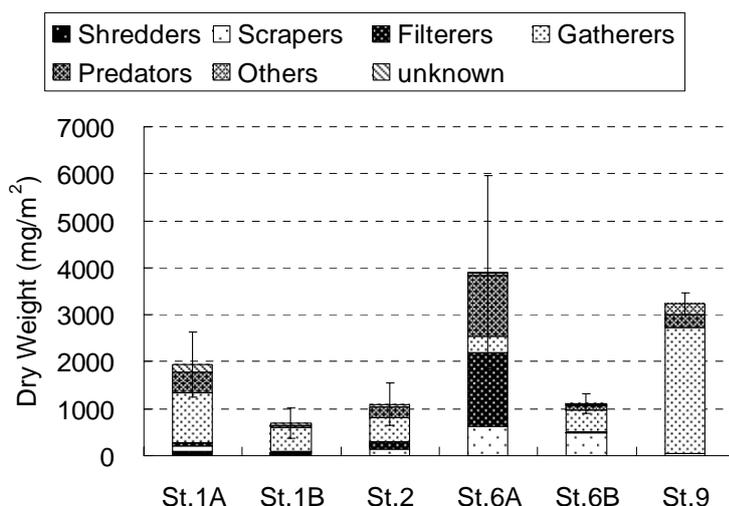


Fig.3-3 底生動物群集現存量（乾重量）

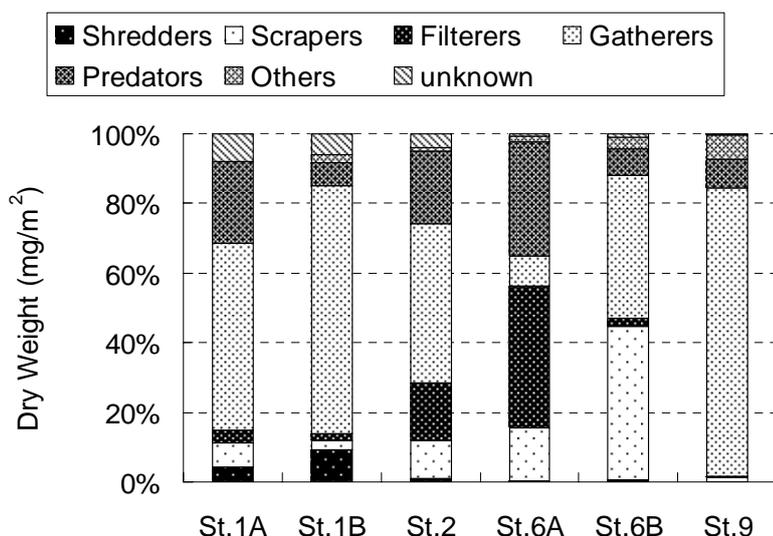


Fig.3-4 底生動物群集の摂食機能群別割合（乾重量）

Fig.3-5 及び Fig.3-6 には分類群別の個体数及び個体数割合を示した。Fig.3-6 を見ると、St.1A・St.2・St.6A・St.9 では、カゲロウ目 (Ephemeroptera) の個体数はほぼ同じであった。小河内ダム上流の St.1A においては、Ephemeroptera の占める割合が最も高く約 50%を占めていた。Plecoptera・Trichoptera も含めた分類群（以下、EPT とする）の占める割合は 80%に達していた。EPT は汚濁の少ない清浄な水域に多く生息し、EPT が占める割合は、河川水質の良い指標になるとされている。EPT の占める割合は、小河内ダム下流の St.1B で約 50%程度にまで減少し、さらに、下水処理水流入後の St.6B・St.9 においては 15%にも満たなかった (Fig.3-7)。St.1A・St.2・St.6A では Ephemeroptera が優占していたが、St.1B や St.6B では Chironomidae が優占しており、St.9 では Oligocheta が優占していた。

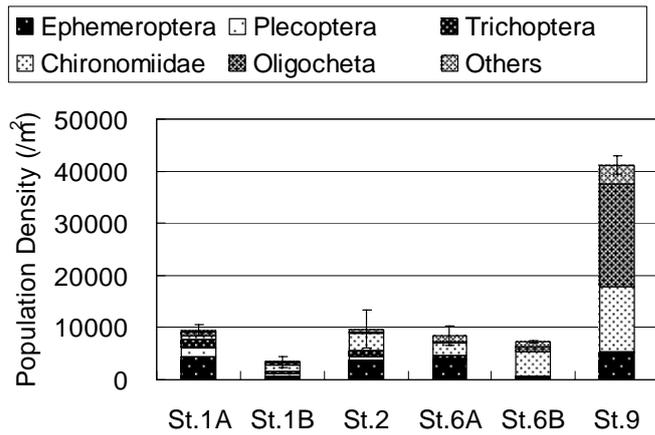


Fig. 3-5 分類群別の底生動物個体数

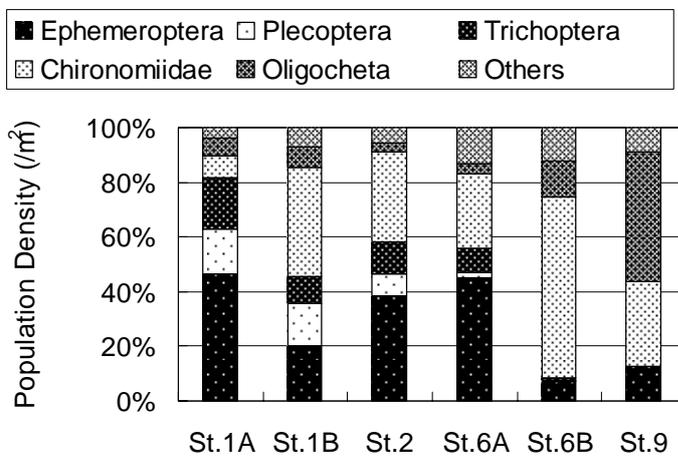


Fig.3-6 分類群別の底生動物個体数の割合

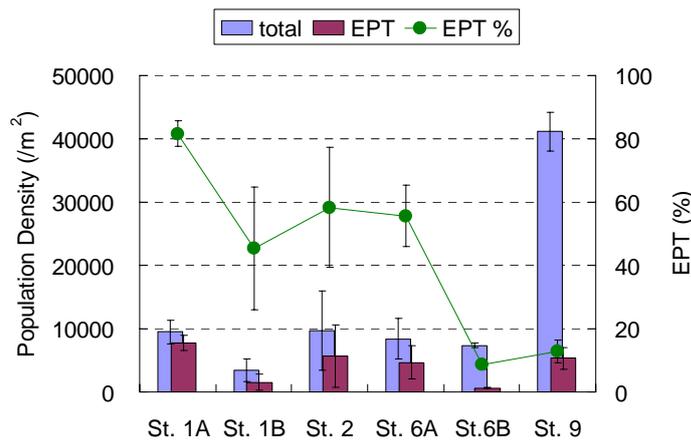


Fig.3-7 流下に伴う EPT の割合の変化

3.3.2 河床堆積物中の有機炭素量の変化

各調査地点における河床堆積物量を **Fig.3-8** に示した。堆積物量は 122~431g/m² であった。St.1A における堆積物量は、213g/m² で、小河内ダム下流側の St.1B でいったん減少した後、St.1B から St.6B にかけては堆積物量が増加傾向にあった。また、最下流の St.9 においては、122g/m² と、全ての地点で最も堆積物量が少なくなっていた。St.1A から St.6B まではそれぞれ隣合う地点間で堆積物量に有意な差はなく、St.6B-St.9 間で有意な差が見られた。

次に、河床堆積物中の有機炭素量、C/N 比及び有機炭素含有率を **Fig.3-9**~**Fig.3-11** に示した。有機炭素量は、地点間で有意な差は見られなかった (Bonferroni の多重比較法, n=5, St.1B のみ n=3)。C/N 比は St.1A 及び St.1B において他の地点より有意に高かった (Bonferroni の多重比較法, n=5, St.1B のみ n=3)。St.1A 及び St.1B における C/N 比は、13.38~17.69 であり、LFBOM を含む画分と MFBOM を含む画分とで有意な差は見られなかった。St.2 以降では、LFBOM と MFBOM を含む画分で C/N 比に有意な差があり、LFBOM で 7.55~8.52、MFBOM で 10.30~10.61 の値を示していた。C/N 比の低下は、FBOM を構成する有機物起源の変化と関連させて考えることができる。一般に、高等植物は C/N 比が高く (C/N>20)、藻類・動物・菌類・細菌類などは C/N 比が低い (C/N=5~10) ことが知られている。従って、St.1A・St.1B の FBOM においては、河畔林や河岸草本といった陸域の高等植物が重要な起源となっており、St.2~St.9 においては、藻類をはじめとした内生有機物が重要な要素となっていることが推測された。St.2 以降において LFBOM よりも MFBOM の方が C/N 比は高い値を示した。一般に、分解を経たものの方が、窒素含有割合は上昇することを考慮すると、下流域の MFBOM の生成には LFBOM の分解よりも、堰等で新たに内生産されたものの寄与の方が大きいと推測される。

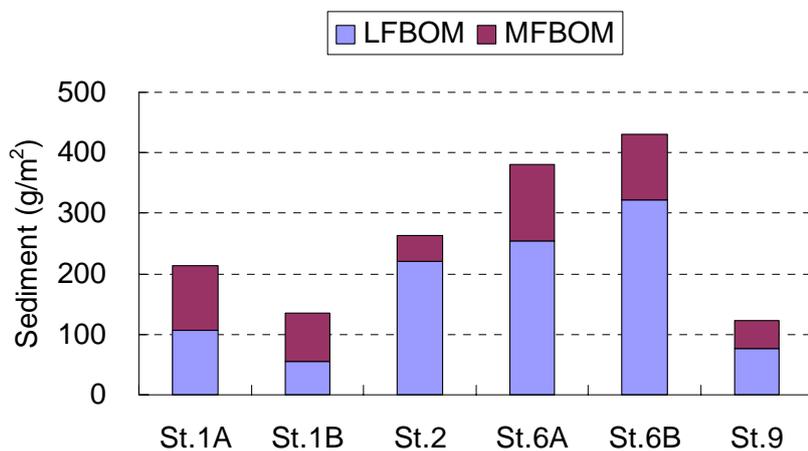


Fig.3-8 LFBOM 及び MFBOM を含有する河床堆積物量

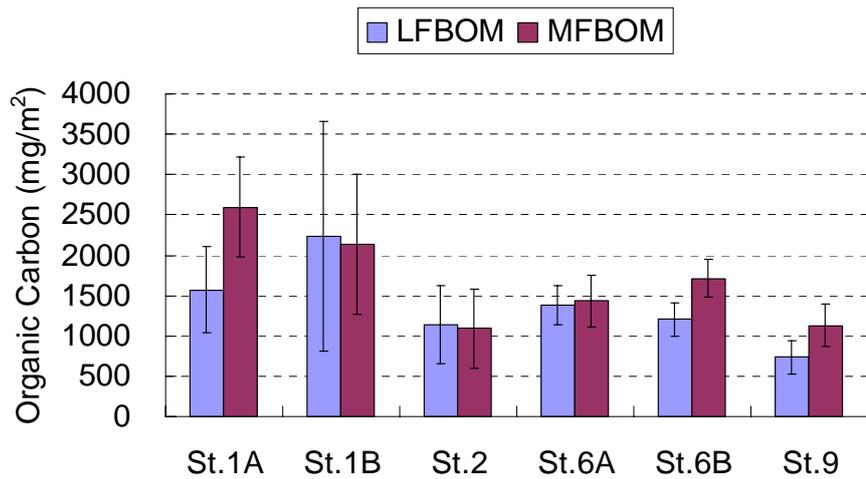


Fig.3-9 LFBOM 及び MFBOM の有機炭素含有量

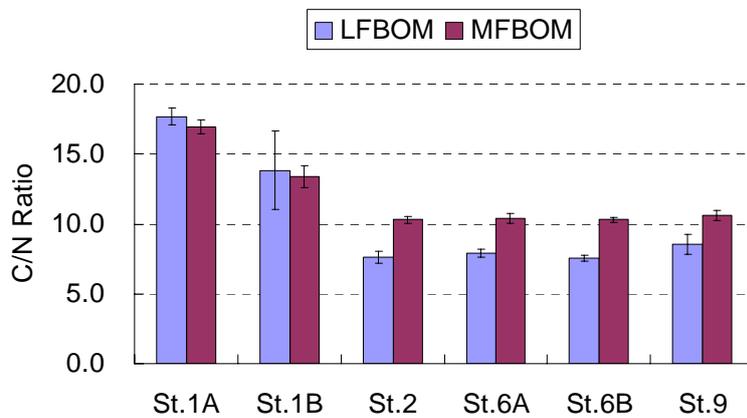


Fig.3-10 LFBOM 及び MFBOM の C/N 比

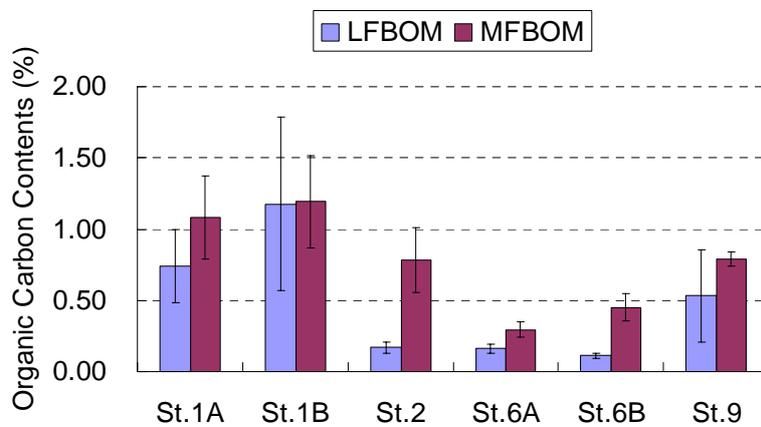


Fig.3-11 LFBOM 及び MFBOM の有機炭素含有率

3.3.4. 窒素・窒素安定同位体比による有機物起源の変化と食物網構造の解析

Fig.3-12 に河口からの距離と FBOM 及び Gatherers の炭素・窒素安定同位体比の変化を示す。図中、St.1A=①、St.1B=②、St2.=③、St.6A=④、St.6B=⑤、St.9=⑥と略した。LFBOM の $\delta^{13}\text{C}$ 値は地点①から地点④にかけてやや上昇し、下水処理水流入後の地点⑤・⑥で低下した ($\delta^{13}\text{C}=-26.11\sim-21.47\text{‰}$)。 $\delta^{15}\text{N}$ 値は、地点①から地点④では大きな変化はなく、下水処理水流入後の地点④においてやや上昇し、地点⑥ではさらに増加が見られた。

MFBOM の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、LFBOM の $\delta^{13}\text{C}$ 値と同様の挙動を示した ($\delta^{13}\text{C}=-27.13\sim-20.95\text{‰}$)。 $\delta^{15}\text{N}$ 値の挙動は、LFBOM の場合と異なり、下水処理水流入前後の地点④－⑤間で、 $\delta^{15}\text{N}$ 値が顕著に増加していた ($\delta^{15}\text{N}=1.41\rightarrow 8.69\text{‰}$)。一方、ダム前後の地点①－②間では、 $\delta^{13}\text{C}$ 値及び $\delta^{15}\text{N}$ 値に大きな変化は見られなかった ($\delta^{13}\text{C}=-27.13\rightarrow-25.68\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}=0.75\rightarrow 0.44\text{‰}$)。

これらの FBOM の $\delta^{13}\text{C}$ 値・ $\delta^{15}\text{N}$ 値の変動に伴い、FBOM を主要な餌資源としている Gatherers の $\delta^{13}\text{C}$ 値・ $\delta^{15}\text{N}$ 値も同様の挙動を示していた。その変動の傾向は、FBOM の場合よりも顕著に現れていた。

FBOM と同様に、SFPOM についても河口からの距離に伴う変化、及び SFPOM を主要な餌資源とする Filterers との関係を **Fig.3-13** に示した。その結果、SFPOM と Filterers の変化についても明瞭な対応関係が見られた。

有機物の起源を推定するために、LFBOM、MFBOM、起源の異なる有機物試料の炭素・窒素安定同位体比の関係を **Fig.3-14** 及び **Fig.3-15** に示した。

LFBOM 試料について見ると、地点①・②においては、河岸土壌や淵の堆積物とほぼ同じ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値を示していた。地点③と地点④においては、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は地点①・②と比較して大きな差はないものの、 $\delta^{13}\text{C}$ 値は付着藻類の影響を受けていることが推測された。また、地点⑤では、下水処理水流入の影響を受けて $\delta^{15}\text{N}$ 値が上昇していることが示唆され、地点⑥では、その傾向がさらに顕著であった。

MFBOM 試料は、上流 (地点①, ②)、中流 (地点③, ④)、下水処理水流入後 (地点⑤, ⑥) の大きく 3 つのグループに分類された。起源の異なる有機物試料と比較すると、地点①・②においては河岸土壌、河岸植物、木質、落葉など陸域由来の有機物の影響を強く受けていることが示唆された。地点③と地点④においては、LFBOM 試料と同様に、付着藻類の影響を受けていることが推測された。さらに、地点⑤と地点⑥においては、下水処理水の流入による影響が示唆された。

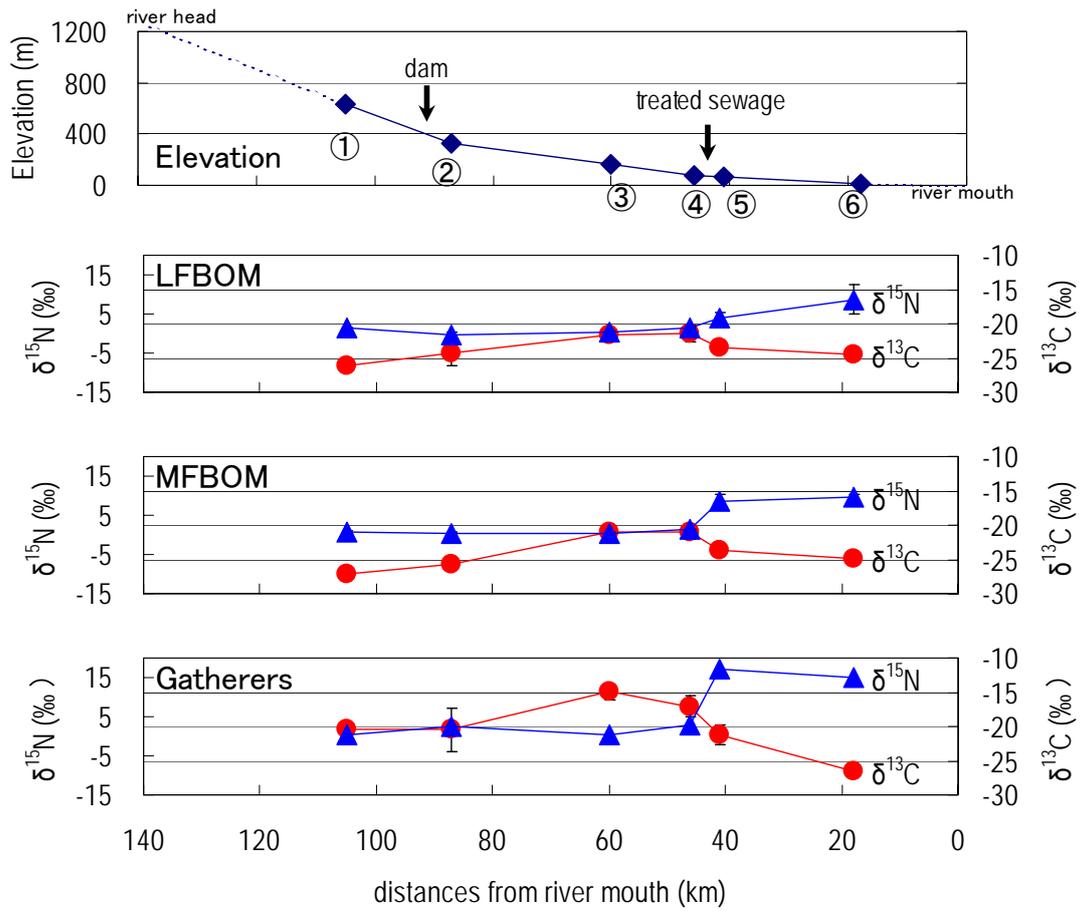


Fig.3-12 FBOM 及び採集食者の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ の変化

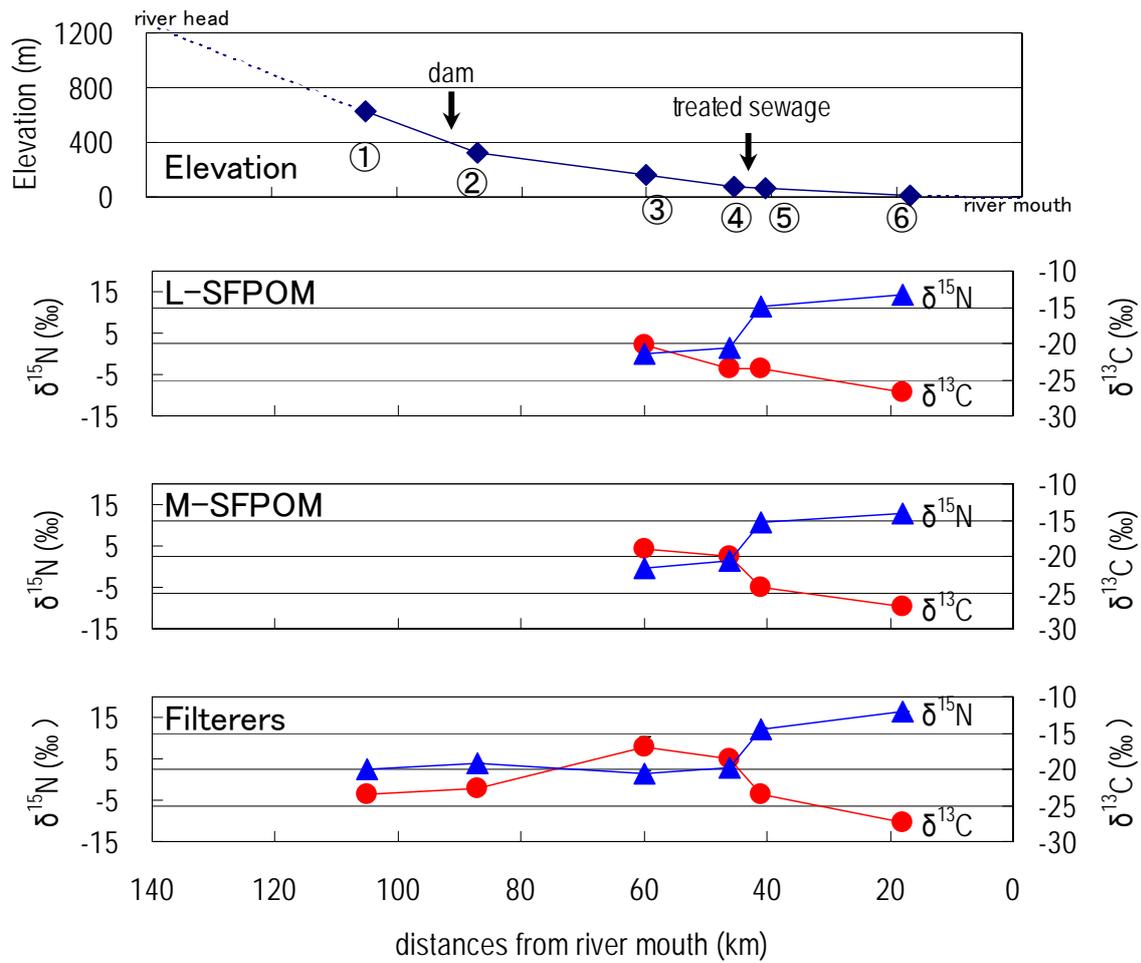


Fig.3-13 SFPOM と濾過食者の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ の変化

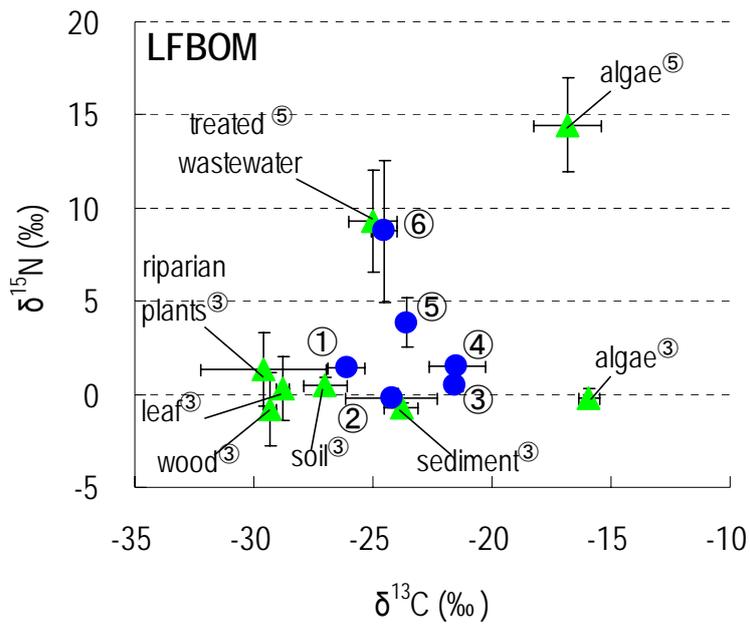


Fig.3-14 LFBOM 及びその他の有機物の $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図(①: St.1A, ②: St.1B, ③: St.2, ④: St.6A; ⑤: St.6B, ⑥: St.9)

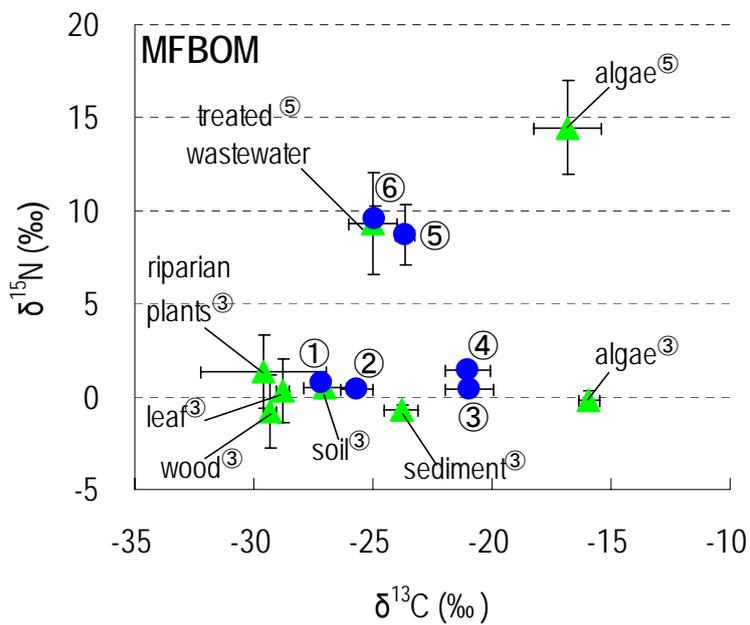


Fig.3-15 MFBOM 及びその他の有機物の $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ 図 (①: St.1A, ②: St.1B, ③: St.2, ④: St.6A; ⑤: St.6B, ⑥: St.9)

3.4 結論

多摩川の上流域から中下流域に至るまでの間で、FBOM 及び SFPOM の量、質がどのように変化しているのかについて調査を行った。その結果、以下のようなことが明らかになり、生態学的連続性を議論する上で有用な知見を得ることができた。

1. 底生動物の個体数は、ダム下流の St.1B において最も少なく、最下流の St.9 において最も多かった。現存量は St.6A と St.9 において非常に高い値を示した。ダム下流である St.1B と下水処理水流入後の St.6B においては、総個体数に占める EPT の割合が顕著に減少していた。
2. 有機炭素量は、地点間で有意な差は見られなかったが、C/N 比は St.1A 及び St.1B において他の地点より有意に高く、他の地点で低くなっていた。流下に伴う C/N 比の減少は、上流域の堰等の影響を反映していると考えられる。
3. 炭素・窒素安定同位体比分析の結果、下水処理水流入が、直接的あるいは間接的に FPOM の安定同位体比に影響を及ぼしていることが明らかになった。さらに、FPOM の安定同位体比の変化とそれを餌としている底生動物群集の安定同位体比の変化との間には、対応関係が見られ、下水処理水流入の影響が底生動物群集の安定同位体比にも影響を及ぼしていることが示された。

4. 総括

本研究では、底生動物の餌資源である POM の動態に着目して、下水処理水の流入や河川構造物などの影響のある都市河川多摩川の縦断方向の生態学的連続性を評価した。

従来、POM は、生態学の分野において底生動物調査を補足するデータの一つとして、その強熱減量が測定される程度であった。しかし、本研究で明らかになったように、POM はそれ自体が河川の流域特性・生態学的連続性を反映している。今後、POM の動態や特性に関する知見を蓄積していくことで、河川における生態環境を評価、あるいは管理していくための指標として POM が利用されるようになる可能性も高いと考えられる。

最後に本研究の成果と波及効果について記す。

- 1) 河川生態学に対する貢献：人為的な影響の大きな多摩川において、底生動物が餌資源とする粒状有機物の動態を評価できたことは、都市河川における生態学的連続性の議論を深める上で大きく貢献すると考えられる。
- 2) 河川環境評価における効果：河川生態系を評価するにあたって、単に生物学的な情報のみ頼るのではなく、底生動物の餌資源の動態に着目して河川生態系の状態を把握するという視点は新規性が高い。今後の河川生態系管理に新たな視点を提供すると考えられる。
- 3) 流域住民に対する効果：多摩川に対する人為的な攪乱影響を、粒状有機物を介した底生動物への影響として間接的に示すことができたことで、河川生態系に関する流域住民への啓発的な効果が期待される。

5. 引用文献

- 川合禎次・谷田一三. (2005). 日本産水生昆虫. 東海大学出版会. 東京. pp.-1342
- 白川直樹・山本晃一. (2005). 自然的攪乱・人為的インパクトに対する河川水質と基礎生産者の応答 (小倉紀雄・山本晃一編著. 自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系 6章). 技法堂出版. 東京. pp.37-76
- 谷田一三. (1999). 生態学的視点による河川の自然復元：生態的循環と連続性について. 応用生態工学 2: 37-45
- Hauer F.R. and Lamberti G.A. (eds). (1996). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. San Diego. pp.-674
- Merritt R.W. and Cummins K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America* 3rd ed. Kendall/Hunt Pub. Co. Dubuque, Iowa. pp.-862

りゅうじょうゆうきぶつ み た ま がわ せいたいがくてきれんぞくせい ひょうか
「粒状有機物から見た多摩川の生態学的連続性の評価」

(研究助成・学術研究 VOL. 36-NO. 268)

著者 ふるまい ひろあき
古米 弘明

発行日 2008年3月31日

発行者 財団法人 とうきゅう環境浄化財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141