

原 著

矢作川中流における付着藻類の増殖・剥離過程に関する 群落動態モデルを用いた数理解析

Mathematical analysis on growth-detachment dynamics of attached algae in the middle reach of the Yahagi River
by using population dynamic modeling techniques

田代 喬・辻本 哲郎

Takashi TASHIRO and Tetsuro TSUJIMOTO

要 約

矢作川中流における付着藻群落の動態を、現地観測と数理解析によって記述した。現地観測は、2002年7月から2003年1月の期間中、月2回の頻度で、豊田市荒井町地内（河口から42km地点）において行った。強熱減量で示した付着藻群落の現存量は、9月下旬よりその増加が始まり、11月下旬にピークを示した。この傾向は近年の矢作川中流における既往の調査結果と一致した。数理解析は、ロジスティック方程式を基本に、掃流砂礫の衝突による付着藻の剥離および藻類の光合成、呼吸過程を組み込んだ群落動態モデルを新たに構築し、行った。掃流砂礫の鉛直分布の考慮によって、従来、過大評価になりがちであった掃流砂礫による藻類剥離率の評価手法を改善した。藻類の光合成、呼吸過程の見積もりについては、生理生態学的知見や日射時間、気温などの気象情報をもとに各種影響要因を用いて定式化した。本研究で提案した数学モデルは、観測資料不足のため、定量的検証が不十分ではあるが、矢作川中流における藻類繁茂の特徴を記述することに成功した。

キーワード：群落動態モデル，付着藻の増殖・剥離過程，掃流砂礫，光合成，呼吸

はじめに

河床に生育する付着藻類は、魚類・底生動物の餌資源として重要である。近年、ダム下流などの攪乱機会の減少した河道（低攪乱礫床）において、付着藻群落の異常繁茂が報告されている（谷田・竹門，1999）。この異常繁茂を構成するのは、主にカワシオグサ（*Cladophora glomerata*）などの大型糸状緑藻である。糸状緑藻の増加は、河川空間における景観面の悪化だけでなく、餌資源の質的变化を伴うことによってアユ（*Plecoglossus altivelis*）の成長を阻害する（内田，2002）など、生態系へ及ぼす影響も甚大であるため、こうした状況の早急な改善が求められている。このような付着藻類の異常繁茂を制御していくためには、生育状況を左右する様々な物理・化学・生物的要因を整理した上で、これらによる影響を考慮できる繁茂動態の評価・予測手法の構築が必要である。

既往の研究では、個体群動態モデルなどの数理モデル

を用いた検討がなされており、主に物質収支に着目した水域生態系モデル（例えば、楠田，2000）を援用した例（井上，1996；Duongほか，2001；戸田ほか，2003）が多い。これらの中には、藻類の生育形態に着目することによって種間競争を議論できるレベルにまで発展させられてきたものもある（Duongほか，2001；戸田ほか，2003）。しかしながら、室内水路における定常な流れの下での藻類の繁茂状況の再現に留まっているために、増殖・代謝に関する記述に汎用性が見られる一方で、実河道への適用を考えた場合には、物理的剥離に関する記述は不十分であった。

最近では、この付着藻類の物理的剥離について、実験水路における検討とその理論的解析から、掃流砂礫の運動と関連付けられている（北村ほか，2000；山本ほか，2003）。我々は、この掃流砂礫による剥離効果を組み込んだロジスティック方程式を用いて、まずは、藻類の植被（面積）率を対象として（辻本ほか，2002；田代ほか，2003a），次いで、単位面積当たりの強熱減量を対象とし

て、付着藻類の繁茂動態モデルの構築を試みてきた（田代ほか，2003b）。これらによって，ある河道区間において時間的・場所的に変動する物理環境条件に応じた繁茂動態を議論できる素地は整ってきた。しかし，平坦河床において理論展開されてきた剥離モデル（北村ほか，2000）を実際の河床に適用すると，剥離効果が過大に評価される（辻本ほか，2002；田代ほか，2003a，2003b）ために，その再現性を定量的に議論できるレベルまでには至らなかった（田代ほか，2003b）。また，増殖に関する記述についても，実際の観測結果と物理量との関係に基づいており，汎用性という点でも不十分であった。

本論文では，しばしば糸状緑藻が異常繁茂の状態を呈する，低攪乱な河床における付着藻群落の動態の解明を目的に，特に，剥離効果の適正な評価について検討した上で，付着藻群落の増殖・剥離過程の記述を試みる。以下では，まず，対象河道区間を設定して行った調査をまとめ，矢作川中流における付着藻群落の動態を捉える。さらに，生理・生態学的知見をもとに増殖効果を，土砂水理学的知見をもとに剥離効果を見積もり，群落動態モデルを導入することによって，付着藻群落の増殖・剥離過程を解析する。

矢作川中流域における付着藻群落の動態

調査地および方法

矢作川は長野県大川入山（標高1,908 m）を水源に発し，長野，岐阜，愛知の3県を流れ三河湾にそそぐ，幹線流

路延長117 km，流域面積は1,830 km²の1級河川である。かつては典型的な砂河川であったが，砂利採取，砂防整備，ダム建設などの人的インパクトにより，中流部では近年，河床低下を伴ったアーマー化が進み，河床攪乱頻度も急激に減少してきた（田代ほか，2003c）。現在の低攪乱な状況下では，しばしば，カワシオグサを始めとする付着藻類の異常繁茂が問題になっている。

調査対象区間は，42km地点付近のリーチで，砂州と瀬・淵構造によって特徴付けられる矢作川中流域の典型的な区間である。河床材料（底質）は，主として1 cm以下の砂集団と礫層を構成する粒径5~20 cm集団により構成されている（田代ほか，2003b，2003c）ことから，礫径を d_G とし，礫頂部の高さ G と砂面の高さの差を g として定義される礫の露出率（ $g / d_G = 0.0 \sim 1.0$ ）に着目した。図1には河床高コンター図と礫露出率コンター図を示す。図2には，調査期間を含む1年間の日平均流量（越戸ダム，2002-03）と日平均気温の変化（気象庁電子閲覧室，2002-03）を示す。

付着藻類の増殖過程は，図1a中のコドラートを対象として，その繁茂状況を調査した。各コドラートは1m x 1mの大きさで，瀬・淵構造の変化に伴う物理環境の違いを代表するように，それぞれ，No. 1：淵，No. 2：平瀬，No. 3：平瀬～早瀬，No. 4：早瀬に設定した。調査は2002年7月23日（ $t = 0$ d）から2003年1月15日（ $t = 176$ d）まで，月2回の頻度で実施した（図2参照）。各調査時点における水温，濁度は，「HORIBAマルチプローブW-23（堀場製作所製）」で測定した。流速は，水深の60%地点

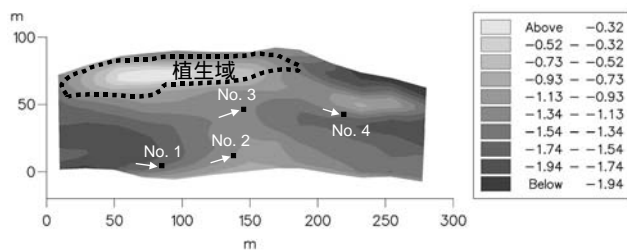


図1a 対象区間における河床高コンター図（矢印は流向）。

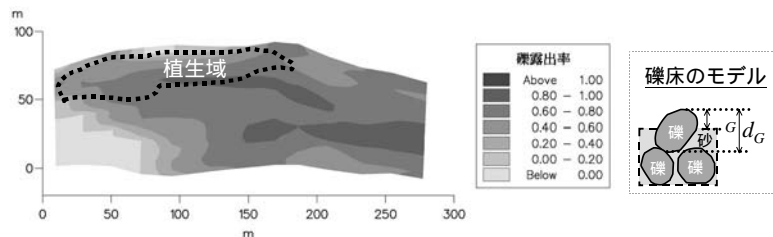


図1b 対象区間における礫露出率コンター図。

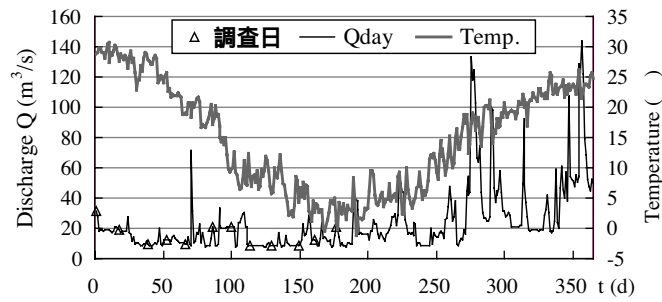


図2 調査期間中の流量と気温の変化。

の深さにおいて電磁流速計 (KENEK VE10) で3回測定し、その平均値を用いた。付着藻類サンプルは、コドラート内の繁茂状況を代表する礫を2個選択し、各礫面上の10cm × 10cm領域内を歯ブラシで剥がし、全量採取することにより得た。ここでは、付着藻群落の現存量は強熱減量を指標とした。強熱減量の測定は下水試験法 (佐藤, 1987) に従って行った。

結果と考察

表1には、各調査時点における水温、濁度測定結果を、表2には、各コドラート (No. 1~4) で測定した流速、水深をまとめた。図3には、強熱減量で示した付着藻群落の現存量について、各コドラートにおける平均値の時間変化を示す。図から、秋口 (9月下旬) より増殖傾向が始まること、11月中旬~12月中旬と1月上旬の2回のピークを有することが確認できる。この結果を同じ中流域における複数の調査結果 (内田, 1997; 内田ほか, 2002) と比較した結果、2002年の本調査結果 (42.0km地点) は、1995年の阿摺ダム下流 (53.0km地点) のものと同様の傾向を示している。当該時点の日流量時系列を参照すると、この両年は、増殖期間 (9月下旬~1月上旬の約3ヶ月間) 中に大きな出水が無いことから、図3は、平常流量時における典型的な増殖過程を示していると推測される。

カワシオグサは、Whitton (1977) によれば、水温6~30が生育範囲であり、15~20では最も早く成長し、春の終わりと秋の2回に生長ピークがあるとされる。その大繁茂は、富栄養化された汚水中で確認されることが多く (Joska et al., 1994)、南アフリカでは、20mにまで生長した例が報告されている (Joska et al., 1994)。ダムの河川生態への影響について取りまとめたPetts (1984) によれば、カワシオグサをはじめとする付着性緑藻の異常繁茂は、富栄養化しさらに河床の攪乱が減少した河川における一般的な傾向であるとされている。また、藻類

表1 各調査時点における水温、濁度測定結果。

調査日	水温 (°C)	濁度 (度)
2002/7/23	24.6	37
2002/8/9	26.8	13
2002/8/30	27.4	3
2002/9/13	25.1	4
2002/9/26	21.3	5
2002/10/16	20.0	13
2002/10/30	15.1	5
2002/11/13	13.1	4
2002/11/28	11.6	37
2002/12/18	6.7	32
2002/12/30	6.1	42
2003/1/15	4.8	17

表2 各コドラートにおける流速、水深。

	流速 (cm/s)		水深 (cm)	
	平均	標準偏差	平均	標準偏差
No. 1	25.0	9.8	88.1	7.5
No. 2	28.8	18.3	31.8	6.9
No. 3	67.5	28.9	59.2	10.9
No. 4	104.2	23.4	50.6	7.2

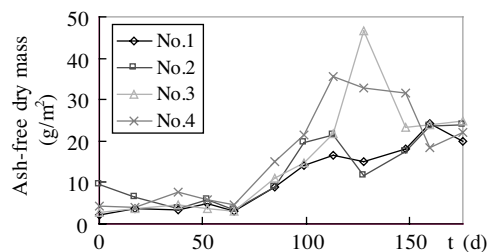


図3 各コドラートにおける強熱減量時間変化。

の生育に及ぼす流速の影響を調べた研究(例えば, Whitford & Schumacher, 1961)によれば, 流速の増加に伴って, 付着藻類の栄養塩摂取速度, 光合成速度, 呼吸速度は増加するとされている. 中でもカワシオグサは, 洪水のような大きな流速に対しても, 衰弱したもののみが剥離・除去され, 流速のみのインパクトには非常に強い耐性を持つ(Brock et al., 1999). 我が国においても, 深層放流型のダムの下流ではしばしばカワシオグサの繁茂が見られ, その原因としてダム下流の比較的安定した流れとダム湖底からの栄養供給が挙げられている(香川, 1999). 矢作川中流では, 1960年代以降の底生動物相の変化はこれらの地点での富栄養化と河床の安定化傾向を示しており, これらがカワシオグサの異常繁茂と関係しているものと考えられている(内田, 1997). 一方, 野崎・内田(2000)は, 矢作川を始めとする河川の栄養塩濃度と大型糸状藻類の発生についてまとめ, 矢作川中流など, 低い栄養塩濃度の河川においても発生が見られることを指摘し, 日本の河川は, 潜在的に大型糸状藻類が繁茂できる環境にあることを示唆しており, 栄養塩を瞬間的な濃度だけでなく, 累積的な供給量という視点で捉えなおすべきとしている.

これら既往の研究から, 矢作川中流における付着藻類の消長要因として, 低攪乱化された河床状態, 水温, 日照時間などの温度, 光条件, 栄養塩の累積的供給(野崎・内田, 2000)が重要であると考え, 数学モデルの構築を行った. なお, 河床の付着藻類の現存量は底生動物の捕食によって減少するが, 大型糸状藻類は底生動物の餌資源として適さないと考えられており(例えば, Allan, 1995), 今回はその影響を無視してモデルを構築した.

付着藻類の繁茂動態のモデル化

付着藻類の繁茂動態のモデル化に当たり, 増殖要因として光合成, 移入による効果を, 減少要因として呼吸, 剥離による効果を考慮し, また, 剥離に関する項に密度依存(density-dependent)の効果(例えば, Shenk & Franklin, 2001)を加味すれば, 付着藻類の繁茂動態は次のように記述できる.

$$\frac{dX_A}{dt} = \left\{ \mu_A \left(1 - \frac{X_A}{K_A} \right) + (i_A - r_A) - p_A \frac{X_A}{K_A} \right\} X_A \quad (1)$$

ここで, X_A : 付着藻群落全体の現存量 (g/m^2), μ_A : 同増殖率 (d^{-1}), K_A : 同環境容量 (g/m^2), i_A : 同移入率 (d^{-1}), r_A : 同呼吸率 (d^{-1}), p_A : 同剥離率 (d^{-1})である. ただし, i_A は μ_A に比して十分に小さいことから考慮しないものと

した.

本研究では, 上式を基礎式として採用するが, 式(1)のようなロジスティック型の方程式を採用する際, 環境容量 K_A の設定は解析結果に大きく影響する問題である. 本来, 環境容量は局所的, かつ, 瞬間的な環境条件に応じて変化すると考えられるため, 河道内の非定常な環境下においてこれを評価することは難しいが, 平常時の現存量より十分に大きいものと予想される. 本研究の対象区間(42km地点, 図1参照)において, 付着藻群落の強熱減量を調べた例は, これまでに存在しないことから, 本研究では, K_A を調査期間中の強熱減量の最大値である $46.8 \text{ g}/\text{m}^2$ (図3参照)として与えた. この設定値は暫定的であり, 今後は実験的検討により, 物理環境指標と関連付けた系統的な整理を行うことで, 適正に評価できるものと思われる. なお, 今回設定した環境容量との比較のために, 対象区間を含む矢作川中流における付着藻群落の強熱減量に関する観測事例(内田, 1997; 内田ほか, 2002)を整理すると次のようになる. すなわち, 強熱減量のピーク値について, 阿摺ダム(55km地点)下流では, $80 \sim 300 \text{ g}/\text{m}^2$ (1994年12月), $20 \sim 60 \text{ g}/\text{m}^2$ (1995年11月), $30 \sim 60 \text{ g}/\text{m}^2$ (1996年2月)であり, 越戸ダム(45.8km地点)下流では, 古岸地区(44km地点)で $120 \text{ g}/\text{m}^2$ (1995年11月), 豊田大橋(40km地点)で $10 \text{ g}/\text{m}^2$ (2000年11月)となっている. これらの観測結果に鑑みれば, 本モデルで設定した環境容量は, 大型糸状藻類が大繁茂した1994年の阿摺ダム下流及び1995年の越戸ダム下流と東海豪雨(2000年9月)による出水の影響を受けた2000年のものとは大きく異なるが, その他のデータとの整合性は取れており, 暫定的ながらも比較的適正な範囲内にあると言える.

光合成による増殖

光合成による増殖モデルの多くは, 湖沼における植物プランクトンモデル(楠田, 2000)を参考にしており, 栄養塩摂取速度は水中の栄養塩濃度のみによって記述されてきた. しかし, 流水中の付着藻類の栄養塩摂取速度は, 流速によって変化することが知られており(Borchardt et al., 1994), 栄養塩の濃度ではなく供給量によって記述されることが望ましい(Borchardt, 1996; 野崎・内田, 2000). ここでは, 流水中での栄養塩摂取は栄養塩フラックスに依存するものと考えた. 以上から, 光合成による付着性藻類群の増殖率 μ_A は, 次のように与えられる.

$$\mu_A = \mu_{A\max} \cdot f_{T_w} \cdot f_F \cdot f_{I_w} \quad (2)$$

$$f_{I_w} = I_w / (K_{I_w} + I_w) \quad (3)$$

ここで、 μ_{Amax} ：最大比増殖速度（ここでは既往の知見（Borchardt, 1996；Canale *et al.*, 1983）から、 1.0 d^{-1} ）、 f_{TW} ：光合成活性に対する水温 T_w の効果、 f_F ：栄養塩摂取に関するフラックス F_N の効果、 f_{I_w} ：水中日射量 I_w による効果、 K_{I_w} ：日射に関する半飽和定数である。

白金（2002）の観測結果によれば、平水時の矢作川中流の河川水は、水生植物にとっての栄養塩のうち、リンが少なく、これが水生植物にとっての制限要因となっていると判断できるので、ここでの栄養塩はリン（P）を対象とし、そのフラックス $F_P \text{ (g m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{)}$ を次式で与えるものとした。

$$F_P = PP \cdot U \quad (4)$$

ここで、 PP ：リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）濃度（ g / m^3 ）、 U ：水深方向平均流速（ m / s ）であり、 PP は図4に示す関係から、次式で示すような日平均流量 Q_{day} の関数で与える。

$$PP = \alpha \cdot Q_{day}^{-\beta} \text{ [g/m}^3\text{]} \quad (Q_{day} \leq 25.0 \text{ m}^3/\text{s})$$

$$PP = 0.0125 \text{ [g/m}^3\text{]} \quad (Q_{day} > 25.0 \text{ m}^3/\text{s}) \quad (5)$$

ここで、 $\alpha = 1.0 \times 10^{-4} \text{ (g m}^{-1.5} \text{ s}^{1.5}\text{)}$ 、 $\beta = 1.5$ である。

f_{TW} 、 K_{I_w} については、矢作川中流における付着藻群落全体を対象とした光合成活性に関する野崎ほか（2003）の研究成果を参考に評価した。すなわち、 f_{TW} は、培養水温と最大光合成速度の関係（野崎ほか，2003）をもとに、縦軸の最大光合成速度をその最大値（ $2.45 \text{ [mgC (mg Chl. a)}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{]}$ ）で除すことにより得た図5の関係から、図中の実線で与えた。また、 K_{I_w} （ $\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）は、最大光合成速度を呈する際の光強度（ $\mu \text{ mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ）（野崎ほか，2003）を単位変換することにより得た図5の関係から、図中の破線で与えた。

f_F については、糸状藻類 *Spirogyra fluviatilis* のリン摂取速度に及ぼす流速の影響を調べた Borchardt *et al.*（1994）の成果から、 F_P とリンの相対摂取速度（ f_F ）の関係を調べ、図6のように作成し直した。この際、縦軸をリンの最大摂取速度により除して規準化した。次式で表す図中の実線により、 f_F を表す。

$$f_F = 2.40 \cdot F_P^{0.28} \quad (6)$$

呼吸による減少

付着藻類の呼吸率（ d^{-1} ）は、水温に依存するものと考え、次式でその効果を見積もる。

$$r_A = r_{Amax} \cdot g_{T_w} \quad (7)$$

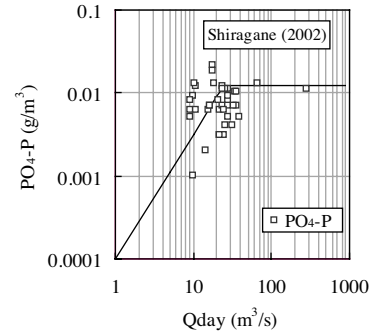


図4 矢作川古岸地区（44.0 km地点）における日平均流量とリン酸態リン濃度の関係。

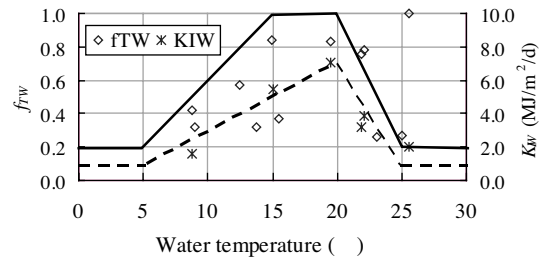


図5 水温と光合成活性の関係。

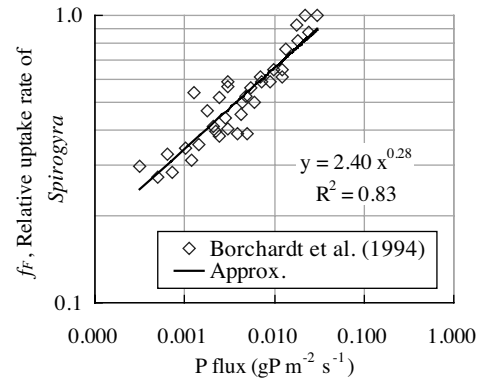


図6 リン酸フラックスとリン摂取速度の関係。

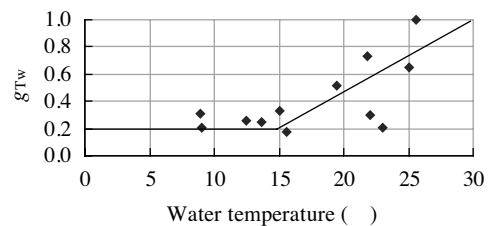


図7 水温と付着藻類の相対呼吸率の関係。

ここで、 r_{Amax} ：最大比呼吸率（ダーリー（1987）を参考に、 0.1 d^{-1} ）、 g_{TW} ：水温による影響である．ここで、 g_{TW} は、前述した f_{TW} と同様に、矢作川中流における付着藻群落全体を対象とした検討（野崎ほか，2003）から、培養水温と呼吸速度の関係をもとに、縦軸の呼吸速度をその最大値（ $2.09 \text{ [mgC (mg Chl. a)}^{-1} \text{ h}^{-1}]$ ）で除すことにより、図7のように与えた．なお、ここでの呼吸は、枯死の影響を含めて考えるものとする．

低攪乱礫床における付着藻類の剥離

田代ほか（2003c）は、河床攪乱作用を、河床を構成する礫が動くこと、河床は動かないが、比較的細かい粒径の掃流砂が河床の礫に与える衝撃と区別しているが、低攪乱礫床において期待される攪乱は、のタイプとなる．露出した礫間を砂が移動する場合、掃流砂が礫に生じた藻類を剥離させるには、その生育基盤たる礫に達するほどに跳躍する必要がある．つまり、剥離に貢献する掃流砂量は実際の掃流砂量の一部に過ぎない．掃流状態にある砂粒子の運動形態のうち、跳躍しながら掃流される形態は「サルテーション」と呼ばれる（例えば、中川・辻本，1986）が、本研究では、このサルテーション粒子の鉛直方向分布を考慮して、礫床条件下における藻類剥離率を評価することとした．

藻類剥離に寄与する掃流砂量

藻類剥離に寄与する有効掃流砂量 q_{Be} について、ここではサルテーション粒子の鉛直方向 y の存在確率密度分布 $f(y)$ を用いて、以下のように見積もることとした．

$$q_{Be} = P \cdot q_B, \quad P = \int_{\alpha \Delta_g}^h f(y) dy \quad (8)$$

ここで、 P ：剥離に寄与できる高さ（ Δ_g ）以上に跳躍する砂礫の存在確率、 α ：定数（ここでは1.0と仮定）、 Δ_g ：礫露出高、 q_B ：掃流砂量である． $f(y)$ の算定には、辻本・中川（1984）の手法を援用し、Kikkawa & Yamada（1980）のモデルを変形、規準化して得られる次式を用いた．

$$f_*(\xi) = K_0(\xi) / \int_0^\infty K_0(\xi) d\xi$$

$$K_0(\xi) = \exp\left\{-\frac{(\xi-1)^2}{2\alpha_y^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(\xi+1)^2}{2\alpha_y^2}\right\} \quad (9)$$

ここで、 $f_*(\xi)$ ：規準化された確率密度関数（図9参照）、 $\xi \equiv y/E[y]$ 、 $\alpha_y \equiv \sqrt{Var[y]}/E[y]$ 、 $E[y]$ ：サルテーション粒子の平均存在高さ、 $Var[y]$ ：存在高さの分散である． $E[y]$ 、 $Var[y]$ は辻本・中川（1984）

の数値模擬の結果より、次式で与えた．

$$E[y] = \left\{ \frac{A_3(\sigma/\rho + C_M)}{(A_2 C_D) \cdot \tau_{*e}^{0.7}} + 0.5 \right\} d_s \quad (10)$$

$$\sqrt{Var[y]}/E[y] = 0.65$$

ここで、 A_2 ：2次元形状係数（ $1/4$ ）、 A_3 ：3次元形状係数（ $1/6$ ）、 σ ：水の密度、 ρ ：砂の密度、 C_M ：付加質量係数（0.5）、 C_D ：抗力係数（0.4）、 τ_{*e} ：砂面上の無次元有効掃流力である．図8に、規準化されたサルテーション粒子の鉛直方向確率密度分布（辻本・中川，1984）を示す．

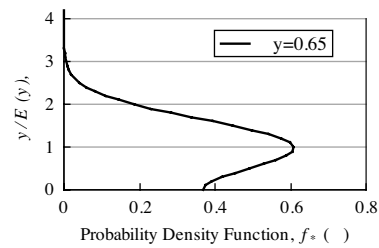


図8 サルテーション粒子の鉛直方向分布．

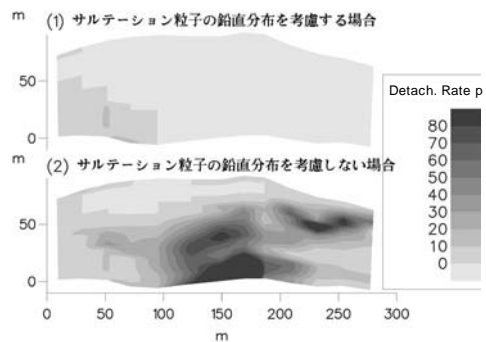


図9 対象区間における剥離率 (d^{-1}) の分布．

礫床上の掃流砂量

礫床は、図1bのように、粒径 d_g の礫の間隙を粒径 d_s の砂が埋めて構成されていると考える．河床の等価砂粗度 k_s を Δ_g と d_s との和で表されるものとする、単位幅流量 q とエネルギー勾配 I_e が与えられれば、水深 h （等流水深）は、重力加速度 g を用いて次式で求められる．

$$h = \left\{ (\Delta_g + d_s)^{1/3} q^2 / (7.66^2 g I_e) \right\}^{3/10} \quad (11)$$

また、砂面は突出した礫により遮蔽されるため、芦田・藤田（1986）に倣った遮蔽係数（式(12)参照）を導入すれば、砂面上の有効無次元掃流力 τ_{*e} は次のように書ける．

$$\tau_{*e} = \kappa^2 h I_e / \{(\sigma/\rho - 1) d_s\} \quad (12)$$

$$\kappa^2 = 1 - \Delta_G / d_G$$

このようにして見積もられた τ_{*e} を、芦田・道上 (1972) の式に適用し、礫床における流砂量を評価する。

礫床における付着藻類剥離率の評価

掃流砂の衝撃による藻類剥離モデルに関しては、サルテーション粒子の衝撃力でカワシオグサが剥離する過程を扱った北村ほか (2000) の実験結果およびモデルを採用した。すなわち、サルテーション運動する砂が礫に衝突する際、礫面における単位面積・単位時間あたりの仕事量を W_x とすれば、次のように書ける。

$$p = (24 \times 3600) \alpha W_x \quad (\text{d}^{-1}) \quad (13)$$

ここで、 α : カワシオグサの剥離抵抗を表す係数であり、長さ3cm程度のカワシオグサについては、 $\alpha = 1.23 \times 10^{-4} \text{N}^{-1} \text{m}$ が適当であった (北村ほか, 2000)。なお、 W_x については、石橋 (1983) による滑面上でのサルテーション運動解析をもとに、藻類剥離に寄与する有効掃流砂量 q_{Be} 、礫間砂面上の摩擦速度 u_{*e} を用いて次のように書ける。

$$W_x = \gamma q_{Be} d_s^{1/3} u_{*e}^{2/3} \quad (14)$$

ここで、 γ : 礫の材料特性に関わる係数であり、弾性体としての礫の衝突メカニズムについての分析から、 $4.94 \times 105 \text{Nm}^{-4} \text{s}^{2/3}$ と算定された (石橋, 1983)。

対象区間における剥離率の空間分布を図9に示した。ここでは、対象期間中の出水規模 (図2参照) に当たる $150 \text{ m}^3 / \text{s}$ を流入条件とする算定結果を示す。図より、サルテーション粒子の鉛直分布を考慮しない従来の推定剥離率は、極端に過大評価されていた様子が分かる。

図中の剥離率算定に必要な、対象河道における流れ場の把握は、既に適用性が確認されている平面2次元水理解析モデル (田代ほか, 2003b) を用いて行った。

付着藻類繁茂動態シミュレーション

対象河道における流れ場の把握には、平面2次元浅水流モデル (田代ほか, 2003b) を用い、日平均流量 (図2参照) を流入条件とする計算結果を採用する。水温 T_w については、調査時点に計測した水温と先に図2に示した日平均気温 T_A (気象庁電子閲覧室, 2002-2003) との関係から推定した。

水中の日平均日射量 I_w ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$) の推定は、井上 (1996) の手順に従った。すなわち、水面での日平均日射量 I_s ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、懸濁物質濃度 SS (g/m^3)、水深 h (m) を

用いて、次式のように書ける。

$$I_w = (1 - \delta) I_s \cdot \exp\{-(\lambda + \varepsilon \cdot SS)h\} \quad (15)$$

ここで、 δ : 水面での反射率 (0.70)、 λ : 水の吸光係数 (0.18 m^{-1})、 ε : 懸濁物質による吸光係数 (0.11 m^{-1}) である (井上, 1996)。

SS については、 TP と同様、日平均流量との関係 (図10参照) から、次式で得られるものとした。

$$SS = 0.2 \cdot Q_{\text{day}}^{1.5} \quad (16)$$

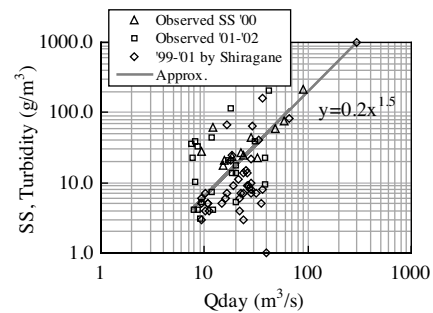


図10 日平均流量と濁度、懸濁物質濃度の関係。

なお、図中には、直接法の「濾別」(例えば、佐藤, 1987) によって分析した SS (Observed SS '00), 調査時に HORIBA W-23 (堀場製作所) で実測した濁度 (表1参照) を単位変換したデータ (Observed '01-02), 白金 (2002) による濁度を単位変換したデータ ('99-01 by Shiragane) を併示している。

I_s については、日照率 S/S_m を用い、以下に示す Angstrom の式 (古藤田, 1967) で与える。

$$I_s = I_m \cdot (0.25 + 0.75 S/S_m) \quad (17)$$

ここで、 I_m : 日平均最大日射量 ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、 S : 日照時間 (h)、 S_m : 可照時間 (h) である。 I_m は Budyko の資料 (古藤田, 1967) から、 S_m は豊田市における暦情報 (例えば、国立天文台天文情報公開センター暦計算室, 2002-2003) から得た。

以上の基礎情報をもとに、本解析では、式 (1) の任意の時点 ($t = t + \Delta t$) での解を与える次式を用い、調査開始日である2002年7月23日を $t = 0$ (d) として、1年間の変動を追跡する。

$$X_A(t + \Delta t) = \frac{X_A(t) \cdot \exp \alpha \Delta t}{\beta X_A(t) \cdot (\exp \alpha \Delta t - 1) + 1} \quad (18)$$

ここで、 $\alpha = \mu_A + i_A - r_A$ 、 $\beta = (\mu_A + p_A) / K_A$ である。初期条件となる $X_A(0)$ については、対象区間内の (植

生域を除く)裸地領域(図1参照)に、一様に与える(ここでは、 3.62 g/m^2)。解析の過程で、水域が陸化した場合には、Burns & Walker (2000)の成果を参考に、陸化状態が1日継続する毎に、現存量は半減させられるものとする。また、ある場所での強熱減量が、ある時点において0となった場合には、その後の現存量も0になってしまうため、こうした場合に限り、初期値の1% (0.036 g/m^2)の藻類が新たに移入されるものとした。

図11に、各コドラートにおける繁茂動態解析の結果を示す。ここでの各解析値は、コドラートを含むセルにお

ける結果を表示している。図から、前半の観測結果を再現できたのは、カワシオグサに代表される付着藻類の繁茂が、光合成および呼吸効果の評価によって記述できたことによる。特に、呼吸効果は、初期の高温水期における増殖抑制、最大値の低減に作用していると考えられる。一方、図中のNo. 2~4地点の解析値では、解析開始から1年後の解析値が元の数値 ($t = 0$ での現存量)に戻っていない。矢作川中流における付着藻群落の現存量が季節的に変動している事実(例えば、内田, 1997)に鑑みれば、本解析モデルは、これらの地点における付着藻群落の繁

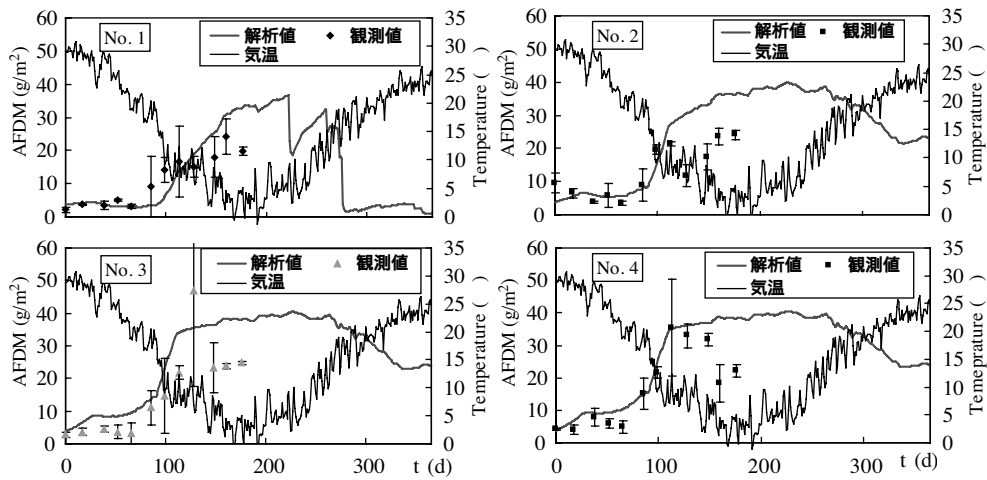


図11 付着藻群落全体の繁茂動態解析と観測結果の比較。

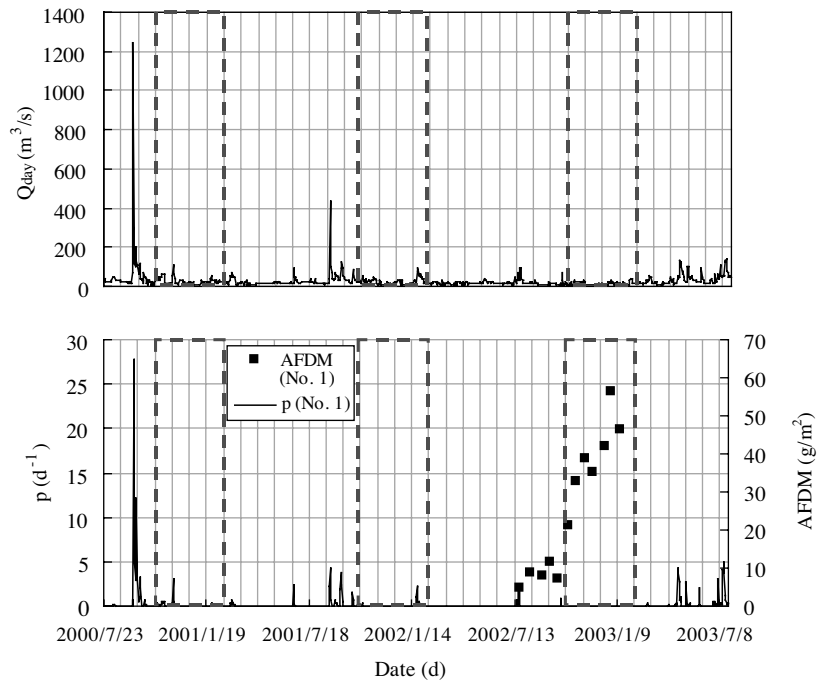


図12 No. 1地点における付着藻剥離率の日変化(2000年7月~2003年7月)。

茂動態を再現しきれない可能性がある。

上記の問題が当てはまらないNo. 1地点においては、礫露出高が小さく、付着藻の剥離効果が表れていた。そこで図12では、No. 1地点における付着藻剥離率の日変化を示し、剥離率と藻類繁茂時期の関係について考察する。図中、破線で囲った範囲は、付着藻の観測結果（図中にプロット）から類推した各年の繁茂時期（秋～冬季）を示す。2000～2002年においては、付着藻の繁茂時期には目立った剥離効果は見られず、繁茂する前の夏季に顕著な剥離効果が確認される。これらの結果は、付着藻群落の現存量変動の要因としての剥離効果の重要性を示唆するものである。

なお、本解析において、礫露出高の小さな地点（例えば、No. 1）でのみ、剥離効果が表れたことは、藻類剥離効果に対する露出高の影響の大きさ（図9参照）を改めて示すものであった。しかし、実際には、No. 2～4の地点においても剥離効果が作用しているものと予想される。「流況によらず、礫露出高一定」との今回の前提条件は、今後見直す必要があり、これらを踏まえた上で、付着藻の剥離現象の評価を精緻化していく必要があると考えられる。

謝 辞

本研究を進めるに当たって、野崎健太郎講師（椋山女学園大学）には、付着藻の生理生態に関する有用なご指摘を戴いた。また、内田朝子氏（豊田市矢作川研究所）、白金晶子氏（同）には、付着藻の分析手法について、多くの助言を戴いた。なお、現地観測およびデータ整理にあたっては、扶桑建設工業（当時名古屋大学大学院生）加賀真介氏、名古屋大学大学院生渡邊慎一郎氏、溝口俊太氏の協力を得た。ここに記して、御礼申し上げます。

引用文献

- Allan, J. D. (1995) Trophic relationships. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters, Chapman & Hall, London.
- 芦田和男・藤田正治（1986）河床粒子の浮遊機構とそのモデル化。土木学会論文集, 375(-6): 79-88.
- 芦田和男・道上正規（1972）移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究。土木学会論文集, 206: 59-69.
- Borchardt, M. A. (1996) Nutrients. Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems, Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe (eds.): 375-402. Academic Press, San Diego.
- Borchardt, M. A., J. P. Hoffmann and P. W. Cook (1994)

- Phosphorus uptake kinetics of *Spirogyra fluviatilis* (Charophyceae) in flowing water. J. Phycol., 30: 403-417.
- Brock, J. T., T. V. Royer, E. B. Snyder and S. A. Thomas (1999) Periphyton Metabolism: A Chamber Approach, The Controlled Flood in Grand Canyon. Geophysical Monograph, 110: 217-223.
- Burns, A. and K. Walker (2000) Effects of water level regulation on algal biofilms in the River Murray, South Australia. Regul. Rivers: Res. Mgmt., 16: 434-444.
- Canale, R. P., M. T. Auer, Y. Matsuoka, T. M. Heidtke and S. J. Wright (1983) Optimal cost control strategies for attached algae. J. Env. Eng., 109: 1225-1241.
- ダリー, W. M. (1987) 藻類の生理生態学。基礎微生物学 9, 培風館。
- Duong, H. S.・浅枝隆・田中規夫・谷本勝利（2001）種間の競争を考慮した付着性藻類群集の変動解析。土木学会論文集, 677(-55): 151-161。
- 井上隆信（1996）河床付着生物膜による河川流下過程の水質変化に関する研究。北海道大学学位論文。
- 石橋 毅（1983）ダム排砂設備の流下砂礫による磨耗・損傷に関する水理学的研究。土木学会論文集, 334: 103-112。
- Joska, M. A. & J. J. Bolton (1994) Chlorophyta. Guide to Common Filamentous Freshwater Macroalgae: 12-24. Water Research Commission, Cape Town.
- 香川尚徳（1999）河川連続体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, 2: 145-151。
- Kikkawa, H. and T. Yamada (1980) Transport rate of bed load based on "the existence probability" of a sand particle. Proc. 3rd Int'l Symp. on Stochastic Hydraulics: 337-346. Tokyo, Japan.
- 気象庁電子閲覧室（2002-03）豊田地域気象観測所（東経137度10.6分、北緯35度7.9分）における気象観測資料。<<http://www.data.kishou.go.jp/>>
- 北村忠紀・加藤万貴・田代喬・辻本哲郎（2000）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: 125-130。
- 古藤田一雄（1967）地表水 湖沼および人造湖。水資源ハンドブック, 安芸皎一・多田文男（監）: 92-123。朝倉書店。
- 国立天文台編（1997）理科年表, 丸善。
- 国立天文台天文情報公開センター暦計算室（2002-03）<<http://www.nao.ac.jp/koyomi/hinode.html>>
- 楠田哲也（2000）水域生態系モデルの進歩と課題。第36回水工学に関する夏季研修会講義集Aコース, pp.A-3-1-23。
- 中川博次・辻本哲郎（1986）移動床流れの水理。新体系土

- 木工学23, 技報堂出版.
- 野崎健太郎・内田朝子(2000) 河川における糸状緑藻の大発生. 矢作川研究, 4: 159-168.
- 野崎健太郎・神松幸弘・山本敏哉・後藤直成・三田村緒佐武(2003) 矢作川中流域における糸状緑藻*Cladophora glomerata*の光合成活性. 矢作川研究, 7: 169-173.
- Peterson, C. G. (1996) Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*, Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe(eds.): 375-398. Academic Press, San Diego.
- Petts, G. E. (1984) Impounded Rivers. Perspectives for Ecological Management: 150-157. Wiley, J. & Sons.
- Power, M. E. (1991) Shifts in the effects of tuff-weaving midges on filamentous algae. *Am. Mid. Natl.*, 125: 275-285.
- Power, M. E. (1992) Hydrologic and trophic controls of seasonal algal blooms in northern Californian rivers. *Arch. Hydrobiol.*, 125: 385-410.
- 佐藤敦久(1987) 水環境工学 浮遊物質からみた環境保全. 技報堂出版.
- Shenk, T. M. and A. B. Franklin (2001) Models in natural resource management: an introduction. *Modeling in Natural Resource Management*, Shenk, T. M., and A. B. Franklin(eds.): 8. Island Press, Washington, D. C.
- 白金晶子(2002) 矢作川中流域の水質 古岸水辺公園を中心に. 矢作川研究, 6: 99-111.
- Stevenson, R. J. (1996) The stimulation and drag of current. In *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*, Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe(eds.): 321-336. Academic Press, San Diego.
- 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: 153-164.
- 田代 喬・加賀真介・辻本哲郎(2003a) 個体群動態モデルの生息場評価手法への導入に関する基礎的研究. 水工学論文集, 47: 1105-1110.
- 田代 喬・加賀真介・辻本哲郎(2003b) 河床付着性藻類群の繁茂動態のモデル化とその実河道への適用. 河川技術論文集, 9: 91-96.
- 田代 喬・渡邊慎多郎・辻本哲郎(2003c) 掃流砂礫による付着藻類の剥離効果算定に基づいた河床攪乱作用の評価について. 水工学論文集, 47: 1063-1068.
- 戸田祐嗣・赤松良久・池田駿介(2003) 単細胞・群体型付着藻類と糸状型付着藻類の増殖競争モデルの開発. 河川技術論文集, 9: 481-486.
- 辻本哲郎・中川博次(1984) 掃流粒子のSaltationの確率過程論的解析. 土木学会論文集, 345(-1): 83-90.
- 辻本哲郎・北村志紀・加藤万貴・田代 喬(2002) 低攪乱礫床における大型糸状藻類の異常繁茂のシナリオ. 河川技術論文集, 8: 67-72.
- 内田朝子(1997) 矢作川における付着藻類と底生動物の基礎調査報告. 矢作川研究, 1: 59-80.
- 内田朝子(2002) 矢作川中流域におけるアユの消化管内容物. 矢作川研究, 6: 5-20.
- 内田朝子・藤居 勇・山戸孝浩(2002) 矢作川における大型糸状緑藻の時空間変動. 矢作川研究, 6: 113-124.
- Whitford, L. A. and G. J. Schumacher (1961) Effects of current on mineral uptake and respiration by a freshwater alga. *Limnol. Oceanogr.*, 6: 423-425.
- Whitton, B. A. (1977) Biology of *Cladophora* in Freshwaters. *Water Research*, 4: 457-476.
- 山本亮介・松梨史郎・下垣 久(2003) 移動粒子を伴う流れの付着藻類剥離効果. 水工学論文集, 47: 1069-1074.

〔 名古屋大学大学院工学研究科：〒464-8603 名古屋
屋市千種区不老町 〕