

山地溪流の付着生物群集への生態学的アプローチ

坂本照正*・吉武佐紀子*

Ecological approach to the periphyton communities in small stream of mountainous forest, Kanagawa Prefecture

Terumasa SAKAMOTO and Sakiko YOSHITAKE

要 旨

対照流域法による水環境のモニタリング調査を平成 19 年から 4 ヶ年に亘って実施した。河床付着膜の藻類が利用できる光量は全日射量の 4 %程度で、その現存量は秋冬季に増加し、夏季に減少する傾向を示した。大洞沢と貝沢はともに水質的には良好であるが、その河床付着生物群集は多様性と安定性に欠けており、森林の間伐・伐採により光密度が増すと藍藻類から珪藻類や緑藻類に、低温種から高温種へ移行する可能性がある。森林からもたらされる物質が湖沼等の水界に大きく影響し、河床付着生物の現存量と降雨量との間には負の相関が認められ、現在の森林環境は降雨等の環境変動に対して、十分な修復機能が保持されていないことが示唆された。対照流域法での施策効果を検証（環境作用の影響と施策効果を分離・識別）するための方法論を提示した。

キーワード：付着生物、クロロフィル、評価指数、光密度、増殖比

I はじめに

現在、地球上のあらゆる場所で温暖化の影響がとりざたされており、今後のさらなる進捗が懸念されている。森林の流域を評価する方法には単独流域法や対照流域法などがあるが、いずれもその効果の検証には困難を極めている。特に、森林が短期間で再生し、その効果が表面化する可能性は低く長期的な展望に立っての視点が求められている。さらに、森林機能の水界生物への影響を調査した事例は底生動物によるものが長坂他 (2000) ⁽¹⁾ 等数例が存在するのみで、付着藻類を対象にしたものはほとんど見当たらない。山地溪流の環境変化は著しく生物の現存量は小さいうえ、その変化は環境変動の中に取り

込まれるのが現実である。このような実情を踏まえ新たな方法論を創生し、この局面に対応することが求められている。特に、将来に亘って、神奈川県民の生活を育む“豊かな緑と豊かで安全な水を確保していくためには、現象論的段階から本質・形態論的段階への発想の転換が事業遂行の方法論上に求められなければ、真の山地・水源環境の再生に結びつけることは出来ないであろう。

今回は「水源環境保全・再生実行 5 か年計画」の中の神奈川県自然環境保全センター事業“対照流域法による水環境モニタリング調査計画”の一環として、溪流の付着生物群集に関する調査を平成 19 年度から 22 年度までの 4 ヶ年に亘って実施したので、その概要を報告する。

* 湘南短期大学 (〒 238-8580 横須賀市稲岡町 82 番地)

II 調査方法

対照流域法は施策効果の検証を目的とする調査であり、しかも、調査対象とする貝沢と大洞沢は山地の源流域に存在し環境変動が著しい場所にある。水生生物群集の現状把握にも極めて困難が想定されることから、降雨等の影響（環境の作用力）を見る特異的調査と季節変動の状況（群集の応答力）を把握する周年調査に分けて実施した。

1 調査時期

(1) 大洞沢における特異的調査は平成19年度から20年度に計3回（平成19年12月6日、平成20年3月26日、同年7月16日）、周年調査は平成21年度から22年度に亘って、四季ごとに計4回（平成21年11月8日、平成22年2月16日、同年4月29日、同年8月4日）行った。

(2) 貝沢における特異的調査は平成20年から21年にかけて計3回（平成20年7月15日、同年20年10月25日、平成21年2月7日）、周年調査は平成21年度から22年度に亘って、四季ごとに計4回（平成21年11月7日、平成22年2月15日、同年4月28日、同年8月3日）実施した。

2 調査地点

大洞沢は図1の4地点、実施流域として上流側にSt.1を下流側にSt.2を、対照流域には同様にSt.3とSt.4を設定した。また、貝沢は図2の5地点、実施流域としてSt.1、対照流域としてSt.2を、さらにその下流に参照流域としてSt.3、St.4、St.5を設定し調査した。

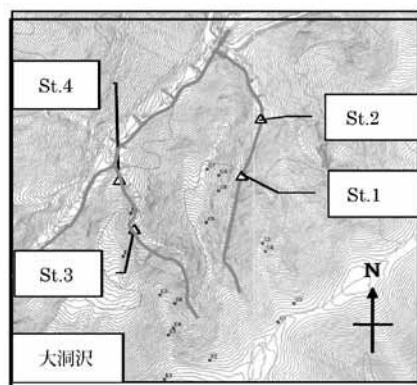


図1 大洞沢調査地（自然環境保全センター資料より引用）

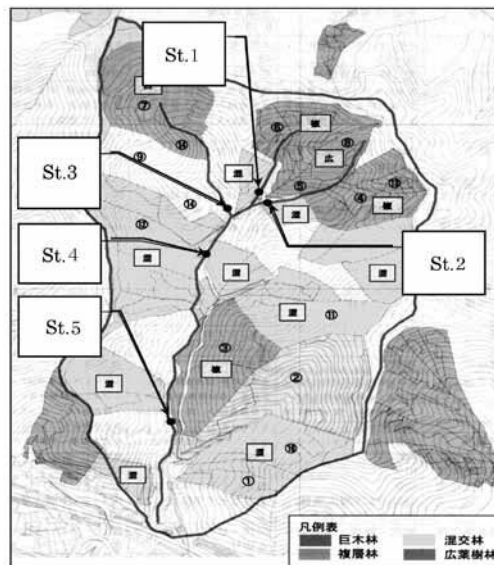


図2 貝沢調査地点（自然環境保全センター資料より引用）

3 調査方法

(1) 環境因子の測定

生息域の河床勾配、流速、流量、光量子束密度（以下光密度という）を測定し、周辺の森林環境の植生等について簡単な調査を実施した。河床勾配はレベルメーター、流速は浮子法、流量は3点の平均流速と断面積により算出する方法で行った。気中および水中の光密度の測定にはデータロガー付き光量子センサーおよび水中光量子センサーを使用した。

(2) 試料の採取と分析方法

石面上の堆積物と付着生物の採取は以下の方法で行った。コドラート面積は常法に準じて 5×5 cmを用いた。トレーに移した石の表面上にコドラートを設定し、初めにコドラート外側の付着物（定性用試料）をブラシで洗い落とし、内側の付着物（定量、分析用試料）を同様に処理して試料とした。付着物の有機物量と無機物量は上水試験方法(2005)⁽⁴⁾の磁性ルツボに換えてガラス繊維ろ紙を用いる変法で測定した。前もって 480°C で1時間焼成したGF/Cガラス繊維ろ紙で定量用試料の一定量をろ過し、 110°C で2時間乾燥し計測した後、 600°C で30分焼成し飽和炭酸アンモニウム液で処理、再焼成、放冷後計測し、その前後の値より試料の強熱残渣と強熱減量を算出し、それぞれ、付着生物膜の無機物量および有機物量とみなして使用した。有機炭素量はGF/Cガラス繊維ろ紙で同量をろ過し乾燥後、CHNコーダーにより分析した。付着生物のクロロフィ

ルの測定はガラス繊維ろ紙（GF/C）で定量用試料の一定量をろ過し、ろ紙上に捕捉された試料に 90% アセトンを加えガラス乳鉢内で破碎し、その色素抽出液の吸光度を測定する SCOR/UNESCO（1975）⁽²⁴⁾の方法で、フェオ色素はクロロフィル測定後の抽出液を 2 N 塩酸で処理する LORENZEN, C. J.（1967）⁽⁶⁾の方法で行った。また、森林流出水の河川、湖沼への影響評価に関しては現地採取試料を用いる A G P（藻類増殖能）試験法⁽⁷⁾の一部を改変（以下改変 A G P 法という）して行った。

（3）環境の評価手法

水界の生物群集の評価方法として、従来から広く用いられてきたものに汚濁指数（Saprobic index）とシャノンの多様性指数（Shannon's diversity index）がある。これらを用いて有機汚染との関係を追及した報告が多いが、いずれも群集の種構成の変化を基に論理を展開したものである。その指数の算出の根拠となる種の同定に関しては経験が主要な質的要素となり、さらに量的要素としての定量には同一レベル（細胞数、個体数、糸状体等の計数レベルの統一が不可）、同一次元（種によって、サイズ、内容物や活性度等が異なり、環境への影響度が相違する）で実施することが出来ないという欠点がある。特に、両指数ともに、急激な環境の変化を表現するものとは言いがたい。従って、本報では水質汚染の影響を示す改変汚濁指数は厳密な種構成ではなく、重み付け的な要素が強いので、個体数（糸状体も含む）レベルで、場の種構成の変化に基づく多様性指数には細胞レベル（珪藻類に限定）の値を適用して算出した。さらに、降雨等による環境の急激な変化を視野にいれ、環境の変化が生物の増殖速度と活性度を規定するという考え方に基づいた安定性指数を新たに案出し、以上の 3 指数（改変汚濁指数、多様性指数および安定性指数）の平均からなる環境評価指数（EAI）を用いて施策前の溪流環境の評価を試みた。

多様性指数は

$$\textcircled{1} \text{多様性指数} : H = - \sum P_i \cdot \ln(P_i),$$

$$\text{ただし、} P_i = n_i / N_i$$

ただし、 n_i は i 番目の種の細胞数、 N_i は出現した全細胞数、 P_i は i 種の出現率を示す。

改変汚濁指数は従来から用いられている汚濁指数

を三指数の次元を統一するために表 1 のように改変した。

$$\textcircled{2} \text{改変汚濁指数 (m SI)} = \sum (n_i \cdot s_i) / N_2$$

ただし、 s_i : i 種の改変汚濁指数、 n_i は i 番目の種の個体数、 N_2 は出現した全個体数である。汚濁指数 Saprobity は HERMAN V. D., ADRIENNE M. & JOS S.（1994）⁽¹¹⁾ 外によった。その SI は 5 クラスに区分されており、これを根拠に表 1 の 4 クラスに再区分して、今回の改変汚濁指数（mSI）の基準とした。

表 1 （有機）汚濁階級と改変汚濁指数

階級	汚濁指数 (SI)	汚濁階級	改変汚濁指数 (mSI)
1	1	Oligosaprobous	4
2	2	β -mesosaprobous	3
3	3	α -mesosaprobous	2
4	4, 5	polysaprobous	1

安定性指数は従来から使用されている独立栄養指数（＝有機物量 / Chl. a 量）の有機物の代わりに有機炭素（Organic carbon）を用い、地点ごとに各試料（石 : $i \sim n$ ）の（有機炭素量 / Chl. a 量）の比（ C_i ）の平均値（ C_{AV} ）を求め、その値が含まれる表 2 の階級値を安定性指数（StI）と定義し適用した。

$$\textcircled{3} \text{安定性指数 (StI)} \cdots (C_{AV} = \sum C_i / N) \text{ に該当する階級値}$$

ただし、 N は試料数である。

表 2 安定性指数と（有機炭素量 / Chl. a 量）比

階級	安定性指数 StI	C_{AV} : (有機炭素量 / Chl. a 量) 比
1	4	0~30
2	3	30~70
3	2	70~120
4	1	120<

なお、この安定性指数は神奈川県内の数ヶ所の水源において、安定していると考えられる流域ほど降雨量の変動に係らず流出水の濁度上昇が認められないこと、しかも、降雨により河床が攪乱されないことで河床付着生物膜の剥離が少なくなることなどから、（有機炭素量 / Chl. a 量）比が低くなる結果が得

られている（未発表資料）。前述した①、②と③の3指数の平均値を環境評価指数と定めて本調査に適用した。

環境評価指数 (EAI) = (DI + mSI + StI) / 3

なお、本指数の環境生態系に対する意義付けは今後の課題である。

Ⅲ 調査結果

大洞沢では平成19年から22年の4カ年、貝沢では平成20年から22年の3カ年に亘って実施した調査結果は以下のとおりである。

1 光環境への林冠形成の影響

光密度の減衰に及ぼす林冠形成の影響を知るために、大洞沢で周日調査を平成22年6月2～3日と同年8月3～4日に2回実施した。その時の光密度の減衰傾向を図3に示した。

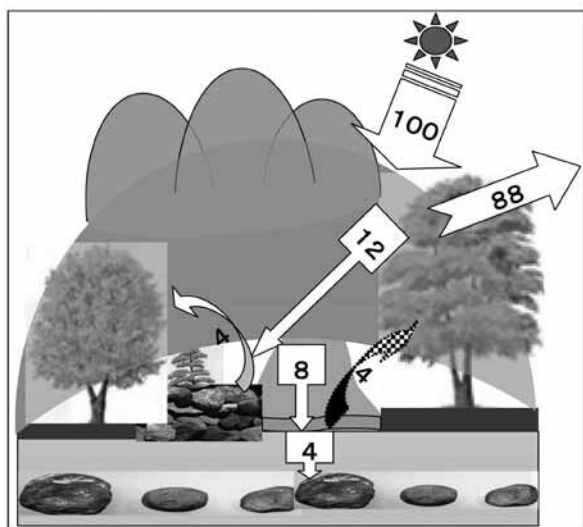


図3 光密度の減衰（図中の数字：％）

太陽からの光合成有効放射の減衰特性は以下のようになった。

全天日射量を100とした時の分散率は、

- | | |
|-------------|-----|
| ①林冠での遮蔽量 | 88% |
| ②林冠通過光量 | 12% |
| ③低木・地形での遮蔽量 | 4% |
| ④水面の吸収・反射量 | 4% |
| ⑤付着基盤到達光量 | 4% |

であった。なお、当日および定期調査日の光密度の（東京天文台による）日積算値は大洞沢が14.9 mol/m²/h（2009・1108）、4.9 mol/m²/h（2010・0216）、47.6 mol/m²/h（2010・0429）、43.0 mol/m²/h（2010・0804）で、貝沢のそれが23.6 mol/m²/h（2009・1107）、3.5 mol/m²/h（2010・0215）、7.7 mol/m²/h（2010・0428）、42.7 mol/m²/h（2010・0803）であった。林冠形成期の河床石面上の付着藻類が利用できる光量は全天日射量の4%程度のみであった。また、林冠が形成されない所や時期には水表面や水中での光消散はあるが、ほぼ30%程度の利用は可能であると考えられる。

調査日の渓流水表面上の光密度の平均は大洞沢が64 μmol/m²/sで、貝沢は32 μmol/m²/sであった。貝沢はSt 1が35 μmol/m²/s およびSt 2が30 μmol/m²/sで、時期でも同様に大きな相違は認められなかった。大洞沢は実施流域が58 μmol/m²/sで、対照流域が70 μmol/m²/s、上流部が52 μmol/m²/sで、下流部が76 μmol/m²/sであった。また、林冠形成期が43 μmol/m²/sで、形成されていない時期が75 μmol/m²/sであった。溪流の光環境には調査地の植生および林冠形成の状態が関係し、その付着藻類の増殖に大きな影響を与えていることが伺える。

2 河床付着生物膜の構造

大洞沢と貝沢における河床石面上の付着物および付着生物群集を調査した結果は以下のとおりである。

（1）大洞沢

ア 有機物と無機物の周年変動

図4に無機物、図5に有機物の周年変動を図示した。

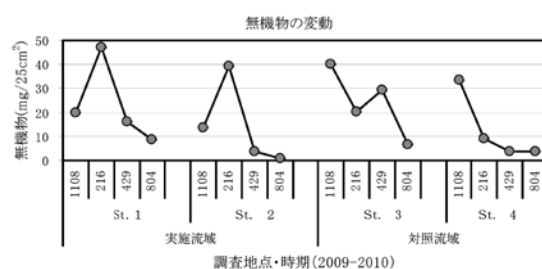


図4 無機物の周年変動

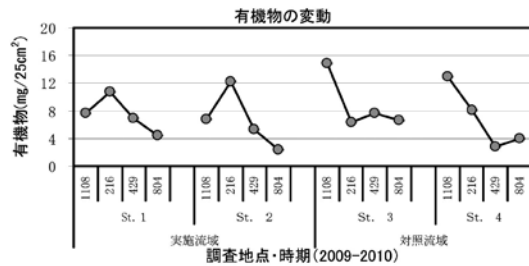


図5 有機物の周年変動

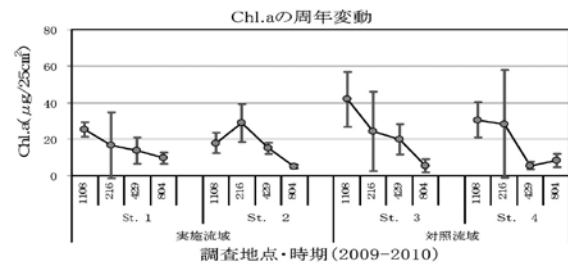


図6 クロロフィルaの周年変動

無機物量は実施流域が $0.7 \sim 47.0 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ 、対照流域が $3.8 \sim 40.0 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ で、平均は $18.6 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ と $18.4 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ であった。無機物量は冬季に多く夏季に減少し、流域では大きな相違は認められないが、上流に多く下流で減少する傾向が認められた。

有機物量は実施流域が $2.4 \sim 12.2 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ 、対照流域が $2.7 \sim 14.9 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ で、平均はそれぞれ $7.0 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ と $7.9 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ であった。有機物量は秋冬季に多く春夏季に減少し、地形（流域および地点間）的には大きな相違は認められない。有機物および無機物ともに秋冬季に多く春夏季に減少する傾向があった。

イ 現存量（クロロフィルa：Chl.a）の挙動

生物群集の評価は質的および量的な観点から行うことが重要であり、現存量（一定地域の単位空間内に存在する生物量）の解析においても同様である。現存量の質的な評価は種構成を基盤とする群集構造の解析によって一般的に行われている。量的な評価は定量という手法によって生物量を数的に算出する方法もあるが、生物の種類によって、その形態、体積やサイズが異なっているだけでなく、同一基準（細胞数、個体数等）によって、全ての生物を計数することが困難である。クロロフィルaは全ての緑色植物や藻類に共通して含まれており、環境での生育時の生理状態も反映するので、藻類を量的に把握するにはこの色素量の測定が最も有効である。クロロフィルaは活性のある藻類の細胞中に含まれており、その分解産物であるフェオ色素（Phaeo. P.）は活性のない死亡して間もない細胞中で検出される。

(ア) 周年変動

大洞沢の河床付着生物膜のクロロフィルaの周年

変動（2009～2010）を図6に示した。

実施流域におけるクロロフィルa量は $5.0 \sim 28.8$ （平均 16.5 ） $\mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ 、フェオ色素は主として夏季に約 $3.0 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ 検出された程度であった。また、対照流域のクロロフィルa量は $5.4 \sim 41.9$ （平均 20.6 ） $\mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ で、フェオ色素は主に夏季に $2.0 \sim 2.9 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ 程度検出された。これまでの報告内容も踏まえて考えると、一般的に、光合成色素の値は実施流域（ $16.5 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）よりも対照流域（ $20.6 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）が高い傾向にあった。これは対照流域が実施流域よりも、少し光条件に恵まれ藻類の増殖に適した環境にあったことも考えられるが、現存量としての有意差は認められない。さらに、両流域の上下流でも大きな相違はない。両流域ともに秋冬季の落葉期に多く、春夏季の林冠完成期に減少する傾向（秋季は夏季の3～5倍）が認められた。

(イ) 経年変動

大洞沢の河床付着生物膜のクロロフィルaの過去4年間（2007～2010）の挙動を図7、図8に示した。表3はそれぞれの平均値を示している。図中の写真は各地点上空の林冠の開放状況（林冠開放度）を表している。各地点ともに冬季は夏季の数倍の開口度があり光条件に恵まれていることが分かる。

クロロフィルa量は実施流域（ $16.3 \sim 16.8 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）よりも対照流域（ $22.9 \sim 26.3 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）で多く、源流の上流側（ $22.9 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）よりも光密度の高い下流側（ $26.3 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）で少し増加する傾向が認められるが、通年で実施した結果と同様に大きな相違はない。また、季節的には秋冬季（ $40.6 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）に多く、夏季（ $5.9 \mu \text{ g} / 25 \text{ cm}^2$ ）に減少する傾向があり、通年で行った調査とほぼ同様な結果が得られた。

ウ 溪流生態系の環境評価

大洞沢における2009～2010年度の評価指数の周年変動を図9に示した。大洞沢の環境評価指数は1.5～2.5の範囲であった。調査地域の全地点の平均値として捉え、大洞沢の環境評価指数(EAI)が年平均で1.9であり、その詳細は水質(有機汚染)的には良好(mSI:3.0)であるが、多様性(DI:1.3)と安定性(StI:1.5)に欠ける溪流生態系が構築されていたと考えられる。

次に、それぞれの沢の調査流域別に見ると、大洞沢のEAIは実施流域、対照流域ともに1.8と1.9で

差はなかった。実施流域は多様性指数(DI)が1.3、改変汚染指数(mSI)が2.9、安定性指数(StI)が1.4で、対照流域はそれぞれ、DI:1.3、mSI:3.1、StI:1.7であった。水質的には両流域ともに良好であるが、実施流域は多様性と安定性に欠け、対照流域も実施流域とほぼ同様であるが、実施流域よりも少し安定していたと考えられる。

(2) 貝沢

ア 有機物と無機物の周年変動

付着生物群集の有機物と無機物の周年変動を図

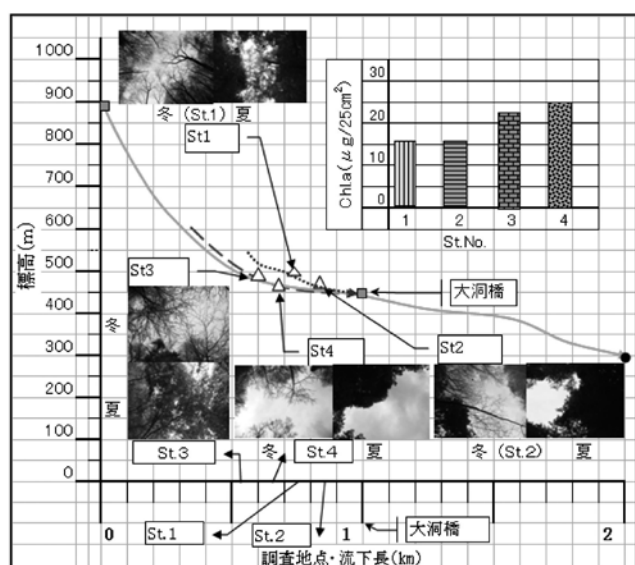


図7 クロロフィルaの地点変化

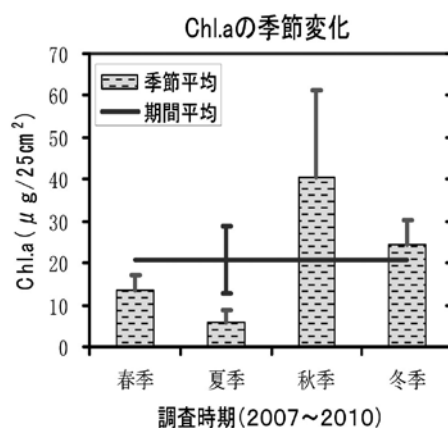


図8 クロロフィルaの季節変化

表3 クロロフィルaの挙動

大洞沢	実施流域		対照流域		春季	夏季	秋季	冬季
Chl.a	St.1	St.2	St.3	St.4	3～4月	7～8月	11～12月	1～2月
$\mu\text{g}/25\text{cm}^2$	16.3	16.8	22.9	26.3	13.5	5.9	40.6	24.6

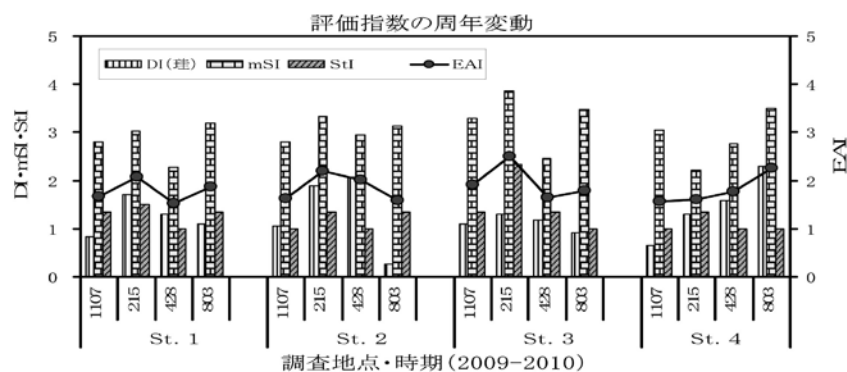


図9 評価指数の周年変動

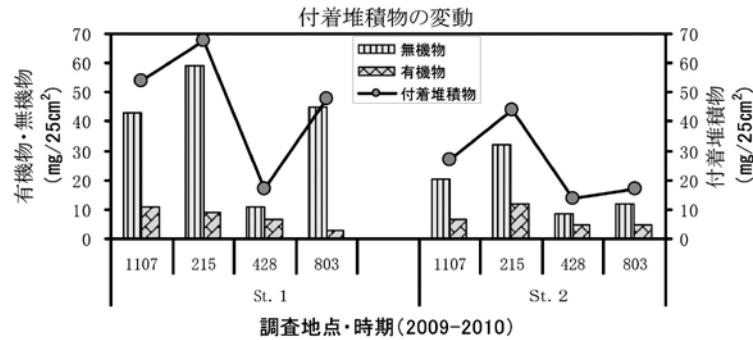


図 10 無機物・有機物の周年変動

10 に示した。

無機物量は $8.7 \sim 59.1 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ の範囲にあり、年平均は $28 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ であった。無機物は付着堆積物と同様に秋冬季に多く春夏季に減少する傾向があり、春季は冬季の約 21% で、対照流域 St 2 のその量は実施流域 St 1 の 1/2 程度であるが有意差は認められない。

有機物量は $2.8 \sim 12.0 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ の範囲にあり、年平均は $7.4 \text{ mg} / 25 \text{ cm}^2$ であった。有機物量は秋冬季に多く、春夏季に減少する傾向があり、夏季のその量は冬季の約 38% であった。有機物は無機物よりも対照流域と実施流域での差が少なく流域間に有意差は認められない。

イ 現存量（クロロフィル a : Chl. a）の挙動

(ア) 周年変動

河床付着生物群集のクロロフィル a の周年変動を図 11 に示した。

クロロフィル a 量は $11.3 \sim 54.2 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$ の範囲にあり、年平均は $29.5 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$ であった。クロロフィル a の増加は実施流域では春秋に、対照流域では冬季にみられたが、夏季に減少する傾向は両流域に共通して認められた。さらに、春秋と夏季間の藻類の現存量には有意差があるが、地点間には有意差は認められない。春秋の現存量は夏季の 1.8 ～ 2.9 倍で、対照流域は実施流域の 1.6 倍であった。調査時の状況から判断して、St 2 では森林の事業計画（間伐等）と落葉期が重なって光量が増し、藻類の増殖が助長された可能性がある。また、夏季の現存量は流域間には大きな相違はなく、他の季節の約 1/2 ～ 1/3 程度であった。夏季における現存量の減少傾向は平成 21 ～ 22 年においては降

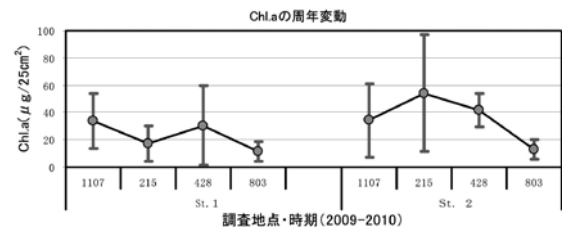


図 11 クロロフィル a の周年変動

雨等による河床攪乱・掃流の影響が考えられないので、低木類等の遮蔽による光量不足やその他の因子が影響した可能性が示唆される。

(イ) 経年変動

貝沢の河床付着生物膜のクロロフィル a の過去 3 年間（2008 ～ 2010）の挙動を図 12・図 13 に示した。表 4 はそれぞれの平均値を示している。図中の写真は St 1 と St 2 は夏季の上空の林冠の開放状況（林冠開放度）を St 3 ～ St 5 は調査地点の様子を表している。なお、St 1 と St 2 の林冠の開放状況は年間を通じて夏季と大きな差はなかった。

クロロフィル a 量は 3 カ年の平均値でみると、実施流域 St 1 ($22.2 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$) よりも対照流域 St 2 ($30.1 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$) で多く、場が開け光密度の高い St 3 ($50.1 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$) と St 4 ($56.2 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$) で増加し最大となって、その下流の St 5 ($33.3 \mu \text{g} / 25 \text{ cm}^2$) で減少する傾向を示した。また、河床のクロロフィル a 量は降雨が少なく、河床の安定する秋冬季に増加し最大となり、降雨の影響が大きい夏季は著しく減少した。しかし、大洞沢よりも貝沢の現存量は多く、森林の降雨等へのより高い安定性を示している。

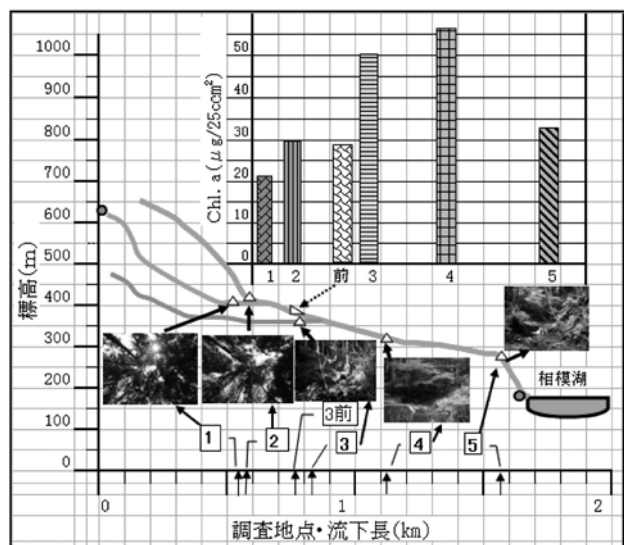


図12 クロロフィルaの地点変化

ウ 溪流生態系の環境評価

貝沢における2009～2010年度の評価指数の周年変動を図14に示した。

貝沢の環境評価指数(EAI)は1.5～2.1の範囲であった。調査地域の全地点の平均値として捉えらると、貝沢の各指数の年平均はEAI:1.8、mSI:2.8、DI:1.0、StI:1.6であった。次に、それぞれの沢の調査流域ごとに見ると、EAI(実施流域St1:1.7、対照流域St2:1.9)、DI(St1:0.6、St2:1.3)、mSI(St1:3.0、St2:2.7)、StI(St1:1.5、St2:1.8)であり、水質的には良好であるが多様性と安定性に欠けており、特にSt1の多様性の低さが顕著であった。

表4 クロロフィルaの挙動

Chl. a 量	St1	St2	St3	St4	St5	春季	夏季	秋季	冬季
$\mu\text{g}/25\text{cm}^2$	22.2	30.1	50.1	56.2	33.3	33.2	33.2	33.2	33.2

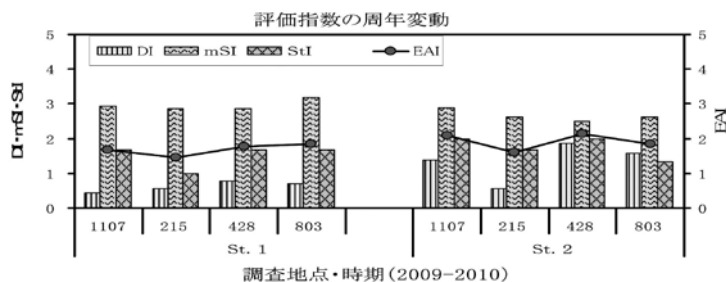


図14 評価指数の周年変動

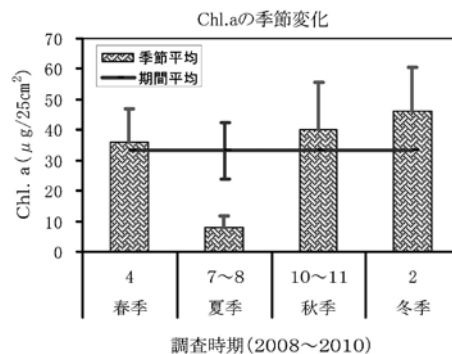


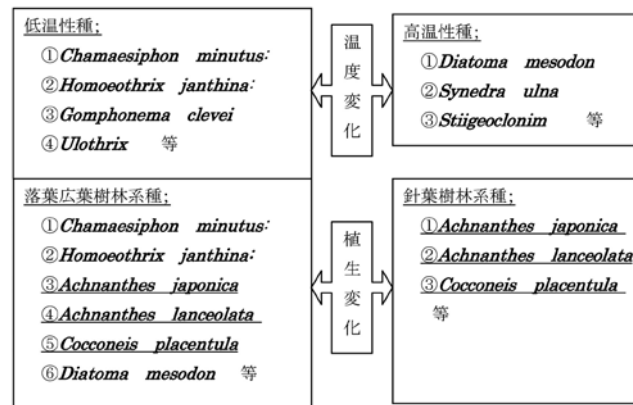
図13 クロロフィルaの季節変化

3 森林生態系の変動に伴う河床付着生物群集の遷移

森林形態によって付着生物群集の様相(構成種およびその量)が大きく変容する。今回の指標種の選定に当たっては森林構造の様式が2種類(雑木落葉広葉樹林:大洞沢、針葉樹林:貝沢)しかなく、流出水の栄養塩類等のデータが不足しているので、温度と樹林形態という次元での指標種の選定に留めざるをえなかった。その結果を表5に記した。低温性種としては*Chamaesiphon minutus*外4種、高温性種としては*Diatoma mesodon*外3種、落葉広葉樹林系種として*Chamaesiphon minutus*外6種、針葉樹林系種としては*Achnanthes japonica*外3種が挙げられる。このうち、*Achnanthes japonica*、*Achnanthes lanceolata*、*Cocconeis placentula*の3種は両樹林系の広範囲な流域に四季を通じて出現する共通種であった。

河床付着生物群集の多様性指数は貝沢のSt1:

表5 森林の環境変化に伴う遷移とその指標種



0.6、St 2 : 1.3 で、大洞沢の実施流域 : 1.3、対照流域 : 1.3 であり、大洞沢の対照流域、実施流域、貝沢の針葉樹林系の St 2 では大きな相違はないが、St 1 では多少低下する。その地点の優占種は珪藻類の *Cocconeis* で、ほぼ単一種の状態であった。この原因としては大洞沢も含めて光密度が制約される場所や時期には、この現象に似た傾向を示していることから光制限下にあるか、針葉樹林からの特有な溶脱・流亡物質の影響を受けている可能性が考えられる。

また、森林の間伐・伐採により光密度が増し水温が上昇すると藍藻類から珪藻類や緑藻類に、低温種から高温種へ移行する可能性が表6および培養試験の結果から推定される。今回は少ないデータによる推論であり、指標種の遷移と森林系の関係を構築するには、より多くのデータの集積が望まれる。

4 河床付着藻類（の適応性）による森林生態系の診断

調査した溪流の各流域に出現する生物はその環境に適応する反面、その環境の特性によって制約されるので、環境の変化やその状態を反映していると考えられる。流域に出現する種から森林生態系の様相を判定した。表6は貝沢・大洞沢の優占種が出現した地点の流速、光密度と水温の検出範囲を記したもので、図15はその関係を図示したものである。さらに、その上に各森林系（調査地）のみに出現した種の領域を線で囲って（区画領域とよぶ）表示した。貝沢の St 1 と St 2 は優占種およびその環境条件にも差がないので貝沢に統一して記した。

表6 指標種の適応性

区分・分類	種名	適応性		
		水温 ℃	流速 cm/s	光密度 $\mu\text{mol/s/m}^2$
(1)低温性(冬季型)				
藍藻類	<i>Chamaesiphon minutus</i>	5~7	30~35	15~55
	<i>Homoeothrix janthina</i>		30~35	15~55
緑藻類	<i>Ulothrix zonata</i>		25~35	15~25
(2)広範囲性(周年型)				
珪藻類	<i>Achnanthes japonica</i>	5~20	30~60	100~130
	<i>Achnanthes lanceolata</i>		30~60	80~240
	<i>Cocconeis placentula</i>		10~60	10~250
(3)高温性(夏季型)				
珪藻類	<i>Diatoma mesodon</i>	16~18	40~80	70~100

図15より、安定期にあるか、特異的制約下にある森林系（貝沢の針葉樹林）ほど区画領域が狭まり、不安定で変遷途上にある森林系（大洞沢の落葉広葉樹林）ほど区画領域が拡大する傾向が認められる。ただし、針葉樹林系はその特性により出現種は貧弱であるが、安定性が高く量的には広葉樹林系よりも豊富であった。従って、付着藻類の指標種と環境因子の関係をプロットする面積法（以下、生物学的面積診断法という）と前述の環境評価の安定性指数の結果を結びつけると、安定性が高い森林系ほど面積法で示した図上の区画面積が小さくなる。すなわち、森林の安定性の程度は、図中の区画面積が小（貝沢）>同面積が中（大洞沢対照流域）>同面積が大（大洞沢実施流域）という結果となった。

5 森林流出水の河川・湖沼（の藻類増殖）に及ぼす影響

森林生態系に降る降雨は表層流として、また、土壌に浸透した水は湧水や地下水として、風化や腐植によって生じた各種の物質を集積・溶脱し溪流や河

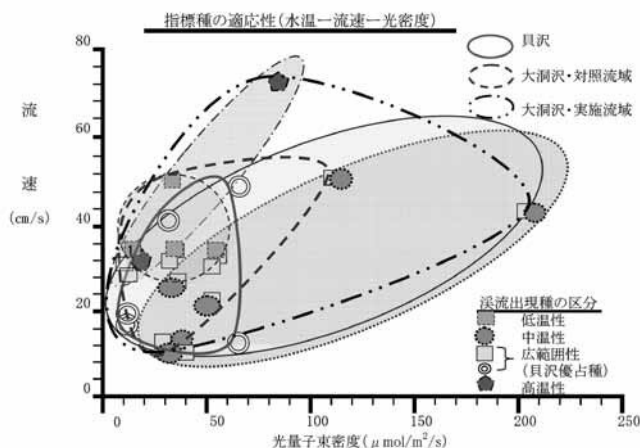


図15 指標種の分布

川に流亡させている。従って、源流の森林流出水中には風化や腐植によって生じた珪酸、鉄等の金属やフミン酸等の微量有機物などの各種の物質が含まれている可能性がある。土砂を含んだ流出水の河川や湖沼に与える影響は多大であるが、外見的に清浄に見える流出水についても、その影響が懸念される。今回は大洞沢の源流域に湧出する水が流下する河川や湖沼の藻類の増殖に及ぼす影響について検討し、藻類の増殖量の濃度比により増殖速度の評価を行った。 N_0 ：接種時の藻類量、 N ： t 時間後の藻類量とするとその初期濃度比（ R_g ）は $R_g = N/N_0$ で示される。藻類の増殖は温度、光強度（光密度）や栄養塩類濃度の影響を受け、藻類の種類によっても相違する。今回の培養条件は温度が18℃と25℃、光密度は120～130 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ に調整した。接種藻類は現地で採取した付着・浮遊生物を用い環境試験装置内で静置（1日1回攪拌）して行った。なお、抗生物質を添加して細菌類の増殖を制御し、試料水に培地相当濃度になるように栄養塩類（N・P）を添加して調整し、操作は全て無菌的に行った。流出水の付着藻類に対する増殖特性を図16、浮遊藻類に対する増殖特性を図17に示した。

図16の凡例項目はDW-NP無：蒸留水のみでN・Pの添加は無、DW-NP添：蒸留水に規定量のN・Pを添加、沢-NP無：流出水のみでN・Pの添加は無、沢-N添：流出水に規定量のNを添加、沢-P添：流出水に規定量のPを添加、沢-N・P添：流出水に規定量のN・Pの添加を表している。同様に、図17の凡例項目はDW+N・P添：蒸留水に規定量のN・

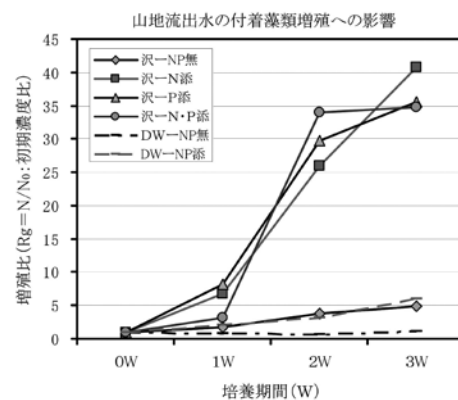


図16 付着藻類の増殖特性

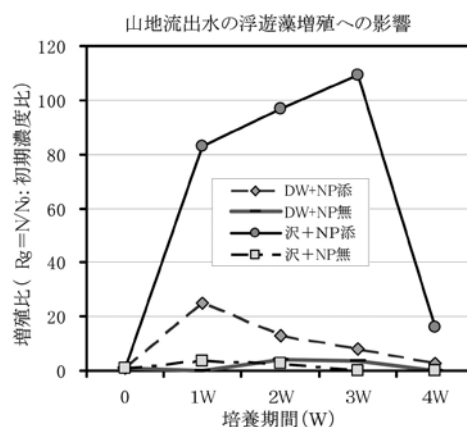


図17 浮遊藻類の増殖特性

Pを添加、DW+N・P無：蒸留水のみでN・Pの添加は無、沢+N・P添：流出水にN・Pを添加、沢+N・P無：流出水のみでN・Pの添加は無、培養時間（W）は週を表している。

接種藻類として河床の付着藻類および湖沼の浮遊藻類を用いた改変AGP試験により、窒素とリンのど

ちらがより強い制限因子になっているかは明確でないが、流出水に窒素またはリンが添加されることにより付着・浮遊藻類の増殖が助長された。流出水および窒素・リンのみでも増殖はほとんど起きず、流出水内の成分と窒素またはリンが合わさった時のみ藻類の増殖が促進されることが明らかになった。このことにより、森林からの流出水に含まれる物質が藻類の増殖に関与（言い換えれば、窒素・リンの豊富な河川や湖沼に流出水が流入することによって富栄養化を助長）することは明らかである。その原因物質の本格的な究明は今後の課題であるが、筆者らのその後の実験から判断すると珪酸、鉄または微量の腐食性有機物質等が示唆される。

IV 考 察

対照流域内の森林と溪流の相互関係について考察する。

1 森林生態系の光環境の改善

伊藤ら（2007）⁽¹³⁾ は西丹沢の支流において溪流水表面に到達する日射の遮断率は90～98%であったことを報告しているが、大洞沢においてもほぼ同様（88～96%）の結果が得られた。その他の調査結果と多少のずれはあるが、着生基盤石上では水面の反射や吸収により、水表面に到達した光密度の約1/2（53～65%消散）が減少し、河床石面上に到達する光密度は全天日射量の4～5%であることが明らかになった。この太陽エネルギーの供給が河川生態系の生産性を規定する要因の一つになっており、他の河川に比して大洞沢の現存量が微弱である原因の一つに、この現象が係っているものと考えられる。

野崎ら（2000）⁽²⁰⁾ は糸状緑藻の *Cladophora glomerata* の光合成活性を調査し、その最大光合成速度は0.52～2.45mg C/mg Chl. a/h を報告している。このときの光密度を算出すると、9月から3月期がほぼ150 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ で、4月から8月期が約300 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ である。今回の調査と種の相違や光以外の要因の関与もあるが、大洞沢の調査で得られた秋冬期の平均90 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 、夏季の約40 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の光密度からすると、大洞沢において溪流の付着生物の増殖に必要な最適な光環境が維持さ

れるためには現状の数倍程度の光量を増加する改善策が必要である。しかし、皆伐や間伐により溪流に供給される光エネルギーが増加すれば良いのであろうか。光エネルギーの増加とそれに伴う付着生物の生産性や現存量の増加〔秋山ら（1986）⁽²⁾、Biggs（1996）⁽⁵⁾〕と最適な森林生態系の維持とは必ずしも一致する問題ではないと思われる。樹冠による日射の遮断は溪流の水温上昇を抑制し、高温に弱い魚類の好適な生息環境を提供し低水温の維持に寄与する。間伐や皆伐は光エネルギーを増加させるが、条件によっては土砂流出や水中の浮遊砂濃度の上昇を誘発し、付着生物の剥離や衰退を助長〔秋山（1986）⁽²⁾、北村ら（2000）⁽¹⁷⁾、Yamada, H・Nakamura, F（2002）⁽³¹⁾〕し、土壌の栄養塩類の流亡を促進する可能性もある。また、河川への流出（それに伴う土砂流出も）は付着生物の適度な剥離や増殖の活性化を促進〔小部ら（2005）⁽²¹⁾、田代（2004）⁽²⁵⁾〕し、底生生物や魚類等の大型生物の餌料源を増加するので、河川生態系の生産構造の維持にも重要である。さらに、山地からの栄養塩類の流出は海洋資源の確保や海洋生態系の維持向上にも必要不可欠である。太陽エネルギーの調整は正負両面の効果をもたらすので、溪流を含む森林環境に関与する多様な因子間のバランスが取れた山地森林生態系の維持管理手法の構築が必要である。

2 溪流環境の生物学的評価

本調査で適用した指数による大洞沢と貝沢の環境評価の結果は前述（大洞沢；実施流域：1.8、対照流域：1.9、貝沢 St 1：1.7、St 2：1.9）したとおりである。

丹沢山地大洞沢の藻類群落構造からみると、この流域は水質的には良好であるが、多様性と安定性に欠けており、対照流域は実施流域よりも少し安定した状況にあるが、実施流域、対照流域ともに大きな相違はない。両流域の差は特に認められないうえ、環境変動の溪流への影響が著しく、藻類群落も多様性のない貧弱な構造であった。現在の丹沢山地大洞沢の森林生態系は外的作用としてもたらされる環境変動に対して、その影響を吸収するに十分な修復機能が保持されていないことを示している。貝沢も水質的には良好であるが、大洞沢と同様の傾向があり、

多様性と安定性に欠けており、特に、St 1 の多様性の低さが顕著である。それには針葉樹林という森林系の特性と不十分な光環境が影響しているものと思われる。今回の調査で河床石面上の付着生物膜の物質構成は図 18 に示したような結果となった。

河床付着堆積物の成分構成比は表 7 のとおりで、有機物の割合は貝沢よりも大洞沢の方が少し高い傾向が認められた。溪流の付着生物群集の構成物質の大半が無機物であることは周辺の環境からもたらされ堆積した土砂の多さを示している。このことは降雨に対する森林の土砂流出抑止力の低下、林床崩壊地の存在、藻類の増殖に必要な光エネルギーの供給不足等を示している。貝沢に比して大洞沢の河床付着生物群集は多少有機的な傾向にあるが、これは森林形態と光環境の相違によるものと考えられる。さらに、有機物および無機物ともに秋冬季に多く春夏季に減少する傾向がある。この現象は河床の安定性と降雨やそれにより森林からもたらされる流出物の影響に因ることを示している。また、堆積物が上流で多く下流で減少する傾向は採取地点間の局所的な河床勾配や流速等の水利学的な要因の相違によるものと考えられる。

大洞沢と貝沢の両溪流ともに、クロロフィル a 量は秋冬季に多く、夏季に減少する傾向が周年・経年調査ともに認められた。秋冬季におけるこの現象は樹木の落葉による光環境の改善（光密度は秋季は夏季の 2～3 倍）や降雨が少なく気候が安定し河床の攪乱が生じなかったことなどに起因している。

Biggs, B. J. F. (1996)⁽⁵⁾ は付着藻類の発達に影

表 7 河床付着生物群集の物質構成

調査地	無機物	有機物	クロロフィル a
貝沢	1,000	300	1
大洞沢	1,000	370	1

響する因子を集約し、付着藻類発達の支配要因として、成長に栄養塩、光、水温、外的作用に流速、流砂量、摂食に底生動物・魚類等の生息密度などをあげている。井上・海老瀬 (1993)⁽¹⁴⁾ の報告にもあるように、河床の付着藻類群落の生物膜は気象条件が安定する秋季から増加し始め、降雨が少なく流量が安定し水温の低下が著しくない初冬にかけて肥厚し、その量を増加させ最大となる。その後、減少し冬季の 1 月から 2 月の気候が比較的安定し渇水期に当たる時期は水温が低く増殖に適さないため、現存量は低く抑えられる。春季から夏季は温度が増殖に適しているが、降雨等による環境変動が著しく、増加・減少を繰り返すので量的に低く抑えられる。この付着生物の現存量が夏季に低くなる原因を丹保ら (1984)⁽²⁸⁾ は流量増加に伴う剥離が主な原因であると報告している。夏季のこのような条件下では、増殖し衰弱・死滅した不活性の藻体だけでなく、活性の高いものも降雨の掃流作用により剥離され流下する。降雨後、その影響が小さい場合には、残存する藻体を基に次世代の活性の高い藻類群落が短期間で形成される。影響が大きい場合には壊滅状態になることもあるが、細菌が付着し藻類の増殖が始まり、徐々に付着生物群落が回復していくのが一般的な現象である。水深が浅く、流速が遅く微細懸濁物質の堆積が起こる場所では、剥離などの影響を受けにくい付着藻類群落が発達し、安定した河床が形成されるという中井ら (2009)⁽¹⁸⁾ の報告にもあるように、有機物の比率が増加する傾向は主として付着生物の生育状況に依存する。Brookes, A. (1986) は細粒土砂が付着藻類の呼吸の妨げとなることを述べているが、これは付着藻類の光合成作用への影響を示すもので、山地溪流だけでなく土壌の微細粒子の細胞表面への吸着、遮光作用により藻類群落が不活化をきたすことは河川や湖沼などの環境でも一般的に観察される共通の現象である。

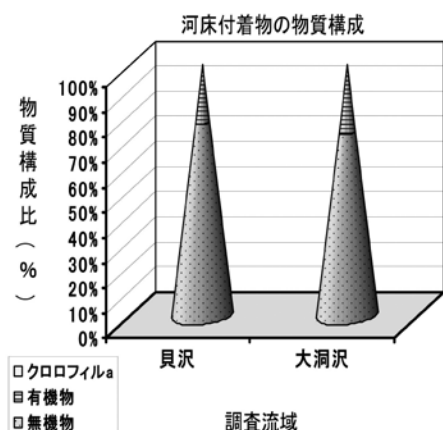


図 18 河床付着生物群集の物質構成

3 河床付着生物群集への降雨（森林の緩衝作用）の影響

森林の構造や機能によって変化する付着生物群集の実状とその変化の原因について考察する。森林生態系の溪流には降雨時の表層流として、あるいは土壌に浸透した水が湧水や地下水として、風化や腐植によって生じた各種の物質を集積・溶脱し流亡させるので、そこに生息する生物は森林系の地表部や地下部からの影響を総合的に集約した結果として現場に現れている。従って、今後さらなる情報の収集を余儀なくされるが、溪流に生息する生物の状況を調査し捉えることによって、森林生態系の今後の変移の方向性や程度の掌握が可能となるものと考えられる。

大洞沢における降雨量と河床付着藻類の現存量の関係を図 19a と図 19b に示した。

降雨が溪流生態系の河床付着生物群落に与える影響について検証した。図 19 より降雨量の増大とともに河床付着藻類の現存量が著しく減少し、両者間に負の相関が認められた。これから溪流生態系に降雨が大きな影響を与えていることが分かる。

次に、図 20 は大洞沢、貝沢の調査期間中の降雨量と石面上に残存していた藻類の現存量との関係を示したものである。

降雨量が増大するほど現存量が減少する傾向を示している。この傾向は「付着生物膜の増殖は光が河床まで届く流量の少ない時期に起るが、20 mm以上の降雨で流量が増大する時に河床付着生物膜の剥離が生じ、降雨量が多くなれば膜現存量が少なくなることを平地の調査で報告している」井上ら（1993）⁽¹⁴⁾ の見解と一致する。また、図 20 で、現存量への降雨の影響が有から無に変わる変曲域（Chl. a 量：1.5 ～ 2.0 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ）に相当する降雨量（調査前 30 日間の積算降雨量）は 70 ～ 120 mm 程度と思われる。これが現在の大洞沢・貝沢の森林機能が維持され溪流生態系への影響が抑制される限界降雨量と推定される。降雨と河床付着生物との関係を論じた報告は、降雨による剥離現象を実際の河川で評価し、河床付着物の掃流の程度は生活様式、付着物量、デトリタスや有機物量の割合、細粒土砂等の無機物量などが影響し、付着生物の増殖は流量の安定する時期に認められるという Biggs, S. J. F. ら（1989）⁽⁴⁾ や

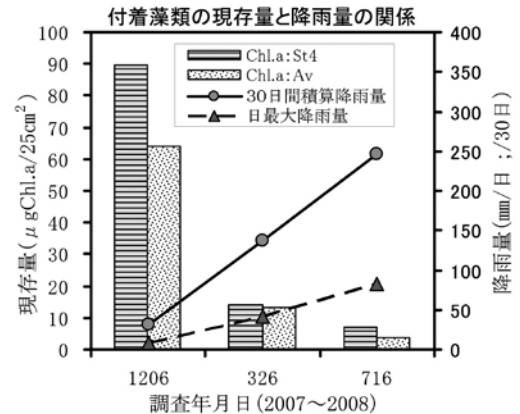


図 19 a 降雨量と河床付着藻類の現存量の関係

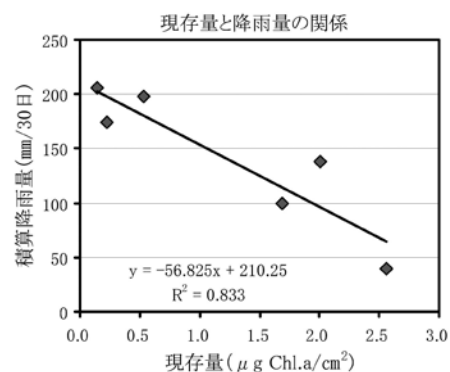


図 19 b 降雨量と河床付着藻類の現存量の関係

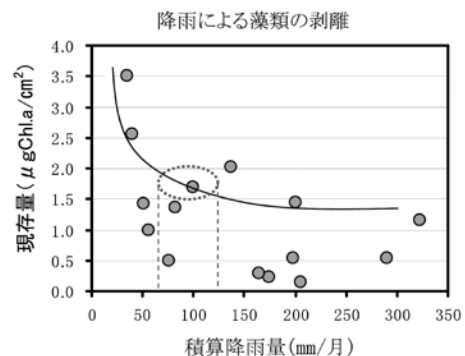


図 20 現状の森林の限界降雨量

井上・海老瀬（1993）⁽¹⁴⁾ 等と極めて少なく、山地森林生態系の溪流における付着生物と降雨との関係については、ほとんど検証されておらず未解決な問題として残っている。

次に、河川の流速と付着藻類の剥離現象について考えてみると、クロロフィル a 量から算出した付着藻類の剥離率を $\{1 - \text{残存藻類量} / \text{初期藻類量}\} \times$

100 (%) で表し、剥離と流速の関係(相模川中流域における過去の資料: 未発表) から判断すると、流速 $0.6 \sim 0.7 \text{ m/s}$ が(種類によっても異なるが)藻類の限界付着力であろうと考えている。これが源流域で適用できるかは今後の課題であるが、この値は Richard R. H. ら (1990) の流速 $0.6 \sim 0.75 \text{ m/s}$ 以上になると急激に剥離量が増加するという報告値と近似している。また、箱石ら (2001) ⁽¹⁰⁾ も藻類が付着している付近の流速が 0.7 m/s 程度以上になると藻類のクロロフィル量および細胞数が顕著に減少し、実験開始から $5 \sim 10$ 分程度で最も剥離が目立つことを、橘ら (1988) ⁽²⁷⁾ は流速が速くなると付着生物膜の無機物の割合が河川で減少することを報告している。

塚原ら (2000) はダムフラッシュ放流によるデトリタスの掃流、付着藻類の剥離効果を検証し、藻類の剥離は流速に依存し、その流下時間は大きく影響しないことを報じている。河川の流速が速くなるほど河床付着生物膜の剥離が進行し、着生基盤石上の有機物や無機物が減少すると考えられる。

次に、付着藻類の剥離に及ぼす河川流速と微細粒子の相乗効果についてみると、Horner, R. R. ら (1990) ⁽¹²⁾ も流速の急激な変化 ($0.2 \sim 0.6 \text{ m/s}$) が短時間に起こると大量の剥離が生じるが、これに微細粒子が付加されると、より剥離量が増加すると同様の傾向を報じている。付着藻類の剥離は接触粒子との摩擦に起因し、粒子数が多く、流速が速いほど進行が速くなると考えられるが、Graham, A. A. (1990) ⁽⁹⁾ は細粒土砂が付着藻類の有機物含有量の低下に影響することを、山田ら (2000) ⁽³⁰⁾ は微細粒子が河床付着生物膜上に堆積すると付着藻類を死滅させるので、デトリタス等が増加し群落構造の変化が生じることを報じている。一方、中井ら (2009) ⁽¹⁸⁾ のように、人口水路を用いた実験から、微細粒子を添加した水路では微細粒子が藻類細胞と共に堆積し、間隙の少ない密な構造が形成され、この構造が光合成による気泡の発生および水流による付着藻類の剥離を抑えた増殖へのプラス効果を報じたものもある。

森林にもたらされる降雨の程度と流出水に含まれる掃流砂礫は、より遅い流速で流れ易い $0.5 \sim 3 \text{ mm}$ 程度の粒径の土砂が大きく関与する可能性がある

と考えられる。しかし、この機構に関しては、徳道 (2002) ⁽²⁹⁾、田中ら (2003) ⁽²⁶⁾、小部ら (2005) ⁽²¹⁾ のダムの人為的なフラッシュ放流効果の検証として、さらに河川水中に含まれている細粒土砂の付着生物に及ぼす影響や剥離効果に関して、いくつかの調査が行われているのみで詳細な報告はない。従って、データ数が少なく結論には至らないが、小水路で勾配を変えながら行った中井ら (2009) ⁽¹⁰⁾ の室内実験のデータに、土砂の移動・堆積理論を考慮して判断すると付着藻類の剥離率に最も影響する土砂の粒径 (50%通過質量粒径: 平均粒径) は $1 \sim 3 \text{ mm}$ 程度のものと推定される。

貝沢の実施流域 St 1 の冬季におけるクロロフィル量および有機物量に対する色素量の比率の減少 ($30 \sim 40\%$) は間伐や降雨の影響により森林からの微細な懸濁態有機物の流出や堆積が生じ、山田ら (2000) ⁽³⁰⁾ の報告に類似した群落構造の変化が生じた可能性を伺わせる。着生基盤である石表面の(無機物/有機物)比が増加するほど、クロロフィル a が減少する。言い換えれば、石面上に無機物が堆積する(周辺の森林土壌の崩壊・流出が起こる)ほど、付着藻類の増殖が抑制されることが今回の調査でも明らかになった。

さらに、河床付着生物の現存量に及ぼす大型動物の摂食・摂餌行動についてみると、付着藻類の現存量の多い場所ではなく、流速が速く無機物が少ないところには一次生産性の高い付着藻類群落が発達するので、Power, M. E. (1984) ⁽²³⁾ の報告にもあるように、藻食性生物が多く集まる。従って、付着藻類の光合成により河床付着物は平面的な構造から立体的な構造へと発達するが、底生動物や魚類による摂食が付着藻類の現存量を減少し、糸状体藻類で構成される立体的な構造への遷移を抑制する [A. J. ホーンら (1999) ⁽³⁾] こともある。

降雨と河床付着生物の剥離の関係を明らかにしておくことによって、降雨後の河床付着生物群集の状況を調査することにより、急峻な山地や流量測定施設のないところでも、森林植生や土壌機能の損傷、森林崩壊やその保持状況などの総合的な判断に繋げられる可能性がある。

4 森林流出水の水界への影響

今回の改変AGP試験の結果は温暖化とともに疲弊した森林生態系（溪流を含む）が水道の障害生物の増殖の助長源として作用する可能性を示唆している。さらに、深見ら（2007）⁽¹²⁾ は河川水への栄養塩の供給源としての森林土壌の重要性を明らかにするため、山地への降水が森林土壌を通過することでどれくらい栄養塩が付加されるのか、また、供給された栄養塩が河川水中や河口域に生息する微細藻類の動態にどのような影響を及ぼしているのかを明らかにしようとして調査を実施している。その結果、降水が森林土壌を通過することで栄養塩濃度が激増すること、特にケイ素は数百倍にも増加したことから森林土壌は河川水へのケイ素のきわめて重要な供給源であると報告している。森林の落葉・落枝は土壌生物群集の作用により腐植化し植物の養分を回帰し森林の機能を支えている。森林系にもたらされる降雨は地表流となってシルト、泥、砂、礫やカルシウム Ca^{2+} 、マグネシウム Mg^{2+} 、カリウム K^+ や硝酸 NO_3^- 等の化学物質を溪流に流出し、さらに、地下に浸透した水は土壌や腐植層から各種の栄養塩を集積・溶脱しながら溪流に流亡させ溪流生態系、特に、石礫上の付着生物群集の機能や構造に大きな影響を与えている。森林土壌から溪流に溶脱・流亡する物質は鉄、アルミニウムなどの金属類、ケイ酸等の外に、藻類の増殖に不可欠な窒素、リンや微量元素を含んでおり、河川・湖沼生態系の富栄養化への影響（生物量の減少や増加）が懸念される。また、藻類の増殖に関与する鉄等の微量元素が藻体内に取り込まれるためには各種の腐植物質とキレート結合していることが必要であり、 Fe^{2+} や Al^{3+} は磷酸と凝集反応を起こし植物の生育や藻類の増殖に対する阻害、さらに、栄養塩の回帰にも深く関係している。このように森林系と溪流系は密接な関係にあり、内的外的な作用により、連続的に変化する多様な機能や構造を有する生態系を形成している。さらに、人為的排水系からのものは無論のこと、森林からもたらされる各種物質の増減が河川や湖沼生態系に影響を及ぼし、飲料水等の安定・安全性や海洋の豊かな資源の供給にも大きく関与している。

5 対照流域法による施策効果検証のための調査手法の検討

本調査および収集した知見をもとに対照流域法による施策効果の検証に利用できる因子とその方法について検討した。群集の多様性は群集を構成する構成要素の比率で規定され、環境や群集の変化の状態を表すもので、変化の程度を表すものではない。従って、森林再生に求められる森林の変移の方向性や環境作用の程度を評価するためには、ある殊の工夫が必要となる。従って、本報では環境評価指数を案出し適用した。しかし、この指数には対照流域法で実施する施策とその流域を含む環境作用の両影響が合算された形で指数化される。従って、①対照流域法の目的である施策の評価をするためには環境（作用）の影響と施策の効果を分離・識別することが必要となる。環境の影響と施策の効果を分離して捉えるための量的評価は、基本的な部分で森林や施策の影響を受けないと考えられる位置で測定が可能な因子を用いることが必要で、それには降雨量（本号の「水源地域の森林における水や土砂の流出特性」を参照）、日射量（太陽エネルギー）等が該当する。②次にその太陽エネルギーを変換し、施策の状況に直接反応する生物とその尺度が必要となる。この要件に合致するものが太陽エネルギーを吸収し成長する一次生産者である緑色植物と藻類（河床の付着藻類）である。③地上に到達し、測定される光密度は場所、時間、遮蔽物等によって大きく変動し安定しない。従って、全天日射量に対応する量として捉えるためには、一定期間（約30日単位）の全積算量としての値が必要となる。④この積算量に対応できる生物尺度は現存量ではなく、生産量でなければならない。現存量はある場所のある一定面積内に存在する有機物量であり、時間という次元や群落の遷移の履歴が加味されていない。従って、全天日射量に対応する河床付着藻類の生産量で施策効果の検証の可能性が考えられるが、それには、履歴の補正が加味されなければならない。それには、⑤降雨により付着生物群落は多大の影響を被るので、第一は降雨によって生じる河床の付着藻類群落の剥離・掃流と藻食性動物による摂食等に関係する外的因子の補正であり、第二は剥離を受けた群落の成長段階における生産性（活性度）の内的因子の補正等が考えられ

る。⑥群落構造は光量、降雨等の自然的要因と外部からの人為的要因に左右されるので、目的に応じた最適な調査地点（1固定点に限定）を選定し、最適な方法（着生基盤による方法）で実施することが必要である。⑦生産量の測定においては、自然石よりも人工付着版（素焼きタイル）が最適で、それには設置から回収までの履歴が明確で、被付着面の条件を統一でき、面積測定が容易になる等の条件を統一できる利点がある。⑧全積算日射量（光密度）に対応する生産量を算出するには長期に亘る一貫した調査が必要である。一回の生産量を測定するためには、改変AGP試験から判断して、少なくとも、約1ヶ月の期間を設定することが望ましい。⑨生産量による検証は程度（量的）の評価であり、環境として良否の方向性は環境評価指数と合わせて判断することが必要である。

V まとめ

対照流域法による水環境のモニタリング調査（事前調査）を大洞沢では平成19年から22年の4ヵ年、貝沢では平成20年から22年の3ヵ年に亘って実施し、その概要を集約した。

①林冠形成期の河床石面上の付着藻類が利用できる光量は全天日射量の4%程度で、林冠が形成されない所や時期には約30%程度の利用は可能である。この太陽エネルギーの供給の程度が溪流生態系の生産性を規定する重要な要因の一つになっている。

②生物群集の現存量は降雨が少なく、河床の安定する秋冬季に増加し最大となり、降雨の影響が大きい夏季は著しく減少した。大洞沢よりも貝沢の現存量は多く、降雨等へのより高い安定性を示している。

③大洞沢・貝沢ともに水質的には良好であるが多様性と安定性に欠けており、各沢の（対照・実施）流域間には大きな相違はないが、特に貝沢の実施流域の多様性の低さが顕著であった。

④大洞沢、貝沢ともに大きな相違はないが、貝沢のSt1の優占種は珪藻類の *Cocconeis* で、ほぼ単一種の状態であった。その多様性の低さの原因は、光制限下にあるか、森林からの物質の影響を強く受けている可能性が示唆される。また、森林の間伐・伐採により光密度が増すと藍藻類から珪藻類や緑藻類

に、低温種から高温種へ移行する可能性がある。

⑤森林の安定性は、貝沢（針葉樹林）>大洞沢対照流域（広葉樹林）>大洞沢実施流域（同）となった。

⑥渓流水に含まれる森林由来の珪酸等の微量物質と下流の河川や湖沼における窒素やリンが合わさることで、付着・浮遊藻類の増殖が助長された。このため、飲料水等の安定・安全性や海洋の豊かな資源の供給と上流の森林における物質循環や藻類の増殖との相互影響についても関連づけてとらえる必要がある。

⑦河床付着生物の現存量と降雨量との間には負の相関が認められ、降雨は溪流生態系に大きな影響与えるが、その影響が抑制される現在の大洞沢・貝沢の限界降雨量（調査前30日間の積算降雨量）は70～120mm程度と推定される。

⑧藻類群落構造からみると、現在の丹沢山地の森林生態系は外的作用としてもたらされる大きな環境変動に対して、その影響を吸収するに十分な修復機能が保持されていないことが示唆される。

⑨降雨と河床付着生物の関係を明らかにしておくことによって、降雨後の河床付着生物群集の状況を調査することにより、森林の機能判断に繋げられる可能性がある。

⑩対照流域法による施策効果検証のための方法について検討した。対照流域法の目的である施策効果を評価するためには、環境（作用）の影響と施策の効果を分離・識別することが必要で、それには日射量（太陽エネルギー）に直接反応する尺度は現存量ではなく、生産量でなければならない。その算出には降雨等の外的因子や群落の活性度等の内的因子による補正が不可欠であり、結果は環境評価指数と合わせて考えることが必要である。

VI 謝 辞

本調査に対する有益なご助言とデータ解析にあたり、コンピューターソフトの開発およびデータの整理に御尽力くださった元湘南短期大学の高井耕一先生に御礼申し上げます。また、調査の実施にあたり現場の詳細な情報を提供していただいた神奈川県自然環境保全センターの方々に深謝する。さらに、調査にご協力をいただいた元横浜市水道局佐々木真一氏、神奈川県企業庁水道水質センター北村壽朗氏、

横浜市立大学学生諸氏にも感謝する。

VII 参考文献

- (1) 相崎守弘 (1980) 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. 陸水学雑誌 41 : 225-234.
- (2) 秋山 優・有賀祐勝・坂本 充・横浜康継 (1986) 藻類の生態. 627、内田老鶴圃、東京.
- (3) アレキサンダー, J. ホーン・チャールス, R. ゴールドマン (1999) 陸水学、手塚泰彦訳: 陸水学、京都大学学術出版会.
- (4) Biggs, S. J. F. and Close, M. E. (1989) Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients, *Freshwater Biology* 22 : 209-231.
- (5) Biggs, B. J. F. (1996) Patterns in benthic algae of streams. *Algal Ecology-Freshwater Benthic Ecosystems* (Eds. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. Lowe). 31-56, Academic Press, San Diego.
- (6) C. J. Lorenzen (1967) Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments • Spectrophotometric Equations. *Limnol. Oceanogr.* 12 : 343-346.
- (7) EPA (1971) Algal assay procedure. Bottle test.
- (8) 深見 公雄・玉置 寛・和 吾郎 (2007) 高知県仁淀川における森林土壌からの栄養塩供給および微細藻類へのその影響. 黒潮圏科学 (Kuroshio Science) 1 : 96-104.
- (9) Graham A. A. (1990) Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentration in suspension. *Hydrobiologia* 199 : 107-115.
- (10) 箱石憲明外 (2001) 水流による藻類の剥離に関する実験的研究. ダム技術 173 : 32-41.
- (11) HERMAN V. D., ADRIENNE M. & JOS S. (1994) NETHERLANDS JOURNAL OF AQUATIC ECOLOGY 28(1) : 117-133.
- (12) Horner, R. R. et al. (1990) Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24 : 215-232.
- (13) 伊藤かおり・石垣逸朗・井上公基・内山佳美 (2007) III 溪流保全区域の幅の違いが溪流環境に与える影響—西丹沢大又沢支流と世附川支流—. 丹沢大山総合調査学術報告書、416-424.
- (14) 井上隆信・海老瀬潜一 (1993) 河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価. 水環境学会誌 16 (7) : 507-515.
- (15) J. D. H. Strickland and T. R. Parsons (1968) A Practical Handbook of Seawater Analysis. *Bull. Fish. Res. Board of Canada* 167 : 311.
- (16) 厚生労働省監修 (2005) 上水試験方法. 827、日本水道協会.
- (17) 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.
- (18) 中井大介・大塚泰介・中原鉦之・中野伸一 (2009) 人工水路において添加された微細粒子の堆積が付着藻類の群落構造に与える影響. 陸水学雑誌 69 : 209-221.
- (19) 長坂晶子・中島美由紀・柳井清治・長坂有 (2000) 河床の砂礫構成が底生動物の生息環境に及ぼす影響—森林および畑地河川の比較—. 応用生態工学 3 : 243-254.
- (20) 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.
- (21) 小部貴宣・浅見和弘・大杉奉功・浦上将人・伊藤尚敬 (2005) 三春ダムにおけるフラッシュ放流によるダム下流河川の環境改善について. 応用生態工学 8 (1) : 15-34.
- (22) Pantle, R. and Buck, H. (1955) Die biologisch Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas.-u. Wasserfach.* 96 : 604.
- (23) Power, M. E. (1984) Habitat quality and the distribution of algal-grazing catfish in a Panamanian stream. *J. Anim. Ecol.* 53 : 357-374.
- (24) Scor/Unesco (1975) Determination of Photosynthetic Pigments in Seawater. *Monogr. Oceano. Methodol.* 1 : 1-69.
- (25) 田代喬・辻本哲郎 (2004) 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. 矢作川研究 8 : 65

- ～ 74.
- (26) 田中則和外 (2003) 生物の生息環境改善に資するフラッシュ放流計画手法、河川技術論文集 9 : 103-108.
- (27) 橘治国・森口朗彦・井上隆信・木村直人・大室敏 (1988) 河床生物膜の組成と水質浄化能ー都市内河川を例として、都市工学研究論文集 24 : 1-11.
- (28) 丹保憲仁・芳賀卓・庵谷晃 (1984) 冬季の藻類活動による河水 p H の変動ー大雪山麓の忠別川における高 p H の出現ー . 水道協会雑誌 602:20-28.
- (29) 徳道修二 (2002) 宮ヶ瀬ダムの中フラッシュ放流. ダム技術 191 : 62-66.
- (30) 山田裕之・中村太士 (2000) 真駒内川における微細砂堆積と付着藻類の現存量に関する研究. 日本林学会北海道支部論文集 48 : 136 - 138.
- (31) Yamada, H. and F. Nakamura (2002) Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, northern Japan. River Research and Applications 18 : 481-493.