

13. 4 河床の生態的健全性を維持するための流量設定手法に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）
 研究期間：平 18～平 22
 担当チーム：自然共生研究センター
 研究担当者：萱場祐一

【要旨】

本研究は、生物の摂食効果により河床の健全性が維持される機能に着目し、これを加味した河床管理方法の考え方を提示することを目的とし、①ダム下流における河床環境の実態を把握する。②魚類等の摂食圧が河床付着膜に及ぼす影響とその相互作用を明らかにする。③掃流砂が付着藻類に及ぼす影響の定量化を図る。これらの知見に基づき、④生物の摂食を加味した流量－土砂－付着藻類現存量推定モデルの構築を行う。⑤モデルの適用による河床環境評価手法の提案を行った。主要な結果は以下のとおりである。①ダム下流における付着藻類と単位幅流量との関係を見ると、AFDM(%)については、単位幅流量との間に有意な正の相関関係が、クロロフィル a 量との間には負の相関が見られた。また、アユの餌資源としての重要性を示す AFDM(%)の閾値 40%については、単位幅流量が 0.18m³/s/m 以上であればこれを上回るケースが多かった。②アユ、オイカワを用いた摂食実験から、アユの摂食圧はオイカワと比較して大きく、付着藻類の現存量だけでなく、付着藻類内の無機物量も低下させ、この結果として光合成速度を上昇させることが明らかになった。③掃流砂が付着藻類の現存量を低下させる経路としては、1) 磨耗効果と 2) 被覆効果に分けることができるが、実験河川で行った結果では 2) の効果がより大きいことが明らかになった。このため、河床環境管理には 2) の効果を取り込むことの必要性が示唆された。④付着藻類の一次純生産モデルを開発し、これを現存量モデルに組み込んで、阿木川ダム上下流の現存量の季節変化を予測した。実測値に基づく検証は概ね現存量の上下流および季節変化を再現した。⑤付着藻類の増加・減少に関する要素の組み合わせを河床環境管理シナリオに基づき変化させることにより河床環境を評価する手法を提案し、阿木川ダム上下流に適用してその具体例を示した。
 キーワード：河床環境、付着藻類、アユ、摂食圧、河川流量

1. はじめに

近年、人為的な流量制御に伴う流況の平滑化や上流からの土砂供給の減少等により、河床の健全性が損なわれていることが広く認識されるようになった。主な課題としては、①有機物やシルトなどの微細な土砂の堆積、②糸状緑藻の繁茂、③アユの餌資源としての質への影響、④底生動物群集への影響、⑤景観の悪化等があげられる。Biggs は、河川の付着藻類の発達をコントロールする要因について、藻類現存量を増加させる資源として、「栄養塩」、「光」、「水温」、減少させる要因として、「攪乱」（付着基質の不安定性、流速、懸濁物質）、及び底生動物や魚類による「摂食」をあげている（図 1.1）¹⁾。前述した課題は主に、これらの要因が人為的に改変されたことによって生じたものである。したがって、河床の健全性を修復するためには、これらの要因と関係を明らかにし、河床の健全性が維持される仕組みを整える必要がある。しかし、これまでの河床管理は、維持流量の増加、ダムからのフラッシュ放流、土砂還元等主に「攪乱」要因を修復する取り組

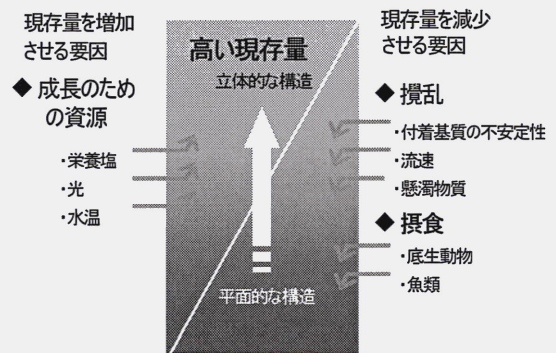


図 1.1 河川の付着藻類の発達をコントロールする要因、攪乱・資源・摂食の概念図¹⁾ に加筆

みが中心であり、底生動物・魚類による「摂食」に関しては、ほとんど検討されてこなかった。今後は、より本質的な河川生態系の修復を図っていく上においても、その場に生息すべき生物の棲み場（空間、流量等）を整え、生物が生息でき、それによって河床付着物が「摂食」されるといった生態系の機能を加味した河床管理の考え方を提示していくことが必要であると考

られる。

そこで本研究では、生物の摂食効果により河床の健全性が維持される機能に着目し、これを加味した河床管理の考え方を提示することを目的とする。具体的には、流量・掃流砂と河床の状態、底生動物・魚類等の生息と摂食の関係に関する基礎的データを取得し、これを基に一次生産及び付着藻類を餌とする生物の物理環境生息場、摂食圧を組み込んだモデルを構築し、適切な河床環境管理手法の設定に資する。

2. ダム下流における河床付着物の実態の把握

2.1 目的

ダム下流区間では、シルト等の堆積や糸状緑藻の繁茂がしばしば課題となる。シルトの堆積は、付着藻類の代謝、底生動物の種組成、そして、生物間相互作用に影響を及ぼす²³⁾。また、糸状緑藻の繁茂は、景観やレクリエーションの場としての価値を低下させる要因となる⁴⁾。さらに、糸状緑藻のカワシオグサ *Cladophora glomerat* に関しては、アユの後腸でも消化されないことから、成長阻害となる可能性が指摘され⁵⁾、シルトの堆積についても、アユの肥満度に影響を与えることが危惧されている⁶⁾。しかし、このような課題に関する定量的知見は少ない。そこでここでは、ダム下流区間を対象に、河床付着物調査を行い、シルトの堆積や糸状緑藻の繁茂状況と流量等の環境要因との関係について検討した。

2.2 方法

調査は、奈良県、三重県、滋賀県の7つのダム（宮川水系宮川/宮川ダム、櫛田川水系蓮川/蓮ダム、安濃川水系安濃川/安濃ダム、淀川水系名張川/比奈知ダム、淀川水系遅瀬川/上津ダム、淀川水系愛知川/永源寺ダム、淀川水系犬山川/大山ダム）の下流区間を対象に実施した。調査地点は、ダム直下(DD)、ダム下流に最初に流入する支川の合流前(UC)、合流後(DC)の3地点とし、河床付着物の採取及び河床付着物に関する環境要因（流量、流速、水深、水温、開空率、水質(SS、VSS、EC、chl-a等)、底生動物）に関するデータを取得した。ただし、ダムから支川合流までの距離が短い場合には、支川合流前の調査は割愛した。

河床付着物は、流心の瀬において、長径15cm程度の河床材料を対象に、それぞれ3つの河床材料を選定し、水深、流速を測定した後、河床より取りあげ、上面5cm×10cmの範囲の河床付着物をナイロンブラシで擦り取り試料とした。底生動物については、定量的な採取を行うとともに、簡易的に河床付着物を採取す

る際に確認された礫表面(50cm²)のヤマトビケラの個体数を記録した。なお、ヤマトビケラは、代表的な藻類食者であり、強い摂食圧を与えることが知られている。採取した試料は、冷暗条件で実験室に運搬し、半量にホルマリンを添加し、付着藻類の同定用に用いた。また、残りの半量の一部を用いて、ガラス繊維濾紙(φ47mm)で濾過した後、乾燥重量(60℃ 24時間加熱)、強熱減量(550℃ 2時間燃焼)、クロロフィルaを測定した。なお、シルト等の細粒土砂量は、無機物量(乾燥重量-強熱減量)により評価した。

2.3 結果及び考察

シルトなどの細粒土砂量や河床付着物に占める割合を示す無機物量及びAFDM(%)（有機物量/乾燥重量×100）と、流量、流水中の懸濁物質に係わる諸量（単位幅流量、水深、流速、摩擦速度、SS、SS-VSS）との関係について、ピアソンの相関係数の検定を行った。

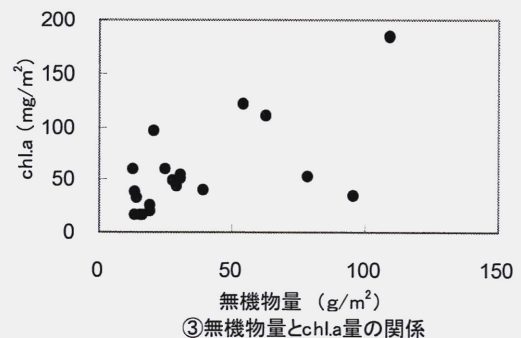
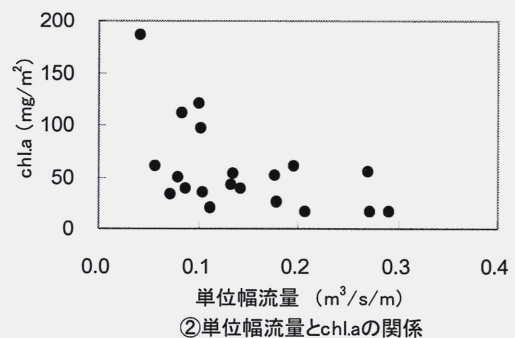
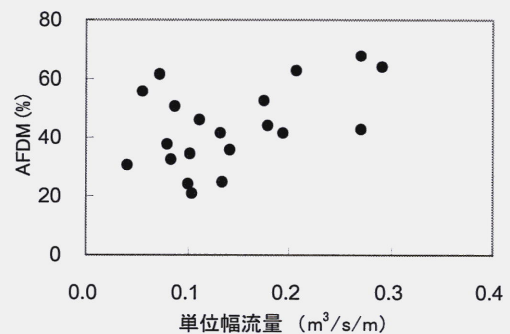


図 2.1 単位幅流量と AFDM(%)、chl-a 量、及び無機物量と chl-a 量の関係

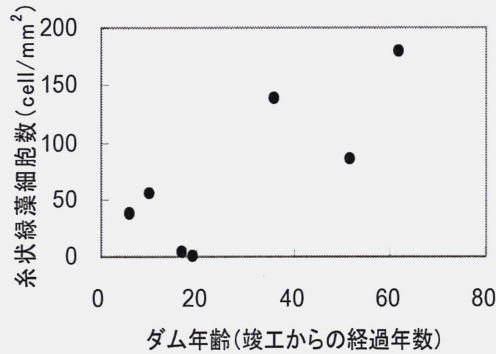


図 2.2 ダム年齢と糸状緑藻細胞数の関係

その結果、無機物量とこれらのパラメータとの間には、有意な相関関係は検出されなかったが、AFDM(%)については、単位幅流量との間に有意な相関関係が検出された(図 2.1①)。また、単位幅流量とクロロフィル a 量との間には負の相関、無機物量とクロロフィル a 量との間には正の相関関係がみられた(図 2.1②③)。今回調査を行った地点においては、主に流量が、河床付着物に占めるシルトなどの細粒土砂の割合や付着藻類現存量などに影響を与える要因となっていることが読みとれる。また、例えば、アユの餌資源としての河床付着物評価においては、AFDM(%)が 40%以上であれば、肥満度に影響を与えないという指摘がある⁹⁾。今回の調査地点においては、単位幅流量が 0.18m³/s/m 以上であればこれを上回ったが、これ以下の場合、AFDM が 40%以下のケースが多いことが読みとれる。

糸状緑藻については、糸状緑藻細胞数と、流量、水質に係わる諸量との間の関係についてピアソンの相関係数の検定を行ったが、いずれも有意な相関関係は検出されなかった。しかし、ダム下流 (DD) のみを対象とした場合には、ダム年齢 (ダム竣工から調査年までの年数) が高いほど、糸状緑藻細胞数が多い傾向がみられた(図 2.2)。糸状緑藻は、付着藻類群落の形成過程において最後に定着するとされ、矢作川で分布域が拡大している糸状緑藻のカワシオグサ *Cladophora glomerat* は、ダム建設に伴う河床の安定化がその主要因として有力視されている⁷⁾。本調査結果からも、ダム年齢が増加するに従い、底質の粗粒化や流況の安定化が進み、河床材料が攪乱される頻度が減少したことにより、付着藻類の群集構造が発達し、糸状緑藻が増加したものと推察された。

3. 摂食が河床付着膜の性状と光合成速度に及ぼす影響

3.1 目的

生物による河床付着膜の摂食は、河床環境の改善を図る上で、重要な役割を担っている。しかし、生物の摂食が付着藻類群集に及ぼす影響や河床付着膜を巡る生物間の関係を扱った研究は生態学分野で比較的多く行われているが⁷⁸⁾⁹⁾、工学的な観点から、摂食により河床の健全性が維持される機能に着目し、これを定量的に評価した研究はほとんどみられない。本研究では、比較的高い摂食圧を有するアユ、オイカワを対象として、摂食が河床付着膜に与える影響を明らかにすること、そして、魚類の摂食が付着藻類の光合成速度に及ぼす影響とそのメカニズムに関する定量的データを取得することを目的に研究を行った。

3.2 摂食が河床付着膜に及ぼす影響

3.2.1 実験方法

実験は、(独)土木研究所自然共生研究センター内の実験河川(岐阜県各務原市)で行った。付着膜の状態の違いによる摂食の影響の違いを考慮し、異なる2つの水理条件下(ケース I, II)で付着膜を成立させ、摂食の影響を把握することとした。ケース I, II の実験区の水深及び流速は、それぞれ、水深約 40cm、流速(6割水深)15-20cm/s、水深約 30cm、流速 30-40cm/s に設定し、両ケース3つずつ実験区を設けた。各実験区の上流端にはナイロン製ネット(5mm メッシュ)による仕切りを設け、魚類の出入りを遮断した。また、鳥類の補食を防止するため、実験区上部及び側面は 10cm×10cm メッシュのネットで被った。実験に際し、実験区内に生息している魚類をすべてエレクトロフィッシャーを用いて排除した。その後、河床に新たに礫(径 15-20cm の玉石)を設置し、河床付着膜を成長させた。

礫設置から約1ヶ月経過した後、両ケースの3つの実験区からそれぞれ礫3つをランダムに採取し、それぞれ上面 5cm×5cm の範囲から、ナイロンブラシと蒸留水を用いて河床付着膜を採取し(「処理前」とする)、冷暗条件で実験室へ運搬した。その後、各ケースの3つの実験区を、オイカワを放流した「オイカワ区」(放流密度: 4 個体/m²)、放流しない「対照区」、そして、アユとの比較が行えるように、アユを放流した「アユ区」(放流密度: 1 個体/m²)を設定した。実験に用いたアユは、岐阜県内の養殖場から購入したもので、平均体長 15.7cm、湿重量 47g である。オイカワは、実験河川においてエレクトロフィッシャーを用いて採捕したもので、平均体長 7.5cm、平均湿重量 6.5g である。

アユ、オイカワ放流から 10 日後、各実験区において、再び礫3つ(「アユ区」及び「オイカワ区」につい

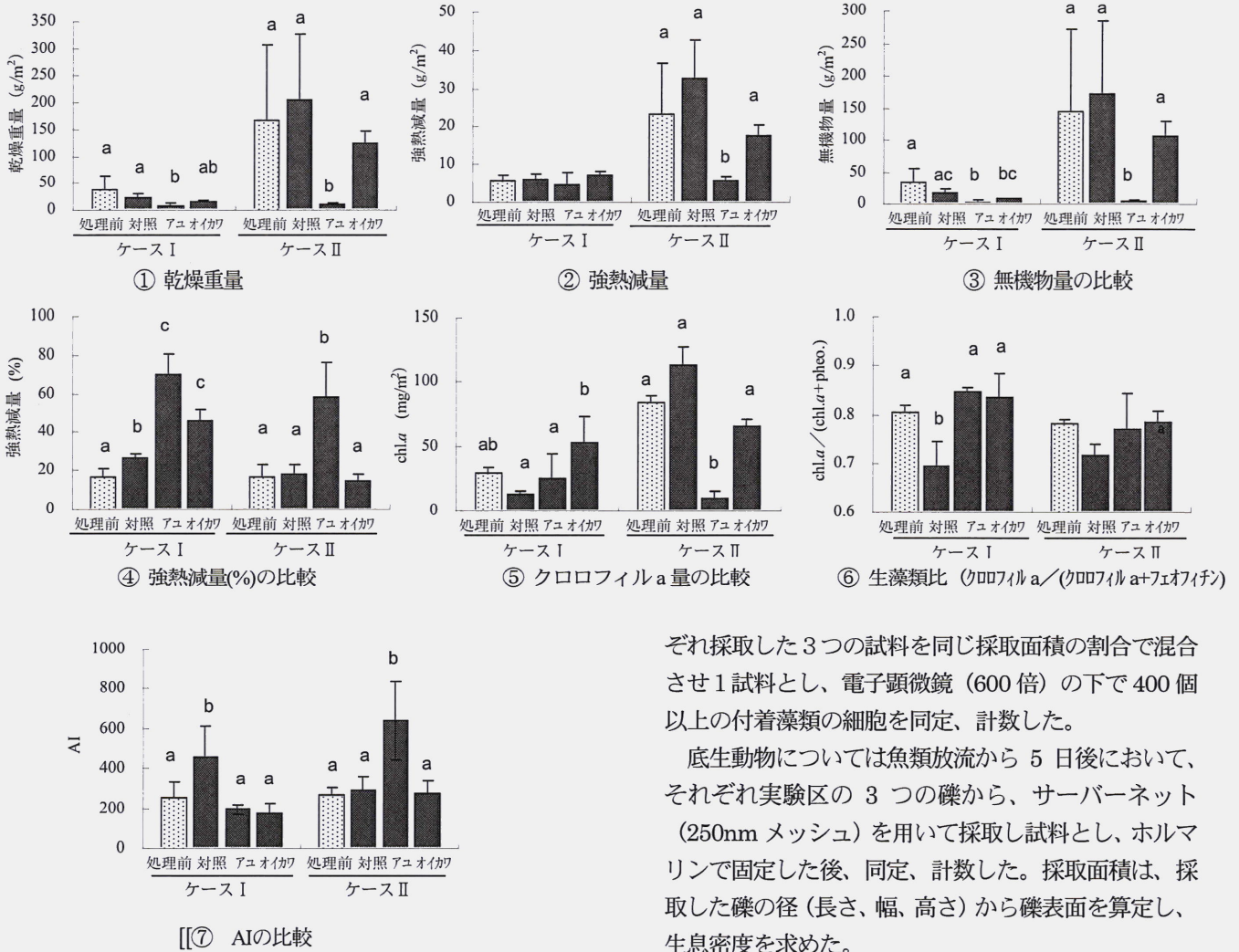


図3.1 付着膜の状態の比較

ては、摂食跡があるもの)をランダムに選定し、前述と同様に河床付着膜を採取し、実験室へ運搬した。なお、放流から10日後の付着膜採取までの水温平均値は25.3℃(測定間隔10分)であった。

採取した試料は、速やかにガラス繊維濾紙で濾過した後、乾燥重量(60℃24時間乾燥)、強熱減量(マッフル炉で550℃2時間燃焼)、クロロフィルa(chl-a)及びフェオフィチンをLorenzen(1967)により測定し、強熱減量(%)、無機物量(ここでは、乾燥重量から強熱減量を差し引いた重量を無機物量とした)、クロロフィルa/(クロロフィルa+フェオフィチン)(以下、生藻類比とする)、AI(Autotrophic Index=強熱減量/クロロフィルa)を算出した。AIとは、河床付着膜の質的評価の指標として用いられているもので、値が小さいほど、藻類の割合が大きく、藻類以外の生物や生物以外の有機物の割合が小さいことを示す。

また、試料の一部はホルマリンで固定した後、それ

ぞれ採取した3つの試料を同じ採取面積の割合で混合させ1試料とし、電子顕微鏡(600倍)の下で400個以上の付着藻類の細胞を同定、計数した。

底生動物については魚類放流から5日後において、それぞれ実験区の3つの礫から、サーバーネット(250nmメッシュ)を用いて採取し試料とし、ホルマリンで固定した後、同定、計数した。採取面積は、採取した礫の径(長さ、幅、高さ)から礫表面を算定し、生息密度を求めた。

$$\text{表面積 (m}^2\text{)} = 1.15 (LW + WH + HL) \quad (10)$$

ここでLは径(m)、Wは幅(m)、Hは高さ(m)を示す。

3.2.2 統計的処理

各ケースの「処理前」の3つの実験区の初期条件が同じであることを確認するため、乾燥重量(g/m²)、強熱減量(g/m²)、無機物量(g/m²)、強熱減量(%)、chl-a量(mg/m²)、生藻類比、AIの各項目について、一元配置分散分析(有意水準5%)を行った。また、「処理前」と処理後の「対照区」、「アユ区」、「イカワ区」の付着膜の状態の比較には、各項目について一元配置分散分析(有意水準5%)を行い、有意差が検出された場合には、Tukeyの多重比較検定(有意水準5%)を行った。なお、上記検定に際し、データの等分散性と正規性を得るため、実数値は対数変換、%値は逆正弦変換して用いた。

3.2.3 結果

「処理前」の各ケースの3つの実験区から得られたデータを対象に一元配置分散分析を行った結果、ケー

ス I、II ともに、前述したいずれの項目においても、実験区間に有意差は検出されず、各ケースの処理前の実験区の付着膜の状態に差はないことが確認された。図 3.1①~⑦に各ケースの「処理前」及び処理後の「対照区」、「アユ区」、「オイカワ区」の河床付着膜の分析結果を平均値及び標準偏差で示した。図中の「処理前」のデータは、各ケースの 3 つの実験区から採取した計 9 データを示している。また、図中の小文字アルファベットは、一元配置分散分析により、「処理前」、「対照区」、「アユ区」及び「オイカワ区」に有意差が確認された ($P < 0.05$) 項目に対して行った Tukey 検定の結果を示したもので、同じ文字が含まれないケース間には有意差が認められたことを示している。「処理前」の付着膜の状態はケース I、II でそれぞれ異なり、ケース II の付着物量 (乾燥重量、強熱減量、無機物量、chl-a 量) は、ケース I より大きい傾向がみられた。ケース II では、大型糸状緑藻の繁茂と、これに砂やシルト等の土粒子が捕捉された状態が目視によっても確認でき、ケース I との状態とは視覚的にも異なるものであった。なお、ここでは砂以下 (粒径 2mm 以下) の土粒子を細粒土砂とする。

処理後の「対照区」の付着膜は、ケース I では、「処理前」との間に、強熱減量(%), 生藻類比及び AI において有意差が検出された。これは、時間経過に伴う付着膜の変化 (膜の発達に伴う老化) を示すものと考えられたが、ケース II ではいずれの項目においても有意差は検出されず、変化はみられなかった。「アユ区」、「オイカワ区」について、ケース I では、「対照区」との間に、多くの項目において有意差が検出された。「アユ区」では、強熱減量と chl-a を除くすべての項目において「対照区」との間に有意差が検出され、乾燥重量、無機物量、AI は「対照区」より小さく、強熱減量(%), 生藻類比は大きかった。「オイカワ区」では、乾燥重量、強熱減量を除く項目において「対照区」との間に有意差が検出され、無機物量、AI は「対照区」より小さく、chl-a、生藻類比及び強熱減量(%)は大きかった。また、「アユ区」と「オイカワ区」の間には、chl-a 量に有意差が認められたが、その他の項目では検出されなかった。ケース II の「アユ区」では、生藻類比を除くすべての項目において「対照区」との間に有意差が検出され、乾燥重量、chl-a、強熱減量、無機物量は「対照区」より小さく、強熱減量(%), AI は大きかった。これに対し「オイカワ区」では、いずれの項目においても「対照区」との間に有意差は検出されず、変化がみられた「アユ区」とは異なっていた。

表 3.1 に、処理前後の付着藻類群集の種組成について、代表種と、それらの出現割合 (全細胞数に占める割合(%)) を示した。ここで代表種とは、各サンプルのそれぞれ全細胞数 (一部の種は 1 糸状体を 1 として計数) に占める割合が 5%以上の種とした。「処理前」のケース I では、珪藻のフネケイソウ *Navicula confervacea*、緑藻 (浮遊性) のイカダモ *Scenedesmus* spp.、ケース II では、これらに加え、珪藻のタルケイソウ *Melosira varians* の出現割合が大きかった。また、ケース II では、大型糸状緑藻のサヤミドロ *Oedogonium* sp. の割合がケース I より大きく、アオミドロ *Spirogyra* sp. も出現していた。ケース I の「対照区」は、「処理前」と比較して、各種の出現割合の増減はみられたが、代表種の構成はほぼ同様であった。ケース II においても、「対照区」の珪藻の種数は「処理区」より多いが、「処理前」とほぼ同様の種構成であった。これに対し「アユ区」では、ケース I、II ともに糸状藍藻のピロウドラソウ *H. janthina* が大きく優占し、「処理前」や「対照区」の群集と異なっていた。「オイカワ区」については、ケース I では、「アユ区」と同様に糸状藍藻の *H. janthina* が優占したが、その割合は「アユ区」より小さく、珪藻類は「アユ区」より多く出現していた。ケース II では、「対照区」と似た種組成であり、ケース I のような変化は生じていなかった。表 3.1 に底生動物の出現種及び個体数を示した。ケース I ではユスリカ科 *Chronomidae*、ケース II ではユスリカ科及びヒル綱 *Tipulidae* が優占した。総個体数は、ケース I が II より多く、両ケースともに、「アユ区」の個体数は、「対照区」及び「オイカワ区」より少ない傾向がみられ、アユによる捕食の影響をうけたものと考えられた。

以下に、アユ、オイカワの付着膜に対する摂食効果の違いを考察する。

アユは、ケース I で成立していた付着膜に対して、乾燥重量を減少させ、強熱減量(%)を増加させた。これらは主に無機物量の減少によるものであった。一方、オイカワの摂食においては、乾燥重量の減少はみられないが、アユと同様に、無機物量の減少に伴う強熱減量(%)の増加が確認された。ただし、ここで示した無機物量には、土粒子の他に、珪藻の珪酸質の被殻に含有するケイ素重量が含まれる。そこで、まず、以下に示す細胞体積とケイ素含有量の関係式⁹⁾を用いて、無機物量に占めるケイ素の割合の算出を試みた。

$$\text{Log [Si]} = 0.707 \log V - 0.263 \quad (10)$$

ここで、Si は細胞に含まれるケイ素の重量 (pg/

表 3.1 付着藻類群集の代表種とそれらの出現割合 (%)

		ケース I			ケース II				
		処理前 (N=3)	処理後		処理前 (N=3)	処理後			
			対照区	アユ区		オイカワ区	対照区	アユ区	オイカワ区
藍藻	<i>Homoeothrix janthina</i> *	10.1±17.9		81.1	57.9	0.4±0.5	1.4	85.3	3.5
	<i>Chamaesiphon</i> sp.			18.6	8.3			12.9	
珪藻	<i>Melosira varians</i>	6.0±3.9	2.4		0.5	14.7±6.5	14.7	0.5	3.5
	<i>Fragilaria pinnata</i>				0.3	9.6±3.2	13.4		0.7
	<i>Fragilaria pseudogaillonii</i>						16.3	0.1	2.0
	<i>Navicula confervacea</i>	23.1±3.4	64.3		0.7	24.6±8.9	8.3		30.9
	<i>Achnanthes exigua</i>					2.8±3.7	0.3		
	<i>Nitzschia amphibia</i>				6.1	0.9±0.3	0.5	0.5	2.0
	<i>Nitzschia palea</i>	4.6±1.8	5.4		1.7	2.0±1.5	1.4		0.1
	<i>Nitzschia paleacea</i>				5.0		1.1		7.0
緑藻	<i>Scenedesmus</i> spp.	41.1±7.0	15.5		9.9	21.2±2.9	19.8		17.0
	<i>Oedogonium</i> sp.	0.9±1.3		0.2	0.6	7.4±8.1	10.5	0.2	23.4
	<i>Spirogyra</i> sp.					4.7±5.8	0.8		1.0
上記合計		92.7±2.3	87.5	100.0	90.9	87.3±2.5	88.4	99.5	91.2

表 3.2 底生動物の出現種と個体数 (m²)

	ケース I			ケース II		
	「対照区」	「アユ区」	「オイカワ区」	「対照区」	「アユ区」	「オイカワ区」
コカゲロウ属 <i>Baetis</i> sp.			6	11	5	
ニンギョウトビケラ <i>Goera japonica</i> Banks	9					7
シマトビケラ科 Hydropterygidae	78	5	127			
ユスリカ科 Chironomidae	997	68	1,374	90	5	51
ガガンボ科 Tipulidae	5		6			
アブ科 Tabanidae			6			
ヒル綱 Tipulidae	32	53	46	79	18	58
ミス綱 Oligochaeta				5	9	
シジミ属 <i>Corbicula</i> sp.	101	87	29			22
計	1,222	213	1,594	184	37	138

cell)、V は細胞の体積 ($\mu\text{m}^3/\text{cell}$) を示す。珪藻の体積は、Biovolume Measurements¹²⁾の体積平均値を用い、これに掲載されていない種については、顕微鏡下で撮影した画像からおおよその体積を算定した。その結果、本実験で形成された付着膜中の無機物に占めるケイ素の割合は小さいことが確認され、無機物量はほぼ細粒土砂で占められていたと判断された。したがって、無機物量の減少は、摂食による細粒土砂の減少によるものと評価された。また、アユ及びオイカワに摂食された付着膜の生藻類比はいずれも「対照区」より大きく、AI は小さく、「処理前」と同レベルであった。アユのみでなく、オイカワの摂食によっても、老化した付着膜が除去され、活性の高い藻類の割合が増加し、付着膜の質的改善が図られることが明らかになった。なお、強熱減量については、「対照区」、「アユ区」、「オイカワ区」の間に有意差はなかった。要因として、「対照区」と「オイカワ区」では、デトリタスや藻類を摂食するユスリカ科の個体数が多く、その摂食圧が「アユ区」より大きく作用した可能性が考えられたが(表 3.2)、chl-a 量は「オイカワ区」が「アユ区」「対照区」より大きく、バクテリアの影響が関与している可能性もあり、要因は明瞭ではなかった。

アユはまた、ケース II の大型糸状緑藻の

Oedogonium sp.や *Spirogyra* sp.が出現し、細粒土砂が糸状緑藻に捕捉され、付着物量が大きい付着膜も摂食し、乾燥重量を減少させ、強熱減量 (%) を増加させ、大型糸状緑藻を減少させた。しかし、AI は「対照区」より大きいものの、生藻類比は「対照区」よりやや大きい傾向がみられるが有意ではなく、ケース I の付着膜に対してみられた明瞭な質的改善は確認されなかった。オイカワの摂食に関しては、いずれの項目においても変化はみられず、ケース II の付着膜に対しては、オイカワの摂食による付着物の減少や質的な改善効果は期待できないことが確認され、節状菌とよばれる独特の菌をもつアユと、これをもたないオイカワの口の形態の違いが顕著に表れたものと考えられた。

以上のようにアユ、オイカワの摂食の付着膜への影響は異なっていたが、ケース I の付着膜に対しては、オイカワの摂食によっても質的な改善効果が認められた。アユが付着藻類を摂食する期間は、5 月頃から 11 月に限られていることから、通年を通して河川に生息するオイカワ等の魚類の摂食が河床付着膜の性状に果たす役割の重要性が示唆された。

3.3 摂食が付着藻類の光合成速度に及ぼす影響

3.3.1 実験方法

3.2.1 で示したものと同規模の実験区にアユを放流

表 3.3 各実験区の付着膜の状態及び最大光合成速度との相関

	付着膜の状態			ピアソンの相関係数の検定	
	アユ区	オイカワ区	対照区	相関係数	P
乾燥重量 (g/m ²)	13.7±1.2 ^a	146.0±128.0 ^b	317.7±263.5 ^b	-0.79	<0.05
強熱減量 (g/m ²)	11.9±2.0 ^a	14.9±5.1 ^a	31.1±6.2 ^b	-0.61	0.083
無機物量 (g/m ²)	1.7±1.0 ^a	131.1±123.2 ^b	286.6±257.4 ^b	-0.85	<0.01
強熱減量 (%)	87.4±8.4 ^a	14.7±7.6 ^b	13.5±7.6 ^b	-0.83	<0.01
chl.a (mg/m ²)	89.8±18.0	115.6±39.5	150.8±29.9	-0.41	0.27
AI	157±25 ^a	1017±1001 ^b	1580±1604 ^b	-0.42	0.19
生藻類比	0.89±0.03 ^a	0.79±0.05 ^b	0.77±0.02 ^b	0.88	0.01

した「アユ区」、オイカワを放流した「オイカワ区」、放流なしの「対照区」を設定し、河床藻類の光合成速度を、明暗瓶法を用いて測定した。なお、各実験区の水深は 25-30cm、流速は 25-30cm/s とした。測定は 2008 年 9 月～10 月に各実験区の付着膜を対象に、計 3 回行った。

各実験区の河床材料 3 つから付着膜を採取し、試料とした。試料の一部は速やかに河川水で希釈し、100ml の酸素瓶 (明瓶 18 本、暗瓶 3 本 (アルミホイルで密閉)、初期溶存酸素測定用 2 本) に詰めた。初期酸素測定用については速やかに溶存酸素を固定した。試料及び希釈した試料の一部は実験室へ持ち帰り、3.2.1 と同様の項目を測定した。希釈した試料を詰めた明瓶と暗瓶は、実験河川沿いに設置した簡易暗室内のバケツ (河川水をポンプで汲み上げ通水) に水没させ、レフランプ (500W) 3 個からの光量子密度が、徐々に変化するように設置した。そして、光量子計を用いて各明瓶の底面付近の光量子密度を測定した。3 時間経過後、これらを回収し、ウインクラー法により溶存酸素を測定し、単位クロロフィル a、単位時間当たりの最大光合成速度を算出した¹³⁾。また、河床付着膜に対する光の透過の程度については、Nozaki (1999)¹⁴⁾の方法 (付着膜を懸濁させた 6 段階の濃度の試料をそれぞれガラスシャーレに入れ、これにレフランプ (500W) で光を照射させ、シャーレ上部、及びシャーレを通過した下部の光を計測) により測定した。

3.3.2 統計的処理

各実験区の付着膜の光合成速度を比較するため、実験区を要因とする繰り返し (時間的) のある一元配置分散分析 (有意水準 5%) を行った後、有意差が検出された場合には、Tukey の多重比較検定 (有意水準 5%) を行った。各実験の河床付着膜の状態についても、

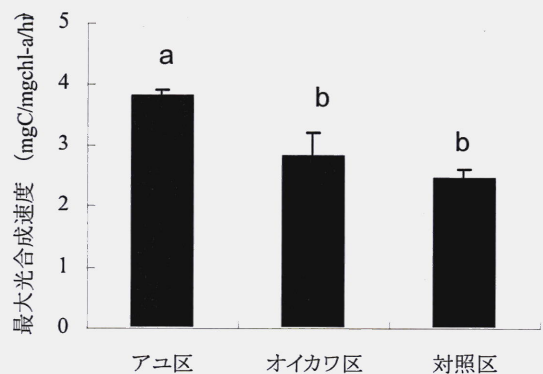


図 3.2 単位 chl-a 当たりの最大光合成速度

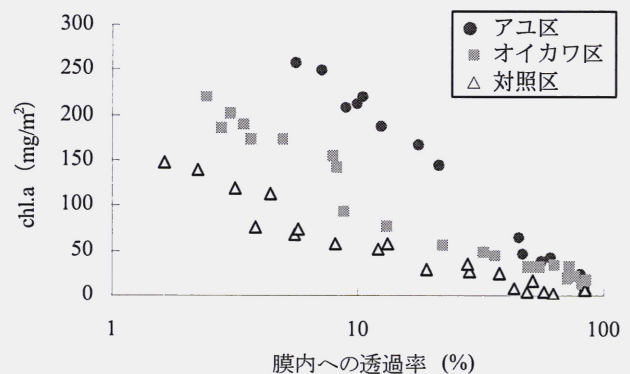


図 3.3 膜内への光の消散

3.2.1 と同様の項目について、一元配置分散分析を行った後、有意差が検出された場合には、Tukey の多重比較検定 (有意水準 5%) を行った。また、最大光合成速度と付着膜の状態との関係を明らかにするため、付着膜の状態を示す各項目と最大光合成速度との関係について、ピアソンの相関係数の検定を行った (両側検定 有意水準 5%)。なお、上記検定においても、実数値は対数変換、%値は逆正弦変換して用いた。

3.3.3 結果

図 3.2 に各実験区の単位クロロフィル a、単位時間

当たりの最大光合成速度を示した。図中の小文字アルファベットは、Tukey 検定の結果を示したもので、同じ文字が含まれない実験区間には有意差が認められたことを示している。繰り返しのある一元配置分散分析の結果、「対照区」、「アユ区」間には有意差が検出され ($P<0.05$)、「アユ区」の最大光合成速度は、「オイカワ区」、「対照区」よりも有意に大きかった。「オイカワ区」と「対照区」の間には有意差は検出されなかった。

表 3.3 に、各実験で用いた付着膜の各項目の平均値と標準偏差、及び最大光合成速度と各項目とのピアソンの相関係数の検定結果を示した。表中の小文字アルファベットは、Tukey 検定の結果を示したもので、同じ文字が含まれないケース間には有意差が認められたことを示している。chl-a 及び AI を除く項目で、各実験区間に有意差が検出され、「アユ区」の乾燥重量、無機物量は、「オイカワ区」、「対照区」より小さく、強熱減量 (%)、生藻類比はそれらより大きかった。また、最大光合成速度は、乾燥重量と無機物量の間には有意な負の相関関係が、強熱減量(%), 生藻類比との間に有意な正の相関関係が認められた。図 3.3 に、膜内への光の透過について、chl-a 量と膜内への光の透過率(%) (シャーレ下部光量子/上部光量子×100) の関係を示した。光の透過率は、各区で異なり、消散係数は、「アユ区」で 0.011~0.012、「オイカワ区」では 0.017~0.020、「対照区」では 0.028~0.057 であった。図 3.2 に示した最大光合成速度の違いは、付着物量 (膜の厚さ) や付着膜に含まれる無機物量等が関連し、これが膜内への光の透過、生藻類比を変化させ、膜内の付着藻類の活性に影響を与えていると考えられた。

4. 河床付着物に対する魚類の餌資源としての選択性

4.1 目的

微細土砂の河床への堆積は、アユ等の魚類の餌資源としての価値を低下させることが指摘されている。これまで、河床付着膜と藻食性生物との関係について、藻食類の生息場所利用に関する調査から、付着藻類の現存量の多い場所ではなく、一次生産量の高い場所に多くの個体が集まることが報告され⁷¹⁾、アユに関しては、広い餌場あるいは流れのある生産力の高い場所に分布することが報告されている⁷⁰⁾。しかし、魚類は、流速に対する選好性を有しており、アユが選好する流速域⁷¹⁾は、一次生産量も高いため、どちらの要因がどの程度アユの生息場所利用に寄与しているかは明らかではない。また、付着藻類との関係において、一次生産力との関係は示されているが、付着膜の状態、例えば、アユの餌資源としての価値が低いとされる細粒土砂が沈積した河床付着膜との関係に関する定量的知見はほとんどない。そこで、本章では、河床付着膜に対する魚類の餌資源としての選択性に着目し、これを明らかにするため、藻食性魚類のアユ、そして雑食性のオイカワを対象に実験を行った。

4.2 方法

実験は、自然共生研究センター内の実験河川 (岐阜県各務原市) において行った。実験河川は、木曾川支川新境川 (流域面積 42.6km²、流路延長 13.6km) から河川水を導水し、人工的に造成した河川 (実験河川) に自然流下させたもので、延長約 800m、川幅約 2.5~6m、河床勾配は 1/300 又は 1/800 である。

川幅約 2m、河床勾配 1/800 の区間に、12 の実験区 (1m×3.6m) を設定し、付着膜の状態が異なる礫を

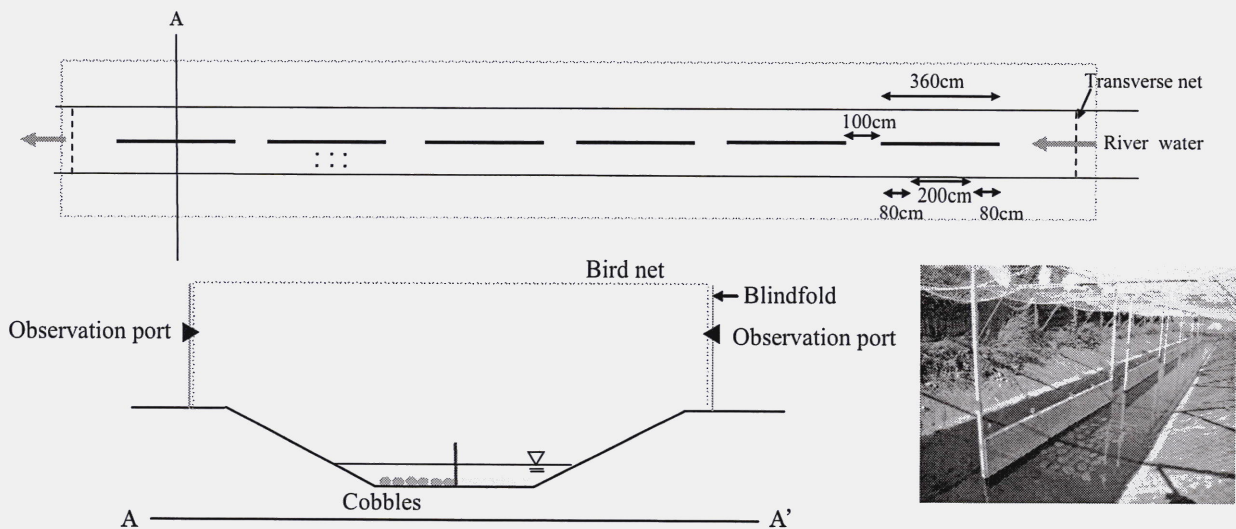


図 4.1 実験区の設定

表 4.1 実験ケース

実験ケース	礫タイプ	対象魚種	放流密度 (m ⁻²)	サイズ(標準体長cm)
Ex. I	N I 新たに設置した礫	オイカワ	5.2	6.3±14.3
	S I 設置から14日経過後の礫 (細粒土砂が付着)			15.5±0.9
Ex. II	N II 新たに設置した礫	アユ及びオイカワ	アユ:1.2 オイカワ:5.2	15.5±0.9
	S II S I を継続			6.3±14.3
Ex. III	S III S I を継続	アユ及びオイカワ	アユ:1.2 オイカワ:5.2	15.5±0.9
	H 実河川から採取した礫(アユの食み跡あり)			6.3±14.3

表 4.2 実験時の水理量

	Ex. I		Ex. II		Ex. III	
	N (n=6)	S (n=6)	N (n=6)	S (n=6)	S (n=6)	H (n=6)
Water depth (cm)	19.9±1.8	20.9±1.4	20.8±1.6	21.2±1.4	22.3±1.4	21.7±1.8
Current velocity (cm/s)	33.4±3.9	33.7±2.3	33.1±1.7	33.0±1.9	26.9±1.5	27.1±1.8

表 4.3 実験時の付着膜の状態

	Ex. I		Ex. II		Ex. III	
	N I (n=6)	S I (n=6)	N II (n=6)	S II (n=6)	S III (n=6)	H (n=6)
AFDM (g/m ²)	0	8.4±1.6	0	7.6±1.0	5.7±1.5	10.2±2.2
強熱残差	0	158.2±27.0	0	109.3±19.1	73.5±25.0	23.3±8.4
Chl.a (mg/m ²)	0	29.5±4.0	0	23.6±6.5	25.1±6.5	68.9±11.4
優占種	—	<i>Homoeothrix janthina</i>	—	<i>Scenedesmus</i> spp.	<i>Achnanthes japonica</i>	<i>Homoeothrix janthina</i>
	—	<i>Navicula rostellata</i>	—	<i>Achnanthes japonica</i>	<i>Scenedesmus</i> spp.	<i>Achnanthes japonica</i>
	—	<i>Scenedesmus</i> spp.	—	<i>Navicula rostellata</i>		<i>Stigeoclonium</i> sp.

2タイプ(1m×2m、N=6、計12)設置し、オイカワ、アユの摂食行動を観察窓から観察・記録した(図4.1)。観察回数は、1日3回(9:00-11:00、12:00-14:00、15:00-17:00)とし、1区間の観察時間はそれぞれ10分とした。なお、実験区の上側及び側面には、防鳥のためのネット(10cm×10cmメッシュ)を設け、さらに観察窓を設けた縦断方向側面には、人間の行動が魚類の行動に影響を与えないよう、黒色の目隠しネットを設置した。

河床に敷設する礫は、付着膜の状態が異なる長径15cm程度の玉石3タイプ(礫N、礫S、礫H)を用いた。礫Nは、新たに設置した礫で付着膜が全くない状態、礫Sは、設置から14日以上経過させ、付着膜を成長させたもので、砂やシルトの沈積している状態、礫Hは、実験河川の取水河川である新境川河床の礫で、アユの食み跡があるものとした。実験は、このうち2タイプを千鳥状に6ヶ所ずつ配置し、Ex.Iではオイカワを対象に、礫N(n=6)と礫S(n=6)、Ex.IIでは、オイカワ及びアユを対象に、礫Nと礫S、Ex.IIIでは、オイカワ及びアユを対象に、礫Sと礫Hを配置した(表4.1)。オイカワは、実験河川で捕獲した337個体(標準体長6.3±14.3cm、湿重量4.5±3.0g)、アユは、岐阜県内の養殖場から購入した人工アユを実験河川で3日間順応させた75個体(標準体長15.5±0.9cm、湿

重量45.1±8.1g)を用いた。放流密度はオイカワ、アユ、それぞれ5.2個体/m²、1.2個体/m²とし、実河川で行われた調査結果(オイカワ:0.02-7.32個体/m²、アユ:0.03-5.50個体/m²)の範囲内とした。Ex.I、II、IIIは、それぞれ9月16~18日、9月22~24日、9月30日、10月1、2日に行い、いずれも河川水の濁りがない条件下で行った。

実験時の水深、流速は、それぞれ、19.9~22.3cm、26.9~33.4cm/sの範囲にあり、各実験ケースの礫2タイプ間(それぞれn=6)に有意差は検出されなかった(表4.2)。実験時の水温はEx.I、II、IIIそれぞれ、22.4、22.9、22.3℃(9~17時の毎正時データ平均値)であった。

設置した礫の付着物の状態は、調査日前に各実験区から、ランダムに取りあげた3つに礫の上面5cm×5cmの範囲の河床付着膜を、蒸留水とナイロンブラシを用いて採取し、乾燥重量、強熱減量、クロロフィルaを定量した(表4.3)。また、試料の一部にホルマリンを添加し、電子顕微鏡(600倍)で400個以上の付着藻類の細胞を同定・計数した。ただし、設置直後の礫N Iは、付着物がないため、付着膜の採取は行わなかった。

4.3 結果及び考察

礫に対する摂食行動が確認できた区数の平均値及び

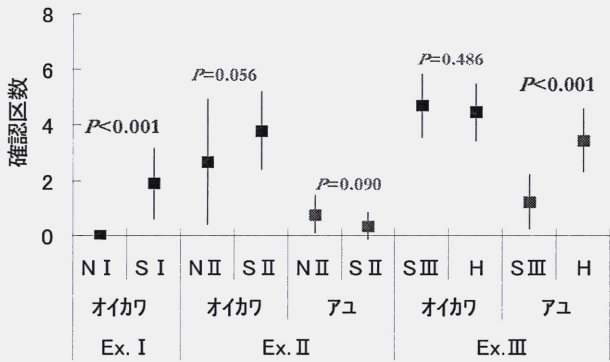


図 4.2 礫に対する摂食行動の確認区数

標準偏差 (n=9) を図 4.2 に示す。対応のある t 検定を行った結果、礫間の確認区数に有意差が検出されたのは、Ex.I のオイカワ (P < 0.001)、Ex.III のアユ (P < 0.001) であった。オイカワの選択性はアユがいない条件下 (Ex.I) では、付着物が無い状態 (N I) より、細粒土砂の沈積量が大きく、付着藻類がやや発達した礫 (S I) をより選択するが、アユの存在下 (Ex.II、III) では、選択性は検出されず、アユの存在の影響によるものと考えられた。アユについては、付着物が無い状態 (N II) と細粒土砂の沈積量が大きく、付着藻類がやや発達した礫 (S II) に対する選択性に有意差は検出されていないが、付着藻類現存量が大きく、*H. Janthina* が優占する付着膜 (H) に対する選択性は、S III より大きかった。

以上の結果は、河床付着膜の有無や状態の違いは、アユやオイカワの生息場所に影響を与えていることを示すものである。また、細粒土砂が多く沈積した付着膜に対するアユの餌資源として選択性は低く、このような場所では、アユの生息密度は低下する可能性があることが示唆された。

5. 掃流砂と河床の状態との関係解明

5.1 目的

土砂バイパスや土砂還元により添加される砂・小礫は、洪水時に下流に輸送・堆積した後、平常時に掃流砂として徐々に下流に移動する可能性がある。掃流砂は付着藻類を剥離するだけでなく (磨耗効果)、過剰に供給されると礫間を埋めて底生藻が繁茂する礫面積を減少させる可能性がある (被覆効果)。

ここでは、実験河川に人工的に砂・小礫から構成される土砂を供給し、掃流砂が底生藻および一次生産速度に及ぼす影響を磨耗効果、被覆効果といった観点から評価する。

5.2 方法

実験は、(独) 土木研究所自然共生研究センター内の実験河川 (岐阜県各務原市) において 2010 年 8 月～9 月に行った。実験には実験河川 B、C の上流区間の 200m を用いた。本区間は河床勾配が 1/200、川幅 (河床幅) が 2m あり、中礫～巨礫の河床材料を敷き詰めている。この区間の上流端に高さ 80cm の堰を設置し、実験河川 B のみに砂・小礫から構成される材料を人力もしくは重機で供給しながら 1/600 の勾配で維持しつつ、流水とともにこれらの材料を掃流砂として供給した。

実験条件を表 5.1 に示す。流量および供給土砂量が異なる 3 つの実験を実施し、両河川において 2 点法に基づく一次生産速度の推定、25cm × 25cm のコドラート内における河床の砂・小礫の被度 (10 サンプル) を計測した。また、河床の大礫・巨礫を対象として礫面 5cm × 5cm から河床付着物を採集して、付着藻類の現存量 (chl-a) とを定量した。実験河川 B については 5cm × 5cm のコドラートから砂・小礫を採取し、材料に付着している付着藻類について同様の分析を行った。

表 5.1 掃流砂実験の条件

Data Section	Unit	Case-0.1		Case-0.15		Case-0.2	
		8/2-8/16	8/31-9/12	8/31-9/12	8/17-8/30	SWS	SWNS
Discharge	(m ³ s ⁻¹)	0.1		0.15		0.2	
Mean bedload(SD)	× 10 ⁻⁶ (m ³ s ⁻¹)	0.38 (0.26)	0	0.93 (0.61)	0	1.55 (1.09)	0
Mean vel (SD)	(m s ⁻¹)	36.0 (2.0)	28.5 (2.2)	46.4 (5.2)	35.7 (4.2)	48.6 (3.4)	40.9 (2.4)
Mean dep (SD)	(cm)	13.1 (0.7)	16.3 (1.2)	15.1 (1.5)	18.5 (2.1)	18.9 (1.2)	22.1 (1.2)
Dominant substra	-	pebble-cobble					

括弧内は標準偏差を示す。

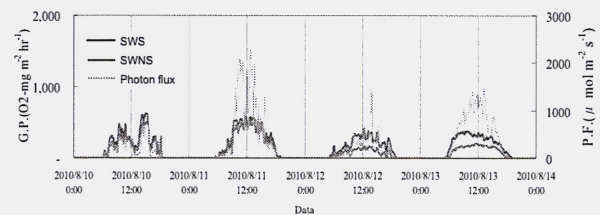


図 5.1 一次総生産速度の時間変化

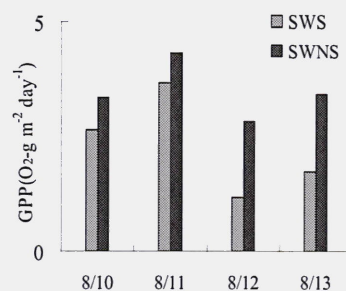


図 5.2 一次総生産速度の日変化

5.3 結果及び考察

5.3.1 付着藻類現存量への影響

実験の結果一次総生産速度を正確に測定できたのは、Case-0.1(0.1m³/s)の場合のみであった(図 5.1、図 5.2)。それ以外の流量については、一次総生産速度の推定は可能だったが、一次総生産速度の日変化が光量子密度の日変化と対応しなかったため考察に耐えうる精度を確保できないと判断して以下の考察から除外した。

Case-0.1(0.1m³/s)を見ると SWS で一次総生産速度が小さく、掃流砂の存在に伴う一次生産への影響を確認できた。

付着藻類の現存量(図 5.3 左)を見ると、SWS において現存量が同程度もしくは大きい値を示し、掃流砂の影響による現存量低下の影響を確認できなかった。一方、砂被度を見ると(図 5.3 右)、SWS においてどの流量においても砂被度が明らかに大きかった。砂の現存量はほぼゼロであったことから、本実験における一次総生産速度の低下は、磨耗効果による礫面の現存量の低下ではなく、不安定基質である砂および小礫が増加することに起因していると考えられた。ただ、実験河川における一次総生産速度は他の測定事例と比較して大きいことが示されている¹⁹⁾。一次総生産速度が小さい河川においては、掃流砂による磨耗効果に伴い現存量を低下させる可能性があることから、付着藻類の純生産と磨耗による剥離効果の相対関係を数理モデルに取り込み、定量的な評価を行うことが必要となる。

6 付着藻類現存量モデルの構築

6.1 現存量モデルの概要

河床の健全性の評価は付着藻類の現存量だけでなく、付着藻類の活性度(単位クロロフィル a、単位時間当たりの光合成速度)、河床付着膜に含まれる無機物量等が関連する。しかし、付着藻類の現存量の増加に伴い、活性度が低下し、無機物量が増加する傾向が見られることから、ここでは、現存量を指標として河床の健全性を評価することを目的とし、対象場の条件に応じて付着藻類の現存量を推定する数理モデルの開発を行う。

一般に単位面積当たりの付着藻類の現存量(クロロフィル a)の増減は以下の式で示すことができる。

$$\frac{dB_{chl-a}}{dt} = P_n - D - G + I \quad \text{式(1)}$$

ここに、 P_n : 底生藻の単位時間当たり一次純生産量、 D : 単位時間当たりの底生藻剥離量、 G : 単位時間当たりの摂食量、 I : 単位時間当たりの移入量である。

単位時間当たりの一次純生産量 P_n は以下の式で表現される

$$P_n = P_g - R \quad \text{式(2)}$$

ここに、 P_g : 一次総生産速度、 R : 呼吸速度である。

一次総生産速度、呼吸速度の推定方法に関する研究例は極めて少なく、現在のところ、与えられた場の条件(流量、栄養塩濃度、光量子量等)に対する一次純生産速度の見積もりは困難な状態にある。本研究では既往の研究を参照しながら、最初に一次生産モデルの構築を行い、次に、本モデルを組み込んだ現存量モデルを開発した。

6.2 一次純生産モデル(P_n)の構築

河床付着膜(研究の多くは生物膜、biofilm の用語を充てる場合が多いが、本研究では河床付着膜に統一する)における光合成・呼吸(有機物代謝)は、付着膜直上の栄養塩濃度・光条件・水温を一定とすれば、付着膜の性状・構造、膜直上の流速によって支配される。具体的には、付着膜が厚くなり膜内部での底生藻の密度が大きくなると光が膜内部に透過しにくくなる。これに加えて、膜直上の流速が低下すると、栄養塩等の基質が膜内部に拡散し難くなるため、有機物代謝が低下する可能性が大きくなる。このような栄養塩等の基質拡散の大きさは付着膜内部の拡散係数の取り扱いによって決まるため、拡散係数を膜の厚さや性状、流速と関連付けてどのように設定するかが課題となる。

付着膜の性状・構造と基質拡散との関係については比較的研究例が散見され、付着膜内部の構造を仮定する上で参考になる。例えば、森林内を流れる piedmont stream 横に設置した実験水路において、CLSM (Confocal Laser Scanning Microscopy)を用いて底生藻と細菌類が混在する河床付着膜の発達過程を詳細に観察した結果によると¹⁹⁾、河床付着膜は、現存量の増加と共に厚みを増すだけでなく、起伏量が増加し、六角形に似た空隙(Void)の周辺に藻類累と細菌が集積したセルクラスターから構成されることが示されている。また、170~200 μm の厚さを有する付着膜の溶存酸素濃度を観測した結果によると、セルクラスターでは付着膜表層から 50 μm までしか酸素が透過しないが、空隙内部では 100 μm 程度まで溶存酸素濃度が表流水と同程度の値を示し、空隙がセルクラスターに対する主要な基質の輸送経路であること、流速の増加に伴いその傾向が大きくなることが示されている²⁰⁾。また、河床付着膜上部の藻類は流れによって躍動し(fluttering)、基質供給量を増加させることが知られ

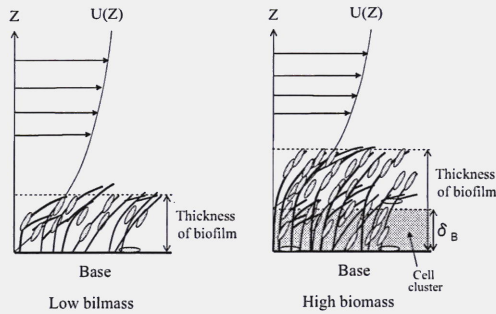


図 6.1 付着膜の厚さと拡散係数の関係

膜が薄い場合(左)は渦拡散とし、膜が厚くなると(右)膜上層は渦拡散、下層は分子拡散として取り扱い、膜の鉛直方向に拡散係数を変化させることにする。

ている²¹⁾。

これらの研究成果から本研究では付着膜内部の拡散係数については付着膜が薄い場合は式(3.A)を、付着膜が「ある高さ」 δ_m よりも厚くなった場合には式(3.B)で拡散係数を与え、 δ_m までを分子拡散係数、それより上部では渦拡散に近い係数を与える(図 6.1)

$$z < \delta_m : K(Z_*) = E(Z_*) \quad \text{式(3.A)}$$

$$z \geq \delta_m : K(Z_*) = D_s + E(Z_m^*) \quad \text{式(3.B)}$$

ここで、 D_s : 基質 S の分子拡散係数、 Z_* : は無次元高さ(= uz/v)、 Z_m^* : は z が分子拡散から渦拡散に移行する基準面を δ_m とした無次元高さ(= $uz(z-\delta_m)/v$)である。 $E(Z_*)$ (もしくは $E(Z_m^*)$)は Van Driest 型の以下の式で与える²²⁾。

$$E(Z_*) = \frac{v}{2} \left[\left\{ 1 + 4\kappa^2 Z_*^2 \left(1 - \exp\left(-\frac{Z_*}{26}\right) \right)^2 \right\}^{\frac{1}{2}} - 1 \right]$$

式(4)

河床付着膜の厚さは単位面積当たりのクロロフィル a と比例関係にあると仮定し、以下の式で表現した²³⁾。

$$\delta_B = \eta B_{chl-a} \quad \text{式(5)}$$

ここに、 B_{chl-a} : 単位面積当たりのクロロフィル a、 η : B_{chl-a} に対する河床付着膜の換算係数である。クロロフィル a の鉛直方向の分布については、河床付着膜の上部と下部から採取した底生藻の光合成活性に関する調査結果によると下層から採取した底生藻は光合成活性が低く、上層部の活性が高いことが示されている²⁴⁾。また、底層における基質の供給量が小さく、底生藻そのものの呼吸活性を維持できない場合にはクロロフィル a 量そのものが減少し、活性が低下する可能性がある。以上から、現場で採取した底生藻中の活性の

高いクロロフィル a は付着膜上層に偏って分布し、底生藻のクロロフィル a は上層から底層に向かって線形的に減少するとし、次式で与える。

$$R_a(z) = \frac{(B_{chl-a}/\delta_B)}{\delta_B} \cdot z \quad \text{式(6)}$$

なお、従属栄養生物の現存量については一様で与え、また、光の消散については付着膜の構造は大きく変化しないと仮定し、クロロフィル a が鉛直方向に一様に分布するとして取り扱った(なお、本モデルは付着膜の下層がセルクラスターを主体とし、上層が Sparse (疎ら)な構造と扱っていること、底生藻の分布を非一様で与えていることから Non-uniform sparse and cluster (SPCL モデル)と表現する。

付着膜における基質の拡散は戸田、Hong らの研究を参考に²⁵⁾、以下の式で与える。

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(K_N(z) \frac{\partial N}{\partial z} \right) = \alpha_N (P_{ag}(z) - R(z)) \quad \text{式(7)}$$

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(K_P(z) \frac{\partial P}{\partial z} \right) = \alpha_P (P_{ag}(z) - R(z)) \quad \text{式(8)}$$

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(K_{DO}(z) \frac{\partial DO}{\partial z} \right) = \alpha_{DO} (-P_{ag}(z) + R(z)) \quad \text{式(9)}$$

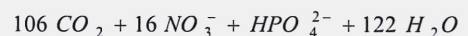
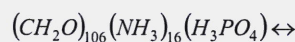
$$\frac{\partial}{\partial z} \left(K_{DOC}(z) \frac{\partial DOC}{\partial z} \right) = (-ex \cdot P_{ag}(z) - R_h(z))$$

式(10)

ここで、 N : 溶存態窒素濃度(DIN と表記する場合がある) P : 溶存態リン濃度(SRP と表記する場合がある)、 DO : 溶存酸素濃度、 α : 付着藻類の有機態炭素量に対する各基質の質量換算係数(添え字 n : 無機溶存態窒素、 p : 無機溶存態リン濃度、 DO : 溶存酸素を示す)、 P_{ag} : 炭素量で表現した底生藻の単位現存量当たりの一次総生産速度、 R : 底生性生物群集の全呼吸量(底生藻+従属栄養生物)、 R_h : 従属栄養生物による 2 次生産速度、 ex : 底生藻が固定した溶存態炭素(DOC)の細胞外への滲出比である。

境界条件としては底生藻が繁茂する河床基盤において各基質のフラックス量をゼロとし、かつ、河床基盤面から拡散係数が十分大きくなる高さにおいて流水中の基質濃度を与えた。

ここで、各基質の換算係数は幅広い有機物に対して当てはめることができる以下の分子式より算出した²⁶⁾。



また、式中の光合成速度と基質の摂取速度との関係は、ミカエリス・メンテン型の式で表現する。

$$P_{ag}(z) = p_{s,max} \rho_a(z) \frac{I(z)}{I_k + I(z)} \min\left(\frac{N(z)}{N_k + N(z)}, \frac{P(z)}{P_k + P(z)}\right)$$

式(11)

ここに、 $P_{ag}(Z)$: 単位体積当たりの一次総生産速度、 $p_{s,max}$: 全基質飽和条件下での底生藻の単位現存量当たりの最大光合成速度、 ρ_a : 単位体積当たりの底生藻の現存量、 $I(z)$: 光量子密度 (以下、PF と表記する場合がある)、 I_k, N_k, P_k : は添え字で示した基質の半飽和定数である。

式(11)中の $I(z)$ は底生藻内部における光の消散を考慮し、以下の式で与える。

$$I(z) = I_s \exp\left(-k_a \int_z^{\delta_b} \rho_a(z) dz\right)$$

式(12)

ここに、 I_s : 河床付着膜表層での光量子密度、 k_a : 付着膜内部での光量子密度の消散係数である。

一方、底生藻の呼吸速度は溶存酸素のみを基質としてミカエリス・メンテン型の式で表現し、溶存酸素飽和条件下での底生藻の呼吸速度 (最大呼吸速度) を最大光合成速度の 10% に設定する²⁷⁾。また、底生性従属栄養生物については、底生性生物群集の全基質飽和条件下での最大呼吸速度から底生藻の最大呼吸速度を減じた値を最大値とし、光合成速度同様ミカエリス・メンテン型の式で、それぞれ以下の式で与える。

$$R_a(z) = 0.1 p_{s,max} \rho_a(z) \frac{DO(z)}{DO_k + DO(z)}$$

式(13)

$$R_h(z) = (r_{s,max} - 0.1 p_{s,max}) \rho_{ah}(z) \cdot \min\left(\frac{DO(z)}{DO_k + DO(z)}, \frac{DOC(z)}{DOC_k + DOC(z)}\right)$$

式(14)

ここに、 R_a : 単位体積当たりの底生藻の呼吸速度、 R_h : 単位体積当たりの従属栄養生物の呼吸速度、 $r_{s,max}$: 全基質飽和条件下での底生藻及び底生性従属栄養生物の単位現存量当たりの呼吸速度、 ρ_{ah} : 単位体積当たりの底生藻及び従属栄養生物の現存量、 DO_k, DOC_k : それぞれ、溶存酸素濃度、溶存態有機炭素濃度で添え字 k は半飽和定数であることを示す。以上から、全呼吸速度は以下の式で表現される。

$$R(z) = R_a(z) + R_h(z)$$

式(15)

ここで、 ρ_{ah} は概念的な量であり、実際には取り扱いができないことから、式(14)の右辺の最初の項は、式(16)のように変形し、付着藻類、従属栄養生物に拘わらず現存量は全てクロロフィル a を指標として表現することにする。

$$r_{s,max} \rho_{ah}(z) - R_a(z) =$$

$$\left[r_{s,max} \frac{\rho_{ah}(z)}{\rho_a(z)} \right] \rho_a(z) - 0.1 p_{s,max} \rho_a(z) = r'_{s,max} \rho_a(z) - 0.1 p_{s,max} \rho_a(z)$$

式(16)

ここで、 $r'_{s,max}$ については以下から“'”は特に表示しない。

底生性従属栄養生物の二次総生産速度は DOC の同化率を A_s とし、以下の式で与えた。

$$P_h(z) = A_s / (1 - A_s) \cdot R_h(z)$$

式(17)

なお、 A_s の設定については既往の知見が少ないが、ここではこれを 50% として与えた。

6.3 一次生産純生産速度の推定方法

本モデルの適用に際しては、現地で補足的にデータを取得し、全基質飽和条件下における最大光合成速度・呼吸速度を推定し、モデルに与える必要がある。しかし、溶存酸素濃度の連続観測等の手法に基づき得られた最大光合成速度・呼吸速度は光飽和条件下における値であるため、測定時の水温、栄養塩濃度、現存量、流速による影響を補正し、全基質飽和条件下での最大光合成速度・呼吸速度を推定する。

図 6.2 にこのプロセスを示した。現地において測定された光飽和条件下における光合成速度 p_{max} 、全底生生物群集の呼吸速度 $r_{s,max}$ について、①水温については $1.047^{(T-20)}$ として補正を行う。②栄養塩等の基質については現地で測定した各基質濃度からミカエリス・メンテン型の式を用いて補正する。③現存量及び流速の補正を行うことにより、摂氏 20℃ における全基質飽和条件下における $p_{s,max}$ $r_{s,max}$ を得ることができる。ただ、③については簡易に適用できる手法が確立していないため、実際の適用に際してはこれを割愛する。

以上のプロセスから水温 20℃ における全基質飽和

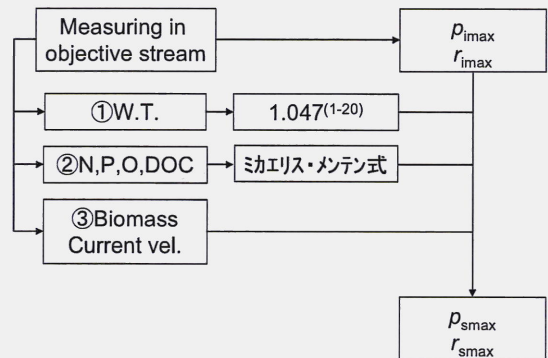


図 6.2 全基質飽和条件下での代謝速度算定のフロー
W. T.: 水温、N, P, O, DOC: 窒素、リン、酸素、溶存態有機物、を示す。現場で測定した光飽和条件下、水温 T における代謝速度から、水温、基質濃度、現存量、流速の補正を行った後、水温 20°、全基質飽和条件下での代謝速度が見積もれる。

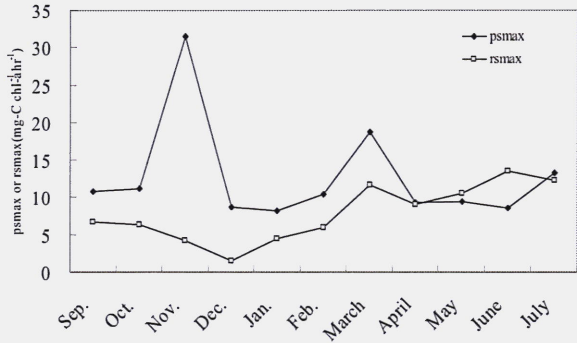


図 6.3 全基質飽和条件下での最大光合成速度・呼吸速度

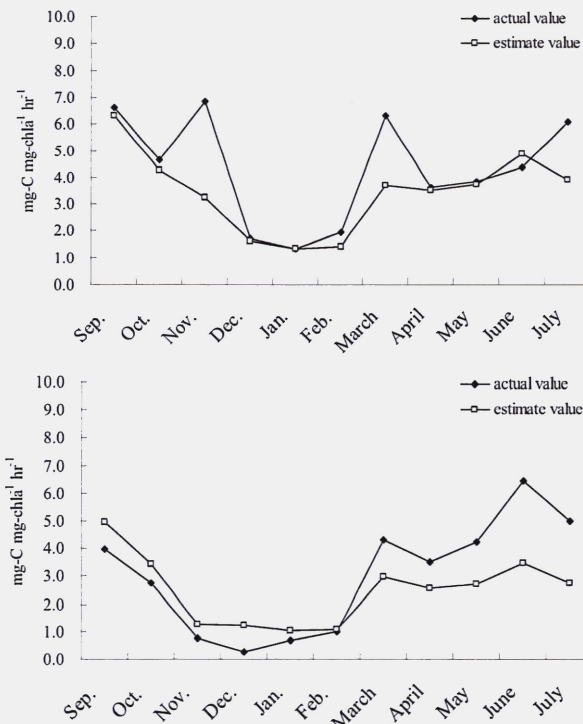


図 6.4 最大光合成 (上)・呼吸速度 (下) 推定値と実測値

条件下での最大光合成速度、全底生生物群集の呼吸速度を算出し、次に、前述した式を数値的に解くことにより与えられた現存量（付着膜の厚さ）に対する光合成速度を推定することが可能となる。

平成16年9月から平成17年7月まで実験河川で毎月実施した一次生産速度・呼吸速度の測定結果を用い、本計算の妥当性について検証を行った。本検証における諸条件として、摩擦速度を現地の水理量から 7cm s^{-1} とし、各月の水温、栄養塩濃度は実測値を基に、各基質の半飽和定数は既往文献を元に設定した。

算出した全基質飽和条件下での最大光合成速度の値は全期間を通じて一定値を示すことが望ましいが、算出した値は11月、3月に著しく大きく（図6.3）、そ

他の月は概ね一定となった。現在のところこの原因を特定することはできないが、11月は水温の低下、3月は水温の上昇が始まる時期であることから、藻類の組成等が変化し、活性が一時的に変化したのかも知れない。呼吸速度は12月に一旦低下するものの、その後は徐々に上昇する傾向が認められる。実験後期において単位クロロフィルa当たりの従属性生物群集量の増加もしくは呼吸活性が上昇し、式(16)の仮定が成立しなくなった可能性が示唆された。このように各月における両値は一定ではなく、月によって変動があるが、全基質飽和条件下における最大光合成速度については11月、3月を除く値の平均値 ($10\text{mg-C chl-a}^{-1}\text{ hr}^{-1}$) を、呼吸速度については全月の平均値 ($7.8\text{ mg-C chl-a}^{-1}\text{ hr}^{-1}$) とし、計算条件を設定した。

光飽和条件下での最大光合成速度は11月、3月以外は概ね実測値を再現したが、呼吸速度については、実験期間前半で推定値が相対的に大きく、後半で小さくなった（図6.4）。全基質飽和条件下での呼吸速度は実験期間後半で上昇する傾向が見られ、この平均値で計算条件を与えたことが推定値と実測値の乖離の原因と考えられる。

今後、モデルに用いている各パラメータの精査を行うとともに、河川特性と一次生産力との関係を明らかにし、より簡易で精度の高い一次生産速度推定手法を確立する必要がある。

6.4 現存量モデルの構築

ここでは、(1)式の一次純生産速度以外の項 De (剥離)、 G (摂食) の項について、その概要を説明し、現存量モデルの構築を行った。

6.4.1 剥離量の評価方法

現存量推定モデルは各粒径集団別に適用するものとし、各粒径集団は限界掃流力以上の水理量が作用した場合には現存量をゼロにすることとした。また、中礫～巨礫は河床を形成する基本材料と位置付け、この上を砂・小礫が覆うことにより表層材料が変化するものとした。なお、砂・小礫の被覆面積については、Wilcock & Crowe(2003)²⁹⁾の研究を用いることとし、ここから算出された粒径集団別被度に従って各粒径集団別に推定した現存量を乗じることにより、単位面積当たりの現存量を算出することが可能となる。

剥離は①流水による剥離、②河床材料が衝突することによる剥離、③河床材料が転倒することによる剥離の3つに区分できる。この中で、③については、各粒径集団の限界掃流力を超えた場合に現存量をゼロとして扱うこととする。以下に①と②の単位時間当たりの

剥離量 (D) は、①流水による剥離、②掃流砂が衝突することによる剥離の 2 つに分類できる。以下に①、②の考え方を示す。

①流速レンジにより剥離が始まる現存量が異なるとし、剥離率を定義して以下の式で与えた²⁹⁾。

$$D_w = Det(B_{chl-a} - B_o) \quad \text{式(3)}$$

ここに、 Det : 剥離率(=0.1)、 B_o : 剥離が始まる現存量で既往研究における流速と現存量との関係から、流速値が大きい場合は B_o が小さく、流速値が小さい場合は B_o が大きくなるよう設定した³⁰⁾。

②磨耗による剥離については、対象とする粒径集団よりも相対的に小さい集団による磨耗効果のみを対象とすることとし、磨耗剥離は北村らが提案した評価方法を採用する。本研究でも、北村らの提案に従い³¹⁾、総流砂が存在する場合の剥離量を定量化する。

$$D_b = \alpha \gamma q_b d^{1/3} u_*^{2/3} B_{chl-a} \quad \text{式(4)}$$

ここに、 α : 砂礫の特性値(1.5×10^{-5})、 γ : 藻類の特性値(0.1×10^4)、 q_b : 流砂量である。

6.4.2 摂食圧の評価方法

単位時間当たりの摂食量は以下の式で与える。

$$G = G_{\max} / D \cdot (S_v \cdot S_H \cdot S_d)^{1/3} \quad \text{式(5)}$$

ここに G_{\max} : アユの単位面積当たりの最大摂食量で既往の研究から $6.9 \text{mg-chl-a m}^{-2} \text{day}^{-1}$ を与える³²⁾。 S は流速(V)、水深(H)、底質(d)の選好曲線であり(添え字がそれぞれの選好曲線を示す)、底質 d は 10cm とし、一様に与え、流速と水深は計算流量から得られた値として与えた。選好曲線は摂食生物としてアユを想定し、河村らが作成したアユ(8月)における流速、水深、底質の選好曲線を与えた³³⁾。摂食量が現存量を上回る場合には、現存量の最低値として $5 \text{mg-chl-a}^{-1} \text{m}^{-2}$ とし、一定値を与えた。摂食の効果は当面アユのみとし、したがって、この効果を取り込むのは大礫・巨礫のみとした。

7. 現存量モデルの検証と適用

7.1 検証データの収集

開発した現存量モデルの検証を行うため、阿木川ダム上下流において本モデルの適用を図り、精度の検証を行った。検証に必要なデータの収集は平成 21 年 12 月から毎月を行い、以下に示す項目を調査した。

- 1) 一次生産速度 (1 点法)
- 2) 光量子密度 (1 箇所)

- 3) 粒径集団別付着藻類現存量 (chl-a)
 - 一砂、小礫、中礫、大礫、巨礫別
- 4) 粒径集団別河床被度 (10 箇所)
- 5) 流速・水深 (10 箇所)
- 6) 掃流砂量

また、阿木川ダム管理所から以下のデータの提供を受けた。

- 1) 水位データ (毎正時)
- 2) 水質データ (月)

以上のデータを用いて、2009 年 11 月 1 日～2010 年 8 月 31 日の期間を対象として現存量の日変化を算出した。算出に際しては、水質値として阿木川ダム管理所で収集した月別の水温、DIN、SRP、DO、DOC を与えた。

光量子データは現地調査実施時の値しかなかったため、この値を当該月のデータとして用いた。本モデルにおいては、光飽和条件で水温 20°C の条件下における最大光合成速度を与える必要があるが、この値については阿木川ダム下流で観測した 2009 年 12 月のデータを用いた(詳細は後述)。初期現存量は $25 \text{mg-chl-a m}^{-2}$ 、計算の Δt は 600 秒である。

7.2 一次生産速度の測定結果

一次生産速度の推定が可能だったのは阿木川ダム下流の 12 月～2 月のみだった。単位 m^2 当りの日一次総生産力はそれぞれ 1.36、1.34、0.98 であった。また、ここから、得られた 20°C における最大一次総生産速度は $4.2 \text{mg-C mg-chl-a}^{-1} \text{hr}^{-1}$ であった。

ダム上流、ダム下流の他の月においては一次総生産速度の推定ができなかった。これはダム上流で現存量が小さく、光合成に伴う溶存酸素濃度を検出できなかったこと、また、ダム下流においては 3 月以降流量が増加して流速が大きくなり、必要とする流下時間(流下距離)を確保できなかったためと考えられた。

7.3 現存量の推定結果

阿木川ダム上流と下流の現存量の推定値と実測値を示す(図 7.1)。推定値は実測値と一致しない場合もあるが、ダム上流で相対的に小さいこと、また、流量が増加し、かつ、変動する 3 月以降に上下流で低下するといった傾向が示されている。

質、水温等時間的に大きく変化しない項目については各月のデータを代表させることで精度を保つことができると考えられるが、光条件のように日によって変化が大きい項目については、日々のデータを与えることが望ましい。今回の計算では、光条件のデータを現地調査当日のデータで当該月の全ての日を代表させた

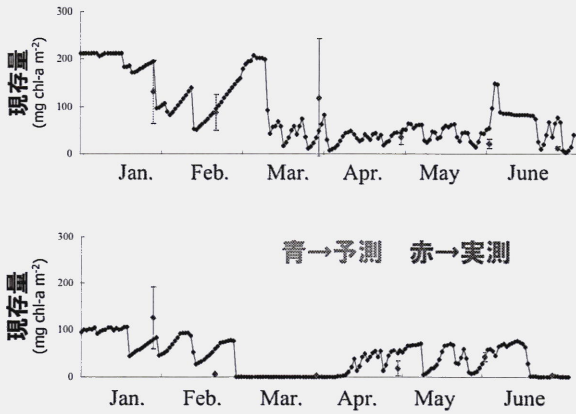


図 7.1 ダム下流 (上)、ダム上流 (下) における付着藻類現存量の予測値と実測値

ため、推定値と実測値との乖離が大きい結果になったものと考えられる。光条件に関しては、近くの気象観測所に全天日射量を測定している箇所は存在しない。今後、後述する「河床環境評価手法」を実施する際には、光条件のように時間的変動が大きく、かつ、既存データを活用できない条件をどのように確保するかが課題となる。

7.4 モデル適用による河床環境改善シナリオの評価

河床環境の良し悪しに影響を及ぼす底生藻の現存量は直接的には水温、水質（栄養塩濃度）、流量、掃流砂等の要因が複合的に作用して決定される。したがって、河床環境を改善するためのシナリオは各要因の組み合わせの中で効果が期待されるものの中から、コスト等の実現性を加味して選定されることになる。

ここでは、阿木川ダム下流における河床環境を改善するための具体的な要因の組み合わせを開発した数理モデルを用いて検討し、河床環境改善シナリオを考えるための参考例として示す。

阿木川ダム下流の6月における現存量を対象として検討を行った。現存量を直接支配する要因として栄養塩、水温、流量、掃流砂量を取り上げ、アユの摂食圧はこれらの要因が変化することに伴う間接要因として取り込んだ。これらの要因の変化のさせ方は無数にあるため、ここでは、ダム下流におけるこれらの要因の時間変化をベースとし、ここから個々の要因をダム上流（ダム無し）の時間変化に変更することによる改善シナリオを設定し、現存量の時間変化を算出して、各シナリオの効果を評価した。

シナリオは Case0 をダム下流とし、Case1~4 までを表 7.1 のように設定した。なお、個々の要素の組み合わせの総数は 15Case が想定されるが、ここでは、

検討例として示すために 4 つの Case に留めた。

各 Case の現存量の時間変化 (図 7.2) および検討期間内における純生産、剥離量、摂食量の積算値を示した (図 7.3)。

どの計算結果も月後半に現存量が低下する傾向が見られた。これは、計算対象とした月の前半は流量が小さくかつ時間的に安定しているが、後半になると降雨の影響により流量が大きくなり、かつ、時間的に不安定になるためである。摂食量はどの Case でも大きく変化しなかった。これは、どの Case においてもアユの生息に十分な物理環境が確保されているため、式(5)に示す G の値が変化しなかったためである。

Case1, 2 の現存量変化は Case0 と大きな差異はなく、水質、水温を変化させても河床環境は大きく変化しないことを示した。一方、流量を変化させた Case3 の場合は流量が減少したために最大現存量が増加し、

表 7.1 各ケースの設定条件

	栄養塩	水温	流量	掃流砂量
Case0	ダム有り	ダム有り	ダム有り	ダム有り
Case1	ダム無し	ダム有り	ダム有り	ダム有り
Case2	ダム無し	ダム無し	ダム有り	ダム有り
Case3	ダム無し	ダム無し	ダム無し	ダム有り
Case4	ダム無し	ダム無し	ダム無し	ダム無し

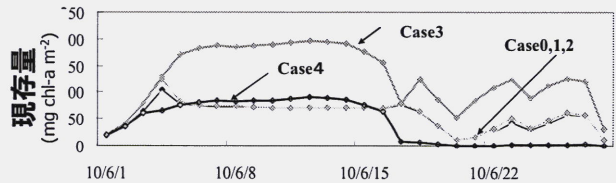


図 7.2 各ケースの現存量の時間変化

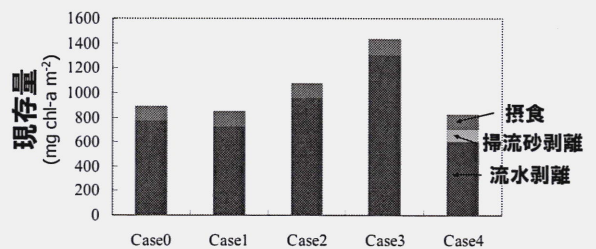
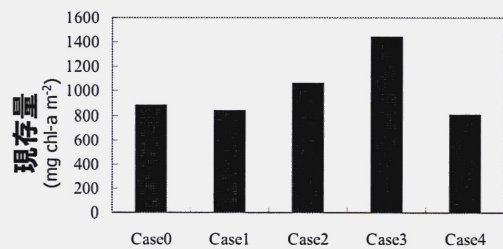


図 7.3 各ケースの積算生産量とその内訳 (下)

結果として純生産が増加した。この場合、剥離量が大きくなり、下流に対する水質汚濁負荷が大きくなっている。一方、掃流砂を付加した Case4 は月後半に現存量が著しく低下し、この期間における現存量低減に効果があることを示した。ただし、期間内における掃流砂による総剥離量は流水のそれと比較して大きくない。これは、掃流砂による剥離が僅かな現存量の低下とそれに伴う純生産力の低下そして更なる現存量の低下というフィードバックを引き起こした結果であると考えられた。

このように、シナリオの評価には、要因を個別に評価するだけでは不十分であり、要因の組み合わせとして効果を総合的に評価することが必要となる。今後、本モデルを実際の現場に適用し、検証を行いモデルの改善を図る予定である。

参考文献

- 1) Biggs, B. J. F. and Close, M. E. : Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: The relative effects of flows and nutrients, *Freshwater Biology*, 22, pp.209-231, 1989
- 2) Biggs, B. J. F. and Jowe, R. L. : Responses of two trophic level to patch enrichment along a New Zealand stream continuum, *New Zealand Journal of marine and freshwater Research*, 28, pp.119-134, 1994.
- 3) Yamada, H. and Nakamura, F. : Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the MAKOMANAI RIVER, North Japan, *River Research and Applications*, 18, pp.481-493, 2002
- 4) Horner, P. R., Welch, E. B. and Veenster, R. B. : Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity, *Periphyton of Freshwater Ecosystems*, pp.121-134, 1983
- 5) 内田朝子 : 矢作川中流域におけるアユの消化管内容物、*矢作川研究*, No6, pp5-20, 2002
- 6) 村上恭祥、林譲二、加藤友久 : 魚を育む豊かな流れ～河川生物資源保全流量調査報告書～、pp.158-209、全国内水面漁業協同組合連合会、1989
- 7) Abe, S., Uchida, K., Naguma, T., Ioriya, T. and Tanaka, J. : Effects of a grazing fish, *Flecoglossus altivelis* (Osmeridae), on the taxonomic composition of freshwater benthic algal assemblages, *Archiv für Hydrobiologie*, 150(4), pp. 581-595, 2003
- 8) Horner, P. R., Welch, E. B., Seeley, M. R., and Jacoby, J.M. : Response of periphyton to change in current velocity, suspended sediment, and phosphorus concentration., *Freshwater Biology*, 24, pp.215-232, 1990
- 9) Kuhara, N., Nakano, S. and Miyasaka, H. : Interspecific competition between two stream insect grazers mediated by non-feeding predatory fish, *OIKOS*, 87, pp.27-35, 1999
- 10) Abe, S., Uchida, K., Nagumo, T. and Tanaka, J. : Alterations in the biomass-specific productivity of periphyton assemblages mediated by fish grazing, *Freshwater biology*, 52, pp.1486-1493, 2007
- 11) Graham, A. A., McCaughan, D. J. and McKee, F. S. : Measurement of surface area of stones, *Hydrobiologia*, 157, pp.85-87, 1988
- 12) Reynolds, C. S. : Diatoms and the geochemical cycling of silicon., *Biom mineralization in the Lower Plants and Animals.*, Leadbeater, B. S. C. and Ridings, R. eds., pp.269-289, Oxford University Press, 1986
- 13) 萱場祐一 : 河川中流域における物理環境場が一次生産過程に及ぼす影響に関する研究、博士論文、2007
- 14) Nozaki, K. : Algal community structure in a littoral zone in the north basin of Lake Biwa, *Japanes Journal of Limnology*, 60, pp.139-157, 1999
- 15) Power, M. E. : Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream., *Journal of Animal Ecology*, 53, pp.357-374, 1984
- 16) http://fra-seika.fra.affrc.go.jp/~dbmng/cgi-bin/search/search_detail.cgi?RESULT_ID=2129&YEAR=2007
- 17) 河村三郎 : 魚類生息環境の水理学、(財)リバーフロント整備センター、2003
- 18) 萱場祐一 : 溶存酸素濃度の連続観測を用いた実験河川における再曝気係数、一次生産速度及び呼吸速度の推定、*陸水学雑誌*, 66, pp.93-105, 2005
- 19) Battin, T. J., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Cheng, X. and Hansen, C. : Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilm, *Applied and Environmental Microbiology*, 69(9), pp.5443-5452, 2003
- 20) DeBeer, D., Stoodley, P., Roe, F., and Lewandowski, Z. : Effect of biofilm structure on oxygen distribution in and mass transfer, *Biotechnology and Bioengineering*, 43, pp.1131-1138, 1994.
- 21) Stoodley, p., Lewandowski, Z., Boyle, J. D. and Lappin-scott, H. M. : Oscillation characteristics of biofilm streamers in turbulent flowing water as related to drag and pressure drop, *Biotechnology and Bioengineering*, 68(4), pp.355-369, 1998

- 22) Boudreau, P. B. : Solute transport above the sediment-water interface, In *The Benthic Boundary Layer* (ed. Boudreau, B. P and JØrgensen, B. B.), 2001
- 23) 相崎守弘：富栄養化河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化、*Japan Journal of Limnology*, 41(4), pp.225-234, 1980
- 24) Tominaga, H. and Ichimura, S. : Ecological Studies on the organic matter production in a mountain river ecosystem, *Botanical Magazine*, 79, pp.815-829, 1966.
- 25) 戸田祐嗣：水理・物質拡散・生物一次生産に着目した礫床河川の環境特性に関する研究、東京工業大学学位論文、2002
- 26) Klaff, J. : *Limonology*, Prentice Hall, Upper Saddle River, 2002
- 27) 高橋正征、古谷研、石丸隆監訳：粒状物質の一次生産、*生物海洋学* 2、1996
- 28) Wilcock, P. R. and Crowe, J. C. : Surface-based transport model for mixed-size sediment., *Journal of Hydraulic Engineering*, 129, pp.120-128, 2003
- 29) Biggs, J. F., Goring, D. G. and Nikora, V. I. : Subsidy and stress of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form., *Journal of Phycology*, 34, pp. 598-607, 1998
- 30) Bouletreau, S., Carabetian, F., Sauvace, S. and Sanchez-Ferez, J. : Assessing the importance of a self-generated detachment process in river biofilm models., *Freshwater Biology*, 51, pp.901-912, 2006
- 31) 北村忠紀、加藤万貴、田代喬、辻本哲郎：砂利投入による付着藻類カワシオグサの剥離除去に関する実験的研究、*河川技術に関する論文集*, 6, pp.125-130, 2000
- 32) 深見公雄、水成貴之、久保田浩、西島敏隆：高知県下の二河川における付着藻類の増殖速度およびアユによる藻類消費速度の見積り、*水産増殖*, 42(2), pp.199-206, 1994
- 33) 河村三郎：魚類生息環境の水理学、(財)リバーフロント整備センター、2003

STUDY ON ENVIRONMENTAL FLOW FOR MAINTAINING ECOLOGICAL FUNCTIONS OF RIVER BEDS

Key words : stream bed, bed load, environmental flow, grazing, epilithic algae, *Plecoglossus altivelis*

This study aims to propose a new approach of river flow management to sustain healthy streambed condition by utilizing not only physical effects like flush and sediment supply but also grazing effects of freshwater fauna. In this research project, we conducted researches on 1) understanding of present situation of stream bed condition downstream high dams, 2) understanding of grazing effects of freshwater fauna on biofilm, 3) developing a numerical model estimating biomass of epilithic algae based on the result of 1), 2) and 3), and 5) developing a new method to evaluate stream bed condition based on the numerical model. The main results of this study are as follows:

- 1) It was confirmed that significant correlation between unit width discharge and AFDM (%) was confirmed and significant negative correlation between unit width discharge and chl-a in the periphyton on stream bed of downstream high dams. AFDM exceeded 40 % of AFDM, which is threshold whether *Plecoglossus altivelis* prefer or not as food resources, if unit width discharge was above 0.18m³/s/m
- 2) Grazing effect was higher in *Plecoglossus altivelis* than *Zacco Platypus* based on experiments. In this experiment, It could be seen that grazing effect involve not only decrease of the biomass of periphyton but also inorganic contaminants, resulting in enhancing photosynthetic rate.
- 3) The effects of bed load could be classified into “abrasion effect” on the dislodgement of epilithic algae on cobble and boulder by bed load particle collision and “cover effect” that fine materials like sand and small gravels cover stream bed, increasing instable materials which are not suitable for substrate of epilithic algae. As a result of the experiment, the latter was more effective and the former was not able to be confirmed, suggesting that we should take cover effect account into the management of stream bed condition.
- 4) Based on a numerical model estimating the biomass of epilithic algae, in which a newly developed net primary production model had been incorporated seasonal variations of the biomass of epilithic algae were predicted.
- 5) We proposed a method to evaluate a scenario which would be provided by administrator in charge of dam operation, by manipulating the combination of elements so far increasing or decreasing the biomass of epilithic algae on the numerical model, and shown case studies applying this method into Agigawa Dam.