

(15) 河川上流域における粒状態有機物(POM)から溶存態有機物(DOM)
への変換過程に関する研究

Dissolved Organic Matter (DOM) Formation from Particulate Organic
Matter (POM) in Upstreams

藤井学*, 吉村千洋**, Klement Tockner***, 大村達夫*

Manabu FUJII*, Chihiro YOSHIMURA**, Klement TOCKNER***, Tatsuo OMURA*

ABSTRACT: Experiments on the leaching of DOM from riverine POM fractions were conducted to investigate the qualitative and quantitative formation of dissolved organic matter (DOM). Amphipods (*Gammarus* sp.) were fed in the laboratory with preconditioned leaves of *Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, and *Quercus robur*, twigs of *Populus nigra*, and epilithic algae (periphyton). Amphipods produced two FPOM fractions (L-FPOM: 250-500 μ m; M-FPOM: 100-250 μ m). L-FPOM consisted primarily of fecal pellets while M-FPOM was mainly composed of CPOM fragments created by the feeding activity. FPOM fractions and CPOM were exposed in 100ml Erlenmeyer bottles and stirred at 100rpm at 12°C under dark conditions. DOC release rate, UV absorption (E285) and microbial respiration (Biological Oxygen Demand in 3 days) were repeatedly measured over a 14-day period.

FPOM exhibited significantly lower DOC release rate than CPOM in first 24 hours of the experiment while it was slightly higher than CPOM in the second week. DOM release rate from air-dried leaves (CPOM) was significantly correlated with chlorophyll *a* content. Microbial respiration suggested that POM was converted by bacterial community into more refractory compound while releasing relatively labile DOM. In addition, POM derived from epilithic algae showed distinct leaching mechanism from allochthonous POM.

KEYWORDS: Upstream; POM; DOM; DOC release rate; Microbial respiration..

1. はじめに

無生物有機物は河川の動物や真菌類などの従属栄養生物にとって、餌資源やエネルギー源として生態学的に重要な役割を果たしている。一般的に無生物有機物は粒径0.45 μ m以下の溶存態有機物(DOM: Dissolved Organic Matter), 0.45 μ m以上の粒状態有機物(POM: Particulate Organic Matter)に大別され、さらに、POMは0.45 μ mから1 mmの細粒状態有機物(FPOM: Fine Particulate Organic Matter)及び1 mm以上の粗粒状態有機物(CPOM: Coarse Particulate Organic Matter)に分類される¹⁾²⁾(図1)。餌資源(エネルギー源)として最適な有機物のサイズはそれぞれの水生生物種ごとに異なる。

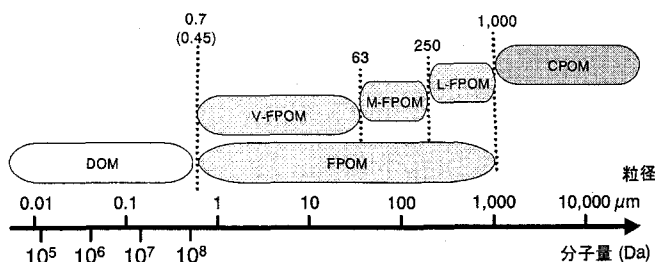


図1 有機物の粒径による分類.

*東北大学大学院工学研究科土木工学専攻(Department of Civil Engineering, Graduate School of Engineering, Tohoku University)

**東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻(Department of Urban Engineering, Graduate School of Engineering, University of Tokyo)

***Department of Limnology, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland

り、河川生態系を理解する上で重要な要素となっている³⁾⁴⁾⁵⁾⁶⁾。

無生物有機物の中で、河川内で生産される有機物 (Autochthonous Organic Matter) には水生生物の排泄物や死骸、細胞から放出される有機物があり、水系外から供給される有機物 (Allochthonous Organic Matter) には落葉、倒木、土壌由来有機物などがある⁷⁾。河川上流域生態系では Allochthonous OM の流入量が Autochthonous OM の生産量を上回ることが多く、この Allochthonous OM が水生生物の現存量や種の多様性を維持するために不可欠な餌資源 (エネルギー源) である¹⁷⁾。また、河川上流域で供給される Allochthonous OM は河川中流域及び下流域生態系にとっても重要な餌資源 (エネルギー源) となる。Thrumann(1985)によると河川に流入する有機炭素の約 25% (年平均) が POM として河川に堆積し、約 25% が水生生物に分解・吸収され、約 50% が海域に輸送される⁸⁾。

河川上流域の森林から落葉や倒木により CPOM として河川に流入した Allochthonous OM は、リーチング (leaching) 及び微生物分解により DOM へ、また、底生動物による摂食や流れによる物理的分解により FPOM へ変換される。その後 FPOM も微生物分解により DOM に変換され、最終的に DOM は微生物の吸収により二酸化炭素へと変換される⁹⁾。以上のような河川水中での有機物の流れを把握することは、水生生物へのエネルギー供給メカニズムの解明や河川生態系における炭素の流れを理解する上で必要不可欠であり⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾、河川環境保全の観点においても非常に重要である¹²⁾。また、浄水プロセスでの発がん性物質の生成能¹³⁾¹⁴⁾、金属の汽水域への輸送過程¹⁵⁾¹⁶⁾を解明するためにも POM から生成された DOM の特性を明らかにすることは重要な課題である。

しかしながら、自然河川中に存在する有機物は様々な起源を持ち、その起源を明確にすることが非常に困難であるため、有機物の変換過程に着目した研究は少ない。そこで、本研究では河川上流域を想定し、落葉や倒木により CPOM として河川に供給される Allochthonous OM がリーチング及び微生物分解により DOM へ変換される過程、そして水生生物が Allochthonous OM を摂食することで生産された FPOM が微生物分解により DOM へ変換される過程に着目し、以上 2 つの過程の中で POM から生成される DOM について、その生成速度及び微生物分解性を解明することを目的とした。さらに、POM から生成される DOM の生成速度及び微生物分解性について、Autochthonous OM (付着藻類及び水生生物の死骸) と Allochthonous OM の比較を行うことにより、陸生及び水生由来 POM の DOM への変換過程の違いを検討した。なお、FPOM は粒径の大きさによりさらに L-FPOM (> 250 μm)、M-FPOM (> 63 μm)、V-FPOM (< 63 μm) に分類される (図 1)。本研究では、M-FPOM 及び L-FPOM をそれぞれ 100 μm から 250 μm 、250 μm から 500 μm の粒径をもつ細粒状態有機物質と定義し、GF/F フィルターを通過する粒径が 0.7 μm 以下の有機物質を溶存態有機物質 (DOM) と定義した。

2. 実験方法

2. 1 実験の概要

河川上流域における POM の DOM への変換過程を研究するため、起源の異なる 16 種の POM (CPOM 及び FPOM) を用いて、POM からの DOM 生成実験を 14 日間にわたり行った (表 1)。CPOM として *Fraxinus excelsior* (トネリコ)、*Alnus incana* (ハンノキ)、*Quercus robur* (コナラ) の 3 種の葉、*Populus nigra* (ポプラ) の枝、Epilithic algae

(付着藻類) 及び *Gammarus* sp. (ヨコエビ) の死骸、計 6 種の CPOM を用いた。起源の明確な FPOM を自然河川から入手することは困難なことから、直接 *Gammarus* sp. に 5 種の CPOM (*Fraxinus excelsior*,

表 1 サンプルとして用いた 16 種の POM.

POMの由来	CPOM (> 1mm)	<i>Gammarus</i> sp. が生産した FPOM	
		L-FPOM (250-500 μm)	M-FPOM (100-250 μm)
<i>Fraxinus excelsior</i>	○	○	○
<i>Alnus incana</i>	○	○	○
<i>Quercus robur</i>	○	○	○
<i>Populus nigra</i> の枝	○	○	○
Epilithic algae	○	○	○
<i>Gammarus</i> sp. の死骸	○	-	-
合計	6種	5種	5種

Alnus incana, *Quercus robur*, *Populus nigra* の枝, Epilithic algae) を与え, 実験に供する FPOM を生産させた. さらに, 生産された 5 種の FPOM をそれぞれ L-FPOM (250-500 μm) と M-FPOM (100-250 μm) に分類し, 計 10 種の FPOM を用いた. 以上 16 種の POM をサンプルとし, 14 日間にわたりそれぞれの POM サンプルから生成された DOM について, DOC, 芳香族特性 (E285/DOC), 微生物呼吸量 (BOD_5) を測定した.

2. 2 POM 試料の作成

(1) 供試植物及び水生生物の起源と選定

2002 年 10 月に *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* の葉及び *Gammarus* sp. をスイスの Chriesbach 川流域 (チューリッヒ郊外), *Alnus incana* をイタリア北東部に位置する Tagliamento 川流域で採取した. なお, 実験に用いた葉はすべて落葉直前のものである. *Populus nigra* の枝 (直径: 約 1 cm) と Epilithic algae は 2003 年 1 月に Tagliamento 川流域で採取した.

高等植物が持つ最も化学的に安定している部分は, 細胞壁を構成するリグニンであり, 植物のリグニン含有量が微生物による分解速度を決める最も重要な因子である¹⁷⁾. そのため, 三種の葉の選定はその微生物分解速度を決定するリグニン含有量に基づいた. Petersen¹⁸⁾ らの研究によれば, *Fraxinus* sp. はリグニン含有量が低く, 分解係数が $k = 0.010$ (day^{-1}), *Alnus* sp. はリグニン含有量が中程度であり分解係数が $k = 0.008$ (day^{-1}), *Quercus robur* はリグニン含有量が高く分解係数が $k = 0.005$ (day^{-1}) である. また, *Populus nigra* の枝, Epilithic algae 及び *Gammarus* sp. の死骸はそれぞれ, 陸生樹木, 藻類及び水生動物由来の典型的な無生物有機物として実験に用いた.

(2) CPOM 試料

3 種の葉は採取後, 直径 14 mm のカッターを用いて円盤状に切断し, *Populus nigra* の枝はこのこぎりを用いて長さ約 1 cm に切断した. その後, 3 種の葉及び *Populus nigra* の枝は, 室内に数日間放置し空気乾燥を行った. *Gammarus* sp. は採取後 3 時間空気乾燥を行い, *Gammarus* sp. の死骸とした. Epilithic algae は採取後冷凍保存し, 凍結乾燥を行った.

CPOM は空気乾燥重量 (Epilithic algae の場合は凍結乾燥重量) を測定し実験に用いたが, 乾燥重量 (g-DM) として換算する必要があるため, 実験に用いた CPOM の乾燥重量を以下の方法により推定した. あらかじめ空気乾燥重量 (凍結乾燥重量) を測定しておいた CPOM を, 2 日間 60°C のオーブンで乾燥させた. デシケーターの中に一日静置した後, 乾燥重量の測定を行い, 空気乾燥重量 (凍結乾燥重量) と乾燥重量の重量比を求めた. この空気乾燥重量 (凍結乾燥重量) と乾燥重量の重量比を用いて, 実験に使用した CPOM の空気乾燥重量 (凍結乾燥重量) から乾燥重量を推定した.

(3) FPOM 試料

CPOM が水生生物に切断・分解 (消化) されることで, FPOM が生産される^{1) 2) 19)}. そこで, 本研究では河川生態系で優占種となることが多い *Gammarus* sp. (本研究では *Gammarus pulex* と *Gammarus fossarum*) を温室内で飼育することで, 直接, 実験に用いる FPOM 試料の生産を試みた.

図 2 は温室に設けられた水槽の模式図であり, 水槽は底から約 5 cm のところで 500 μm のメッシュにより区切られている. 水槽は水道水で満たされ, メッシュ上には 5 種 (*Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*, *Populus nigra* の枝, Epilithic algae) のいずれ

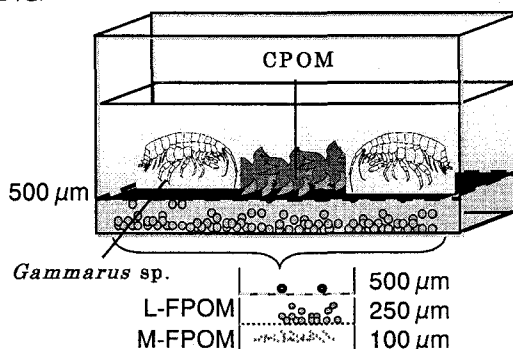


図 2 水槽 (25cm $\times$ 40cm $\times$ 25cm) 中における *Gammarus* sp. を用いた CPOM からの FPOM への生産過程の模式図.

かの CPOM を入れ、*Gammarus* sp. (水槽あたり 100 ~ 200 個体) の餌とした。Epilithic algae は凍結乾燥後そのまま水槽に入れた。Epilithic algae 以外の 4 種類の CPOM は 1mm メッシュの網を用いて河川水中 (Chriesbach 川) で 10 日間放置 (コンディショニング) した後、水槽に入れた。これは、コンディショニングにより CPOM 表面に微生物層が形成され、*Gammarus* sp. の餌として好ましい状態となるからである^{20,21)}。

Gammarus sp. の体内に存在していた有機物質を体外に排泄させるため、コンディショニングを行った CPOM を *Gammarus* sp. に与えてから二日以内に生産された FPOM は廃棄し、それ以後の FPOM について回収を行った。回収された FPOM は、その後 24 時間以内に生産されたもののうち、500 μ m のメッシュを通過したものである。*Gammarus* sp. から生産された FPOM は大きさによって異なる性質を持つと考えられるため、回収された FPOM をさらに 100 μ m、250 μ m 及び 500 μ m のメッシュを用いて、L-FPOM (粒径: 250-500 μ m) と M-FPOM (100-250 μ m) に分類した。図 3 より M-FPOM には *Gammarus* sp. の摂食過程により作られる植物断片が、L-FPOM には *Gammarus* sp. の消化過程を経た糞 (Feces) が卓越していることが分かる。

水槽から回収された FPOM (L-FPOM と M-FPOM) は、そのままの状態を保ち回収後 3 時間以内に実験に使用した。CPOM と同様、FPOM についても乾燥重量 (g-DM) として換算する必要があるため、実験に用いた FPOM の乾燥重量を以下の方法により推定した。水槽から回収された FPOM、攪拌子及び 0.7 μ m のガラスファイバーフィルター (GF/F, Whatman 製) で濾過した河川水 150 ml を 200 ml 三角フラスコに入れ、マグネティックスターラーを用いて、FPOM が溶液中に均一になるよう攪拌した。この状態で 10 ml ピペットを用いて三角フラスコ内から 100 ml 分の溶液を採取し実験に用いた。さらに、30 ml 分の溶液も採取し、乾燥させることで 30 ml 分の溶液中における FPOM の乾燥質量を測定した。そして、その体積比 (100/30) から実験に用いた FPOM の乾燥質量を推定した。

2. 3 DOM 生成実験の方法

(1) CPOM 由来の DOM 生成実験

POM からの DOM 生成実験の流れを図 4 に示した。空気乾燥重量 (Epilithic algae の場合は凍結乾燥重量) を測定した CPOM (乾燥重量で約 100 ~ 200 mg) 及び 3 cm の攪拌子を 100 ml の三角フラスコに入れ、さらに GF/F で濾過した河川水を 100 ml 加えた。ガス交換のため数カ所針で穴をあけたアルミニウム箔で三角フラスコ上部に蓋をした。なお、河川水はチューリッヒ州のトス川の最上流で採取した。河川水の水質は、pH 8.5、DOC 1.7mg/l、DN 0.8mg/l、DP < 5 μ g/l

である。そして、三角フラスコ内の CPOM サンプルをマグネティックスターラー上で、100 rpm の速度でゆっくり攪拌した (攪拌子による CPOM 破壊を避けるため)。この実験は蛍光灯による照明がある 12℃ の恒温室で、14 日間続けた。実験中は常に溶存酸素濃度が 90% 以上であった。

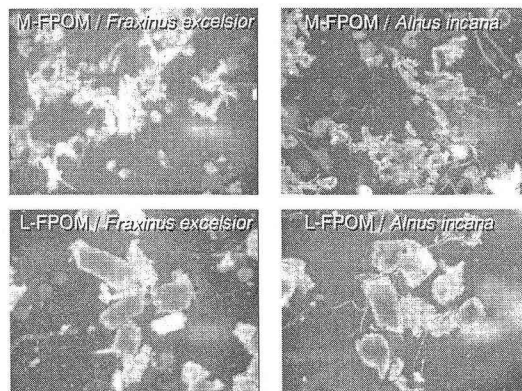


図 3 *Gammarus* sp. により生産された *Fraxinus excelsior* 及び *Alnus incana* 由来の L-FPOM と M-FPOM の顕微鏡写真。

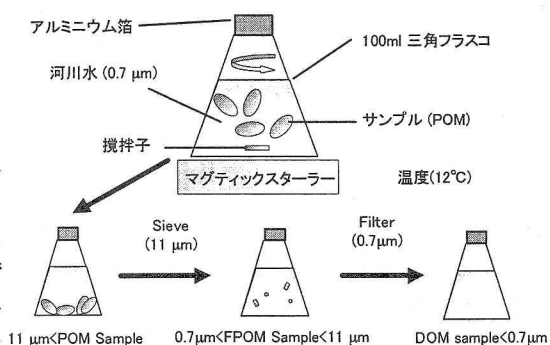


図 4 POM からの DOM 生成実験の流れ。

14日間にわたりCPOMから生成されるDOMの生成速度と微生物分解性を測定するため、実験開始から6時間後、24時間後、3日後、7日後、14日後に、三角フラスコ内のサンプルを11 μm メッシュ及びGF/Fで濾過を行い三角フラスコ内のDOMを回収した。11 μm メッシュに残ったPOMは三角フラスコに戻し、新たに濾過を行った河川水を100 ml加え実験を続けた。その後、回収したDOMサンプルについてそれぞれ、DOC、芳香族特性 (E285/DOC)、微生物呼吸量 (BOD_5) を測定した。

DOMの生成速度の指標としてDOCの生成速度を測定した。DOC測定にはShimadzu TOC-5000 total carbon analyzerを用いた。DOMの芳香族特性の指標としてCary UV visible spectrophotometerを用いてDOMの波長285 nmを測定し、E285/DOC(SUVA)を求めた。DOMの分解に伴う微生物呼吸量 (BOD_5) は、生物化学的酸素要求量 (BOD) の標準法を改良し測定した。実験前及び実験後のPOM、そして実験初期 (CPOMの場合は0～6時間後、FPOMの場合は0～24時間) 及び実験中期 (3～7日後) にPOMから生成されたDOMの3日間における溶存酸素濃度の変化を測定した。溶存酸素濃度の測定は、Orbisphere laboratories社製の溶存酸素計を用いた。この測定はDOM生成直後における溶存酸素濃度変化を調べるため3日間で、河川環境での条件に近い12℃ (暗室) で行った。

(2) FPOM 由来の DOM 生成実験

FPOM由来のDOM生成実験は、CPOM由来のDOM生成実験方法と同様である。ただし、水槽から回収されたFPOMの乾燥質量は6～80 mgであった。また、DOMサンプルを回収する時間はFPOMのDOM生成速度を考慮した上、実験開始から24時間後、3日後、7日後、14日後とした。

3. 結果と考察

3. 1 CPOM の DOC 生成速度

図5にCPOMのDOC生成速度を示した。POMから生成されたDOCは微生物 (細菌類) に無機分解され減少することも考えられるため、ここで示すDOC生成速度は、微生物による無機分解も含めたDOC生成速度である。しかしながら、本実験で用いた河川水はDOC濃度 (1.7mg/l) が比較的低いため、フィルターで濾過した河川水であっても微生物が比較的低い濃度で存在すると考えられる。そのため、実験初期段階における微生物活性によるDOCの溶出及び無機分解は、リーチングによるDOC生成量に比べて非常に小さいと考えられる。

DOC生成速度は、すべてのCPOMで時間が経過するほど減少していく傾向にあった。CPOMのDOCへの変換にはリーチング及び微生物による分解が考えられる²²⁾²³⁾。実験開始後24時間以内に生成されるDOCは主にリーチングによるものであり、それ以降はリーチングと微生物によるCPOMの分解により生成されたDOCである²⁴⁾。リーチングによるDOCの生成がほぼ終了していると考えられる5日後には、すべてのCPOMのDOC生成速度は0.1(mg-C/g-DM/hour)を下回った。

3種の葉について、初期のリーチングによるDOC生成速度は*Alnus incana*が最も高く、続いて*Fraxinus excelsior*、*Quercus robur*の順であり、この順序は葉のリグニン含有量の大小関係とは一致しなかった。そのため、リーチングにより生成されるDOCは葉の内部構造ではなく表面構造に依存すると考えられる。そこで、葉の表面細胞に存在する物質の代表であるクロロフィルaに着目した結果、葉のクロロフィルa含有量とリーチングによるDOC生成量の関係には有意な線形関係 ($p < 0.05$) が得られた (図6)。すなわち、ク

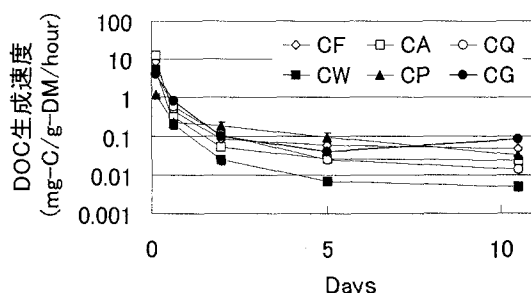


図5 CPOMのDOC生成速度。エラーバーは標準誤差を表し、CはCPOM、F、A、Q、W、P、Gはそれぞれ*Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*, *Populus nigra*の枝, Epilithic algae (Periphyton), *Gammarus* sp.の死骸を示す。

クロフィルaのような葉の表面細胞から溶出しやすい物質を多く含む植物ほど、リーチングによるDOC生成量が大いと考えられる。

*Populus nigra*の枝は難分解性有機物であるリグニンやセルロースを多く含み、他のCPOMに比べて表面積が小さいため、微生物分解を受けにくく、リーチング後のDOC生成速度は著しく減少したことが分かる。また、一般に水中に存在しているEpilithic algaeは、陸上の高等植物と比較してリーチングによるDOC生成速度は小さいことが明らかとなった。*Gammarus* sp.の死骸は陸生高等植物と同様、リーチング初期に高いDOC生成速度を示したが、タンパク質等を多く含む微生物により分解されやすいため、10日目においても高いDOCの生成を続けたと考えられる。

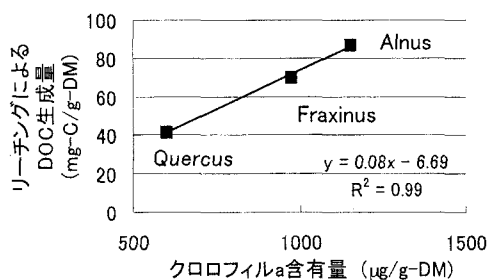


図6 葉のクロロフィルa含有量とリーチングにより生成されたDOC量の関係。

3. 2 FPOMのDOC生成速度

図7にL-FPOM及びM-FPOMのDOC生成速度を示した。*Fraxinus excelsior*と*Alnus incana*由来のL-FPOMは、時間の経過に伴いDOC生成速度が減少していることから、リーチングによるDOCの生成があったと考えられる。しかし、それ以外である*Quercus robur*, *Populus nigra*の枝, Epilithic algae由来L-FPOMと、すべてのM-FPOMでは、DOC生成速度が一定またはピークをもっていたことから、DOCの生成はリーチングよりもFPOM表面に付着した微生物の分解作用による影響が大きい。続いて、*Fraxinus excelsior*と*Alnus incana*由来のL-FPOM及びM-FPOMについて、実験開始24時間以内のDOC生成速度に着目すると、M-FPOMよりL-FPOMの方がDOC生成速度が高いことが明らかとなった。すなわち、M-FPOMは主に植物断片の割合が高く、水槽中に数週間浸されているため、すでにリーチングが終了している。そのため、M-FPOMのDOC生成は主に微生物分解によるものでDOC生成速度は低かったと考えられる。それに対して、L-FPOMでは*Gammarus* sp.の消化活動により体内で新たに再構成された有機物質(Feces)が水中に排出されるため、リーチングが生じDOC生成速度は高くなったと考えられる。

*Alnus incana*由来POMからのDOC生成速度及び累積DOC生成量を図8に表した。M-FPOM及びL-FPOMの24時間以内のDOC生成速度は1.5 mg-C/g-DM/hour以下で、FPOMのリーチングによるDOC生成速度はCPOM(12.7 mg-C/g-DM/hour)と比較すると非常に低かった。しかし、12時間後にはCPOMとM-FPOMのDOC生成速度はほぼ同程度となり、それ以降はDOC生成が微生物分解に依存するため、FPOMのDOC生成速度はCPOMのDOC生成速度より高くなった。M-FPOMは自然河川でコンディショニングを行った植物の断片であり、また、L-FPOMは*Gammarus* sp.から生産されたFecesである。そのため、

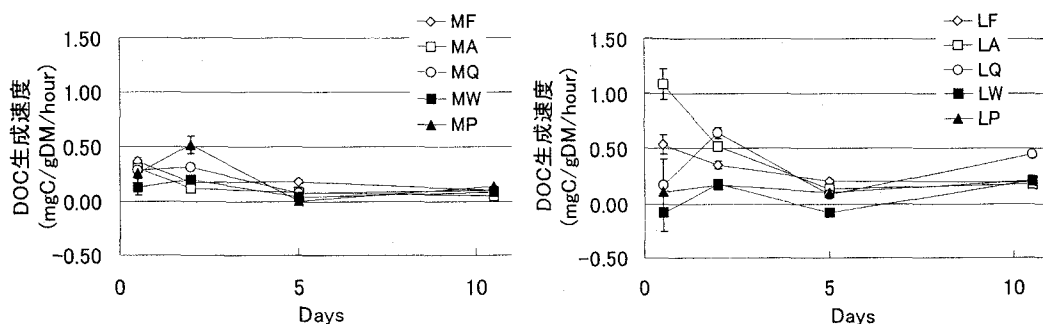


図7 M-FPOM及びL-FPOMのDOC生成速度。エラーバーは標準誤差を表す。MはM-FPOM, LはL-FPOMを表し、その他の記号は図5と同じである。

FPOMの表面には実験開始時に既に微生物膜が形成されており、実験を行った14日間ではCPOM表面よりFPOM表面の方が微生物活性が高かったと考えてよい。したがって、微生物分解による影響が大きい5日後以降では、FPOMのDOC生成速度はCPOMのDOC生成速度より高かったのである。さらに、14日間におけるCPOMからのDOC生成は主にリーチングによるもので、また、FPOMからのDOC生成量は微生物分解によるものであることも明らかとなった。

3. 3 POM由来DOMの芳香族特性

CPOMとFPOM由来のDOMに関してE285/DOC(SUVA)の変化を図9, 10に示した。285nm近辺における吸光は芳香族特性を示し²⁵⁾²⁶⁾、E285/DOCはDOCに占める芳香族炭素の割合を示す指標である²⁷⁾。

図9を見ると、Epilithic algae以外のCPOMについて、6時間以内に生成されたDOMは芳香族炭素割合が小さいが、それから2日後まで芳香族炭素の割合が増加し、それ以降は減少する傾向にあった。また、Epilithic algaeは他の5種のCPOMとは異なり、12時間後でピークをもち、それ以降の減少も他のCPOMよりも早かった。つまり、14日間でCPOMから生成されるDOMの芳香族炭素割合が最も高い時間帯は、陸生植物及び*Gammarus* sp.で2日後、Epilithic algaeで12時間後と考えられる。CPOMのDOC生成速度(図5)と芳香族炭素の割合(図9)を比較すると、実験開始直後には植物の表面に存在するクロロフィルa等がリーチングすることで高濃度のDOCが生成されるが、そのDOCに占める芳香族炭素量の割合は小さい。一方、2日目以降になると微生物が植物の表面構造を分解することによって芳香族炭素を多く含むDOCの割合が大きくなり、DOC中の芳香族炭素の割合が増加したと考えられる。また、3種の葉を比較すると、リグニン含有量が最も高い*Quercus robur*が全体的に高い割合で芳香族炭素を生成していたことが分かる。

M-FPOMから生成されたDOCは、CPOMとは反対に時間経過に伴い芳香族炭素の割合(E285/DOC)が増加していく傾向にあった(図10)。また、L-FPOMから生成されたDOCでは芳香族炭素の割合(E285/DOC=0.02)は時間経過に伴い変化しないことが明らかとなった。このL-FPOM及びM-FPOMの間に見ら

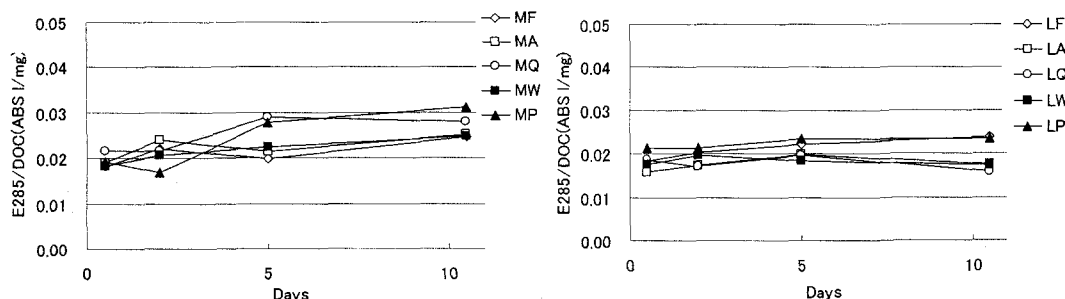


図10 FPOM由来DOMのE285/DOC. その他の記号は図5及び図7と同じである。

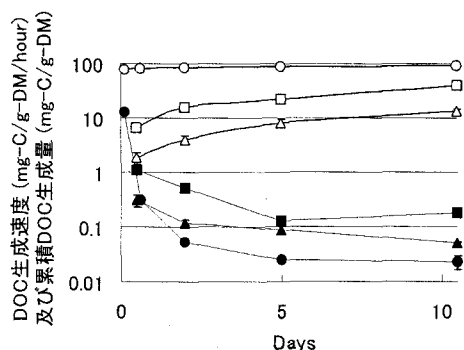


図8 *Alnus incana*由来POMからのDOC生成速度(●CPOM, ▲M-FPOM, ■L-FPOM)及び累積DOC生成量(○CPOM, △M-FPOM, □L-FPOM). エラーバーは標準誤差を表す。

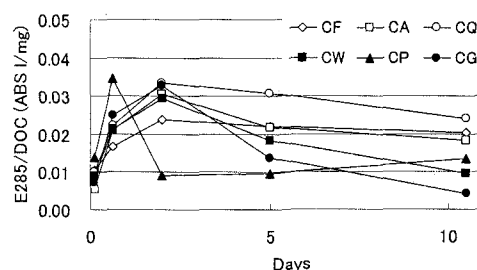


図9 CPOM由来DOMのE285/DOC. 記号は図5と同じである。

れる芳香族炭素の割合変化の違いは、M-FPOMとL-FPOMから生成されたDOMの性質が異なることを示している。すなわち、M-FPOMに多く含まれる植物断片は時間経過に伴い芳香族炭素の割合が大きいDOCを生成し、L-FPOMに多く含まれるFecesは時間によらず芳香族炭素の割合が一定なDOCを生成することが明らかとなった。また、CPOMから生成されたDOCでは、芳香族炭素の割合の時間変化にCPOMの種ごとの違いが見られた(図9)。しかし、M-FPOMから生成されたDOCでは種ごとの差が小さく、L-FPOMから生成されたDOCではきわめて類似した変化が見られた。これは、生物による分解の進行に伴い、植物細胞を構成する分子の中で比較的難分解性の部分が最終的に残った結果、POMの性質が均一化したためだと考えることができる。すなわち、M-FPOMは微生物による分解、L-FPOMは微生物に加え*Gammarus* sp.の消化活動による分解を経たため、さらにPOMの性質が均一化したと考えられる。

3. 4 微生物呼吸量

Fraxinus excelsior, *Alnus incana*, *Quercus robur*由来のPOMから実験初期(CPOMは0~6時間後, FPOMは0~24時間後)に生成されたDOMと実験中期(3~7日後)に生成されたDOMの生物利用性を評価するために、芳香族特性に加え微生物呼吸量(BOD_3)を測定した(図11)。

L-FPOMはCPOMが*Gammarus* sp.の消化・分解過程を経て生産されるFecesを多く含む有機物質であり、M-FPOMはその摂食活動により生じた植物断片を多く含む有機物質である。すなわち、L-FPOM及びM-FPOMはCPOMよりも生物分解を受けたものであり、CPOMと比較して難分解性物質であると考えられる。そのため、FPOMが微生物分解過程を経て生成されたDOMは、さらに難分解性で安定した構造を持つと予想された。しかしながら、FPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量はCPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量より高かった。特に*Quercus robur*由来L-FPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量は他のPOMと比較して非常に大きい値であった。つまり、FPOMはCPOMより難分解性の物質であるにもかかわらず生物利用性が高いDOMを生成したという結果となった。また、*Quercus robur*由来のM-FPOMを除くPOMから生成されたDOMに着目すると、実験中期(3~7日後)に生成されたDOMは初期に生成されたDOMよりも生物利用性が高いことが分かった。それに加え、前節で示した傾向から、M-FPOM及びL-FPOMにおいて実験初期と中期に生成されたDOMの芳香族炭素の割合は、ほぼ同程度かやや増加する傾向にあった(図10)。そのため、芳香族炭素を多く含むDOMほど生物利用性が高いという結果となった。

以上二点の結果は非常に疑問の残る点であり、今後の検討が必要である。しかしながら、Volkら(1997)の研究は、河川水中に存在するフミン物質が糖類やアミノ酸と同様の速度で微生物に分解されることを示している²⁸⁾。よって、実験中期に生成されたDOMはリグニンやセルロースなどの化学的に安定した構造が分解されたフミン物質のようなもののだとしても、構造の一部に生物利用可能な部分を有していたことも考えられる。いずれにせよ、FPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量は、CPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量より高かったことから、FPOMは自然河川中での微生物活動に対して非常に重要な役割を果たしていると考えられる。

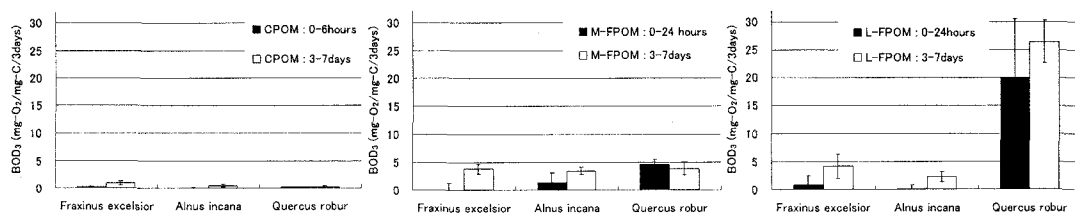


図11 *Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*から実験初期に生成されたDOM及び実験中期に生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量(BOD_3)。エラーバーは標準誤差を表す。

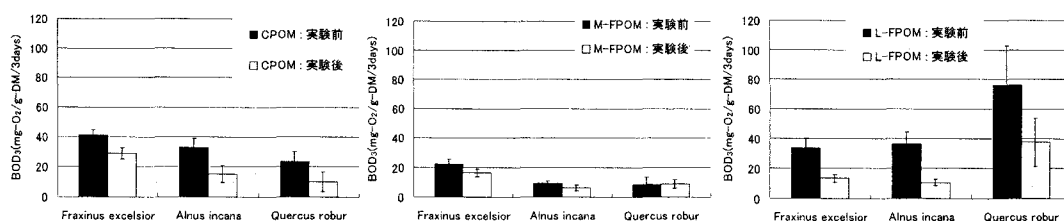


図12 実験前後におけるPOM(*Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*)分解に伴う微生物呼吸量 (BOD₃)。エラーバーは標準誤差を表す。

実験前後におけるPOM(*Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*)分解に伴う微生物呼吸量 (BOD₃)を図12に示した。実験前後で、*Quercus robur*由来M-FPOM以外のすべてのPOMで微生物呼吸量が減少していることから、微生物によるPOMの分解及びリーチングによる易分解性物質の放出により、実験後には難分解性の高いPOMが残ったと考えられる。CPOMの分解に伴う微生物呼吸量は、*Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*の順で減少していくため、リグニン含有量が高いCPOMほど微生物分解を受けにくいことが分かる。POMの中でL-FPOMの分解に伴う微生物呼吸量が最も高いのは、Fecesに既に大量の微生物が付着していたためと考えられる。一方、M-FPOMの分解に伴う微生物分解性は低く、POMの中で最も難分解性であることが示された。

3. 5 河川上流域でのPOMの役割

本研究結果から、落葉や倒木として水系外から移入する Allochthonous OMは、その種によってDOMの生成速度や微生物分解性が異なることが示された。そのため、Allochthonous OM由来のPOMやそれから生成されるDOMをエネルギー源とする水生生物は、河川上流域におけるAllochthonous OMの種類やその供給量に強く依存することになる。さらに河川の連続性を考慮すると、上流域におけるAllochthonous OMの供給は中・下流域生態系へのエネルギー供給にもつながる。すなわち、河川生態系を健全な状態で維持するためには、河川生態系へのエネルギー供給源となる河川上流域での植生の保全は欠かすことができない。

また、河川へのAllochthonous OMの供給は季節変化を伴い、秋には落葉によるAllochthonous OMが豊富であるが、その他の季節には主に、土壌中や河川内での動植物によりDOMが供給されることが予想される。よって、このような季節変化に着目した生態系へのエネルギー供給メカニズムの解明は今後の重要な課題である。

4. おわりに

本研究では、CPOMのDOMへの変換過程及び水生生物がCPOMをもとに生産したFPOMのDOMへの変換過程に着目することで、実際の河川でのAllochthonous OMからDOMに至る一連の有機物変換過程を再現することができた。以下に本研究で得られた知見をまとめた。

- 1 陸生由来の葉のリーチングによるDOC生成には、リグニン含有量には依らず葉の表面構造が影響するものと考えられる。また、陸上由来の高等植物と水中由来のEpilithic algaeとではリーチングによるDOC生成速度の違いが明確に現れた。
- 2 FPOMからのDOC生成は主に微生物分解によるものであり、その生成速度はリーチングによるCPOMのDOC生成速度に比べてかなり低かった。しかしながら、FPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量は、CPOMから生成されたDOMの分解に伴う微生物呼吸量より高いことから、FPOMは自然環境中での生物活動において非常に重要な役割を果たしていると考えられる。
- 3 POMの微生物による分解及びリーチングによる易分解性物質の放出の結果、POMの難分解性を高め

たと考えられる。

4. L-FPOMには *Gammarus* sp. により生産された Feces が多く含まれ、M-FPOM には植物断片が多く含まれていた。そのため L-FPOM と M-FPOM からの DOC 生成速度は異なり、それぞれから生成された DOM についても、芳香族特性及び微生物分解性は異なっていた。

以上のように、Allochthonous OM から DOM への変換過程において、生成された DOM の性質は有機物の由来やサイズによって大きく異なっていた。したがって、実際の河川における水生生物へのエネルギー供給メカニズムを理解するためには、由来やサイズの異なる有機物から生成される DOM を個々に分類して考える必要がある。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、古米弘明教授（東京大学）と Richard Illi 氏（EAWAG）の多大なる協力を頂き、また文部科学省科学研究費（平成 14 年度特別研究員奨励費）の援助を受けた。ここに謝意を表す。

<参考文献>

- 1) Allan, J. D., 1995. 'Heterotrophic energy sources' in Stream Ecology - Structure and function of running waters, Chapman & Hall, 109-129.
- 2) Wallace, J. B. and Grubaugh, J. W., 1996. Transport and Storage of FPOM. Methods in stream ecology, F. R. Hauer and G. A. Lamberti, Academic press, 191-215.
- 3) Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. and Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept, *Aquatic Science* 37, 130-137.
- 4) Hawkins, C. P., 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four oregon streams, *Ecology* 62(2), 387-397.
- 5) Ochiai, M., Ogino, M., Sasaki, K. and Okazawa, T., 1988. Behavior of particulate carbohydrates and amino acids in estuary of the Tama River, *Marine Chemistry* 25, 265-278.
- 6) 谷田一三, 竹門康弘, 1999. ダムが河川の底生動物へ与える影響, 応用生態工学 2(2), 153-164.
- 7) 布川雅典, 井上幹生, 1999. 北海道北部の小河川における河畔植生と底生昆虫群集との対応様式, 陸水雑 60, 385-397.
- 8) Thurman, E. M., 1985. Amount of Organic Carbon in Natural Waters. Organic Geochemistry of Natural Waters, Dordrecht, Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, 7-65.
- 9) Lu, X. Q., N. Maie, Hanna, J. V., Childers, D. L. and Jaffe, R. 2003. Molecular characterization of dissolved organic matter in freshwater wetlands of the Florida Everglades, *Water Research* 37, 2599-2606.
- 10) Coble, P. G. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy, *Marine Chemistry*, 51, 325-346.
- 11) Mitra, S., Bianchi, T. S., Guo, L. and Santschi, P. H., 2000. Terrestrially derived dissolved organic matter in the Chesapeake Bay and the Middle Atlantic Bight, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64(20), 3547-3557.
- 12) 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(1), 37-45.
- 13) Amy, G. L., Thompson, J. M., Tan, L., and Davis, M. K., 1990. Evaluation of THM precursor contributions from agricultural drains, *Journal AWWA* 82(1) 57-64.
- 14) APHA, AWWA and WPCF 2000. Formation of trihalomethanes and other disinfection by-products In Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington, pp.5/55-64.
- 15) Taylor, H. J., Postill, A. S., Tipping, E. and Harper, M. P., 2002. Laboratory measurements and modeling of metal-humic interactions under estuarine conditions, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66, 403-435.
- 16) Sholkovitz, E. R. and Copland, D., 1981. The coagulation, solubility, and adsorption properties of Fe, Mn, Cu, Ni, Cd, Co, and

- humic acids in a river water, *Geochimica et Cosmochimica Acta* **45**, 181-189.
- 17) Gessner, M. O. and Chauvet, E., 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter, *Ecology* **75**(6), 1807-1817.
- 18) Petersen, R. C. and Cummins, K. W., 1974. Leaf processing in a woodland stream, *Freshwater Biology* **4**, 343-368.
- 19) Malmqvist, B., Wotton, R. S. and Zhang, Y., 2000. Suspension feeders transform massive amounts of seston in large northern rivers, *OIKOS* **92**, 35-43.
- 20) Kaushik, N. K. and Hynes, H. B. N., 1971. The fate of the dead leaves that fall into streams, *Arch. Hydrobiol.* **68**(4) 465-515.
- 21) Hieber, M. and Gessner, O. M., 2002. Concentration of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates, *Ecology* **83**, 1026-1038.
- 22) Baldwin, D. S., 1999. Dissolved organic matter and phosphorus leached from fresh and 'terrestrially' aged river red gum leaves : implications for assessing river-floodplain interactions, *Freshwater Biology* **41**, 675-685.
- 23) Kominkova, D., Kuehn, A. K., Buesing, N., Steiner, D. and Gessner, O. M., 2000. Microbial biomass, growth, and respiration associated with submerged litter of *Phragmites australis* decomposing in a littoral reed stand of a large lake, *Aquatic Microbial Ecology* **26**, 271-282.
- 24) Gessner, M. O. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams, *OIKOS* **85**(2), 377-384.
- 25) Chin, Y. P., Aiken, G. and Loughlin, O. E., 1994. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances, *Environment Science and Technology* **28**, 1853-1858.
- 26) McKnight, D. M., Bencala, E. K., Zellweger, W. G., Aiken, R. G. and Feder, L. G., 1992. Sorption of dissolved organic carbon by hydrous aluminum and iron oxides occurring at the confluence of Deer Creek with the Snake River, Summit County, *Environment Science and Technology* **26**, 1388-1396.
- 27) Kalbitz, K., Geyer, W. and Geyer, S., 1999. Spectroscopic properties of dissolved humic substances - a reflection of land use history in a fen area, *Biogeochemistry* **47**, 219-238.
- 28) Volk, C. J., Volk, C. B. and Kaplan, L. A., 1997. Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater, *Limnol. Oceanogr.* **42**(1), 39-44.