

◆ 報 文 ◆

ダム下流の河床附着膜の特徴とフラッシュ放流による掃流

皆川朋子* 福嶋 悟** 萱場祐一***

1. はじめに

ダム下流区間は、人為的な流況制御や流量制御や上流からの土砂供給の減少等によって、微細な土砂や有機物の堆積、大型糸状藻類の繁茂等が生じ、魚類や底生動物の餌資源としての河床附着膜の質の低下や景観の悪化が指摘されている。なお、ここでは、礫表面に発達した附着藻類群集を主体とし、懸濁物質（有機物や無機物（シルト等））やバクテリア等から構成される附着生物膜を、河床附着膜とよぶことにする。これらの課題を含むダム下流区間の環境改善を図るため、1997年より、ダムの弾力的管理運用（ダムの運用を弾力化し、洪水調整容量の一部を活用し、維持流量の増量放流やフラッシュ放流を行う）が実施され、これまでに、フラッシュ放流による河床附着膜の剥離や水際に堆積した有機物やシルトの掃流効果や、これに必要な剪断力等が報告されている^{1)~5)}。しかし、河床附着膜の掃流の程度は、河床附着膜の状態（附着藻類群集の違いや河床附着膜の構成等）によって異なるため^{6), 7)}、これを加味した評価を行う必要があると考えられるが、日本において定量的に示された報告はほとんどみられない。また、放流前と直後の調査は実施されているが、放流後の経過に関する調査は少なく、効果の持続期間などについては示されていない。

そこで、本報では、まず、ダム下流の河床附着膜の状態について理解を深めるため、既往研究を基に整理し示した後、宮ヶ瀬ダムで実施されたフラッシュ放流を対象に、河床附着膜の状態の違いに起因した掃流の程度の違いを定量的に示すとともに、放流の効果やその後の経過について報告する。

2. ダム下流の河床附着膜の特徴

図-1は、Biggsが示した河川の附着藻類の発達に影響する要因の概念図⁷⁾である。附着藻類の発達は、藻類現存量を増加させる要因と減少させる要因により制御され、前者は、「成長のための資源」（栄養塩、光、水温）、後者は、「攪乱」（附着基質の不安定性、流速、懸濁物質）、及び底生動物や魚類による「摂食」があげられている。

ダム下流では、河床材料の粗粒化に伴う安定化、

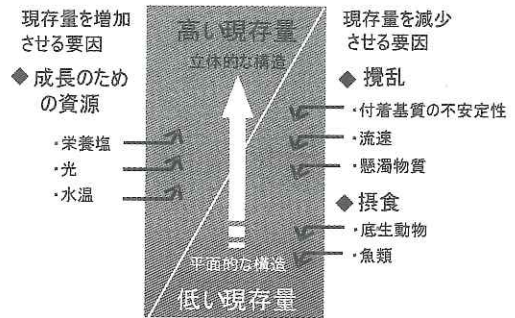


図-1 河川の附着藻類の発達を制御する要因 (Biggsの原因⁷⁾ に加筆)

及び流下土砂量の減少に伴う河床表面への研磨作用の低下、流況の平滑化による河床附着膜の剥離・更新の機会の減少等が生じるケースが多い。このような場合、「攪乱」要因の附着藻類減少への影響の度合いは、低下する。「摂食」については、河床附着膜を餌とする生物が減少した場合、低下する。例えば、非出水期における木曾川水系阿木川ダム下流では、流量制御に伴う「攪乱」の低下とともに、粗粒化によって、細粒土砂を巢材として用いる藻類食者のヤマトビケラの個体数が減少し「摂食」が低下したことが、河床附着物量の増大をまねいた要因として考えられている⁸⁾。ダム下流の河床附着物量が多いという報告については、波多野ら⁹⁾、対馬ら¹⁰⁾によってもなされている。また、ダム下流の附着藻類群集に関しては、しばしば、発達した立体的な構造を持つことが報告されている。附着藻類群集の発達については、一般的に、基質に平面的に密着し附着するタイプや一部で附着するタイプの藻類が優占する平面的な構造から、基質に附着した後、分泌液によって形成された柄が垂直方向へ伸びるタイプの藻類や、垂直方向に伸びる糸状藻類が増加した立体的な構造へと発達することが知られている¹¹⁾。白鳥らは、吉野川水系及び勝浦川水系のダムを対象に調査を行い、ダムからの距離が近い地点や減水区間の珪藻群集は、垂直方向に発達した空間構造が形成されていることを示し、その要因として、粗粒化により、砂等による礫表面を擦る作用が抑制されたことをあげている¹²⁾。また、水利用率が高い矢作川中流域では、附着藻類群集の形成過程に

Characteristic of Periphyton Mat Under the Dam and Efficiency of Scouring of Periphyton by Artificial Flushing Flow in a Regulated River

において最後に定着する糸状緑藻のカワシオグサ *Cladophora glomerata* の分布域の拡大が報告され、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¹³⁾。カワシオグサについては、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ている¹⁴⁾。また、糸状緑藻は、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り¹⁵⁾、既にニュージーランドなどでは、具体的な制限値が設けられ管理されている。なお、増加させる要因である栄養塩、光、水温については、地域特性（水文特性等）、集水域の土地利用、河畔林の有無や地形、放流水の濁度、そしてダム設備（選択取水設備等）の有無等により、個々のダムで異なるものと考えられる。

ダム貯水池の出現によって生じる河川の連続性の分断による懸濁物質の変化も、ダム下流の河床付着膜の状態に影響を与える。河川水中に懸濁している有機・無機の粒子状物質のうち、特に有機物の成分は、上流と下流で異なり、上流では、主に溪畔林から供給された落葉落枝の破片に由来したものであるのに対し、下流では、ダム湖で増殖した植物・動物プランクトン等が主な成分となる¹⁶⁾。Grownsは、ダム下流では、ダム貯水池で発生した浮遊性の種が多いことを示している¹⁷⁾。また、対馬らは、川俣ダム（鬼怒川水系）を対象に、ダム湖の懸濁物や河床付着膜の窒素安定同位体比や炭素安定同位体比を測定し、ダム貯水池由来の有機物が、ダム直下の河床付着膜の窒素源として寄与していることを推察している¹⁰⁾。ダム直下の河床付着膜の構成について、波多野らは、近畿地方のダムとダムのない河川を調査し、ダム直下の河床付着膜の有機物量（強熱減量）/chl.a量は、ダムのない河川と比べ高く、死滅した付着藻類、あるいは河床付着膜にトラップされた有機物量の割合が高いことを示している⁹⁾。流量平滑化に伴う河床付着膜の剥離・更新の機会の減少による河床付着膜の老化や、ダム湖から流出した懸濁物質の河床付着膜への捕捉がその要因として推察される。

また、河床付着膜には、有機物のみでなく、シルトなどの微細な土粒子も捕捉される。特に、安定した低流量が継続した場合、シルト等が沈積して留まる。シルト等の沈積は、河床付着膜の代謝、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¹⁸⁾、¹⁹⁾。例えば、底生動物への影響については、シルト等が増加すると、シルトや細砂で筒巣をつくるヒゲユスリカ属が卓越すること

が報告されている²⁰⁾。また、河床付着膜を餌として利用するアユの成育への影響が危惧されている²¹⁾。

3. フラッシュ放流による河床付着膜の掃流とその後の経過

3.1 フラッシュ放流の概要

宮ヶ瀬ダム（相模川水系中津川、神奈川県相模原市）は、2000年に竣工した多目的ダムで、集水面積は101.4km²、有効貯水容量は18.3×10⁷m³である。宮ヶ瀬ダムでは、これまでに、藻類やシルトの掃流を目的としたフラッシュ放流が5回実施され、最大放流量や継続時間の検討が行われている。調査対象とした放流は、2005年10月15日に実施されたもので、最大放流量は100m³/s、継続時間は1時間であった（図-2①）。フラッシュ放流前の放流量は、ほぼ流入量に近似していたが（図-2②）、フラッシュ放流実施の数日前から段階的に増量され、放流直前の流量は15m³/sであった（図-2②）。放流後は、約2m³/sの一定放流量が継続した。なお、今回のフラッシュ放流の最大放流量100m³/sは、ほぼダムの計画最大放流量に相当する。

3.2 調査方法

ダム下流約3km地点愛川橋下流に調査地点を設け、河床付着膜の状態が異なるユニットとして、平瀬、早瀬、水際を調査対象とした。

調査は、放流前・後から、付着藻類現存量が最大値に達したと判断された約1ヶ月後まで継続的に実施した。河床付着膜は、各ユニットから、河床材料（直径15cm前後）3つずつ選定し、水深、流速（6割水深）を測定した後、河床から取りあげ、それぞれ上面5cm×5cmの範囲からナイロン製のブラシで擦り採取した。また、水温、pH、電気伝導度等を水質計で測定し記録した。採

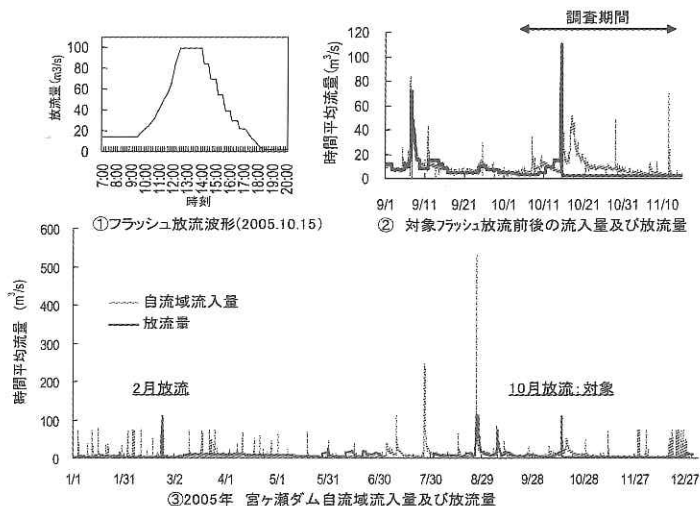


図-2 宮ヶ瀬ダム流入量・放流量及びフラッシュ放流波形

取した試料は、クロロフィル a (chl.a; 3波長吸光光度法²²⁾、乾燥重量 (60℃ 24時間加熱)、強熱減量 (550℃ 3時間燃焼) を測定した。また、試料の一部はホルマリンで固定した後、顕微鏡 (総合倍率 600 倍) を用いて、生細胞を対象に、種の同定及び細胞数の計数を行った。なお、糸状体を形成し、細胞数での計数が困難な種については、糸状体の数を計数した。

3.3 結果及び考察

3.3.1 環境条件

表-1に、放流前後の各地点の水深、流速、摩擦速度を平均値 (N = 3) で示した。放流前の流量 15m³/s 時の流速は、平瀬、早瀬では 1m/s を超えていた。調査期間中の水温、pH、電気伝導度の平均値及び標準偏差 (N = 6) については、それぞれ、16.5 ± 1.8℃、7.3 ± 0.3、8.9 ± 0.7 μs/m であった。

3.3.2 放流による河床付着膜の変化

(1) 放流による藻類量と無機物量の変化

図-3に、放流前後の chl.a 量 (付着藻類現存量の指標となる) 及び無機物量 (乾燥重量から強熱減量 (有機物量) を引いたものでシルト等微細な土砂量の指標となる) の変化を示した。また、放流前後の差について、危険率 P < 0.05 で多重比較検定 (標準化; 対数変換されたデータを用いた Scheff's F test) を行った結果を示した。水際及び平瀬の chl.a は、放流前後で有意に減少していたが、早瀬では、減少傾向はみられたものの、有意差は検出されなかった。減少率 ((減少量 (平均値) / 放流前 (平均値)) は、水際が最も高く 0.80、次いで平瀬 0.41、早瀬は 0.20 であり、各ユニットで異なっていた。無機物量については、放流前に多かった水際では、有意に減少し、平瀬や早瀬と同程度となった。平瀬及び早瀬では放流前の値が少なく、放流による減少はみられなかった。

(2) 減少率に影響を及ぼす要因

① 付着藻類の付着 (生活) 形態

表-2に、放流前の各ユニットの付着藻類群集の代表種の細胞数または糸状群体数の出現率 (全細胞数に占める各種の割合)、付着 (生活) 形態、及び放流前後の減少率の平均値を示した。なお、ここでいう代表種とは、各試料 1mm² 当たりの細胞数が 10 以上であった種を示している。また、各種の付着 (生活) 様式については、既往研究²³⁾ を参考に分類し (表-3)、示した。水際は、珪藻綱の割合が高く、Achnanthes japonica 24.5%、Achnanthes minutissima 15.0%、Cymbella lacustris 13.6% が優占した。平瀬及び早瀬では、藍藻綱の割合が水際と比べ高く、平瀬では A. japonica 75.4%、藍藻綱の Homoeothrix janthina 11.4% が優占し、早瀬では、平瀬よりさらに藍藻

表-1 放流前・後の水理量

		水 際	平 瀬	早 瀬
流量; 15m ³ /s (放流前)	水深 (m)	0.59	0.53	0.57
	流速 (m/s)	0.38	1.13	1.20
	摩擦速度 (m/s)	0.04	0.12	0.13
流量; 2m ³ /s (放流後)	水深 (m)	0.40	0.26	0.24
	流速 (m/s)	0.06	0.32	0.61
	摩擦速度 (m/s)	0.01	0.04	0.08

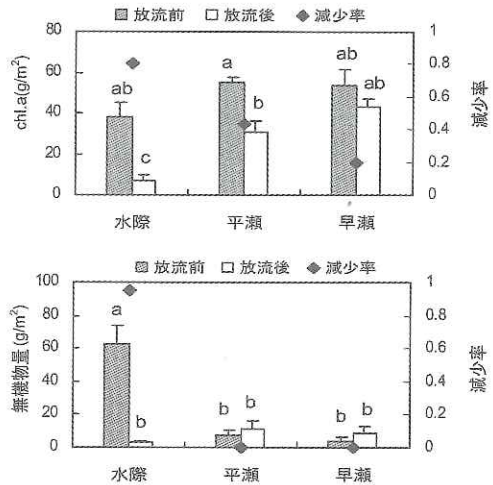


図-3 放流前後の chl.a 量及び無機物量の変化 (エラーバーは標準偏差、異なるアルファベット間には有意差が検出されたことを示す (Scheff's F test, P < 0.05).)

の *H. janthina* の割合が高く 33.2%、*A. japonica* は 60.7% であった。なお、平瀬、早瀬のみみられた *H. janthina* と *A. japonica* が高い出現頻度で出現する付着藻類群集は、日本の比較的清潔な河川で最も代表的な群集である²³⁾。

水際で出現率が高かった柄伸長型の *Cymbella* や、水際のみで出現がみられた *Naviculla* などの滑走型の減少率は、いずれも 0.9 以上であり、統計的にも有意に減少していた (標準化; 対数変換されたデータを用いた Student's t-test による)。Achnanthes の減少率はこれよりやや低く、約 0.6 ~ 0.8 であった。しかし、*H. janthina* は、0.1 以下であり、ほとんど減少していなかった。このように、減少率は種によって違いがみられ、今回の放流では、柄伸長型の *Cymbella* や直立型の *Fragilaria* は、滑走型の *Naviculla* と同程度に 9 割以上が掃流され、直立型でも Achnanthes は、5 ~ 7 割であり、糸状・带状伸長型で、基部細胞によって付着基質に固着する藍藻 *H. janthina* は、ほとんど掃流されていなかった。これらの結果は、ユニット間の chl.a 量減少率の違いを裏付ける結果であり、種による減少率の違いは、概ね付着 (生活) 様式の違いによって説明することができることを示して

表-2 放流前の代表的な藻類の出現率 (%) 及び放流による減少率

	付着(生活)型	水 際	平 瀬	早 瀬
藍藻綱		8.9	15.1	34.7
<i>Chamaesiphon</i> sp.	直立型	4.8 ± 2.4 (0.89)	3.7 ± 2.8 (0.01)	1.5 ± 1.6 (0.08)
<i>Homoeothrix janthina</i> 注)	糸状・带状伸長型	4.1 ± 3.9 (0)	11.4 ± 8.4 (0)	33.2 ± 22.5 (0.14)
珪藻綱		74.6	83.3	63.9
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	直立型	1.1 ± 0.5 (1.0 **)		
<i>Fragilaria construens</i>	直立型	2.2 ± 1.8 (1.0 **)		
<i>Cymbella lacustris</i>	柄伸長型	13.6 ± 15.2 (0.95 **)		
<i>Cymbella trugidula</i>	柄伸長型	4.6 ± 2.6 (0.93 **)	+	
<i>Gomphonema clevei</i>	柄伸長型	4.7 ± 1.0 (0.94 **)	+	+
<i>Achnanthes japonica</i>	密着型	24.5 ± 15.9 (0.69)	75.4 ± 15.2 (0.74 *)	60.7 ± 20.1 (0.55 *)
<i>Achnanthes minutissima</i>	直立型	15.0 ± 10.4 (0.85)	+	1.2 ± 1.6 (0.72)
<i>Achnanthes pyrenaica</i>	直立型	2.2 ± 2.9 (0.69)	7.2 ± 6.1 (0.74)	1.6 ± 1.4 (0)
<i>Navicula cryptocephala</i>	滑走型	4.1 ± 0.9 (0.98 **)		
<i>Navicula pseudacceptata</i>	滑走型	1.0 ± 0.9 (1.00 **)		
<i>Navicula subalpina</i>	滑走型	1.5 ± 0.3 (0.95 **)		
緑藻綱		2.2	0.3	0.6
<i>Ulothrix</i> sp.	糸状・带状伸長型		+	+
<i>Stigeoclonium</i> sp.	〃	+	+	+
<i>Oedogonium</i> sp.	〃	1.4 ± 1.6 (0.64)		

出現率は、平均値 ± 標準偏差 (N=3)、括弧内は減少率 (平均値) を表示。*, ** は、それぞれ Student's t-test において、 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ で放流前後の細胞数あるいは糸状体数 (対数変換後) に有意差が検出されたことを示す。

注) 糸状群体を1として計数。

斜体は、藍藻綱、珪藻綱、緑藻綱の出現率合計。+ は平均値が0.1%以下を示し、空欄は、出現しなかったことを示す。

いる。なお、各ユニットの付着藻類群集の付着(生活)形態の違いは、主に流速などの水理条件の違いを反映したものである。

②河床付着膜の構成

①で示した付着藻類の付着(生活)形態の他、放流前の付着物量、死滅した藻類や藻類以外の有機物量の割合、無機物量(シルト等の微細な土砂)の割合が高いほど、掃流されやすいことが、海外の事例において報告されている^{5), 6)}。なお、死滅した藻類や藻類以外の有機物の割合は、しばしば強熱減量(有機物量) / chl.a によって表される。今回の調査においては chl.a 量については各ユニットで差はないが、無機物量、強熱減量(有機物量) / chl.a は水際が有意に高く、強熱減量(%) は有意に低かった(図-3、表-4)。これらも、減少率の違い(図-3)に関与していたものと考えられる。

3.3.3 放流後の推移

図-4に放流後の chl.a 量及び無機物量の推移を示した。放流後、chl.a は速やかに増加し、早瀬では5日後、水際、平瀬では、11日後に、放流前の chl.a 量を上回り、ほぼピークに達した。このような比較的速やかな藻類の増加は、調査期間中の水温(平均 16.5℃)が増殖に適した範囲であったこと、放流後の流量が 2m³/s に保たれ、流量増加に伴う攪乱(せん断力の増加)が生じなかったこと、放流後の薄い付着膜は、光条件や栄養塩の供給が良好になるため、付着藻類の増殖速度が高まるこ

表-3 付着(生活)様式の分類

分 類	種 の 例
基質水平 密着型	基物に密着するタイプ <i>Achnanthes japonica</i> , <i>Cocconeis placentula</i>
方向に付着するタイプ	滑走型 基物表面を滑走するタイプ <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i>
付着後、垂直方向へたちあがるタイプ	直立型 付着後、基物の一部で付着し、垂直方向に立ちあがるタイプ <i>Achnanthes minutissima</i> , <i>Nitzschia paleacea</i> , <i>Shnedra ulna</i>
付着後、垂直方向に伸長するタイプ	柄伸長型 付着後、垂直方向に、分泌液からなる柄が伸びていくタイプ <i>Cymbella turgidula</i> , <i>Gomphonema</i>
	糸状・带状伸長型(珪藻) 付着後、垂直方向に糸状・带状の群体を形成し、伸長するタイプ <i>Melosira varians</i> , <i>Diatoma vulgale</i> , <i>Fragilaria construens</i>
	糸状・带状伸長型(珪藻以外、藍藻、緑藻など) 〃 <i>Homoeothrix janthina</i> , 糸状緑藻
水平方向に付着するタイプ	被覆型 基物表面にそって水平方向に広がり、覆うように付着するタイプ <i>Phormidium</i>

文献23)を参考に作成。

表-4 放流前の河床付着膜の構成の違い

	水 際	平 瀬	早 瀬
有機物量 / chl.a	291.7 ± 24.2 a	178.4 ± 5.1 b	185.3 ± 24.3 b
強熱減量 (%)	15.1 ± 3.1 a	59.2 ± 12.5 b	71.5 ± 12.6 b

数値の右側の異なるアルファベット間には有意差が検出されたことを示す (Scheff's F test, $P < 0.05$)。

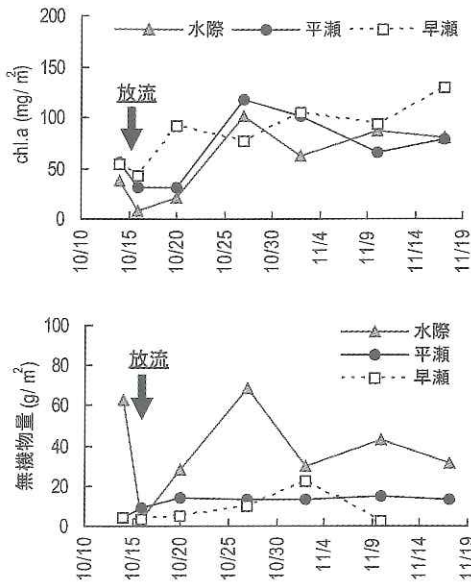


図-4 放流後のchl.a量及び無機物量の推移

と、及び強い摂食圧を与える生物の出現は特にみられなかったこと等が関与しているものと考えられる。また、無機物量についても、付着藻類と同様に、水際では11日後、平瀬、早瀬では5日後には、放流前を上回った。なお、付着藻類群集の組成については、放流前とほぼ同様であり、特筆すべき変化はみられなかった。

4. 放流の効果について

ここでは、ダム下流においてしばしば課題となる①景観的観点及び②アユの餌資源としての観点から河床付着膜の状態を評価してみたい。

4.1 景観的観点からの評価

景観的な観点から概ね許容される河床付着物量は、chl.a量では20mg/m²以下、無機物量（シルト等の細かな土砂量）では20g/m²以下であることが報告されている²⁴⁾。これらの値を許容レベルとすると、放流前における無機物量は、水際のみが許容レベルを上回り、chl.a量は、すべての地点でこれを上回っていた。放流直後は、水際は、無機物量、chl.a量ともに許容レベルを下回ったが、平瀬、早瀬のchl.a量はこれを下回らなかった(図-3)。しかし、特に水際は、水深が浅いため、人間が河床を認知しやすく、景観的な課題が生じやすいことから、水際の改善が図られたことは、景観の改善に一定の役割を果たしたものと評価される。景観改善効果の継続期間については、11日後には、無機物量は20g/m²を上回っていたことから、概ね10日程度と評価される。放流後の効果の持続は、放流後の流量設定によって、ある程度制御することが可能であると考えられる。また、

水際の河床付着膜は、100m³/s以下でも掃流されるものと考えられる。したがって、放流計画立案にあたっては、フラッシュ放流の目標を明確にした上で、放流波形及び放流後の流量設定を併せて検討していくことが重要であると思われる。

4.2 アユの餌資源としての観点からの評価

アユの選好流速0.2~0.6m/s、選好水深0.2~0.6m²⁵⁾を考慮すると、平瀬、早瀬がアユの餌資源としての評価対象になる。アユの餌資源として適切な河床付着膜については、強熱減量で50%以上が望ましく、40%以上であれば肥満度は低下しないと考えられている²¹⁾。また、糸状緑藻のカワシオグサは、成長阻害となる可能性があることが報告されている¹⁴⁾。これらを基に、放流前の河床付着膜の状態を評価すると、強熱減量は、平瀬及び早瀬ともに約60%以上で(表-4)、糸状緑藻の出現率は低く(表-2)、アユの餌資源としての質は低下した状態ではなかったものと判断される。8月以降、出水時のピークカットを除き、ほぼ流入量に類似した放流が行われ、8月末、9月中ごろには、それぞれ時間最大流量で、約110m³/s、70m³/s放流されていたこと、また、フラッシュ放流前の流量は、約1週間前から段階的に増量され、約3m³/sから15m³/sに増加していたこと(図-1)等が、河床付着膜の状態の維持に寄与していたものと考えられる。

5. おわりに

本報では、ダム下流の河床付着膜の特徴について示した。また、宮ヶ瀬ダムにおけるフラッシュ放流による河床付着膜の掃流について、水際、平瀬、早瀬における掃流の程度の違いを定量的に示し、これを付着藻類の付着(生活)形態及び構成の違いから考察した。さらに、放流の効果について、景観的観点及びアユの餌資源としての観点から評価した。フラッシュ放流計画の立案や効果の評価を行う際の参考となれば幸いである。なお、宮ヶ瀬ダム流入量・放流量データは、国土交通省関東地方整備局相模川水系広域ダム管理所からご提供頂いた。ここに感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 徳道修二：宮ヶ瀬ダムのフラッシュ放流、ダム技術、No.191, pp.62-66, 2002
- 2) 塚原千明、箱石憲昭：五十里ダムにおけるフラッシュ放流調査、土木技術資料、第41巻9号, pp.2-3, 1999
- 3) 対馬孝治、天野邦彦、傳田正利、時岡利和、皆川朋子：宮ヶ瀬ダムの放流試験による河川流下有機物の変化とその要因、河川技術論文集, Vol.12, pp.247-252, 2006
- 4) Jakob, C., Robinson, C.T. and Uehlinger, U.: Longitudinal effects of experimental floods on

- stream benthos downstream from a large dam., Aquatic Sciences - Research Across Boundaries, Vol.65, No. 3, pp.223-231, 2003
- 5) 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
 - 6) Peterson, C. G. and Stevenson, R. J. : Resistance and resilience of lotic algal communities: Importance of disturbance timing and current, *Ecology*, Vol.73, No.4, pp.1445-1461, 1992
 - 7) Biggs, B. J. F. : Patterns in benthic algae of streams, In: Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. (eds.) *Algal ecology*. Academic Press, San Diego, CA, 1996
 - 8) 皆川朋子、片野 泉、萱場祐一、河口洋一：ダム下流における付着藻類の特徴と支川合流の影響－阿木川ダムを事例に－、応用生態工学会第10回研究発表会講演集, pp.15-18, 2006
 - 9) 波多野圭亮、竹門康弘、池淵周一：貯水ダム下流の環境変化と底生動物群集の様式、京都大学防災研究年報第48号B, pp.919-933, 2005
 - 10) 対馬孝治、天野邦彦、傳田正利、時岡利和：ダム下流の河川生態系への有機物供給に関する研究、水工学論文集、第51巻, pp. 1117-1122, 2007
 - 11) A・J・ホーン、C・R・ゴードマン (手塚泰彦訳) : 陸水学、京都大学出版, 1999
 - 12) 白鳥 実、上月康則、倉田健悟、長谷田真千、小藤美樹、村上仁士：徳島県勝浦川におけるダム下流珪藻群集の特徴とその形成過程、環境工学研究論文集、第40巻, pp.117-126, 2003
 - 13) 野崎健太郎、内田朝子：河川における糸状緑藻の大発生、矢作川研究, Vol.4, pp.159-168, 2000
 - 14) 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
 - 15) Horner, R. R., Welch, E. B., and Veenstra, R. B. : Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity. In: Wetzel R. G., (ed.) *Periphyton of Freshwater Ecosystems*, pp.121-134, Dr. W. Junk Publishers, Hague, 1983
 - 16) 香川尚徳：河川連続対で不連続の原因となるダム貯水による水質変化、応用生態工学, Vol.2 No.2, pp.141-151, 1999
 - 17) Grown, I. : Is genus or species identification of periphytic diatoms required to determine the impacts of river regulation ?, *Journal of Applied Phycology*, No.11, pp.273-283, 1999
 - 18) Biggs, B. J. F. and Lowe, 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
 - 19) 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
 - 20) Armitage, P. D. : Invertebrate drift in the regulated River Tees and an unregulated tributary, Maize Beck, below Cow Green dam. *Freshwater Biology*, 7, pp.167-184, 1977
 - 21) 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－、全国内水面漁業協同組合連合会, pp.158-209, 1989
 - 22) 建設省河川局監修：河川水質試験方法 (案) 1997年度版、技報堂出版, p.921, 1997
 - 23) 田中志穂子、渡辺仁治：日本の清浄河川における代表的付着藻類 *Homoeothrix janthina-Achnanthes japonica* 群集の形成過程、藻類, No.38, pp.167-177, 1990
 - 24) 皆川朋子、福嶋 悟、萱場祐一：河床付着物の視覚的評価－河川流量管理にむけて－、土木技術資料、第48巻3号, pp.58-63, 2006
 - 25) 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

皆川朋子*



独立行政法人土木研究所つくば
中央研究所水環境研究グループ
自然共生研究センター主任研究
員, 工博
Dr. Tomoko MINAGAWA

福嶋 悟**



独立行政法人土木研究所つくば
中央研究所水環境研究グループ
自然共生研究センター部外招聘
研究員 (横浜市環境科学研
究所), 理博
Dr. Satoshi FUKUSHIMA

萱場祐一***



独立行政法人土木研究所つくば
中央研究所水環境研究グループ
自然共生研究センター長, 工修
Yuichi KAYABA