ISSN 0386-5878
土木研究所資料 第3946号



平成15年度 自然共生研究センター 研究報告書

Annual Report of Aqua Restoration Research Center 2003

平成16年8月

独立行政法人土木研究所

独立行政法人土木研究所
自然共生研究センター
AQUA RESTORATION RESEARCH CENTER

土 木 研 究 所 資 料
第3946号2004年8月

平成15年度
自然共生研究センター　研究報告書

水循環研究グループ　河川生態チーム*
中部地方整備局中部技術事務所　環境共生課*

要　旨

自然共生研究センターは、自然環境と人間との共生に関する研究とその結果の普及を目的として平成10年11月に設立された。

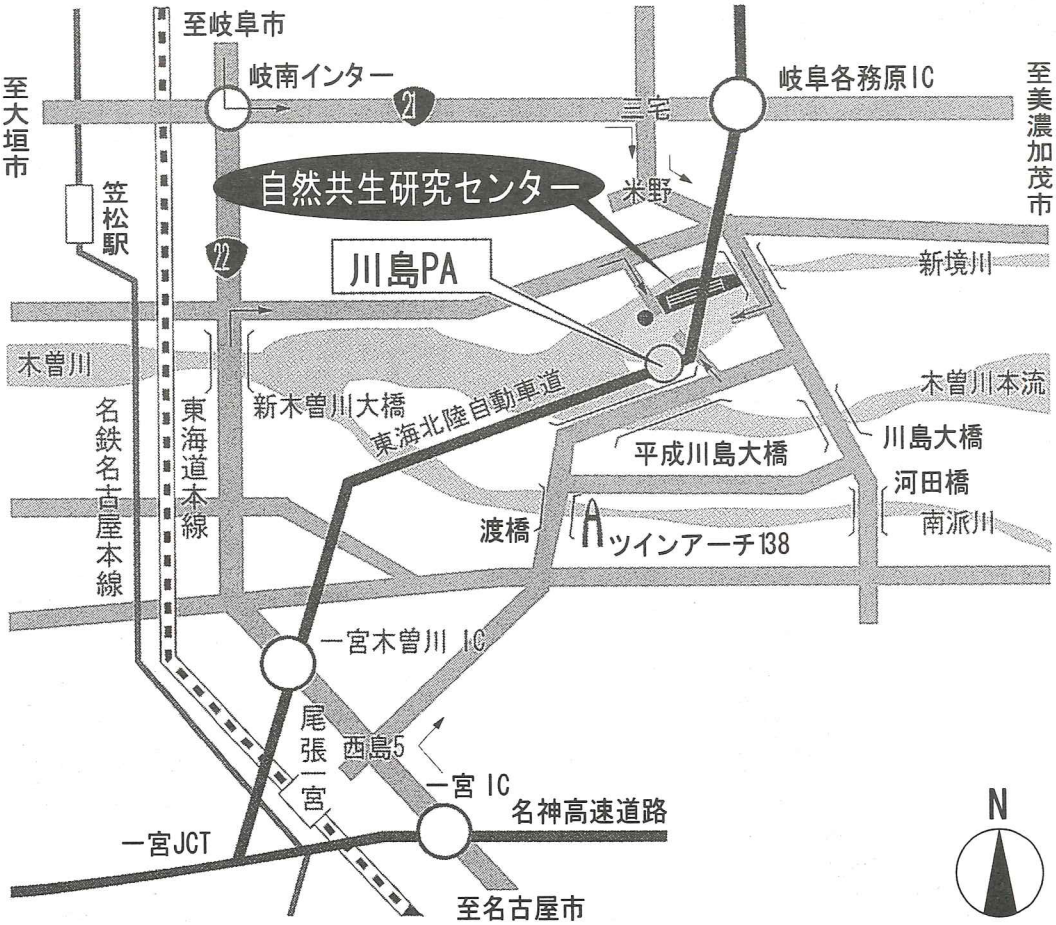
本報告書は、平成15年度に自然共生研究センター実験河川を用いて実施した研究課題、「流量変動が水質、生物に及ぼす影響」、「河川における生息場所に関する研究」、「魚類の移動状況の把握」、「沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響」、「寄生虫を指標とした魚類の移動」、「河川の自然環境の展示方法に関する研究」等の研究成果をとりまとめたものである。

キーワード：河川環境、湖沼、生物、流量、付着藻類、底生動物、魚類、寄生虫、沈水植物、水質浄化、物質循環、環境教育

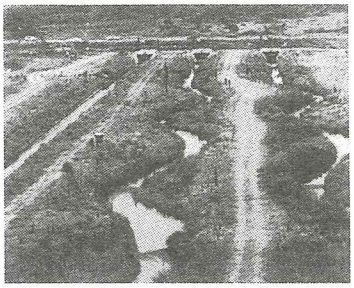
*執筆者は巻末に一覧を記載した。



自然共生研究センター　全景



■自然共生研究センター位置



自然共生研究センター実験施設の特徴

3本の川があります。

1本の真っ直ぐな川と2本の曲がった川があります。それぞれの条件を変えて比較実験を行うことができます。

洪水を起こすことができます。

自然の川から水を引いて、上流に貯め、水量をコントロールしながら川に水を流すことができます。

様々なしかけが作ってあります。

曲がった川には、瀬や淵、ワンドなどがつくられ、生き物が空間をどのように利用しているのかを調べることができます。





実験池

実験池は、植物が生えないように池のまわりがコンクリートでつくられた池が3つ、自然に植物が生えるように土でつくられた池が3つあります。池の中に植物があることで、池の中の生態系や水質がどのように変化するのかを研究します。

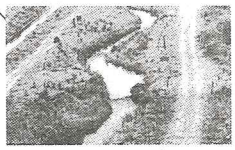


河原植物保全ゾーン

河原植物と外来植物との関係について研究し、河原らしい植生を保全する方法について検討しています。

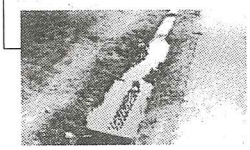
配水池

新境川の水はこの配水池から制水槽を経由して実験河川・実験池に配水されます。また配水池のゲートを倒すことによって、各河川に毎秒約4トンの人工的な出水を起こすことができます。



蛇行ゾーン(上流)

川を蛇行させて流れに変化を与え、瀬、淵、よどみなどをつくり、生き物が川の空間をどのように使うのか、また、それらを保全するためにどのようにすればよいのかを研究しています。
(延長:180m、河床勾配:1/300)



自然環境復元ゾーン

幾つかのタイプの構造物を設置して人工的にハビタット(生物生息空間)の復元を行っています。
(延長:100m、河床勾配:1/800)



研究棟

研究棟には、研究室、水質実験室、実験制御室、図書室、ビジタールームなどがあります。ビジタールームと図書室は一般に公開しています。実験制御室には大型の映像スクリーンがあり、屋外に取り付けたカメラから実験施設の様子をみることができます。



蛇行ゾーン(下流)

実験河川の一番下流にあるこのゾーンは、上流の蛇行ゾーンと同じように蛇行させ、瀬や淵をつくった区間です。実験河川の上流と下流で生き物の生息状況を比較できるようにつくられています。
(延長:180m、河床勾配:1/300)



ワンドゾーン

ワンドは、魚の産卵場、稚魚の成育場、増水時の避難場所としての役割を持っています。ワンドの形や水循環の状況を変化させ、ワンドの果たす役割を研究しています。
(延長:110m、河床勾配:1/800)



氾濫原ゾーン

本川の横に幅の狭い高水敷があります。出水時の冠水により生物相がどの様に変化するのか、氾濫原の基本的特性を研究しています。
(延長:110m、河床勾配:1/800)

■実験河川の平面図

平成１５年度　自然共生研究センター研究報告書

目次

第Ⅰ部　自然共生研究センター報告

１．　はじめに …… 1
２．　本年度の研究課題 …… 2
３．　実験準備と流量設定 …… 4
４．　流量変動と水質、生物との関係に関する研究
４．１　流量変動と水質 …… 6
４．２　設置期間の異なる基質を用いた河床付着物の
　　魚類の餌資源としての評価 …… 32
４．３　河床付着物と視覚的評価の関係について …… 42
４．４　土砂投入が付着藻類、底生動物へ及ぼす影響 …… 48
５．　河川における生息場所に関する研究
５．１　水際植物の生態的機能に関する研究 …… 58
５．２　稚仔魚の生息場所特性に関する研究 …… 65
５．３　流量の変化に伴う生息場所の変化に関する研究 …… 73
６．　流水中のシナダレスズメガヤ種子散布について …… 77
７．　寄生虫を指標とした魚類の移動調査 …… 84
８．　沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について …… 92
９．　実験河川Ａの洪水時の水理特性と礫の流下について …… 97
１０．　展示空間における水中環境の創出 ー映像の立体的配置による試みー …… 117

第Ⅱ部　活用研究者報告

Ｋ11-２　自然共生センター水路における群集生産と群集呼吸の推定と再曝気係数の推定法の開発

参考資料 …… 129

第Ⅰ部　自然共生研究センター報告

P1の前

1．はじめに

自然共生研究センターは、河川に生息・生育する生物と河川管理のあり方とを研究する施設として平成 8 年度に計画，平成 9 年度に建設の着手、平成 10 年度に開所の運びとなった．本格的な研究は平成 11 年度より開始し現在 5 年目を迎えている．この間、実験河川の生態工学的な特性や実験施設としての長所や欠点についての理解が進み，どのような河川を念頭に置いた実験を行うべきなのか，施設の特性を活かすためにはどのような実験計画が最良なのか等効率的に実験が実施できるようになってきている．今後は，今まで幅広く実施してきた研究課題を精査し，日本における河川環境が抱える諸問題と照らし合わせながら，より実効性の高いテーマを研究課題として設定していく必要があるだろう．

平成 15 年度は今まで実施してきた研究課題を継続して実施した．生息場所に関する研究では，生息場所を横断方向に水域と水際域に区分して実験を行った．水域については，同一のハビタットで流量が変化する場合の生態的機能の変化について，水際域については水際植物の構造を分解しこれを人工構造物によって代替して実験することにより水際植物が有する生態的機能について検討を行い，成果を得た．川に見られる典型的な構造を可能な限り分解し，個々の構造と生態的機能とを結びつけることが川の中に構造を再現する際に今後最も重要な視点であることを認識した．流量変動については出水規模や出水規模を変化させただけでなく，土砂の投入による底質の変化についても試行的に実験を行った．土砂投入については生態系に対する“良い”効果だけが強調されがちだが，ここでは土砂堆積による“負”の効果についても着目した．

本資料は、これらの成果を含む平成 15 年度に実施した研究を報告書として取りまとめたものである．河川中流域に見られる様々な構造や流量変動が有する生態的機能解明が進む一方で，河川環境を効果的に展示し，理解を促す手法の研究等も着実に進んできており，今後はこれらの研究成果を体系化し，各分野別にまとめていく努力も必要であろう．

平成15年度に得られた成果は、この施設に関わった研究者の熱意とアドバイザー委員をはじめとした様々な方々の適切な助言によるところが大きい。センターに関わって頂いた皆様に深い謝意を表したい。

平成 16 年 8 月

（自然共生研究センター長）

萱場祐一

2．本年度の研究課題

実験河川Ａでは、「ハビタットと生物の生息に関する研究」として、昨年度から引き続き水際植物の生態的な機能を把握するための実験を行った．この実験では、植物の刈り取り状況を変化させた調査区を設定し、魚介類の生息状況の調査を実施するだけでなく，水際の植物を人工構造物により代替し，その人工構造物が生態的な機能までを代替できるかどうかの確認を行った．水際の植物は魚類の生息に重要な機能を果たすことは認識されているが、具体的にどのような効果により魚類の生息場として機能しているかをある程度明らかにすることができた。また，水域における生息場所に関する実験として，瀬における流量の変化が水生生物に及ぼす影響の検討を行った．本実験では，瀬の水生生物に対するハビタットの機能が，流量の変化によってどのように変化するかを明確にすることを目的としている．

実験河川Ｂ及びＣでは主として流量変動の有無が水質・生物に及ぼす影響に関する実験を行った．平成15年度は出水規模と流量を変化させて実験を行い，付着藻類の剥離に関する調査を実施しただけでなく，溶存酸素濃度を昼夜連続的に観測し，現地河川では測定が難しい再曝気係数の推定やこれに基づく生産速度，呼吸速度の算出を行った．この結果，人工出水が河川生態系に及ぼす影響を定量的かつ面的に行うことが可能となった．

魚類の移動状況については、寄生虫を生物タグとした実験河川と木曽川本川との魚類の移動についての調査を平成 14 年度から引き続き実施した．また，実験池における研究が始まり、湖岸植物の刈り取りによる水質、ベントスの変化について調査・研究を実施している．情報発信に関する研究では，水中映像を用いた情報発信手法についての検討を行い，水面下に隠れ知覚することの難しい情報の展示手法について成果を得た．以下に、平成15年度に実施した研究を実験河川、実験池、その他フィールドにおける研究の別に示す。

フィールド等	研究課題	研究項目	概要	H15研究内容	本報告書での当該箇所	備考
実験池における研究	ハビタットと生物の生息に関する研究	水域及におけるハビタットと魚類の生息に関する研究（瀬・淵構造、水際植生）	水域における典型的な生息場所（ハビタット）を取り上げ，その生態的機能を明らかにする．知見は水域における各生息場所管理に活かされるだけでなく，正常流量を検討する際の基礎資料となる．	水域の瀬を対象として流量を変化させた実験を行い，単位幅流量の変化に伴う水生生物の生息状況の実態を明らかにした．	5章	
		水域及におけるハビタットと魚類の生息に関する研究（瀬・淵構造、水際植生）	水際域における典型的な生息場所（水際植生，水際の浅い水域，水際の入り組み）を対象として，この生態的機能を明らかにする．知見は水際域における構造を再生する場合（多自然型川づくり等）に活かされる．	水際植物の生態的機能の評価と稚仔魚を対象とした生息場所としてワンドのような入り組みがどのように利用されるかを明らかにした．		
	流量変動に関する研究	水域、水際域における影響の把握	人工的な出水規模・時間・頻度等を変化させることによって実験河川内の生態系のレスポンスを把握する。結果は今後の流量管理に活かされる。	水際植物の繁茂を抑制した状況下において、付着藻類の掃流状況と生産速度に及ぼす影響の把握を行った．また，河床付着物が掃流することによる人間の視覚的評価の把握を行った	4章	
		氾濫原における影響の把握	高水敷への冠水等氾濫原が冠水することによる生態系の変化を実験的に明らかにする．冠水頻度の減少した河原等での種子動態を検討する際の基礎資料とする．	ｼﾅﾀﾞﾚｽｽﾞﾒｶﾞﾔの種子の高水敷上での動態を明らかにした．		
		土砂供給を考慮した実験	人工出水時に土砂投入した場合の付着藻類やベントスに及ぼす影響を把握する。土砂投入による影響の定性的な把握を行い，実河川への応用に関する基礎資料とする．	土砂供給による付着藻類及び底生動物に及ぼす影響の把握を行った．		
		洪水中の水理特性と礫の流下について	人工出水時の水理特性と土砂の流下状況について検討を行う．土砂投入時の土砂動態に関する基礎資料とすることを目的とする．		9章	
	魚類の移動状況に関する研究		実験河川内部及び実験河川一周辺水域間の魚類の移動特性について研究を行う。環境保全や事業評価において対象とすべき空間スケールの大きさや出水時のリフュージの機能解明に活かされる。	寄生虫を用いた魚類の移動状況把握について平成13年度から継続して研究を実施した。	7章	
実験池における研究	沈水植物の復元手法と機能評価に関する研究		沈水植物の有無によって水質にどの程度の差が生じるかを明らかにする．湖岸帯の植生管理の基礎資料とする．	3つのコンクリート池と3つの土羽の池を用いて，湖岸植生帯が水質，水生生物に及ぼす影響について検討を行った・	8章	
その他フィールドを用いた研究	水中テレメトリーの開発		土木研究所内で実施している基礎研究を受けて、共生センター内にテレメトリー施設を利用しながら魚類の移動特性についての把握手法の確立を目指す。			
	魚道に関する研究		魚道に関する基本的な検討として、魚道の構造と魚道内部における流況そして魚類の遊泳行動との関係について調査・研究を行う。	―	―	
	河原固有植物の復元と外来植物の駆除・管理に関する研究		共生センター内河原植物保全ｿﾞｰﾝ及び実験河川の幾つかの研究ｿﾞｰﾝを用いて河原固有植物の保全及び外来種の除去に関する研究を実施した。	―	―	外来種の除去に関する実験は終了。
	河川における情報発信の研究	河川関連施設の展示方法に関する研究	河川環境に関する情報を効率的に伝達する手法の研究を行っている。成果は河川環境行政等に関わる様々な情報の効果的な発信手法の開発に活かされる．	上流域に見られる典型的な生息場所と生物の生息状況を水中で撮影し，これを動画として展示し，その有効性について検討を行った．	10章	
活用研究	第1次活用研究		①自浄作用能力の定量的評価及びメカニズムの解明（終了）、②水位変動が河床内間隙と流路周辺部の生息環境と生物群集に及ぼす影響、③非定常流量下におけるワンドの水交換と土砂堆積に関する研究、④流水の一次生産の測定に関する研究、⑤実験河川の流れ及びSSに関するコンピューターシミュレーションモデルの評価	―		平成15年度は第1次活用研究の②のみ実施
	第2次活用研究		①連接蛇かご工法による周辺植生と昆虫・小動物等の誘致、②淡水域昆虫に対する多孔質コンクリートのハビタット形成と洪水後のハビタットの回復性に関する研究、③PHABSIMの評価精度に関する実証的研究（終了）			

3．　実験準備と流量設定

3．1　法面防草シート固定ピンの補強

自然共生研究センターの実験河川Ｂ及びＣの法面に敷設している防草シート及びシートを固定するピンが、出水によって浮き上がってきている箇所がみられたことから、2003 年 5 月に固定ピンの補強を行った。

使用した固定ピンの諸元及び材料は以下のとおりである。

ｱﾝｶｰﾋﾟﾝ：φ13mm×400mm（L 型：端部処理用）　1,300 本

3．2　実験河川の流量設定について

（1）基底流量

基底流量は、下記に示すとおりであり、基本的には非灌漑期は 0.05m³/s、灌漑期は 0.1m³/s である。

実験河川 A：～H15.5.12　0.05m³/s、

H15.5.13～H15.10.3；0.1m³/s

（ただし、H15.6.10～6.30、H15.9～11.19 は実験に応じ変更）

H15.11.20～H16.3.31；0.05m³/s

実験河川 B：～H15.5.12　0.05m³/s、

H16.5.13～H15.10.3；0.1m³/s

H15.11.20～H16.3.31；0.05m³/s

実験河川 C：～H15.5.12　0.05m³/s、

H16.5.13～H15.10.3；0.1m³/s

H15.11.20～H16.3.31；0.05m³/s

（2）出水（実験河川 B、C）

表 3.1 に出水概要を示す。４月に河床評価実験のため、実験河川 A、C に出水を与えた。5 月以降は、昨年度までの実験及び除草、工事の影響を除去するための予備出水①～②を実験河川 B 及び C に与えた。本実験は、予備出水後の 6 月 2 日からとし、出水①～⑩を与えた。B、C 河川に同じ流量規模（0.5～2m³/s）の出水を与え、継続時間は、一方の河川は 2 時間とし、もう一方の河川は 2～24 時間とし継続時間をかえた。

表 3.1　出水の実施概要

	実施日	実験河川 A	実験河川 B	実験河川 C	備考
評価実験	2003/4/24	1.0 m^3/s 0.5 時間	0.5 m^3/s 0.5 時間 3.0 m^3/s 0.5 時間		河床評価実験
評価実験	2003/4/28	3.0 m^3/s 0.5 時間			
予備出水①	2003/5/2			0.5 m^3/s 0.5 時間	昨年度の実験、除草や工事等の影響除去
予備出水②	2003/5/15			1 m^3/s 1 時間 2 m^3/s 2 時間	
予備出水③	2003/5/16		2 m^3/s 0.5 時間		
予備出水④	2003/5/2			0.5 m^3/s 0.5 時間	
予備出水⑤	2003/6/2		0.5m^3/s 2 時間	0.5 m^3/s 2 時間	
出水①	2003/6/4		1 m^3/s 2 時間	1 m^3/s 2 時間	本実験開始 初期条件の確認
出水②	2003/6/11		1 m^3/s 4 時間	1 m^3/s 2 時間	
出水③	2003/6/18		1 m^3/s 2 時間	1 m^3/s 24 時間	
出水④	2003/7/2		1 m^3/s 12 時間	1 m^3/s 2 時間	
出水⑤	2003/7/9		2 m^3/s 2 時間	2 m^3/s 24 時間	
出水⑥	2003/8/13		2 m^3/s 2 時間	2 m^3/s 2 時間	（中期 リセット）
出水⑦	2003/8/20		2 m^3/s 4 時間	2 m^3/s 2 時間	
出水⑧	2003/8/27		1 m^3/s 2 時間	1 m^3/s 4 時間	
出水⑨	2003/9/3		1 m^3/s 4 時間	1 m^3/s 2 時間	
出水⑩	2003/9/17		0.5 m^3/s 2 時間	0.5 m^3/s 4 時間	

4．流量変動と水質、生物との関係に関する研究

4．1流量変動と水質

4．1．1本研究の目的と概要

河川における流量の変化に伴う攪乱は河床に付着する藻類の剥離を促す．このため，攪乱頻度が大きい場合には，河床上の付着藻類が過度に繁茂することはないが，流量が時間的に安定し攪乱頻度が低下すると，過度に成長した付着藻類の一部が剥がれ，その下流において水質を悪化させる場合がある．本研究では，このような流量安定化に伴う付着藻類の剥離と流量変動による付着藻類の流失を，実験河川を用いて把握し，流量安定化に伴う自濁作用の定量化と流量規模，継続時間と付着藻類の剥離量及びそこからの回復過程に着目して検討を行うものである．

4．1．2　実験河川における自濁作用と出水との関係

（1）　既往の研究

河川の内部生産に伴う過大な有機物の流水への混入は，川の自濁作用を引き起こす．自濁作用に関する概念は 1970 年代中頃より日本において強調されてきたと言われているが．諸外国では，浅い河川への二次処理水の放流が少ないためか，ほとんど問題にされていないようである [1]．栄養塩類が多く流入する都市河川では，内部生産に伴う有機汚濁負荷が全有機汚濁負荷の比較的大きな割合を占めることが幾つかの研究で指摘されている．例えば，合葉ら [2]は，Streeter-Phelps Model を拡張し，付着藻類による二次的負荷を導入し，付着藻類の生成と剥離に伴う自濁作用の定量化を試みている．このモデルの中では，１日あたりの光合成による藻類の増加量が単位時間あたり平均的な速度で剥離しているとし，藻類の存在量を常に一定と仮定して推定を行っている．また，このモデルによるシミュレーション結果から，藻類による二次負荷は支川から流入する BOD 負荷量に匹敵すると結論づけている．また，田口らは [3]，付着藻類の chl-a と河川水中の POC、PON 及び POP との関係はそれぞれ高い相関を示すことを明らかにし，内部生産に伴う付着藻類の剥離が水中の粒子性有機物に対して大きな割合を占めることを示した．更に，近年では，坪郷らが [4]，多摩川中流部の水質を測定し，浮遊性の C-BOD が C-BOD の 50％以上を占め，特に，河川中の付着藻類由来の C-BOD 割合が二子橋・田園調布堰で 38-51%と大きいことを示している．また，同報告の中で，水槽実験における栄養塩濃度と付着藻類の増殖速度とには極めて明瞭な相関関係が見られ，増殖速度が栄養塩類の濃度に強く規程されていることが述べられている．なお，坪郷らは，C-BOD を低下させるためには，無機態窒素を 3mg/l，リン酸態リンを 0.2mg/l 以下に低下させることが必要だとしている．しかし，これら自濁作用を対象とした研究では，生産と剥離が時間的に変化するものとして扱われていないため，自濁作用に伴う有機汚濁負荷が時間的にどのように変化するのか，そして，研究を実施した時点で測定した自濁作用が一連の時間的変化の中で，どの時点に位置するかは議論されていないのが現状である．

付着藻類の光合成活性は，日射量，水質，水温等によって変化することが知られているが [5]，一方で，光合成活性は河床に付着する藻類の剥離によってももたらされることが報告されている．例えば，合葉らは付着藻類の増殖と剥離についての観察を，下水処理場の処理水を人工水路に流し，藻類の増殖が見られ２週間ほど経過すると剥離現象が顕著に見られることを報告している [1]．しかし，この結果をモデルに組み込むた

めの定量的な検討はなされておらず，自濁作用を一般的なモデルとして表現するには至っていない．また，八木は，木曽川およびその一次支川において人工付着版上の付着藻類現存量の経日変化を測定し，7日～14日程度で最大値に達することを示している[6]．また，一次生産量の経日的な増加や減少を，付着藻類の剥離に起因する場合と，付着藻類が剥離した場合新たに活性の高い付着藻類が繁茂することにより一次生産量が高まるとしている．このように，付着藻類現存量の増加が，単純に一次生産量を押し上げるのではなく，活性の低い付着藻類が累積することにより一次生産量が低下する可能性を示唆している．

（2）　実験河川における自濁作用の実態

実験河川における自濁作用の実態を明らかにするため，平成 11 年度を中心に実施した調査結果の概略を示し，実験河川のような富栄養的環境で，かつ，水深の小さい小河川における付着藻類の剥離に伴う自濁作用と出水前後における自濁作用の経日変化を整理する[7]

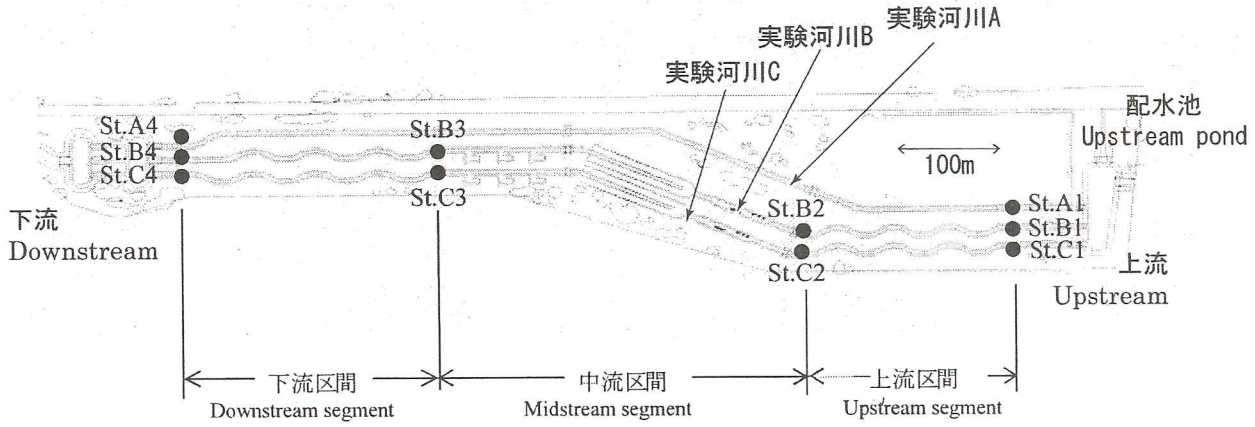


図 4.1.1　実験河川平面図及び調査地点

整理を行ったのは，1999 年 2 月 17 日～1999 年 3 月 15 日（以下，冬期実験）に収集したデータ及び 1999 年 7 月 1 日～8 月 12 日（以下，夏期実験）に収集したデータである．両調査とも各実験河川の上流端（A1, B1,C1）及び下流端（A4,B4,C4）（図 4.1.1），で表 4.1.1(1)，(2)に示す水質項目に関する調査を行っている．冬期実験では出水実験より 6～8 日前から水質調査を行い，出水後 19～21 日後まで各実験河川合計 8 回の調査を実施した．夏期実験では 7 月 1 日と 7 月 22 日に出水実験を行い，出水後それぞれ 21 日間調査を実施している．

冬期実験については BOD，D-BOD，P-BOD，SS そして chl-a を（図 4.1.2(1)，(2)），夏期実験については BOD，D-BOD，P-BOD を示した（図 4.1.3）．冬期実験を見ると，実験河川 A 及び B の下流端（①－A, B）における BOD，D-BOD，P-BOD は出水後徐々に上昇する傾向が見られるが，実験河川 C（①－C）ではその傾向が見られない．一方，下流端と上流端の差を見ると（②－A～C），出水後はほぼゼロを示し，BOD に関する上流からの流入量と下流からの流出量は見かけ上釣り合っているように見える．chl-a を見ると下流端で出水後上昇する傾向が見られるだけでなく（①—A～C），下流端と上流端の差は出水後上昇を続け，最大 30～40(μg/l)程度まで上昇していることがわかる（②—A～C）．なお，SS についてはその傾向を認める

ことができない．夏期実験を見ると，7 月 2 日から 21 日に実施した実験では，BOD が下流端で上昇する傾向が見られ（図 4.1.3、1－①－A～C），下流端と上流端との差も実験河川 C を除き上昇する傾向が認められる（1－②－A～C）．しかし，7 月 23 日から 8 月 12 日に実施した調査では，下流端及び下流端と上流端との差の双方でこの傾向が認められないことがわかる．

このように出水後の自濁作用は，BOD を指標とした場合明確にならない場合もあり，出水後何日経過すると BOD を上昇させるかはあまり明確にならなかった．しかし，chl-a の測定結果は 9 日後から上昇が見られ，3 週間後には 30μg/l 程度になっており付着藻類の剥離が経日的に増加する傾向が明瞭になっている．坪郷らの調査結果によると C-BOD は chl-a，1μg/l 当たり 0.039mg に相当すると述べている[4]また，田口は都市小河川を対照とした chl-a と有機炭素量との関係について検討し，有機炭素量に対するクロロフィル a 量の比を 36～48 としている．また，田口[8]その後の調査で，Org-C に対する T-Chl.a の回帰式を（Org-C）=38.1×（T-Chl.a）+1.91 としており，やはり，クロロフィル a 量の 40 倍程度が有機態炭素に相当すると述べている[9]．これらの結果を利用すると，実験河川における chl-a 量の上昇は BOD で 1～1.5mg/l 程度上昇させている可能性があるが，この程度の BOD の変化を検出できなかった可能性もある．

表 4.1.1(1)　1999 年冬期における出水前後の BOD 等の経日変化

実験河川A	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD			SS			chl-a		
	days		℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD	上流	下流	ΔSS	上流	下流	Δchl-a
1999/2/17	6 days befor	晴	13.2	7.13	7.47	0.34	0.34	0.36	0.03	6.44	6.14	−0.30	5.21	4.70	−0.51	1.23	1.44	0.21	9.30	9.60	0.30	4.80	24.00	19.20
1999/2/22	1 day before	晴	10.5	7.35	6.88	−0.47	0.42	0.44	0.02	5.75	6.27	0.52	4.56	4.54	−0.02	1.19	1.73	0.54	1.60	4.00	2.40	3.60	40.10	36.50
1999/2/23	artificial flood																							
1999/2/24	1 day	曇	8.5	2.37	2.38	0.01	0.11	0.12	0.01	1.96	2.09	0.13	1.79	1.91	0.12	0.17	0.18	0.01	1.30	2.50	1.20	5.30	4.50	−0.80
1999/2/25	2 days	晴	9.5	2.88	2.72	−0.16	0.14	0.14	0.00	1.56	1.66	0.10	1.35	1.26	−0.09	0.21	0.40	0.19	1.20	3.50	2.30	2.70	5.30	2.60
1999/2/26	3 days	晴	10.4	5.52	5.20	−0.32	0.29	0.23	−0.06	6.34	6.18	−0.16	4.43	3.89	−0.54	1.91	2.29	0.38	7.00	6.50	−0.50	10.70	8.00	−2.70
1999/3/3	9 days	晴	12.1	6.68	6.35	−0.33	0.38	0.37	−0.02	5.03	4.72	−0.31	3.37	3.63	0.26	1.66	1.09	−0.57	2.80	3.60	0.80	6.70	18.70	12.00
1999/3/10	16 days	晴	12.2	6.86	6.56	−0.30	0.46	0.47	0.01	5.33	5.68	0.35	3.23	3.84	0.61	2.10	1.84	−0.26	5.00	6.50	1.50	6.20	32.00	25.80
1999/3/15	21 days	雨	14.0	6.29	5.36	−0.93	0.46	0.44	−0.02	6.03	6.49	0.46	3.68	3.72	0.04	2.35	2.77	0.42	6.00	7.00	1.00	10.70	42.70	32.00

実験河川B	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD			SS			chl-a		
	days		℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD	上流	下流	ΔSS	上流	下流	Δchl-a
1999/2/17	7 days bofor	晴	14.0	7.35	7.39	0.04	0.34	0.35	0.01	6.42	6.37	−0.05	4.73	4.40	−0.33	1.69	1.97	0.28	9.30	9.00	−0.30	3.60	23.10	19.50
1999/2/23	1 day before	曇	10.0	7.41	3.38	−4.03	0.44	0.20	−0.24	6.17	3.21	−2.96	4.66	2.34	−2.32	1.51	0.87	−0.64	7.00	6.00	−1.00	4.50	12.00	7.50
1999/2/24	artificial flood																							
1999/2/25	1 day	晴	9.8	2.52	2.70	0.18	0.14	0.14	0.01	1.26	1.45	0.19	1.19	1.09	−0.10	0.07	0.36	0.29	1.00	1.80	0.80	2.70	3.60	0.90
1999/2/26	2 days	晴	10.8	5.08	4.85	−0.23	0.28	0.25	−0.03	6.60	5.94	−0.66	4.57	4.21	−0.36	2.03	1.73	−0.30	9.00	6.00	−3.00	5.30	8.00	2.70
1999/2/27	3 days	曇	11.2	6.51	6.29	−0.22	0.34	0.32	−0.02	5.54	4.92	−0.62	2.92	3.01	0.09	2.62	1.91	−0.71	5.20	3.70	−1.50	6.70	8.00	1.30
1999/3/3	8 days	晴	12.9	6.73	6.21	−0.52	0.38	0.37	−0.01	5.09	4.83	−0.26	3.77	3.54	−0.23	1.32	1.29	−0.03	3.65	3.10	−0.55	6.70	17.40	10.70
1999/3/10	15 days	晴	12.7	6.91	6.40	−0.51	0.46	0.46	0.00	5.41	5.41	0.00	3.42	3.90	0.48	1.99	1.51	−0.48	5.50	4.50	−1.00	5.30	29.40	24.10
1999/3/15	20 days	雨	13.8	6.22	5.21	−1.01	0.46	0.41	−0.05	5.80	6.25	0.45	3.71	3.52	−0.19	2.09	2.73	0.64	6.00	7.50	1.50	9.30	38.70	29.40

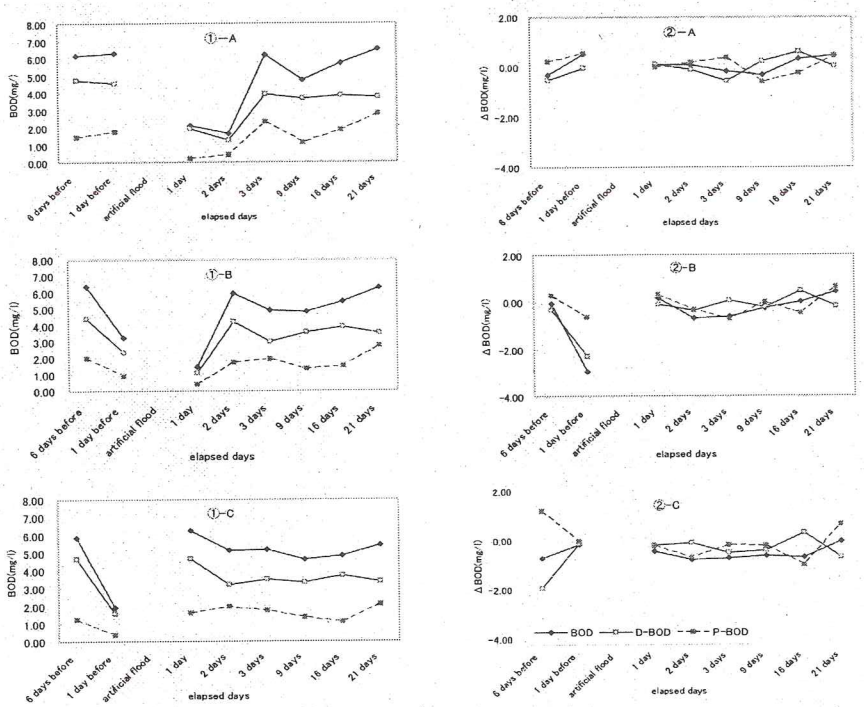
実験河川C	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD			SS			chl-a		
	days		℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD	上流	下流	ΔSS	上流	下流	Δchl-a
1999/2/17	8 days befor	晴	14.0	7.24	7.26	0.02	0.47	0.34	−0.13	6.57	5.85	−0.72	6.57	4.64	−1.93	0.00	1.21	1.21	9.30	7.00	−2.30	4.50	18.70	14.20
1999/2/24	1 day before	曇	8.5	2.27	2.36	0.09	0.45	0.12	−0.33	2.05	1.89	−0.16	1.67	1.55	−0.12	0.38	0.34	−0.04	6.00	3.60	−2.40	4.50	7.10	2.60
1999/2/25	artificial flood																							
1999/2/26	1 day	晴	11.0	5.20	4.73	−0.47	0.79	0.26	−0.53	6.65	6.22	−0.43	4.85	4.65	−0.20	1.80	1.57	−0.23	9.30	6.30	−3.00	8.00	10.70	2.70
1999/2/27	2 days	曇	11.1	6.41	6.26	−0.15	2.07	0.32	−1.75	5.92	5.13	−0.79	3.30	3.19	−0.11	2.62	1.94	−0.68	4.70	3.00	−1.70	5.00	5.30	0.30
1999/2/28	3 days	晴	11.2	4.56	4.45	−0.11	1.61	0.22	−1.39	5.90	5.18	−0.72	4.00	3.48	−0.52	1.90	1.70	−0.20	6.40	4.50	−1.90	12.00	9.30	−2.70
1999/3/3	7 days	晴	13.0	6.77	6.07	−0.70	1.78	0.36	−1.42	5.26	4.62	−0.64	3.72	3.30	−0.42	1.54	1.32	−0.22	3.50	2.60	−0.90	5.30	14.70	9.40
1999/3/10	14 days	晴	12.2	6.84	6.39	−0.45	0.41	0.44	0.03	5.50	4.80	−0.70	3.42	3.72	0.30	2.08	1.08	−1.00	5.00	4.60	−0.40	5.30	21.40	16.10
1999/3/15	19 days	雨	13.9	6.34	5.23	−1.11	1.36	0.38	−0.98	5.45	5.40	−0.05	4.03	3.35	−0.68	1.42	2.05	0.63	7.50	5.00	−2.50	9.30	37.40	28.10

表 4.1.1(2)　1999 年夏期における出水後の BOD 等の経日変化

実験河川A	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD		
			℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD
1999/7/1	artificial flood																	
1999/7/2	1 day	曇	23.8	2.5	2.64	0.14	0.076	0.064	−0.012	1.9	1.94	0.04	1.66	1.45	−0.21	0.24	0.49	0.25
1999/7/4	3 days	晴	25	2	1.86	−0.14	0.1	0.086	−0.014	1.3	1.14	−0.16	1.26	1.05	−0.21	0.04	0.09	0.05
1999/7/8	7 days	晴	25.5	2.43	2.14	−0.29	0.1	0.098	−0.002	2.15	1.88	−0.27	1.59	1.53	−0.06	0.56	0.35	−0.21
1999/7/15	14 days	晴	27.2	1.68	1.66	−0.02	0.11	0.129	0.019	2.19	2.41	0.22	1.76	1.7	−0.06	0.43	0.71	0.28
1999/7/21	21 days	晴	27.9	1.57	1.44	−0.13	0.095	0.108	0.013	1.98	2.77	0.79	1.75	1.74	−0.01	0.23	1.03	0.8
1999/7/22	artificial flood																	
1999/7/23	1 day	晴	27.8	1.45	1.24	−0.21	0.095	0.082	−0.013	1.56	1.18	−0.38	0.98	1.06	0.08	0.58	0.12	−0.46
1999/7/25	3 days	曇	27.1	1.57	1.33	−0.24	0.101	0.088	−0.013	1.43	1.26	−0.17	1.07	0.93	−0.14	0.36	0.33	−0.03
1999/7/29	7 days	曇	25.6	1.67	1.62	−0.05	0.106	0.094	−0.012	1.46	1.24	−0.22	1.21	1.05	−0.16	0.25	0.19	−0.06
1999/8/5	14 days	晴	26.9	1.87	1.31	−0.56	0.098	0.107	0.009	1.62	1.53	−0.09	1.45	1.12	−0.33	0.17	0.41	0.24
1999/8/12	21 days	雨	27	1.52	1.5	−0.02	0.102	0.094	−0.008	1.36	1.09	−0.27	1.12	1.09	−0.03	0.24	0	−0.24

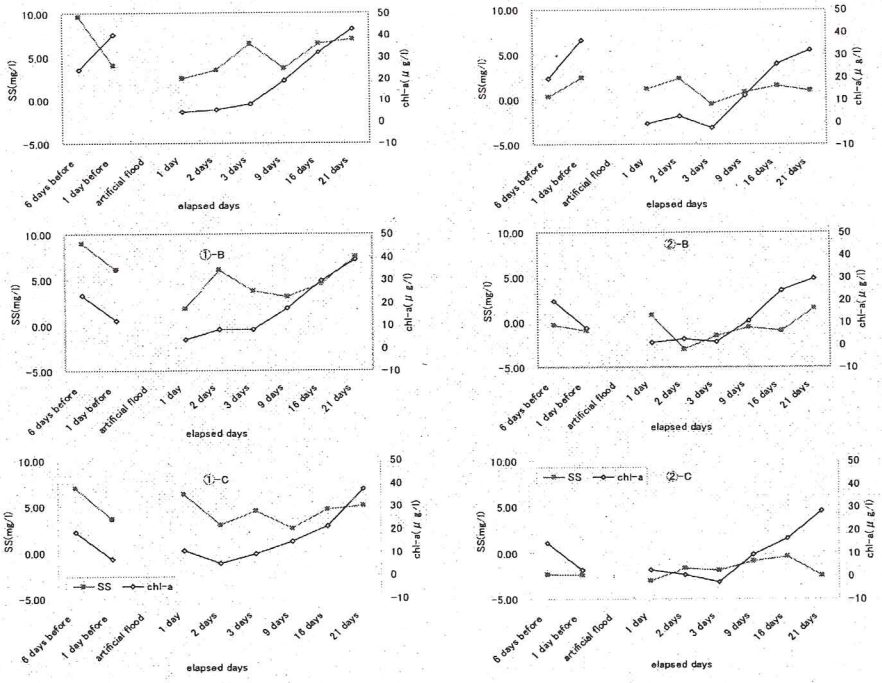
実験河川B	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD		
			℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD
1999/7/1	artificial flood																	
1999/7/2	1 day	曇	23.8	2.45	2.37	−0.08	0.077	0.067	−0.01	1.6	1.51	−0.09	1.45	1.34	−0.11	0.15	0.17	0.02
1999/7/4	3 days	晴	25	2.02	1.8	−0.22	0.095	0.09	−0.005	1.52	1.29	−0.23	1.24	1.19	−0.05	0.28	0.1	−0.18
1999/7/8	7 days	晴	26	2.42	2.13	−0.29	0.112	0.105	−0.007	1.89	1.53	−0.36	1.38	1.19	−0.19	0.51	0.34	−0.17
1999/7/15	14 days	晴	27.8	1.61	1.45	−0.16	0.117	0.112	−0.005	2.32	1.96	−0.36	1.5	1.61	0.11	0.82	0.35	−0.47
1999/7/21	21 days	晴	28	1.49	1.32	−0.17	0.082	0.109	0.027	1.63	2.32	0.69	1.59	1.44	−0.15	0.04	0.88	0.84
1999/7/22	artificial flood																	
1999/7/23	1 day	晴	27.8	1.41	1.19	−0.22	0.099	0.08	−0.019	1.56	1.32	−0.24	1.07	1.13	0.06	0.49	0.19	−0.3
1999/7/25	3 days	曇	27.2	1.63	1.33	−0.3	0.104	0.086	−0.018	1.4	1.17	−0.23	1.18	1.01	−0.17	0.22	0.16	−0.06
1999/7/29	7 days	曇	25.8	1.64	1.38	−0.26	0.105	0.098	−0.007	1.21	1.05	−0.16	0.97	0.75	−0.22	0.24	0.3	0.06
1999/8/5	14 days	晴	27.3	1.37	1.23	−0.14	0.104	0.091	−0.013	1.43	1.67	0.24	1.05	1.07	0.02	0.38	0.6	0.22
1999/8/12	21 days	雨	28.1	1.53	1.45	−0.08	0.099	0.104	0.005	1.3	1.09	−0.21	0.9	0.98	0.08	0.4	0.11	−0.29

実験河川C	経過日数	天候	水温	T-N			T-P			BOD			D-BOD			P-BOD		
			℃	上流	下流	ΔT-N	上流	下流	ΔT-P	上流	下流	ΔBOD	上流	下流	ΔD-BOD	上流	下流	ΔP-BOD
1999/7/1	artificial flood																	
1999/7/2	1 day	曇	24	2.47	2.35	−0.12	0.078	0.071	−0.007	1.37	1.32	−0.05	1.21	1.21	0	0.16	0.11	−0.05
1999/7/4	3 days	晴	24.6	1.95	1.91	−0.04	0.096	0.099	0.003	1.34	1.24	−0.1	1.19	1.16	−0.03	0.15	0.08	−0.07
1999/7/8	7 days	晴	26	2.42	2.2	−0.22	0.107	0.105	−0.002	1.78	2.17	0.39	1.61	1.57	−0.04	0.17	0.6	0.43
1999/7/15	14 days	晴	27.8	1.71	1.54	−0.17	0.12	0.117	−0.003	2.11	2.15	0.04	1.43	1.52	0.09	0.68	0.63	−0.05
1999/7/21	21 days	晴	28	1.57	1.37	−0.2	0.094	0.101	0.007	1.75	1.82	0.07	1.39	1.66	0.27	0.36	0.16	−0.2
1999/7/22	artificial flood																	
1999/7/23	1 day	晴	27.9	1.39	1.23	−0.16	0.092	0.083	−0.009	1.3	1.22	−0.08	1.04	1.15	0.11	0.26	0.07	−0.19
1999/7/25	3 days	曇	27	1.63	1.37	−0.26	0.109	0.085	−0.024	1.43	1.14	−0.29	1.26	0.89	−0.37	0.17	0.25	0.08
1999/7/29	7 days	曇	26	1.58	1.48	−0.1	0.104	0.102	−0.002	1.16	1.29	0.13	1.06	1.16	0.1	0.1	0.13	0.03
1999/8/5	14 days	晴	27.4	1.43	1.24	−0.19	0.087	0.101	0.014	1.44	1.56	0.12	1.28	0.99	−0.29	0.16	0.57	0.41
1999/8/12	21 days	雨	27.8	1.58	1.4	−0.18	0.102	0.094	−0.008	1.09	1.12	0.03	0.96	0.93	−0.03	0.13	0.19	0.06



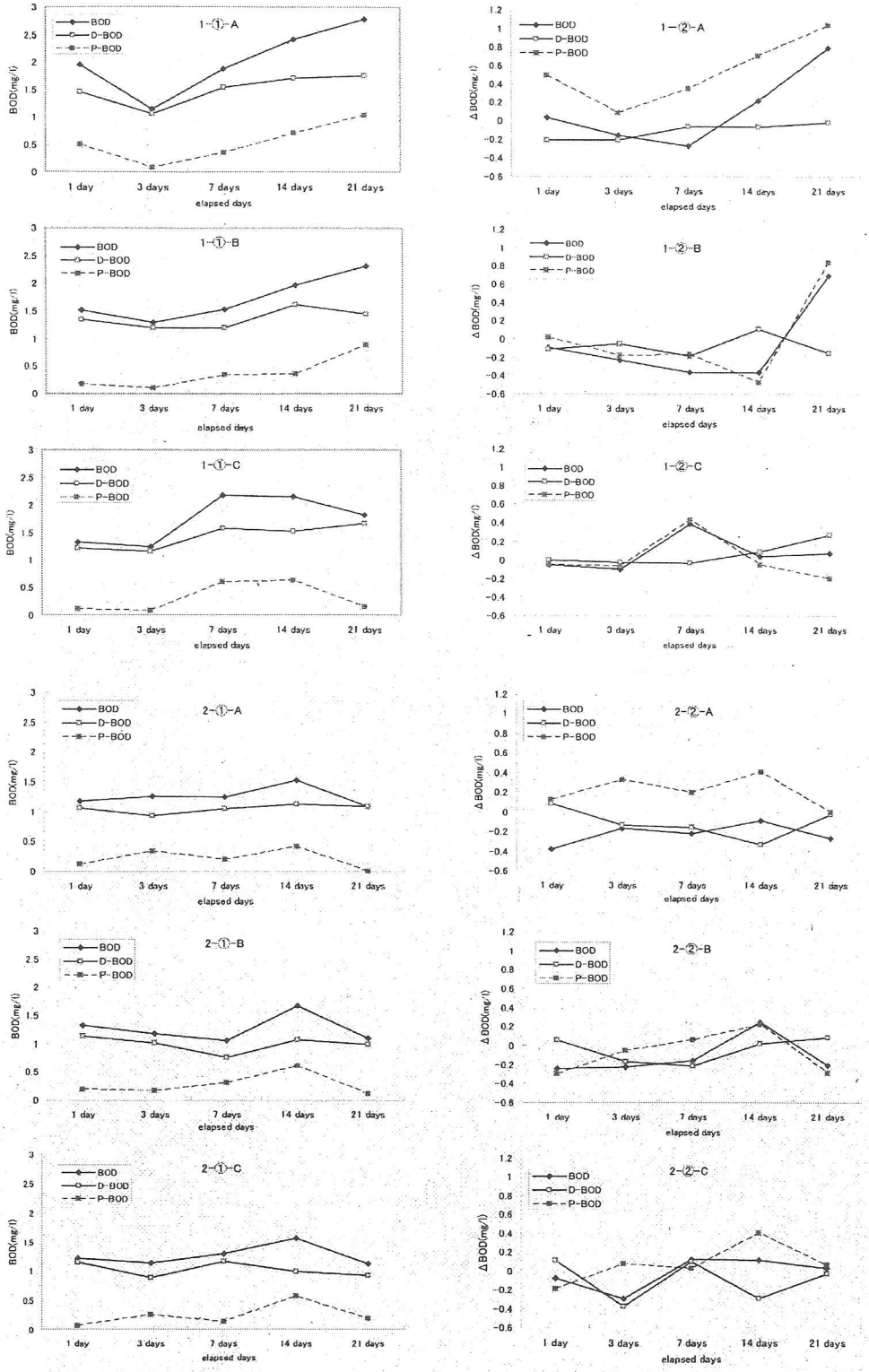
実験河川A,B,Cにおける BOD,D-BOD,P-BOD の出水前後の経日変化を示す．図中の①が下流地点における測定値を，②が下流地点－上流地点の値を，括弧内の英字が実験河川を示す．

図 4.1.2(1)　1999 年冬期における出水前後の BOD 等の経日変化



実験河川A,B,Cにおける BOD,D-BOD,P-BOD の出水前後の経日変化を示す．図中の①が下流地点における測定値を，②が下流地点－上流地点の値を，括弧内の英字が実験河川を示す．

図 4.1.2(2)　1999 年冬期における出水前後の SS，chl-a の経日変化



実験河川A,B,CにおけるBOD,D-BOD,P-BODの出水後の経日変化を示す．図中の1が1999/7/2-7/21,2が7/23-8/12を，①が下流地点における測定値を，②が下流地点－上流地点の値を，英字が実験河川を示す．

図 4.1.3　1999 年夏期における出水後の BOD 等の経日変化

4．1．3　実験河川における生産速度と出水との変化

（1）　はじめに

河川における自濁作用は，河川のある区間における内部生産に伴う付着藻類の生産量と付着藻類の現存量変化量との差として表現できる．しかし，流水における一次生産量を正確に測定することは技術的に難しいため，流下する chl-a や粒子性有機物量を測定する試みが多く行われてきた．この方法をある区間の上下流端の２地点に適用し，その収支を計算すると原理的に当該区間の自濁作用の大きさを把握できることになるが，長期間継続して測定を行い，分析を実施することは労力的，経済的に大きな負担となる．また，自濁作用そのものが把握できたとしても，生産量と現存量の実態が未解明なまま残されているため，付着藻類が生産され剥離に至るプロセスを解明するための材料とはならない．

本課題では，実験河川を用いて溶存酸素を連続観測することにより流水の一次生産を直接測定し，出水後にこれがどのように回復するかの把握を試みた．一次生産は，２地点間における水塊の溶存酸素の変化量が再曝気量，呼吸量及び一次生産量とバランスすることから，夜間一次生産量がゼロの時間帯で再曝気量と呼吸量を推定し，この結果を昼間に当てはめることにより，一次生産量を推定する．

なお，出水後の一次生産の回復過程の把握を試みた研究は幾つか見られるが，いずれも bed-moving （河床礫が移動する流量）を対象としたものであり，本研究のような流水のみにより付着藻類が剥離する場合を対象とした研究は見当たらない[10),11)]

（2）　方法

①　方法の概要

一次生産量の推定は実験河川Ｂ及びＣを上流区間，中流区間，下流区間の３区間に分割し，各区間の上流，下流２地点間の溶存酸素濃度を連続観測することにより行った．具体的には夜間の２地点間の溶存酸素濃度を測定し，ここから再曝気係数を推定し，この値を用いて昼間の光合成速度と呼吸速度の推定を行った．以下に再曝気係数の推定方法及びこれを用いた光合成速度と呼吸速度の推定方法について記す．

②　再曝気係数の推定

１）実験条件

再曝気係数の測定は実験河川Ｂ及びＢの全川で実施した．両実験河川を３つの区間に分割し，上流，上中流，中下流，下流の４地点で溶存酸素濃度の測定等を行った．今後，実験河川Ｂの上流から下流に向かってB1，B2，B3，B4 とし，実験河川Ｃの上流から下流に向かって同様に C1，C2，C3，C4 と呼ぶことにする（図 4.1.1）．また，B1（C1）～B2（C2）を上流区間，B2（C2）～B3（C3）を中流区間，B3（C3）～B4（C4）を下流区間と呼ぶ．上流区間及び下流区間の平均河床勾配は 1/280 程度であり，中流区間の平均河床勾配は 1/800 である．河床材料は上流，下流区間は礫を主体とする砂礫より構成され，中流区間は砂を主体とする砂礫より構成されている．

実験期間は 2003 年 6 月 4 日 12 時頃～10 日 12 時頃で，再曝気係数の測定はこの期間中の夜間（それぞれ 21 時～翌朝 3 時）に実施した．実験期間中は常時 0.1m³/s の水を安定して供給した．なお，実験時間中に降雨はなく，再曝気係数を測定した夜間の風速は平均値で 1m/s～2m/s と大きな変化は見られなかった．

２）流下時間の測定

流下時間の測定は，トレーサーとして塩化リチウム(10W/V%)溶液２ﾘｯﾄﾙを上流（B1 地点）から一気に投

入し，B2 地点，B3 地点，B4 地点の流心，表層で採水を行い，その濃度変化を把握することにより行った．B2 地点における採水はトレーサー投入 4 分後から，B3 地点における採水は投入後 30 分後から，B4 地点における採水は 40 分後から行い，最初は 2 分間隔，その後順次採水間隔を長くして最大 10 分間隔で行った．採水は B2 地点でトレーサー投入後 1 時間 40 分後，B3 地点は 2 時間 30 分後，B4 地点は 3 時間後まで実施した．流下時間は，本測定結果からセントロイド時間を算出し，これを用いた．なお，実験河川 C は実験河川 B とほぼ同様の形状を有していること，また，同一流量を供給していることから，ここでは，実験河川 B における流下時間を実験河川 C に適用することとした．

3）溶存酸素の測定

溶存酸素及び水温の測定はで自動観測式の溶存酸素計で行った．溶存酸素計はアレック電子（株）製 COMPACT-DOW（ガルバニ電極式）で，これを河床に垂直に埋め込んで設置し，センサー部分が河床から約 3cm 突き出るように設置した．

測定は 10 分間隔に行い，0.5 秒間隔で 10 回測定したデータを，実験終了後に平均化して用いた．なお，溶存酸素計は，回収後には溶存酸素飽和水にて校正を行った．また，回収時にウィンクラーアジ化ナトリウム法によって同一地点で溶存酸素の測定を行い，溶存酸素計の測定精度を確認した．また，溶存酸素計の設置時と回収時に棒状水銀温度計にて水温の測定を行い，溶存酸素計の水温測定精度を確認した．

4）再曝気係数の推定方法

再曝気係数の推定は，夜間日射が全くない時間帯（21 時より翌日 3 時）において 2 地点間（B1 地点と B2 地点）で酸素収支法を適用することにより推定した。光合成による酸素供給がなく，流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素収支式は式(1)のように表現できる。

$$h\frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 X_{org} + K_2 h(X^*_{DO} - X_{DO}) \qquad (1)$$

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = -K_1 \frac{X_{org}}{h} + K_2 (X^*_{DO} - X_{DO}) \qquad (1)'$$

ここに，

K_1 : 呼吸速度を示す係数（ 呼吸速度係数）(h_r^{-1})

K_2 : 再爆気係数 (h_r^{-1})

X_{org} : 呼吸速度に関わる基質 量$(mg \cdot m^{-2})$

X_{DO} : 容存酸素濃度 $(g \cdot m^{-3})$，X^*_{DO} : 飽和容存酸素濃度 $(g \cdot m^{-3})$

h : 水深(m)，t : 時間(h_r)

式(1)右辺第 1 項は単位面積当たりの水柱内に生息する生物群集の呼吸に伴う酸素消費速度を示す．一般に K_1 は脱酸素係数と定義され，水中の浮遊性有機物量に対する酸素消費速度を示す係数として扱われる．しかし，ここでは，浮遊性有機物だけでなく河床に存在する有機物も呼吸基質と考え，消費される酸素量も対象とすることから，呼吸速度係数と呼称する．また，基質量は単位面積当たりの水柱内に存在する有機物量として定義する．右辺第 2 項は大気と水柱水面との単位面積当たりの酸素移動速度を示す．

呼吸速度係数は溶存酸素濃度，水温，Ph 等様々な要素に影響を受けると考えられるが，ここでは，K_1 の温度依存性だけを考慮し，温度影響係数を有機物の分解に関する一般的な値として 1.047 を用いる [12]。また，また，右辺第 2 項の再曝気係数にも温度依存性があることを考慮し，温度影響係数として 1.024 を用いる [13]

式(1)' 右辺第 1 項 $= -\dfrac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h} X_{org}$ (2)

ここに、K_1^{20} : 水温 20℃の場合の呼吸速度係 数(h_r^{-1}),

θ_1 : 温度影響係数 (1.047)

式(1)' 右辺第 2 項 $= K_2^{20}\theta_2^{(T-20)}(X^*_{DO} - X_{DO})$ (3)

ここに、K_2^{20} : 水温20℃の場合の再爆気係数、θ_2 : 温度影響係数(1.024)

式(2)と式(3)を式(1)'に代入し，水柱が時刻 t_1，時刻 t_2 で上流地点（B1 地点）と下流地点（B2 地点）を通過

するとし，式(1)'を時刻 t_1 から時刻 t_2 まで積分する．

$$\int_{t_1}^{t_2}\frac{dX_{DO}}{dt}dt=-\int_{t_1}^{t_2}\frac{K_1^{20}\theta_1^{(t-20)}}{h}X_{org}dt+\int_{t_1}^{t_2}K_2^{20}\theta_2^{(t-20)}(X_{DO}^{*}-X_{DO})dt \qquad (4)$$

ここで，両地点間の水柱の流下時間が短く時刻 t_1，時刻 t_2 における水温変化が小さいとして，両地点間を流下する水柱の水温を以下の式で与える．

$$\overline{T}=\frac{T(t_1)+T(t_2)}{2} \qquad (5)$$

また，時刻 t_1，時刻 t_2 における溶存酸素濃度が時間的に線形で変化するとして，

$$X_{DO}=\frac{\left[X_{DO}(t_2)-X_{DO}(t_1)\right]t+X_{DO}(t_1)t_2-X_{DO}(t_2)t_1}{t_2-t_1} \qquad (6)$$

ここで、$\Delta X_{DO}=X_{DO}(t_2)-X_{DO}(t_1)$，　$t_1=0$，　$t_2=t_e$，　$\Delta t=t_2-t_1$　と置き換え，
水深hが流下方向に一定とすると，

$$\text{式(5)左辺}=X_{DO}(t_2)-X_{DO}(t_1)=\Delta X_{DO}=L \qquad (7)$$

$$\text{式(4)右辺第１項}=-\frac{K_1^{20}\theta_1^{(T-20)}}{h}\int_0^{t_e}X_{org}dt=-\frac{K_1^{20}}{h\Delta t}\int_0^{t_e}X_{org}dtR_1 \qquad (8)$$

$$\text{ここに、}R_1=\theta_1^{(T-20)}\Delta t \qquad (9)$$

$$\text{式(4)右辺第２項}=K_2^{20}\theta_2^{(T-20)}\left[X_{DO}^{*}-\frac{\left\{X_{DO}(t_e)+X_{DO}(0)\right\}}{2}\right]\Delta t=K_2^{20}R_2 \qquad (10)$$

$$\text{ここに、}R_2=\theta_2^{(T-20)}\left[X_{DO}^{*}-\frac{\left\{X_{DO}(t_e)+X_{DO}(0)\right\}}{2}\right]\Delta t \qquad (11)$$

となり，式(4)は最終的に式(12)で表現できる．

$$\frac{L}{R_1}=\frac{R_2}{R_1}K_2^{20}-K_1^{20}C \qquad (12)$$

$$\text{ここに，}C=\frac{\int_0^{t_e}X_{org}dt}{h\Delta t}\quad(mg\cdot m^{-3})$$

式(12)中の Cは単位面積当たりの水柱が２地点間を流下する際に含まれる呼吸基質量を単位体積当たりで示したものであり（以後，平均呼吸基質濃度と呼ぶ），呼吸速度係数と平均呼吸基質濃度との積は摂氏 20℃における１時間当たりの呼吸量を示す（以下，基準呼吸速度と呼ぶ）．Cが時間的に変化しないと仮定すると，20℃における再曝気係数及び基準呼吸速度は最小二乗法の解として得ることができる．具体的には，10 分間隔で測定した上流地点の溶存酸素濃度及び水温と流下時間経過後の下流地点の溶存存酸素濃度と水温から各

夜間（21時から翌朝3時）について，20℃における再曝気係数と基準呼吸速度を求めることとする．なお，一夜間における両値は時間的に変化しないが，異なる夜間における両値は変化するとものとして取り扱う．

③　光合成速度の推定方法と回復過程の定量化

光合成速度の推定は，夜間において再曝気係数及び基準呼吸速度から再曝気量と呼吸量を求め，昼間において2地点間のΔX_{DO}から当該区間の再曝気量及び呼吸量を減じて行った．ここで，21時から翌日3時までの再曝気係数及び基準呼吸速度は一定値として扱い，翌日3時から翌日21時までの昼間の値は，翌日21時から翌々日3時における一定値まで線形的に変化するものとして取り扱った．流下する単位面積当たりの水柱に沿った酸素消費を単位体積当たりの水体について示すと以下のようになる[5)]

$$\frac{dX_{DO}}{dt} = \frac{GP}{h} - \frac{R}{h} + D \tag{13}$$

ここに，

X_{DO}：単位体積当たりの溶存酸素量$(g \cdot m^{-3})$

GP：単位面積当たりの総生産速度$(g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1})$

R：単位面積当たりの呼吸速度$(g \cdot m^{-2} \cdot hr^{-1})$

D：単位体積当たりの再曝気量$(g \cdot m^{-3} \cdot hr^{-1})$

式(13)の各項が実験河川の縦断方向に変化しないとして上流地点（B1地点）から下流地点(B2)まで式(12)を代入して積分し，単位時間・単位面積当たりの総生産量に変換すると以下の式が得られる．

$$GP = \left(\frac{L}{\Delta t} - \frac{R_2 K_2^{20}}{\Delta t} + \frac{K_1 R_1 C}{\Delta t} \right) h \tag{14}$$

また，同様に純生産量NPは以下の式で表すことができる．

$$NP = GP - \frac{k_1 R_1 C}{\Delta t} h \tag{15}$$

（3） 結果

① 流下時間

各地点間の流下時間を明らかにするため，各地点におけるリチウム濃度を縦軸に，上流地点(B1)におけるリチウムの投入時刻をゼロとした経過時間を横軸にして示す（図 4.1.1）．リチウム濃度の最大値は B1 地点で 18 分後，B3 地点で 60 分，B4 地点で 144 分に見られ，その後徐々に減少した．本結果から，リチウム濃度の時間変化に関するセントロイド時間を計算するとそれぞれ 26 分，80 分，109 分となり，上流区間の流下時間は 26 分，中流区間は 54 分，下流区間は 29 分となった．

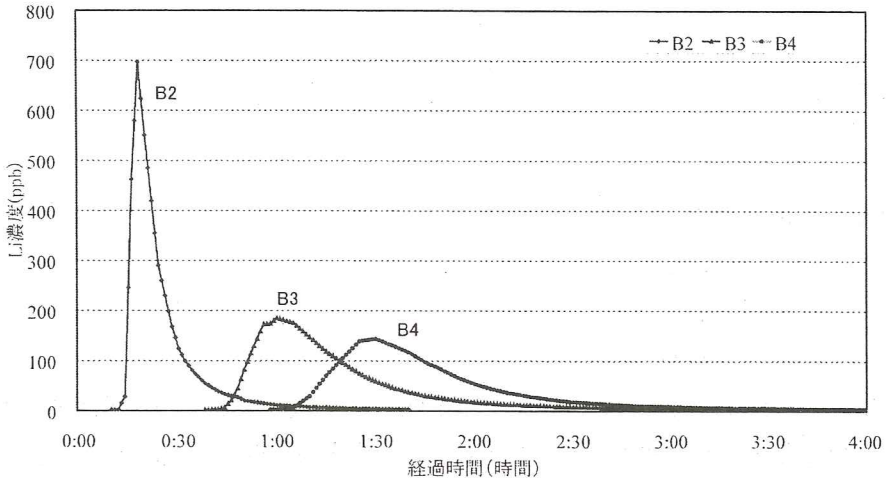


図 4.1.4 実験河川 B に B2, B3, B4 地点におけるリチウム濃度時間変化

② 溶存酸素濃度及び水温の時間変化

1）上流区間

実験河川 B 及び実験河川 C の上流区間における溶存酸素濃度及び水温の時間変化を示す(図 4.1.5.B,C)．溶存酸素濃度の時間変化は，最上流地点（B1，C1）と下流地点（B2，C2）で 1 日を周期とした変動が見られる．また，実験河川 B 及び C の溶存酸素及び水温の経日変化はほぼ同様の変化を示している．

最上流地点では 6 時～12 時の間に最低値，18 時～24 時の間に最高値を示し，下流地点では 6 時頃に最低値を，15 時頃に最高値を示す．再曝気係数の推定に用いた時間帯である 21 時から翌朝 3 時までは上流地点の値が高く，下流地点の値が低く，水塊は流下するにつれて溶存酸素を減少させていくことが解る．水温も溶存酸素濃度同様 1 日を周期とした変動を示すが，上流地点と下流地点の水温差は概ね 1℃以内であり，再曝気係数を推定した 21 時から翌朝 3 時における水温差は昼間と比較して小さい．

ウィンクラー法に基づく溶存酸素濃度及び棒状温度計による水温と溶存酸素計による測定値との差は、溶存酸素濃度は最大で 0.4mg/l、水温は最大で 0.2℃であった（表 4.1.2）

次に，上流地点を通過した水塊が下流地点に達したときの水温，溶存酸素濃度の変化を明らかにするため，ある測定時刻における上流地点での水温，溶存酸素濃度を，この時刻に対して流下時間 26 分後の下流地点での水温，溶存酸素濃度から差し引き，ΔX_{DO} 及び ΔT として，経過時間を横軸にして示した(図 4.1.6.B,C)．なお，下流地点では 10 分間隔の測定値しかないため，26 分後の値は 20 分後及び 30 分後の測定値が線形的

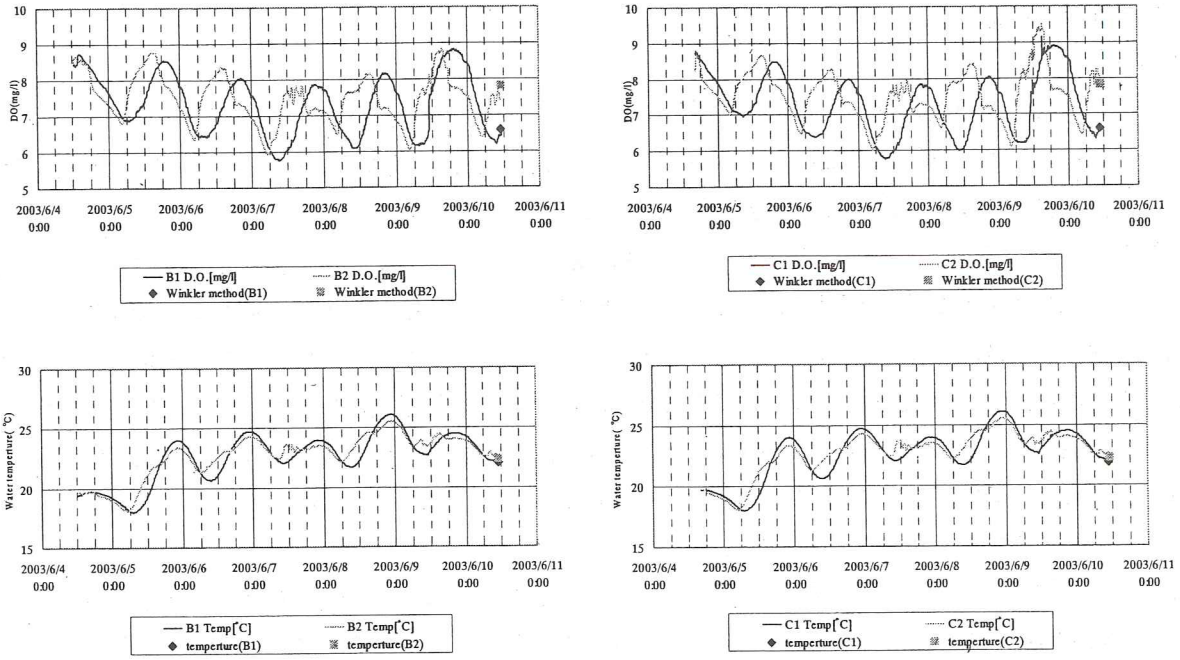


図 4.1.5.B（左）及び C（右）　上流区間における溶存酸素濃度（左）及び水温（右）の時間変化

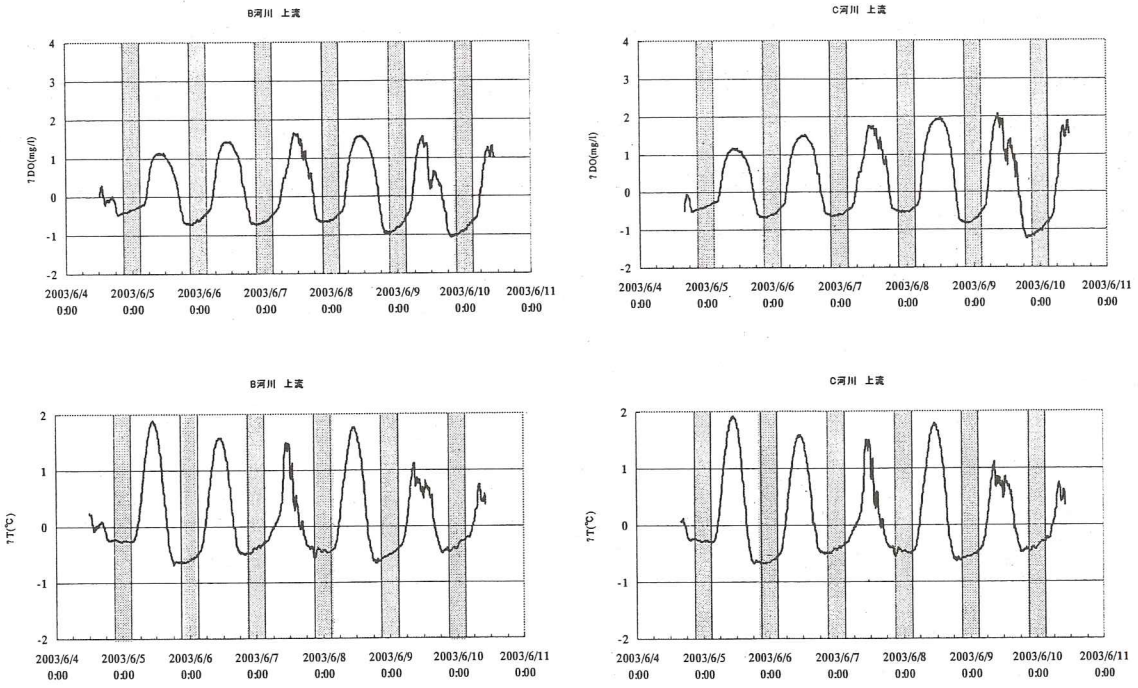


図 4.1.6.B（左）及び C（右）　上流区間における上流・下流地点における
溶存酸素濃度差（左）及び水温差（右）の時間変化

に変化すると仮定して算出した．溶存酸素濃度差は 21 時から翌日 3 時（図中のシェードした部分）までは全てマイナスの値を取り，その絶対値は 0.2(mg/l)から 1(mg/l)程度である．また，測定期間後期になるにつれて絶対値が大きくなる傾向が見られる．一方，水温の差は正午頃にﾋﾟｰｸとなり，6 時頃及び 18 時頃に低くなる傾向を示す．21 時～翌朝 3 時までの水温差（シェードした部分）は日中と比較すると小さく，その最大

値は概ね0.5℃である．

2）中流区間

中流区間における溶存酸素濃度及び水温の時間変化を示す（図 4.1.7.B,C）．溶存酸素濃度の時間変化は，中上流地点（B2，C2）と中下流地点（B3，C3）で1日を周期とした変動が見られる．両実験河川における水温の経日変化傾向はよく一致するが，溶存酸素濃度は実験河川Bの B3 において，実験河川 C よりも若干大きい傾向が見られる．中上流地点では 6 時前に最低値を，12～15 時頃に最高値を示す．再曝気係数の推定に用いた時間帯である21時から翌朝3時までは中上流地点が高く，中下流地点の値が低く傾向にあるが，その差は上流区間（B1～B2，C1～C2）と比べて小さい．水温も溶存酸素濃度同様1日を周期とした変動を示すが，中上流地点と中下流地点の水温差は概ね 1℃以内であり，再曝気係数を推定した 21 時から翌朝 3 時における水温差は昼間と比較して小さい．ウィンクラー法に基づく溶存酸素濃度及び棒状温度計による水温と溶存酸素計による測定値との差は、B3 地点において，溶存酸素濃度で 0.3mg/l、水温で 0.2℃，C3 地点において溶存酸素濃度で 0.0mg/l，水温で 0.2℃であった（表 4.1.2）

次に，中上流地点を通過した水塊が中下流地点に達したときの水温，溶存酸素濃度の変化を明らかにするため，ある測定時刻における中上流地点での水温，溶存酸素濃度を，この時刻に対して流下時間 54 分後の中下流地点での水温，溶存酸素濃度から差し引き，ΔX_{DO} 及び ΔT として，経過時間を横軸にして示した(図 4.1.8.B,C)．なお，中下流地点では 10 分間隔の測定値しかないため，54 分後の値は 50 分後及び 60 分後の測定値が線形的に変化すると仮定して算出した．溶存酸素濃度は 21 時から翌日 3 時（図中のシェードした部分）までは概ねマイナスの値を取り，その絶対値は上流区間と比べると小さく，かつ，時間的な変化も小さい．一方，水温の差は正午頃にﾋﾟｰｸとなり，6 時頃及び 18 時頃に低くなる傾向を示す．21 時～翌朝 3 時までの水温差（シェードした部分）は日中と比較すると小さく，その最大値は概ね 1℃程度であり，21 時から 3 時に向かって値が減少していくことが解る．

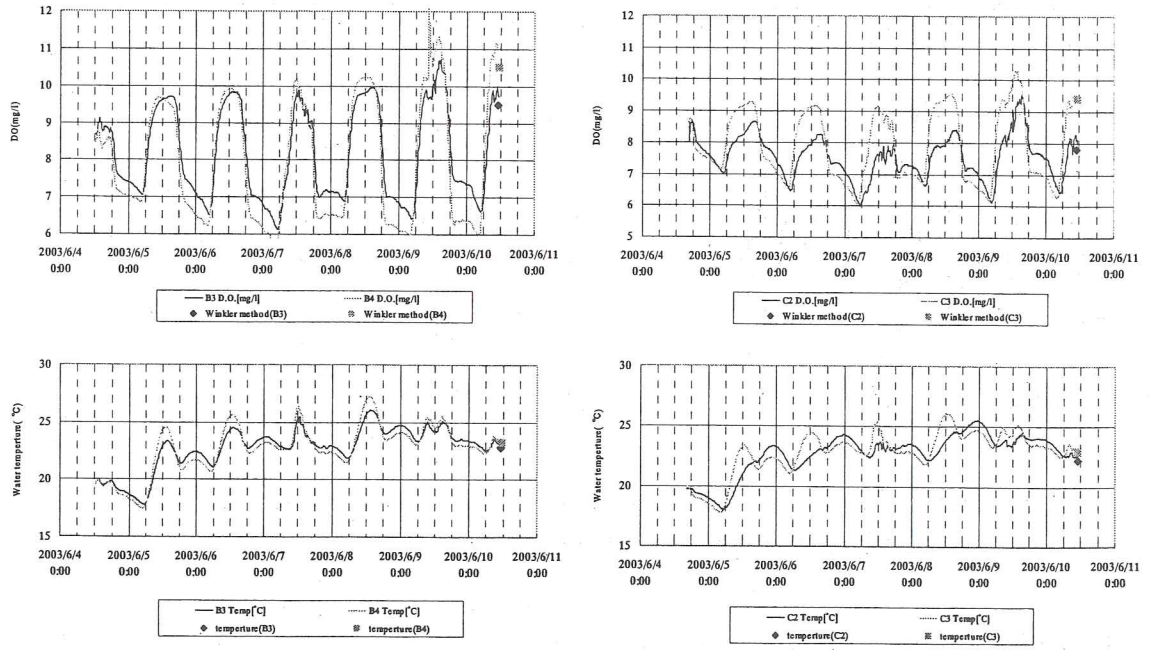


図 4.1.7.B（左）及び C（右）　中流区間における溶存酸素濃度（左）及び水温（右）の時間変化

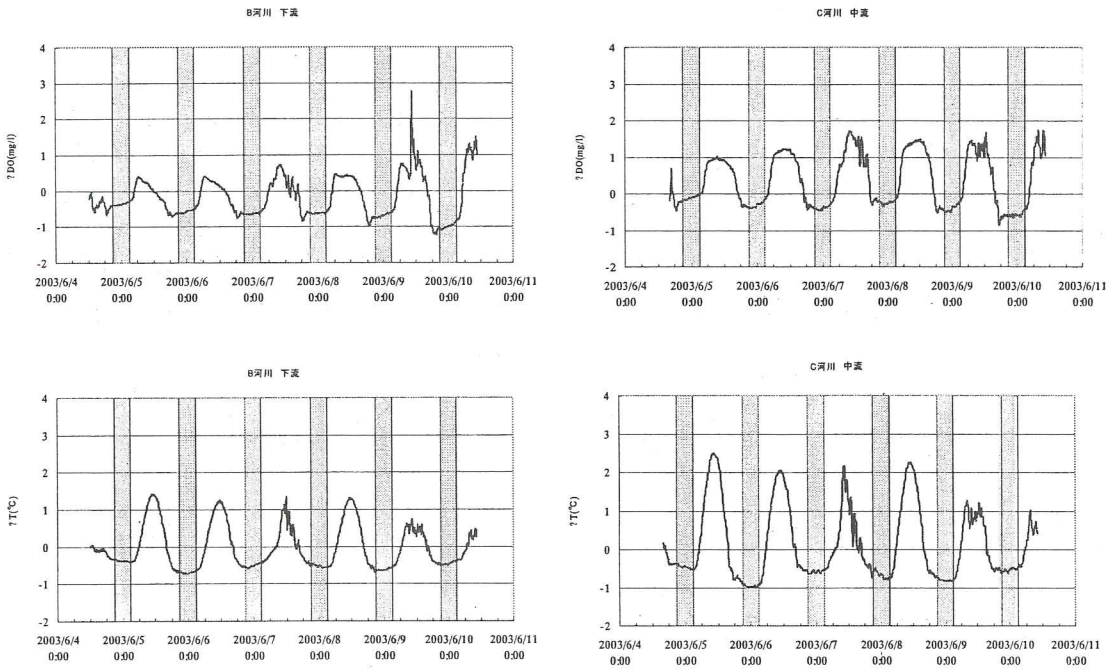


図 4.1.8.B（左）及び C（右）　中流区間における上流・下流地点における
溶存酸素濃度差（左）及び水温差（右）の時間変化

3）下流区間

下流区間における溶存酸素濃度及び水温の時間変化を示す（図 4.1.9.B 及び C）．溶存酸素濃度の時間変化は，中上流地点（B3，C3）と最下流地点（B4，C4）で 1 日を周期とした変動が見られる．両実験河川における水温の経日変化傾向はよく一致するが，溶存酸素濃度は実験河川 B の B4 において，実験河川 C よりも夜間には小さい傾向が見られる．中下流地点，最下流地点とも 6 時前に最低値を，12～15 時頃に最高値を示す．再曝気係数の推定に用いた時間帯である 21 時から翌朝 3 時までは中下流地点が高く，最下流地点の値が低い傾向にあるが，その差は実験河川 B と C で異なり，実験河川 B で大きい．水温も溶存酸素濃度同様 1 日を周期とした変動を示すが，中上流地点と中下流地点の水温差は概ね 1℃以内であり，再曝気係数を推定した 21 時から翌朝 3 時における水温差は昼間と比較して小さい．ウィンクラー法に基づく溶存酸素濃度及び棒状温度計による水温と溶存酸素計による測定値との差は、B4 地点で溶存酸素濃度が 0.5mg/l、水温が 0.0℃，C4 地点で溶存酸素濃度が 0.0mg/l，水温が 0.2℃であった（表 4.1.2）

次に，中下流地点を通過した水塊が最下流地点に達したときの水温，溶存酸素濃度の変化を明らかにするため，ある測定時刻における中下流地点での水温，溶存酸素濃度を，この時刻に対して流下時間 29 分後の中下流地点での水温，溶存酸素濃度から差し引き，ΔX_{DO} 及び ΔT として，経過時間を横軸にして示した（図 4.1.10.B 及び C）．なお，最下流地点では 10 分間隔の測定値しかないため，29 分後の値は 20 分後及び 30 分後の測定値が線形的に変化すると仮定して算出した．水温の差は正午頃にﾋﾟｰｸとなり，6 時頃及び 18 時頃に低くなる傾向を示す．21 時～翌朝 3 時までの水温差（シェードした部分）は日中と比較すると小さく，その最大値は 1℃程度である．一方，溶存酸素濃度は 21 時から翌日 3 時（図中のシェードした部分）までは概ねマイナスの値を取るが，実験河川 B と C で傾向が異なり，実験河川 C では絶対値が 1mg/l を全く上回らないのに対して，実験河川 B では絶対値が 1mg/l を超える場合がある．

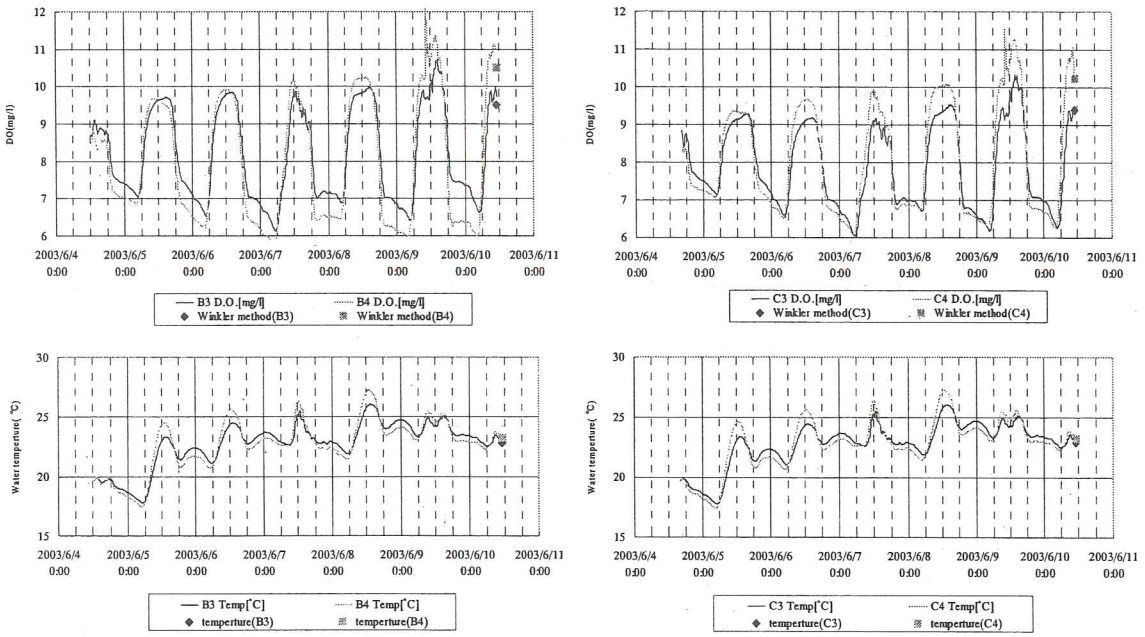


図 4.1.9.B（左）及び C（右）　下流区間における溶存酸素濃度（左）及び水温（右）の時間変化

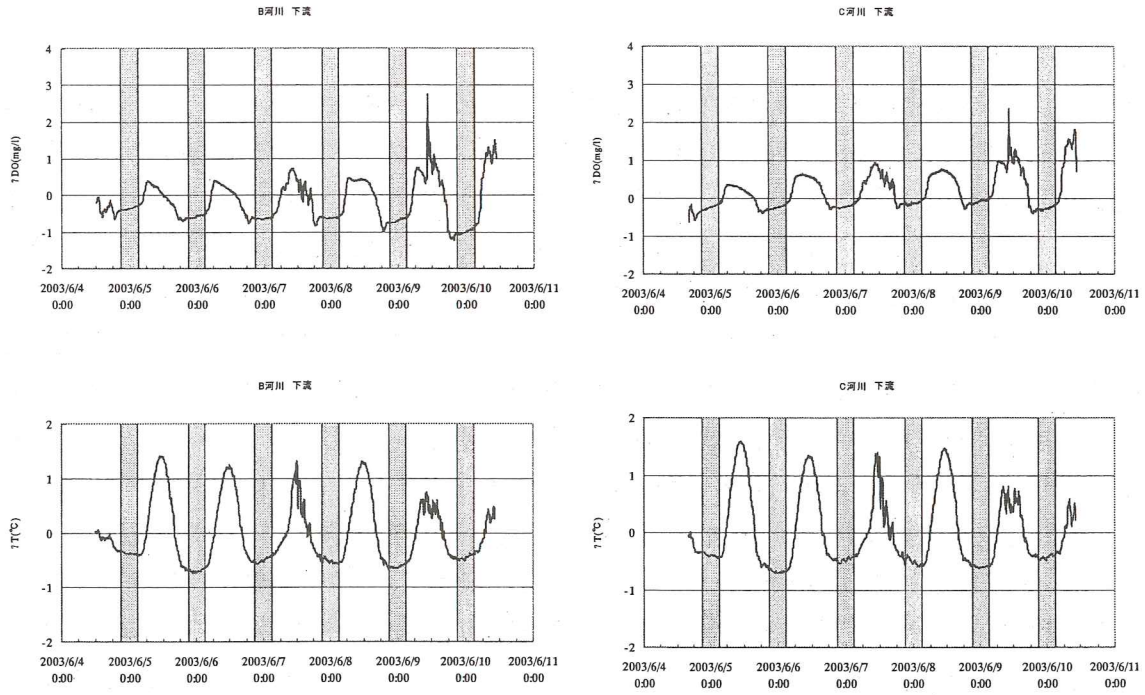


図 4.1.10.B（左）及び C（右）　下流区間における上流・下流地点における
溶存酸素濃度差（左）及び水温差（右）の時間変化

表 4.1.2　表設置型 DO 計とウィンクラー法による分析値及び棒状温度計による測定値の比較

地点	観測日時		DO計(設置型) D.O.[mg/l]	DO%[%]	Temp[℃]	分析値 D.O.[mg/l]	棒状温度計 Temp[℃]
B1	6/10	11:00	6.4	73.5	22.0	6.6	22.0
B2	6/10	11:10	7.4	86.1	22.4	7.8	22.3
B3	6/10	11:20	9.8	114.2	23.0	9.5	22.8
B4	6/10	11:30	11.0	129.0	23.2	10.5	23.2
C1	6/10	11:00	6.5	74.7	22.0	6.6	21.9
C2	6/10	11:10	8.1	93.4	22.4	7.8	22.2
C3	6/10	11:20	9.4	109.6	23.1	9.4	22.9
C4	6/10	11:30	10.2	120.0	23.3	10.2	23.2

③　再曝気係数及び単位時間当たりの再曝気量の経日変化

再曝気係数を推定するため，式(12)に示した L1/R1 と R2/R1 の値を算定し，これを分布図として示す(図 4.1.11.B, C). 分布図は推定する日によって風速等再曝気係数に影響を及ぼす環境条件が異なる可能性があるため，ここでは 21 時～翌日 3 時を 1 つのデータセットとして扱い，結果として，実験期間中 6 つのデータセットに対して再曝気係数を推定することとした．図中には最小 2 乗法に基づく回帰直線を挿入し，併せて回帰式と R^2（決定係数）を示した．なお，(13)式から解るように回帰式中切片の絶対値が再曝気係数の値を示す．上流区間及び中流区間における 6 つのデータセットを対象とした両値の分布はほぼ直線上となり，回帰直線の当てはまり具合も非常に良く，決定係数はいずれも 0.9 以上である．しかし，下流区間では分布が狭く，回帰直線の当てはめが困難な場合があり，決定係数が低下する場合が見られる．これは，下流に流下するにつれて，相対的な上下流地点における溶存酸素濃度の差が小さくなるためである．

算出した再曝気係数の値の日変化を示す(表 4.1.3)．グラフの横軸に付した日付は同日の 21 時から翌日の 3 時の間に算出した再曝気係数であることを示す．再曝気係数の平均値は上流と下流区間で比較的同じ値をとり，かつ，中流区間より大きい値となった．ただし，下流区間における再曝気係数は値のばらつきが大きい．水理条件が似通っている上流，下流区間における 4 つの平均値の平均は 0.49（1/hr）であり，勾配が他の 2 区間より小さい中流区間の 2 つの平均値の平均は 0.31（1/hr）である．

この結果を用いて実験河川 B 及び C の上流、中流、下流区間において再曝気量を計算した（図 4.1.12）．ここでの再曝気量とは、水塊が各区間を流下する際に供給されるみかけの酸素量（実際には大気と交換しているため、ここでは「みかけの酸素量」とした）を各区間の流下時間で除し、1 時間当たりの単位面積当たりの再曝気量として示している。上流区間は下流区間と比較して相対的に溶存酸素濃度のレンジが低く、再曝気量が正となっている。一方、下流区間は日中光合成により溶存酸素濃度が上昇し、飽和溶存酸素濃度を超えると再曝気量が負となる時間帯が発生していることが解る。実験河川 B 及び C の各区間における再曝気量の変化傾向はほぼ同じような傾向を示すが、値そのものには両河川で若干の差が見られる。これは、再曝気係数に両河川で若干の差が見られたこと、また、特に下流区間においては実験河川 B における溶存酸素濃度の時間変動が大きいことに起因している。

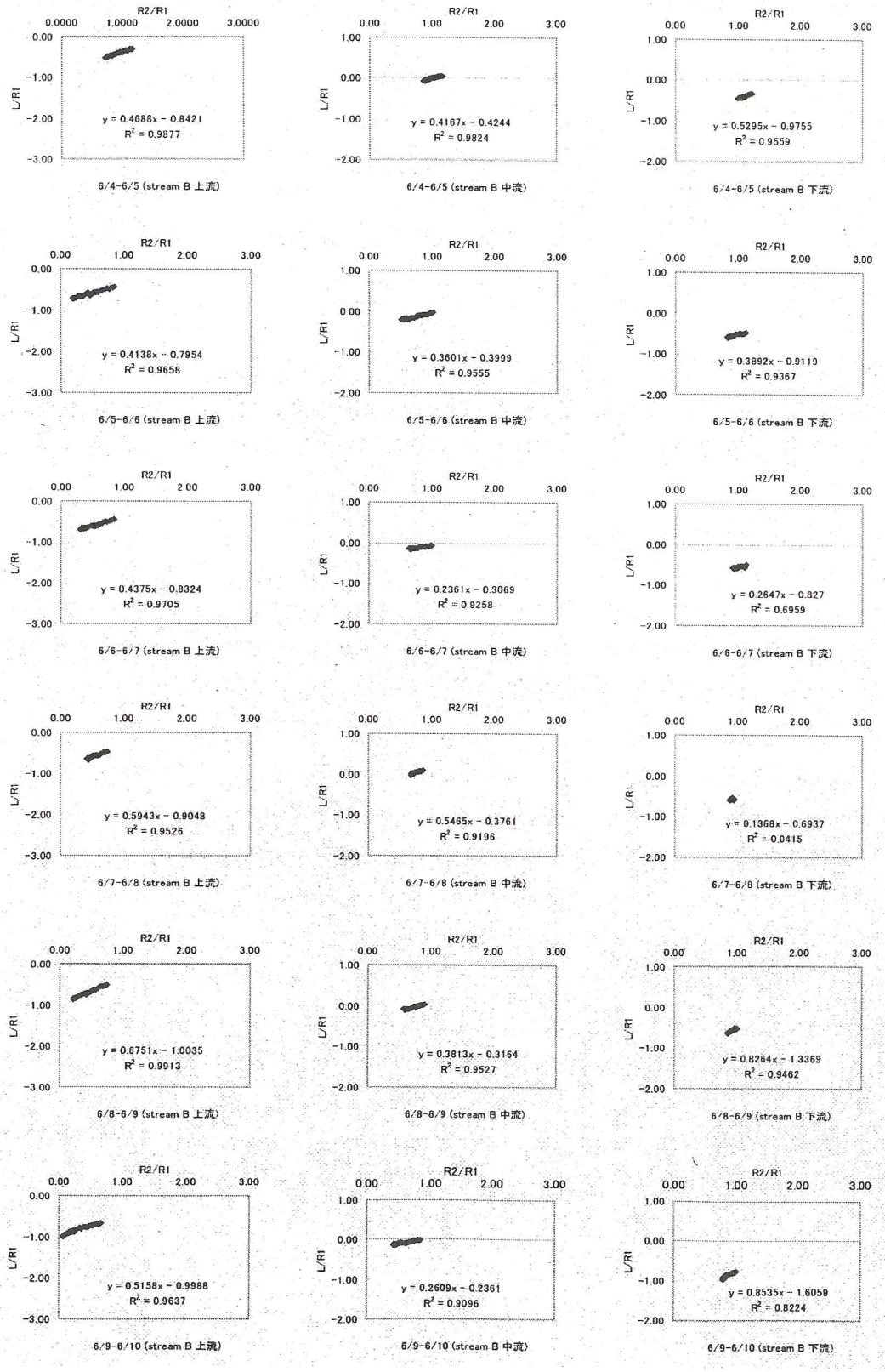


図 4.1.11.B　実験河川 B における L/R1 及び R2/R1 を両軸とした分布図
上流区間（左），中流区間（中），下流区間（右）

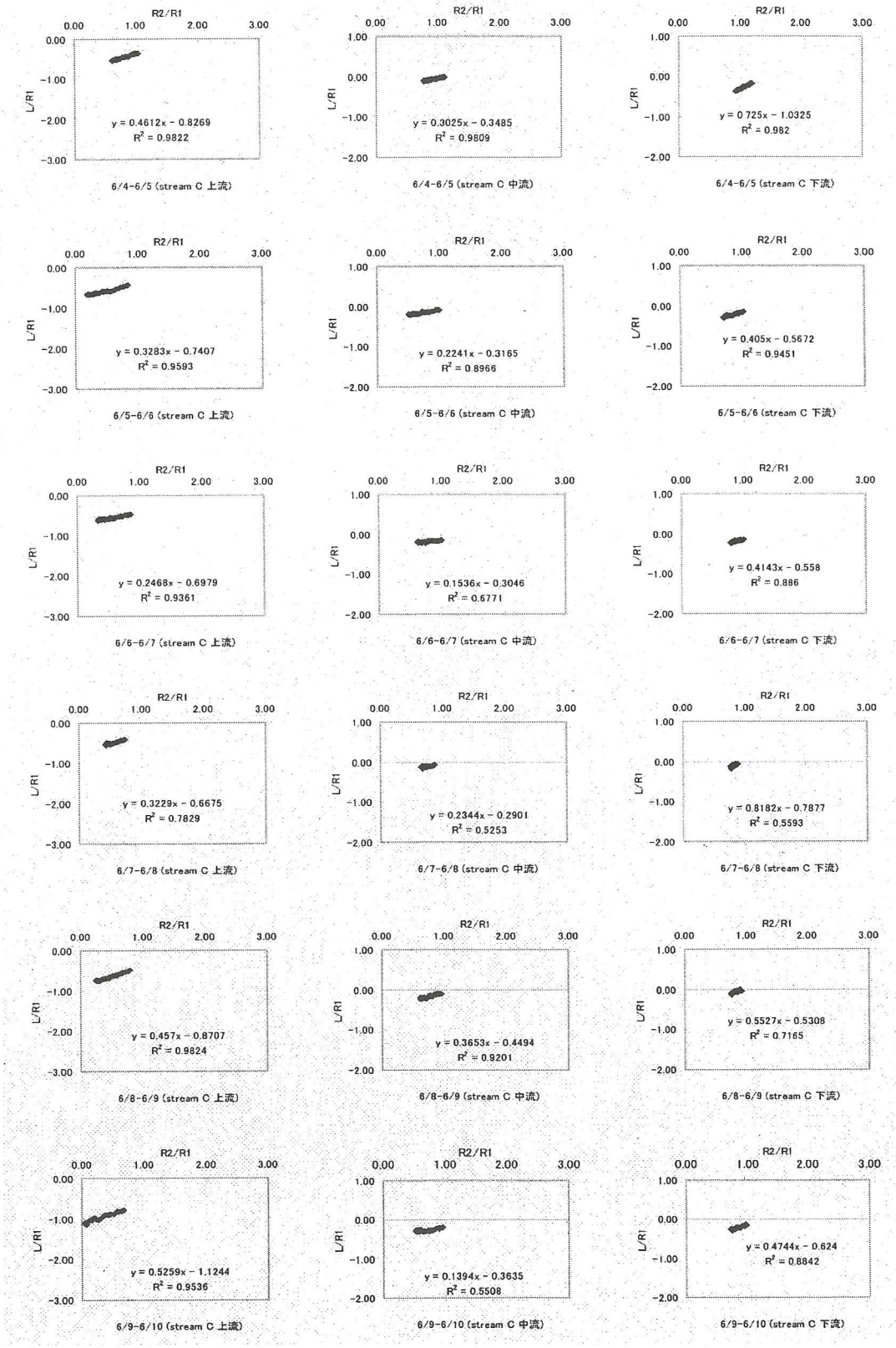


図 4.1.11.C　実験河川 C における L/R1 及び R2/R1 を両軸とした分布図
上流区間（左），中流区間（中），下流区間（右）

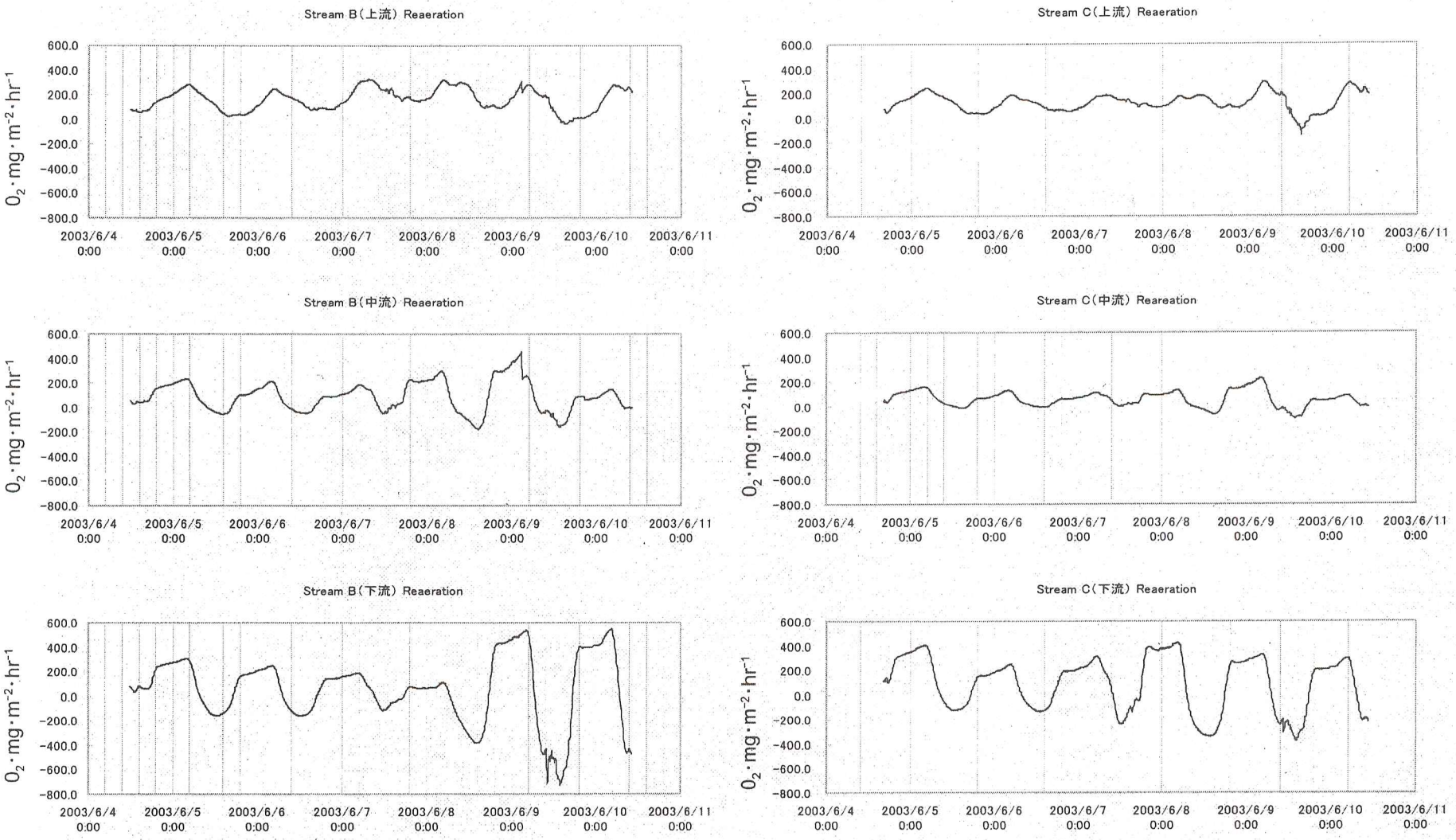


図 4.1.12　実験河川 B 及び C の上流，中流，下流区間における再曝気量

表 4.1.3　上流，中流，下流区間における再曝気係数の経日変化

	Upstream		Midstream		Downstream	
	StreamB	StreamC	StreamB	StreamC	StreamB	StreamC
2003/6/4	0.47	0.46	0.42	0.30	0.53	0.73
2003/6/5	0.41	0.33	0.36	0.22	0.39	0.41
2003/6/6	0.44	0.25	0.24	0.15	0.25	0.41
2003/6/7	0.59	0.32	0.55	0.23	0.14	0.82
2003/6/8	0.68	0.46	0.38	0.37	0.83	0.55
2003/6/9	0.52	0.53	0.26	0.14	0.85	0.47
Average	0.52	0.39	0.37	0.24	0.50	0.56

単位（1/hr）

④　光合成速度、呼吸量及び基礎生産速度の経日変化

出水後の付着藻類相の回復の程度を光合成速度，呼吸量から検討する．まず，光合成速度に影響する実験期間中の全天日射量を示す（図 4.1.13）[14]．６月４日の全天日射量は実験期間中非常に小さな値を示す．また，６月５日と６月８日，６月７日と６月１１日は概ね同程度の最大値を取ることが解る．次に，各区間の光合成速度と生物群集の呼吸量の経日変化を実験河川 B 及び C の各区間について示す（図 4.1.13）．両者とも１時間・単位面積当たりの値として整理してある．総光合成速度は出水実験後徐々に増加する傾向を示すが，両河川とも中流区間での増加の程度が小さく，上流区間と下流区間での増加の程度が大きい．全天日射量の値がほぼ同一は６月５日と６月７日を比較すると，実験河川 B では全ての区間で，実験河川 C では中流区間を除く区間で，６月７日で高い値を示していることが解る．６月７日以降の光合成速度の変化を見ると，それ以前の変化と比較して増加の程度が小さく，実験河川 B 及び C の下流区間以外では大きな変化が見られない．一方，光合成速度を見ると，両河川とも上流区間では出水実験後増加する傾向が認められるが，中流区間ではほぼ一定値で推移することが解る．下流区間では実験河川 B で６月８日から急激に増加する傾向が認められるが，実験河川 C 下流では逆に減少する傾向にある．

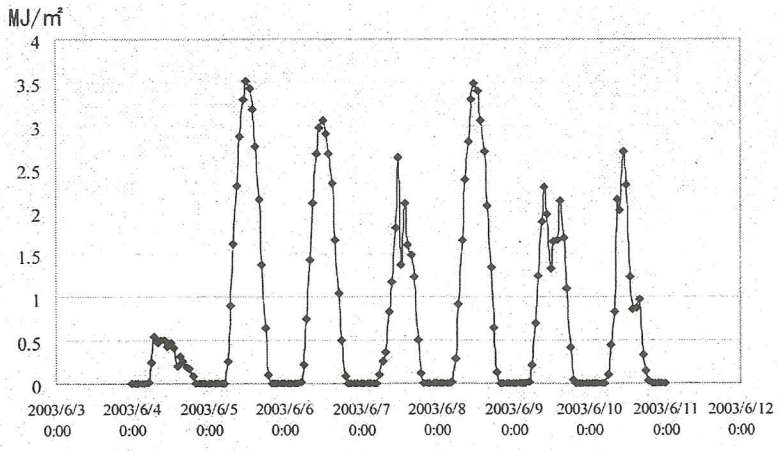


図 4.1.13　実験期間中の全天日射量

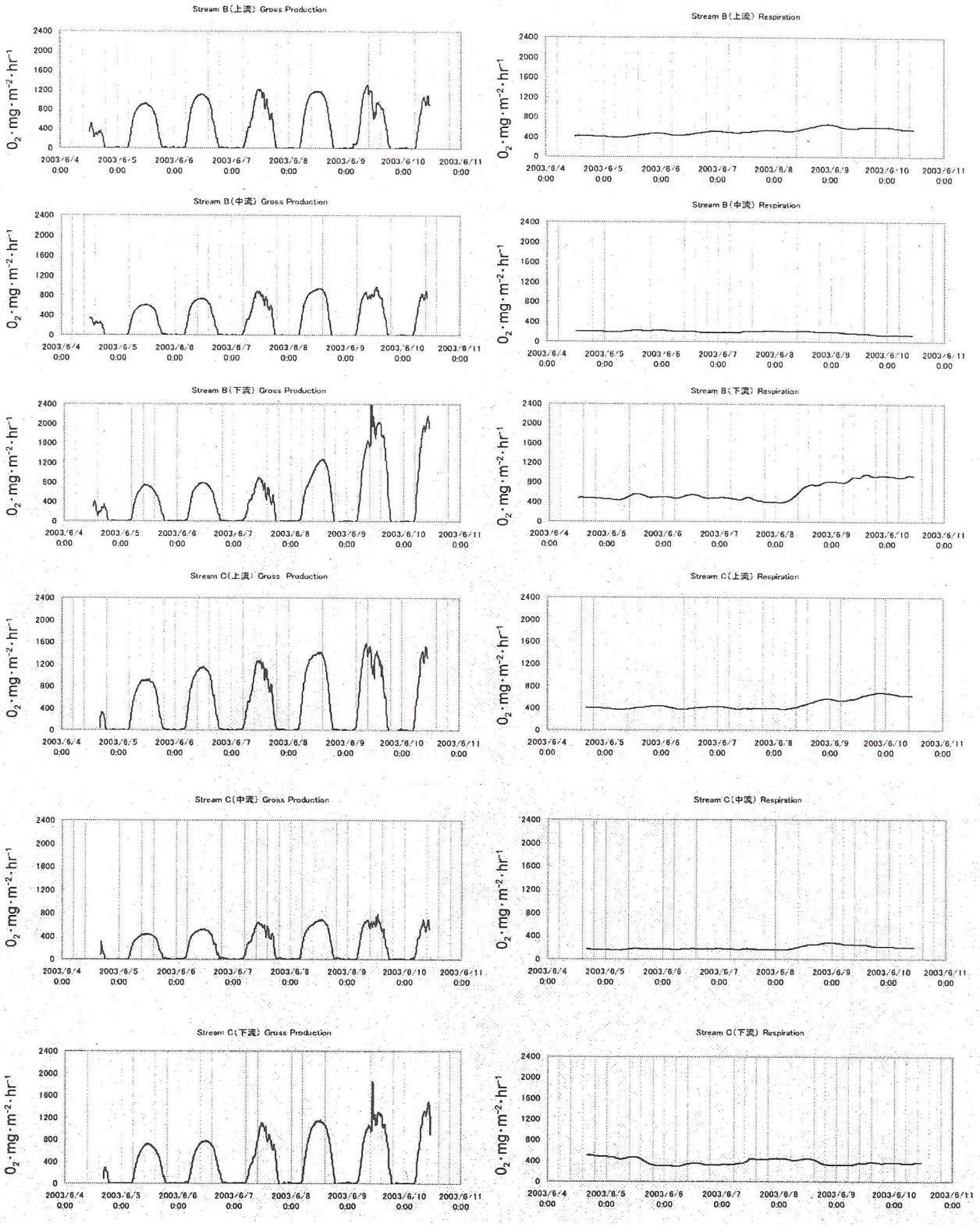


図 4.1.13　総生産速度（左）と呼吸速度（右）の経日変化

（4） 考察

① 再曝気係数に関する考察

1）再曝気に関する既往の観測値との比較

本研究で推定した再曝気係数の測定値を既往の観測値と比較する（表 4.1.4）．比較対象としたのは，実験河川と類似している物理環境条件で測定された観測値であり，流速が 0.35(m/s)以下，水深が 0.40(m)以下を目安とした（実験河川は流速 0.25(m/s)，水深 0.25(m)）．観測値の最小は 0.33(1/hr)，最大値は 0.78(1/hr)であり，概ね 0.5(1/hr)周辺に分布していることが解る．本調査で得られた再曝気係数の値は 0.50(1/hr)及び 0.31(1/hr)であり，物理条件が似通っている河川で観測された測定値とほぼ同様の値を示している．

本研究で取り扱ったような水深，流速が小さい河川は日本における中小河川中流域に該当すると考えられる．このような中小河川中流域を対象とした再曝気係数の観測例は少なく，実態が不明であることが指摘されていたが[10]，本研究及び既往の観測結果は，このような河川における再曝気係数の目安になるものと考えられる．

表 4.1.4 既往研究に見る再曝気係数の測定値

Site	Researcher	Physical char.			K2(1/h)	method
		depth	velocity	discharge		
Waiohewa	Wilcock	0.35	0.23	0.3	0.46	G
Waitoa	Wilcock	0.19	0.30	0.52	0.69	G
Waitoa	Wilcock	0.31	0.17	0.62	0.69	G
Waitoa	Wilcock	0.40	0.19	0.70	0.58	G
Middle Mangaup R.	Hosokawa(細川)	0.16	0.14	0.11	0.33-0.78	G
Mechums R.	Hornberger et al.	0.40	0.34	-	0.36	P

Gはガストレーサー法に基づき推定値，Pは溶存酸素の測定値からの推定値

2）DO sag curve との関係

本研究では簡易に再曝気係数を推定するために幾つかの仮定を設けて解析を進めた．２地点間の水温がほぼ同一とした仮定については，結果で示したように２地点間の水温差は最大で１℃程度であり，飽和溶存酸素の濃度差に変換すると最大で 0.2(mg/l)とそう大きくない．また，本方法では２地点間の水温を平均化して用いたことから，再曝気係数の推定値に及ぼす影響は小さいと考えてよいだろう．

次に，溶存酸素濃度を流下時間に沿って一次式で与えている仮定について考察する．

一般に再曝気量と脱酸素量のバランスから DO の飽和曲線が決まり，これは DO sag curve で表すことができる[16]．

$$X^*_{DO} - X_{DO} = \frac{X_{org}(0)K_1}{K_2 - K_1}\left[\exp(-K_1 t) - \exp(-K_2 t)\right] + \left[X^*_{DO} - X_{DO}(t)\right]\exp(-K_2 t) \qquad (13)$$

(13)式をマクローリン展開し，時間の一次式として近似し，時刻 0 と t_e における差分を取ると(14)式となり，これを整理すると(16)式と表すことができる（ただし，２地点間の水温差が小さく，飽和溶存酸素濃度に差がないと仮定）

$$\frac{\Delta DO}{X_{org}(0)\Delta t} = \frac{\left\lfloor X^{*}_{DO} - X_{DO}(0) \right\rfloor}{X_{org}(0)} K_2 - K_1 \tag{14}$$

$$\frac{\Delta DO}{X_{org}(0)\Delta t} = \frac{\theta_2^{(T-20)} \left\lfloor X^{*}_{DO} - X_{DO}(0) \right\rfloor \Delta t}{\theta_1^{(T-20)} X_{org}(0)\Delta t} K^{20}{}_2 - K_1^{20} \tag{15}$$

$$\frac{L_1}{R_1} = \frac{R_2^{'}}{R_1} K_2^{20} - K_1^{20} \tag{16}$$

ここに，$R_2^{'} = \theta_2^{(T-20)} \left\lfloor X^{*}_{DO} - X_{DO}(0) \right\rfloor \Delta t$

なお，(16)式では，$R_2 = \theta_2^{(T-20)} \left[X^{*}_{DO} - \frac{\{X_{DO}(t_e) + X_{DO}(0)\}}{2} \right] \Delta t$

となり，(16)式はR_2以外(12)式と同じ式となっていることが解る．すなわち，今回一次式を仮定して推定した(12)式は，DO sag Curve の近似式であり，流下時間が経過するに従い両者の誤差が大きくなるという特性を有している．

本手法は，再曝気係数を推定する区間の上流端において溶存酸素濃度が時間的に変化し，かつ，流下方向に溶存酸素が変化する場合に適用が可能である．ただし，適用する場合には，比較的短い流下時間で溶存酸素濃度が変化すること，そして，水温の変化が大きくないことを条件とするため，実際に本手法ができる河川は限定されてくるだろう．

実際の河川を対象とした場合に，池沼等から流出してくる水域はそれ程多いとは考えにくいが，中小河川には堰が多く設置されているため，ここで溶存酸素濃度がある程度変化すれば，本手法の適用は可能な場合もあるだろう．

② 生産速度に関する考察

以上見てきたように，２地点間に本研究では溶存酸素濃度及び水温の連続測定を行うことにより，比較的簡単に再曝気係数を算出し，光合成速度，呼吸速度の推定を行うことができた．ここで得られた両速度は対象とする区間全域における酸素を中心とする代謝活動の結果として得られた値であり，出水に伴う区間全域の付着藻類を含む生物群集へ与えるインパクトとそこからの回復過程を把握することができる点で優れた方法である．ただし，今回の結果は$1m^3/s$２時間という１回の規模，継続時間の出水を対象としたものであり，付着藻類の剥離と自濁作用の抑制を図る上での効果的な流量変動に関する定量的な知見を得るまでには至らなかった．

しかし，上述べたように光合成速度は出水後４日間程度で増加傾向が小さくなることから，今回実施した程度の出水による影響期間はせいぜい数日に留まる可能性が高い．また，両実験河川とも河床勾配が 1/800 と比較的緩やかな中流区間では増加傾向が他の区間と比較して小さいことから，この区間では出水による掃流力が小さく，付着藻類の剥離に効果的でなかったことが伺えた．

呼吸速度は付着藻類を含む区間内に生息する生物群集全体の代謝に関わっていることから，ここから付着藻類の現存量や活性について言及することは難しいが，勾配が比較的急な両河川の上流区間及び実験河川 C の下流区間では呼吸速度が増加する傾向が認められている．生物群集全体に占める付着藻類の呼吸の割合が見積もれれば，今後呼吸速度を指標として出水からの回復過程を評価することができるだろう．なお，共生センターで別途実施している出水と底生動物の流失との関係に関する調査で，付着藻類とともに底生動物の

流失が生じること，そして，その後の回復は出水規模や継続時間が短い場合には比較的早いことが解っている．今回の出水規模と継続時間は 1m³/s，2 時間であり，実験河川で実施している出水実験としては規模，継続時間ともそう大きくない．これを踏まえると，出水後数日を経た時期での呼吸速度は出水の影響から回復した状況を反映しているかもしれない．

（5） 今後の課題

今回が 2 点法により明らかにした区間全体の光合成速度と呼吸速度を明らかにした．出水による影響をより明確にするためには，光合成速度の時間変化だけでなく，付着藻類の活性の程度（例えば，付着藻類の単位 chl-a 量に対する光合成速度）を明らかにするとともに，基準となる水温や光条件で比較することが必要となる．今後，明暗瓶法等異なる手法を同時に適用し，出水流量の規模や頻度を変えた実験が必要となる．

参考文献

1) 川島博之・鈴木基之(1982)：河川における自浄作用と自濁作用．生産研究第 34,7,pp.287-295.
2) 合葉(1975)：下水道協会誌,12,131,1
3) 田口哲，榊美代子(1982)：河川の自浄作用に関する研究（第 5 報） ―都市小河川における河床付着物の現存量について－． 広島県環境センター研究報告第 3 号,pp.49-54.
4) 坪郷久子・和波一夫・嶋津暉久(1999)：多摩川中流部の再生に関する研究（その 5）―付着藻類による有機物の生成とその河川水質への影響―．東京都環境科学研究所年報 1999,pp.185-192.
5) 小林弘(1997)：河川底生藻類の生態．藻類の生態，秋山優・有賀祐勝・坂本充・横浜康継（編集）：309-346，内田老鶴圃，東京.
6) 八木明彦(1983)：木曽川下流部の付着藻類の光合成量．名古屋女子大学紀要,29,pp.79-83.
7) 建設省土木研究所(2000)：平成 11 年度自然共生研究センター研究報告書．土木研究所資料第 3747 号.
8) 田口哲(1981)：河川の自浄作用に関する研究（第 2 報） ―都市小河川における浄化特性について－．広島県環境センター研究報告第 2 号，pp.23-27.
9) Odum, H.T (1956)：Primary production in flowing waters. Limnology and Oceanography，2:85-97.
10) Uehlinger, U., Butrer, H., P Reichert(1996): Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river: evaluation of significant processes by modeling. Freshwater Biology, 36 :249-263.
11) Uehlinger, U.(2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood-prone river system. Freshwater Biology, 45 : 319-332.
12) 土木学会水理委員会(2000)：水理公式集，丸善（株），東　　京：403.
13) Rathbun, R.E.:Reaeration coefficients of stream-state of the art, Proceedings of the American Society of Civil
14) （財）気象業務支援センター(2003).
15) 津野洋(1990)：河川における自然浄化機構，宗宮功 編集）： 95-100，技報堂出版，東京.
16) 谷垣昌敬(1990)：水域での酸素吸収過程．自然の浄化機構，宗宮功（編集）：211-229，技報堂出版，東京.

４．２　設置期間の異なる基質を用いた河床付着物の魚類の餌資源としての評価

４．２．１　はじめに

河川生態系は、自然のもつ流量の変動によって支えられている[1]。しかし現在、人為的な制御による流量の平滑化、河床の攪乱の規模・頻度の減少によって、様々な河川環境の変化[1]が生じており、出水や流量の変動が河川生態系に果たす役割の重要性が認識されている。

流量の平滑化や河床攪乱の減少が一次生産者としての役割を担う付着藻類への影響についてみると、大型糸状緑藻の繁茂[2]、細粒土砂の堆積とこれに伴う藻類の光合成活性の低下[3]、さらには藻類を餌資源とするアユ等の魚類や底生動物への影響[4]等があげられる。ここでは、特に魚類の餌資源としての付着物の状態に着目し、河床攪乱の有無との関係、時間経過に伴う変化を明らかにすることを目的とする。

４．２．２　方法

人為的に河床攪乱の程度に差異を与えた基質を実験河川の河床に設定し（写真 4.2.1）、基質上面の付着物の質的変化、アユのハミ跡の有無について調査した。用いた基質は、10cm×20cm×厚さ 4.5cm に加工された自然石（花崗岩）である。

① 2002 年 7 月 18 日に実験河川河床に設置し、設置から約 1 年経過した基質

② 2003 年 5 月 22 日に新たに実験河川河床に設置した基質

①は、攪乱が 1 年間生じていない状態、②は、攪乱が生じた直後の状態を想定したものである。なお、ここで用いた攪乱とは、河床材料の移動を伴う攪乱を示すものである。設置場所は、実験河川 B 上流（No.8+50 地点）とした。調査期間は、2003 年 6 月 2 日から 10 月 6 日である。

調査期間中の実験河川の基底流量は 0.1m^3/s で、この間、計 11 回の出水（表 4.2.1）が与えられている。各出水のピーク流量は 0.5～2m^3/s、継続時間は 0.5～24 時間で、これらの出水によって基質の移動（攪乱）は生じていない。なお、基底流量時の水深、流速（6 割水深）はそれぞれ、12～15cm、30～40cm/s であった。

付着物の質的変化を把握するため、週1～2回の頻度で、①、②からそれぞれ異なる３つの基質をランダムに選定し、上面の5×5cmの範囲から付着物をナイロン製ブラシと蒸留水を用いて採取した)。また、同時にハミ跡の有無を記録した。採取した付着物は、クロロフィルａ、フェオ色素、乾燥重量、強熱減量及び強熱残留物を測定した。なお、クロロフィルａ及びフェオ色素の分析は，ガラス繊維濾紙（whatman GF/C，φ47mm）上に補集した懸濁物から90%アセトンで色素を抽出し，Lorenzen（1967）の方法で算出した。乾燥重量は，ガラス繊維濾紙（whatman GF/C，φ47mm）で濾過し，濾紙を105℃で2時間乾燥させて求め、強熱減量は600℃で30分燃焼させて求めた。

また、一部の試料を対象に出現種の同定及び計数を行った。出現種については、濃縮後、試水を十分に撹拌し、オートピペッターを用いて0.05mlを、0.5mm間隔の界線入りスライドグラス上に採り、カバーグラスを被せ、顕微鏡下で全列計数し、1mm^{2}当たりの細胞数を算出した。ただし、細胞数が多い種が観察された場合は、適宜希釈または列数を減らして計数した。また、糸状体、群体を形成する種については、それぞれ糸状体数、群体数を計数した。珪藻の種類の同定は、試料の一部を酸処理して有機

物を分解した後、プレウラックスで封入し、永久プレパラートを作成し、行った。種名の同定には、珪藻は、Krammer K. und Lange-Bertalot H.(1986～1991)[5]、小島貞男・須藤隆一・千原光雄編(1995)[6]、その他の藻類は、廣瀬弘幸他（1991）[7]等を用いた。

表 4.2.1　出水概要

	実施日	実験河川 B
予備出水①	2003/6/2	0.5m^3/s 2 時間
出水①	2003/6/4	1 m^3/s 2 時間
出水②	2003/6/11	1 m^3/s 4 時間
出水③	2003/6/18	1 m^3/s 2 時間
出水④	2003/7/2	1 m^3/s 12 時間
出水⑤	2003/7/9	2 m^3/s 2 時間
出水⑥	2003/8/13	2 m^3/s 2 時間
出水⑦	2003/8/20	2 m^3/s 4 時間
出水⑧	2003/8/27	1 m^3/s 2 時間
出水⑨	2003/9/3	1 m^3/s 4 時間
出水⑩	2003/9/17	0.5 m^3/s 2 時間

表 4.2.2　調査期間の水温・水質

年	月	水温(℃)	pH	NH_4-N(mg/l)	NO_3-N(mg/l)	T-N(mg/l)	PO_4-P(mg/l)	T-P(mg/l)
2003	6	23.6±1.5	7.1	0.19	0.78	2.33	0.12	0.21
	7	24.0±1.4	7.0	O.12	1.85	2.26	0.05	0.09
	8	27.6±1.9	6.9	0.12	0.71	1.83	0.05	0.08
	9	27.7±2.3	7.1	0.08	1.14	1.41	0.06	0.07
	10	23.8±1.3	6.9	0.16	1.54	2.23	0.11	0.18

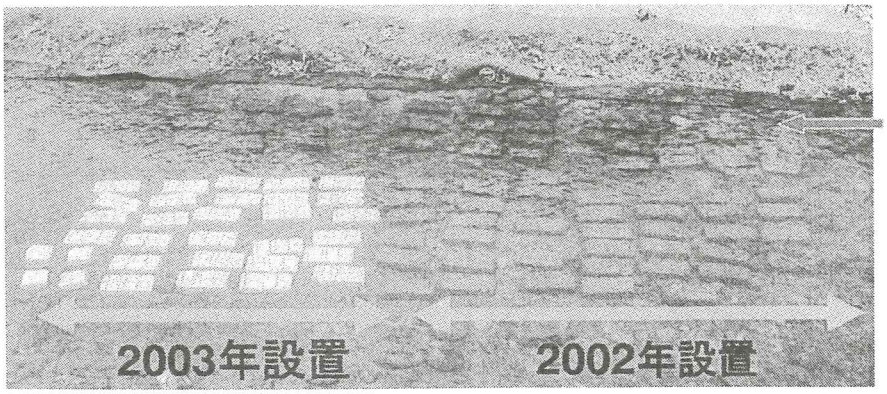


写真 4.2.1　設置状況

４．２．３　結果

（１）2002 年及び 2003 年に設置した基質の付着物の質的変化

表 4.2.2 に調査期間中の水温・水質を示す。水温データは、1 時間間隔で記録した水温データの月別平均値と標準偏差、それ以外の項目は、1 ヶ月に 1～2 回で採水し分析した結果の平均値を示した。なお、水温・水質の年変動は、巻末の参考資料のとおりである。

図 4.2.1～7 に、2002 年及び 2003 年に設置した基質のクロロフィルａ、フェオ色素、藻類活性を示すとされるクロロフィルａ＋フェオ色素に対するクロロフィルａ量の割合（=クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）[8]、強熱減量、強熱残留物量、強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）、及びクロロフィルａ／強熱減量（%）を 3 サンプルの平均値と標準偏差で示す。なお、強熱減量は生物の現存量あるいは有機物量、強熱残留物量はシルト等の無機物量と捉えられるものであり、クロロフィルａは、すべての高等植物及び藻類に含まれている色素で、藻類現存量の指標となるものである。また、フェオ色素は、フェオフィチンとフェオフィルバイトをあわせた総称であり（ただし、ここでの方法で測定されたフェオ色素は、フェオフィチンａとフェオフォルバイト a[9]）、植物プランクトンが死滅、あるいは分解され、クロロフィルやクロロフィライドのテトラピオール環の Mg 原子が 2 個の水素原子によって置換された化合物[10]、死細胞の目安になる。

図より以下がよみとれる。

① 藻類現存量を示すクロロフィルａ、フェオ色素は、調査期間を通して 2002 年の方が 2003 年設置よりも高い傾向があるが、クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）は、2003 年設置の方が高い傾向がある。

② 強熱減量は、2002 年設置の方が高い値を示した。強熱残留物量は、2003 年設置基質は、時間の経過に伴い増加する傾向を示し、約 70 日経過した 2003 年 8 月には、2002 年設置基質とほぼ同様の値となった。強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）は、2003 年 8 月までは、2002 年及び 2003 年設置基質で顕著に異なり、2003 年の設置基質の方が高い値を示したが、それ以降は、強熱残留物の増加により 2002 年設置基質と同様な値を推移した。

③ クロロフィルａ／強熱減量は、それほど顕著ではないが、2003 年設置の方が高い値を示す傾向がある。

図 4.2.8, 9 に、全細胞数の 5%以上の割合を占める種を対象に、全細胞数に占める割合の推移を示した。また、図 4.2.10～13 には、綱別に細胞数と全細胞数占める割合（3 検体の平均値）を示した。2002 年設置は 13 種、2003 年設置は 5 種がリストアップされ、2002 年の方が出現種数が多い。2002 年設置は、*Melosira varians* 及び *Homoeothrix janthina* の割合が高く、その他、藍藻の *Chamaesiphon* sp.、珪藻の *Fragilaria construens*、*Navicula cryptocephala*、*Navicula cryptotenella*、*Navicula viridula* var.*rostellata*、*Achnanthes subhudsonis*、*Nitzschia palea*、*Surirella* sp.、緑藻の *Scenedesmus* spp.、*Oedogonium* sp.が出現した。種構成は調査期間を通して大きな変化はなかった。一方、2003 年設置は、調査期間を通して藍藻の *Homoeothrix janthina* が高い割合で優占し、2003 年 7 月までは全細胞数の 95%以上を占めていた。しかし、8 月以降は、珪藻の *Melosira varians* 、*Navicula viridula* var.

rostellata 、*Navicula cryptocephala*、*Nittzshia palea* が出現するようになり、綱別でみると、2002年設置の細胞数や構成比に近づく傾向がみられた。

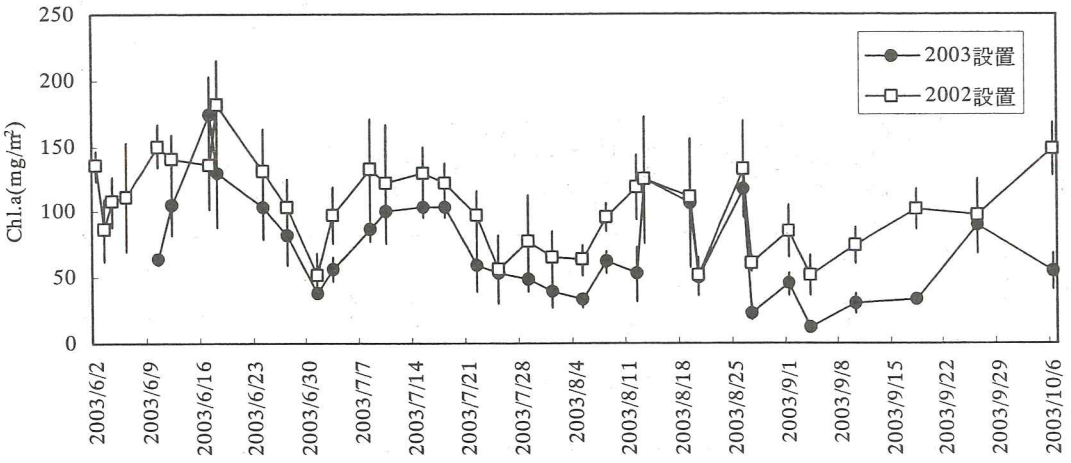


図4.2.1 クロロフィルaの推移

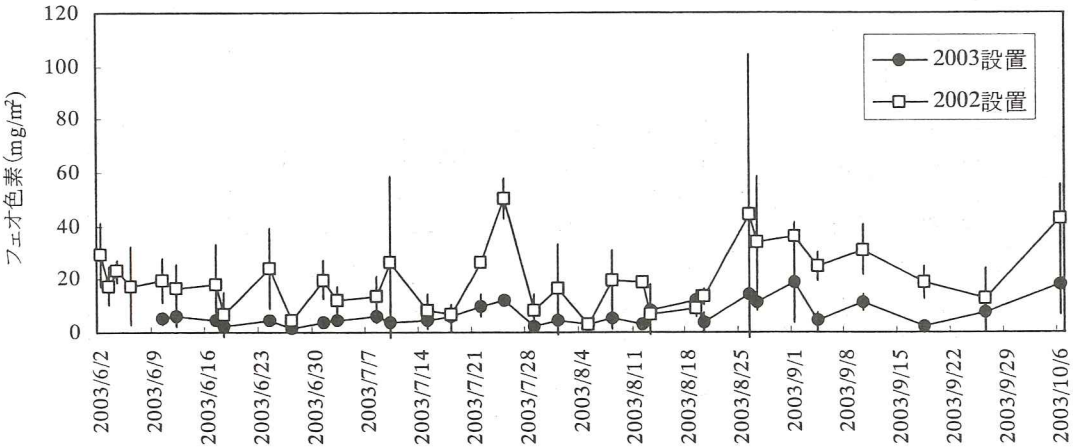


図4.2.2 フェオ色素の推移

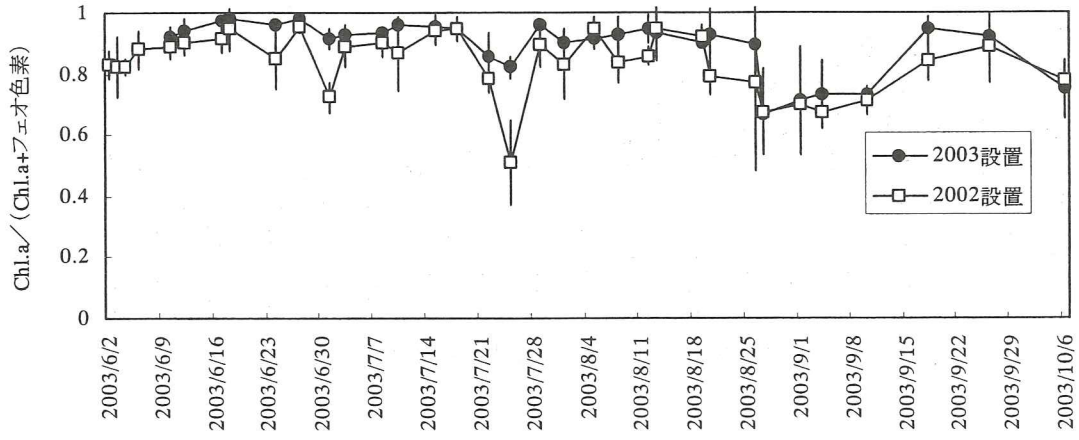


図4.2.3 クロロフィルa／(クロロフィルa＋フェオ色素)の推移

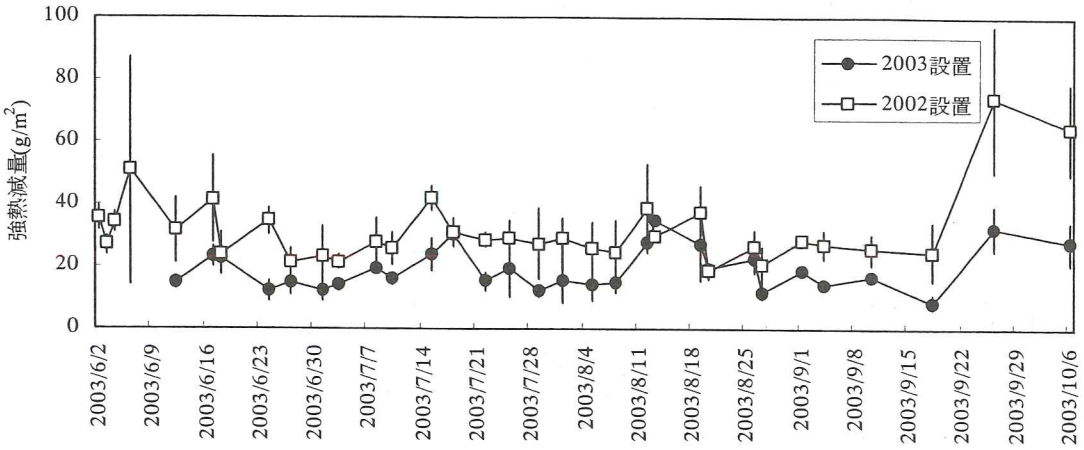


図4.2.4 強熱減量の推移

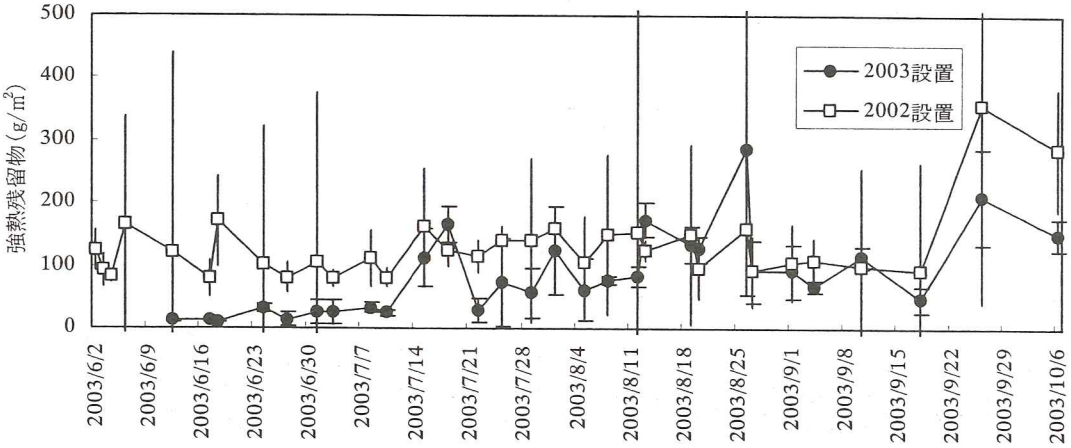


図4.2.5 強熱残留物量の推移

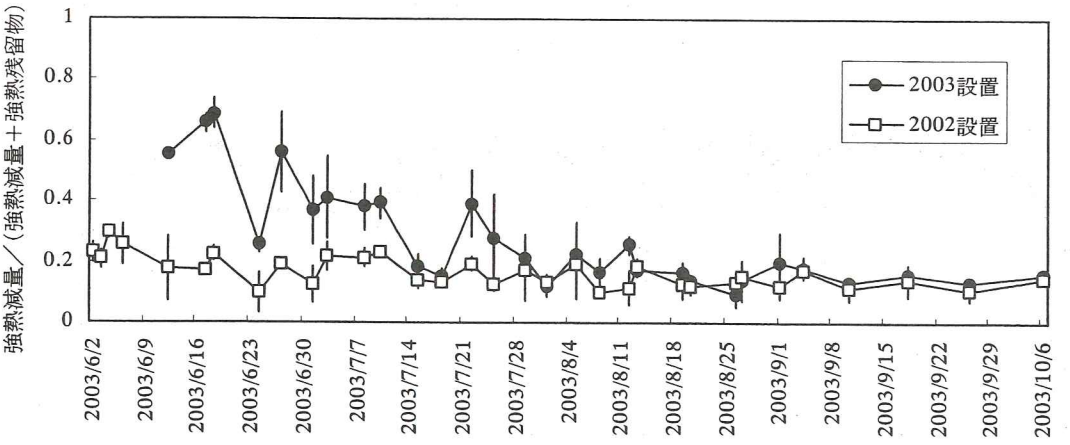


図4.2.6 強熱減量／(強熱減量＋強熱残留物の推移)

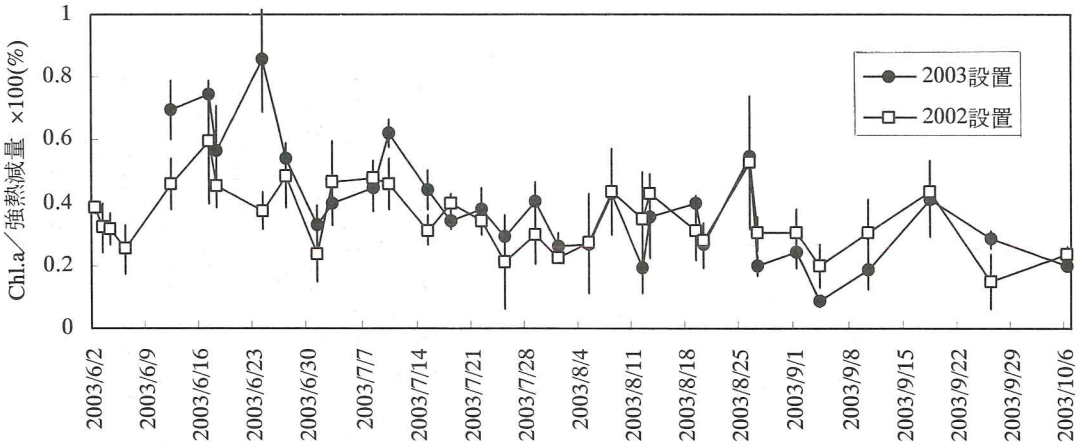


図4.2.7 有機物量に占めるクロロフィルaの割合

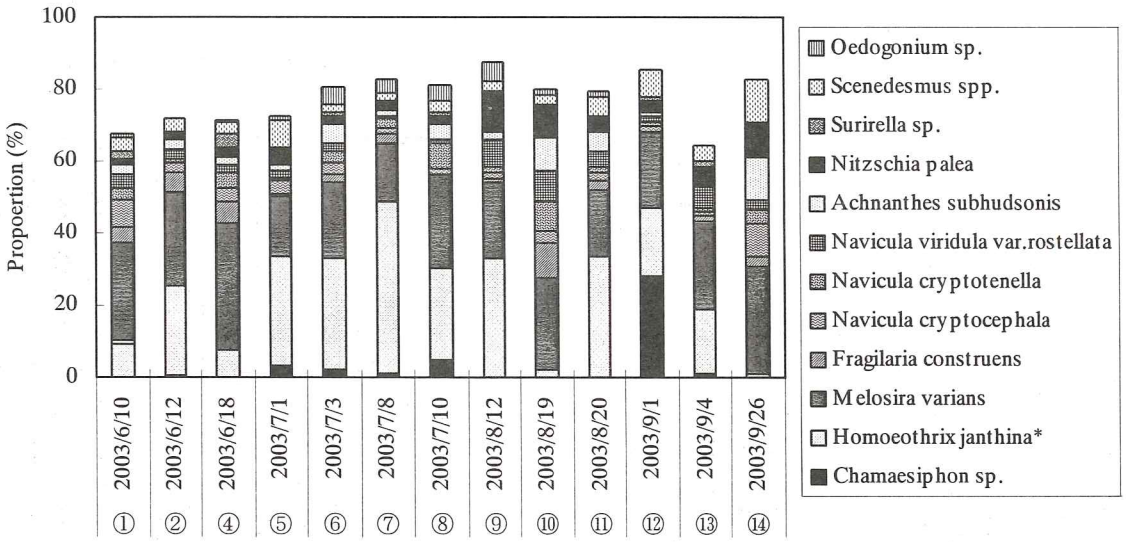


図4.2.8 2002年年設置基質 種別割合
(全細胞数の5%以上を占める種を対象)

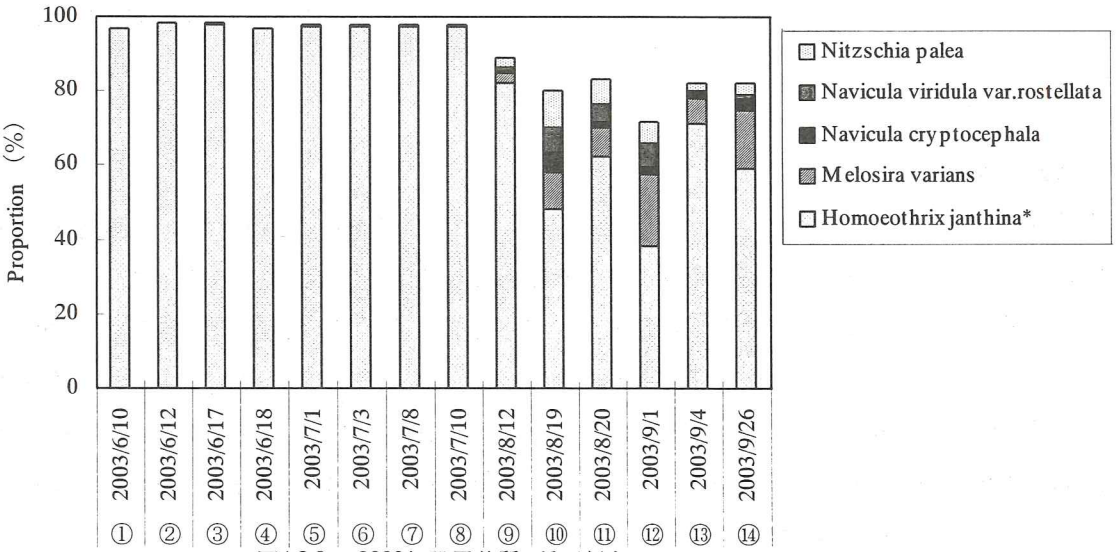


図4.2.9 2003年設置基質 種別割合
(全細胞数の5%以上を占める種を対象)

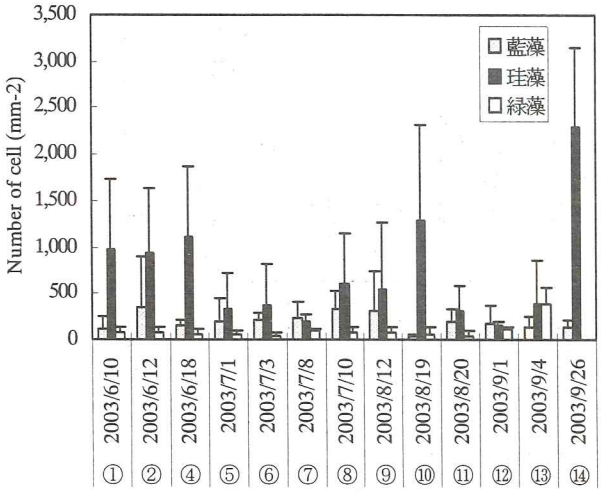


図4.2.10 2002年設置基質 綱別細胞数

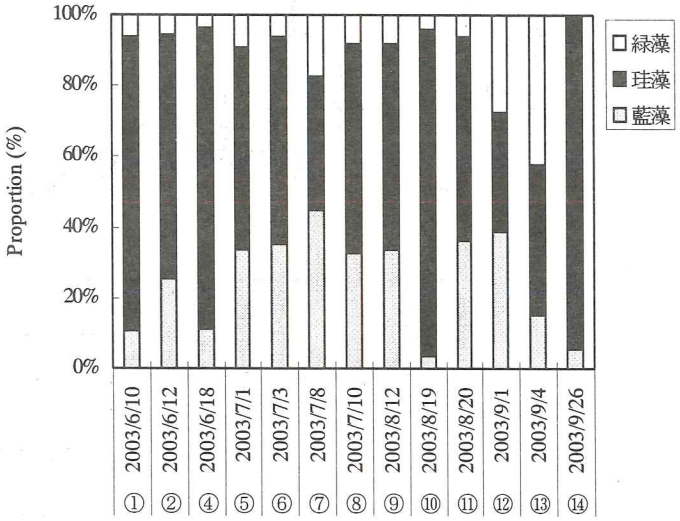


図4.2.11 2002年設置基質 綱別細胞数割合

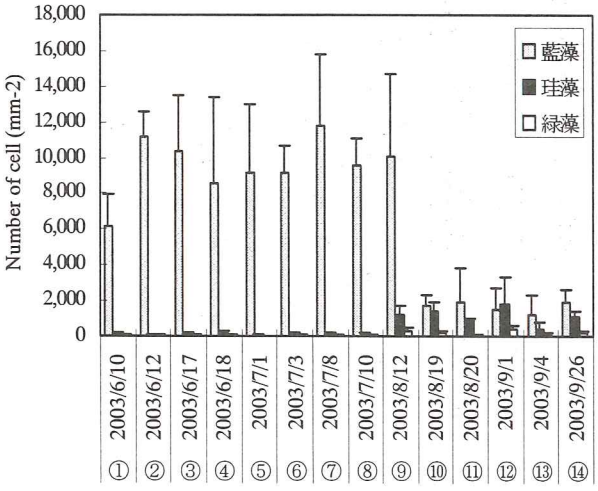


図4.2.12 2003年設置基質 綱別細胞数

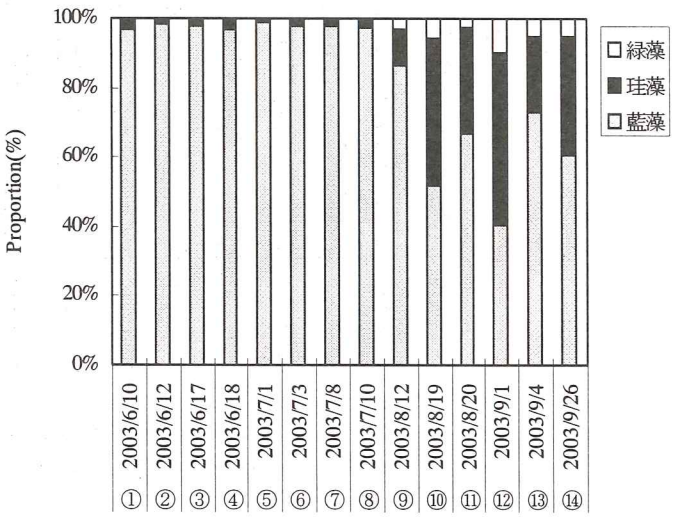


図4.2.13 2003年設置基質 綱別細胞数割合

（2）アユのはみ跡

アユのはみ跡は、2003年設置では、6月18日、7月3日、7月10日に確認され、2002年設置では確認されなかった。写真4.2.2に2003年7月10日に撮影した2003年設置基質表面のはみ跡の状況を示す。アユは、黒く基質に密着した層の上の薄白茶色の層を擦りとっている様子が見られた。黒い層は、藍藻の *Homoeothrix janthina*、上層の薄白茶色の層は、珪藻を主体とする藻類で構成されるものと思われる。一方、はみ跡が見られなかった2002年設置基質表面の状態を写真4.2.3に示す。優占種は、主に *Homoeothrix janthina*、*Melosira varians* であるが、付着物は緑色を呈しており、肉眼で糸状緑藻やシルト等の細粒土砂の堆積がみられた。

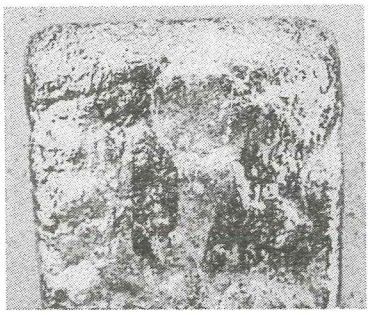


写真 4.2.2　2003 年設置基質（2004.7.10 撮影）



写真 4.2.3　2002 年設置基質（2004.7.10 撮影）

4．2．4　考察

既往研究において、アユの餌資源としての河床付着物の評価は、藻類現存量、付着物中の強熱減量の割合及びその環境条件（主に流速）、種組成、摂食圧による藻類群落への影響に関して行われている。

藻類現存量について、深見ら[11]は、効率よく摂食できる量の閾値として 0.5～0.7 μg／cm² 程度を示している。付着物中の灰分率等については、村上ら[12]が現地での調査結果を基に、アユに利用可能な状態であるかは流速と付着物中の灰分で規定でき、その目安は流速 20cm、灰分率 50%であるとしている。

摂食する藻類の種については、アユの選択性に関してや、成長に関するものがあげられる。選択性について、森岡らは[13]は、アユの摂餌は生息場所での付着藻類組成に依存していることを示唆している。また、落合ら[14]は、河床の付着藻類中に藍藻の割合が増加すると、アユの摂食が低下するとし、深見ら[11]は、選択性あるいは嗜好性を持っているとは考えられなく、むしろ付着藻類の増殖速度はアユの生産量に大きな影響を及ぼすとしている。成長速度との関係については，糸状藍藻群落の方が、珪藻群落よりもアユの成長速度が高いこと、糸状藍藻 *Homoeothrix janthina* は高い生産力をもち、栄養も高いことが示されている[15]。一方、内田ら[16]は、アユの消化管内容物を分析し、アユは大型糸状緑藻の *Cladophora glomerat*（カワシオグサ）を摂食するが、後腸でも消化されていないことを明らかにし、アユの成長を阻害している可能性を指摘している。

摂食圧については、阿部ら[17]の研究があり、アユは付着藻類を摂取することによって糸状藍藻 *Homoeothrix janthina* を増加させ、付着藻類群落の種組成に大きな影響を及ぼすことを指摘し、また、アユが摂取することにより自ら餌環境を創り出す[15]ことが指摘されている.

以上より、アユの餌資源として付着藻類を評価する際の指標としては、①付着物中の強熱減量、強熱残留物量、及びそれらの比（強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物））、②種組成があげられる。その他、③付着物中の有機物量（強熱減量）に占める藻類の比率（クロロフィルａ／強熱減量）、④藻類生細胞の割合（クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）等も考えられる。そこで、以下にこれらの項目について考察する。

ハミ跡が確認された期間（6 月 18 日～7 月 10 日）において、上記項目で顕著な差がみられたのは、強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）であった。ハミ跡が確認された 2003 年基質の強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）の平均値は 0.45 であり、既往の報告[12]で示されている値（50%）とほぼ同様な値であり、アユの餌資源として使用可能な値として評価することはほぼ妥当であると考えられる。一

方、2002年設置基質は、平均0.18であり、2003年の約1／2以下であった。

その他、クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）、クロロフィルａ／強熱減量（%）についても違いがみられ、2003年、2002年設置基質のクロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）の平均値はそれぞれ、0.94、0.87、クロロフィルａ／強熱減量（%）はそれぞれ0.56%、0.42%であり、2003年の方が高く、設置期間の違いを反映するものと考えられる。なお、クロロフィルａ／フェオ色素比は、付着藻類の種類組成により変動する[18]とされ、種組成の違いによる影響は排除できないが、ある程度付着膜の剥離・更新の状態や攪乱の履歴の違いを反映しているものと考えられる。また、クロロフィルａ／強熱減量（%）についても同様の指標になるものと考えられる。

糸状緑藻の出現について、今回確認された*Oedogonium* sp.、*Spirogyra* sp.、*Stigeoclonium* sp.についてみると、*Oedogonium* sp.及び*Spirogyra* sp.は2003年設置基質では、設置から約50日経過した7月8日に初めて両種が出現したが、2002年設置基質では、調査期間を通して両種が出現していた。一方、*Stigeoclonium* sp.は2003年設置基質に調査初期から出現しており、細胞数は2002年設置基質を上回っていた。従って、今回の調査結果からは、糸状緑藻の出現とハミ跡との関係は明瞭ではない。

また、ハミ跡が確認された期間、2003年設置基質に高い割合で優占していた藍藻の*Homoeothrix janthina*は、前述したように阿部ら[15]によってもハミ跡のある石に優占する種とされており、アユの摂食が関連していることが推測される.

今回の実験は、人工基質を用いた実験であり、実河川の自然石における状態をそのまま再現しているものではないが、2002年に設置した基質にはハミ跡はなく、2003年に新たに設置した基質のみにハミ跡が確認されたことから、アユの餌資源として付着物の状態の1条件として、河床攪乱によって河床材料が転がり入れ替わり、更新されることが必要であることを示唆するものと考えられる。また、今回実施した計10回の出水程度では、これを代替することはできないことがわかる。

４．２．５　まとめと今後の課題

本研究は、魚類、特にアユの餌資源としての付着藻類の状態を明らかにするため、2002年7月及び2003年5月に設置した人工基質の付着物を2003年6月から10月まで採取し、クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）、強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）、クロロフィルａ／強熱減量、付着藻類の組成等とアユのハミ跡の関係について検討した。その結果、以下を得た。

① アユのハミ跡は、攪乱直後の状態を想定した2003年に設置した基質でのみ確認された。

② 2003年設置基質におけるハミ跡が確認された期間の強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）は平均0.45（約0.4～0.7）であり、2002年設置基質の平均0.18を大きく上回っていた。このことから、アユの餌資源として付着物を評価する際の有効な指標となりえることが示唆された。また、クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）、クロロフィルａ／強熱減量も2003年の方が高く、攪乱の有無を反映するものと考えられた。

③ 付着藻類の種組成に関しては、ハミ跡がみられた基質で糸状藍藻の*Homoeothrix janthina*が高い割合で優占し、これは阿部らの結果[17]と同様であり、アユとの関連性が示唆された。

以上の結果は、出水により河床材料が入れ替わる等、更新されることが、餌資源としての質を保つ上で重要であることを示唆するものと考えられた。

今後は、実河川において、アユのハミ跡に関する調査を実施し、今回得られた結果を補うとともに、魚類の餌資源として利用可能な状態やそれを維持するための水理量を明らかにし、これを保つための流量変動のあり方を示す予定である。

参考文献

1) N. LeRoy Poff, J.David Allan, Mark B. Bain, James R .Karr, Karen L. Prestegaard, Brian D. Richter, Richard E. Sparks, and Julie C. Stromberg : The natural flow regime、BioScience Vol.47 No.11、pp769-783、1997.

2)片野修：新動物生態学入門、中央公論社、1995.

3)野崎健太郎・内田朝子：河川における糸状緑藻の大発生、矢作川研究所　No.4、pp159-168、2000.

4)山田浩之：細粒土砂堆積による河床構造及び河川生物相の変化機構に関する研究、学位論文、2002.

5)Krammer K. und Lange-Bertalot H. :Bacillariophyceae 1～4, Suesswasserflora von Mitteleuropa Band 2/1～2/4. Gustav Fischer Verlag, 1986-1991.

6)小島貞男・須藤隆一・千原光雄編：環境微生物図鑑、講談社、1995.

7)廣瀬弘幸他：日本淡水藻図鑑、内田老鶴圃、1991.

8)渡辺泰徳：光合成研究法、共立出版株式会社、p137、1981.

9)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、921p.、1997.

10)八杉龍一・小関治男他：岩波生物学事典　第４版、岩波書店、1192p.、1996.

11)深見公雄・水成隆之他：高知県下の二河川における付着藻類の増殖速度及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.

12)全国内水面漁業協同組合連合会、魚を育む豊かな流れ～河川生物資源保全流量調査報告書～、1988、205p.

13)森岡伸介・渡邊精一・高木和徳：静岡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、37(3)、pp.173-177、1989.

14)落合明・古屋八重子他、高知県の淡水生物、高知県内水面漁業共同組合連合会、156p.1984.

15)独立行政法人水産総合研究センター中央水産研究所，アユが自ら創る付着藻類群のえさ環境、養殖 41(7)、pp.86-89、2004.

16)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　No.6、pp.5-20、2002.

17) Shin-ichiro Abe, Osamu Katano *et al.* : Grazing effects of ayu, *Plecoglossus altivelis*, on the species composition of benthic algal communities in the Kiso River., Diatom 16 pp.37-43,2000.

18)村上哲生・服部典子他：ダムが下流の河川に及ぼす影響－球磨・川辺川水系の比較－2.付着藻類の種類組成、量、及び生産速度、日本陸水学会大会講演要旨集、228p.2002.

4．3　河床付着物と視覚的評価の関係について

4．3．1　目的

近年、流量制御に伴う流量の減少や河床攪乱頻度の減少等によって、河床面のシルト等の堆積物や、藻類の大量繁茂が生じ、河川生物への影響のみならず、人間からみた景観の悪化が指摘され、これを改善する要望が、地域住民や漁協関係者から出されるケースが増加してきている。これまで河床に対する人間の視覚的な評価については、平山[1)]、Horner[2)]の研究等があり、付着物量や藻類現存量等、量との関係は示されているが、藻類群集に着目した評価やその視覚的要素との関係は明らかではない。また、正常流量の検討における「景観」からの設定[3)]は、主としてW／B（見かけの水面幅（W）と見かけの河川幅（B）の比）等から検討されており、河床の状態は考慮されていない。そこで本課題では、河川流量に起因する景観的課題について、河床付着物を取りあげ、人間の視覚的評価との関係、流量との関係を明らかにし、今後の河川流量管理に資することを目的とする。

4．3．2　方法

河床付着物に対する人間の視覚的評価を明らかにするため、被験者を用いた評価実験を行った（写真4.3.1）。河床の状態は以下の3ケースとし、合計41地点の河床を対象とした（写真4.3.2）。評価実験日は、CaseⅠ、Ⅱは2003年4月24日、28日、CaseⅢは8月21日、9月26日である。

CaseⅠ：自然共生研究センター実験河川において一定流量を0.05m³/sを長期間（2002.12～2003.4までの5ヶ月間）流下させた後の状態

CaseⅡ：CaseⅠに出水を生じさせ、河床付着物を掃流させた状態（河床材料の移動なし）、与えた出水は、0.5m³/s、3.0m³/sである。

CaseⅢ：木曽川支川の新境川0.2km地点の出水（河床材料の移動を伴う）後の状態

評価実験は、被験者（10代～60代の男女、10～32名）に対して、河床を視認できる場所（河床からの高さ1.2～3m）の河岸または橋梁上から河床を観察してもらい、「水のきれいさ」、「川底のきれいさ」、「石表面のきれいさ」、「生物がすんでいそうか」等の評価項目（表4.3.1）について5段階評価を求めた（例えば、「水のきれいさ」；1：きたない、2：ややきたない、3：どちらでもない、4：ややきれい、5：きれい）（写真4.3.1）。

評価対象としての河床付着物については、河床において粒径10～15cmの礫の占有面積が高かったことから、各地点からこれを3つ選定し、付着物を採取し、付着物量とした。付着物の採取は、石の上面に5cm×5cmのコドラートを設置し、付着物をナイロンブラシと蒸留水を用いてこすり取り、これを実験室に持ち帰り、強熱減量、強熱残留物量、クロロフィルa、b、c、フェオ色素を分析した。分析方法は4.2に示したとおりである。なお、クロロフィルa、クロロフィルb、クロロフィルcについては、Lorenzen（1967）の方法によるクロロフィルaやフェオ色素と別にSCOR／UNESCO（1975）の方法で分析した。また、採取した検体のいくつかについては、付着藻類の種同定、計数を行った。その他、河床の視覚的評価に影響する要素として考えられる水深、流速等を測定した。なお、調査地点の水深は10～30cmと浅く、河床の状態を十分視認することができる条件であった。



写真 4.2.1　評価実験の様子

4．3．3　結果と考察

（1）河床付着物量と視覚的評価との関係

各地点における評価値の平均値を用いて、「川底のきれいさ」と「石表面のきれいさ」の関係をみたところ、相関係数は0.98であり、今回対象とした河床においては、「川底のきれいさ」の評価は、ほぼ石表面の状況から判断されていることがわかる。

表4.3.1に各地点の評価値と付着物量との相関係数とピアソンの相関係数の検定結果を示した。なお、解析に用いた付着物量と評価値は、それぞれ各地点で得られた3サンプルの平均値、全被験者の評価平均値である。また、表中の有機物割合とは、付着物量に占める有機物（強熱減量）の割合（強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物））、藻類率とは、有機物に占める藻類量の比率（クロロフィルa／強熱減量（%））を示している。

「石表面のきれいさ」は、乾燥重量、クロロフィルa、強熱減量、フェオ色素、藻類率と相関があり、相関係数はそれぞれ-0.64、-0.54、-0.61、-0.53、-0.35であり、特に乾燥重量、強熱減量、クロロフィルa、フェオ色素と相関が高い。ただし、強熱残留物量（無機物量）とは相関関係はないため（P=0.24）、乾燥重量との相関は、主に強熱減量（有機物量）に影響をうけているものと考えられる。すなわち、有

表4.3.1　河床付着物量と評価項目との相関係数

評価項目	乾燥重量	クロロフィルa	有機物割合	強熱減量	強熱残留物量	ﾌｪｵ色素	藻類率
「水のきれいさ」	-0.61**	-0.62**	-0.32	-0.65**	0.07	-0.49**	-0.35*
「川底のきれいさ」	-0.63**	-0.54**	-0.04	-0.63**	-0.21	-0.50 **	-0.31
「石表面のきれいさ」	-0.64**	-0.54**	-0.02	-0.61**	-0.23	-0.53**	-0.35*
「生物がすんでいそう」	-0.67**	-0.63**	-0.16	-0.68**	-0.16	-0.53**	-0.40*
「川に手をいれてみたい」	-0.71**	-0.64**	-0.00	-0.75**	-0.21	-0.54**	-0.34*

*:P<0.05、**:P<0.01;　Peason's correlation coefficient test.

機物量が多いほど、藻類や、藻類の死細胞も多く、「石表面のきれいさ」の評価は低くなる傾向があるものと考えられる。また、これらの付着物量を示す値は、「水のきれいさ」、「生物がすんでいるか」、「川に手をいれてみたい」とも相関関係があり、さらに「石表面とのきれいさ」とそれらの評価項目との相関係数は、それぞれ、0.68、0.78、0.83と高いことから、川底の状態は、人間が河川の評価を行う際の重要な判断要因となっていることがわかる。

図4.3.1～4に、乾燥重量、強熱減量、クロロフィルaと「石表面のきれいさ」との関係をそれぞれ示した。「石表面のきれいさ」の評価は、乾燥重量で約10g/m²以下、強熱減量で約5g/m²以下、クロロフィルaで約20mg/m²以下であると評価値が3以上の割合が多い傾向がみられる。

既往研究において、平山[1]はきれいだと感じる河床の付着物の目安は、乾燥重量で15g/m²、強熱減量で5g/m²、クロロフィルaで30mg/m²であるとし、さらに流速が影響し、流速が大きい方がきれいと判断されやすいとしている。また、Hornert et al[2]は、クロロフィルaで100～150mg/m²を不快レベルとしている。ここでは、本実験で得られた付着物量の結果は、これらとほぼ同様の値が得られたものと考えられる。

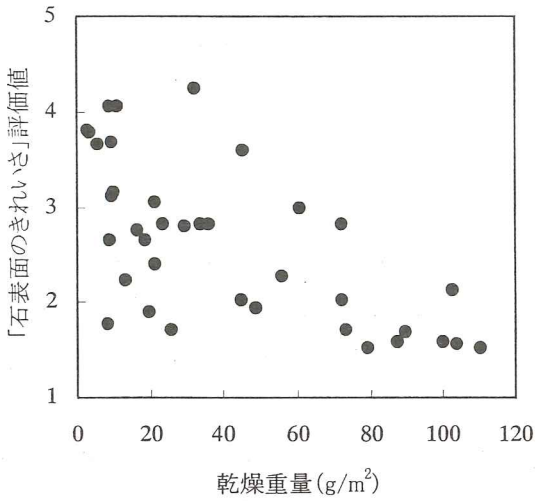


図4.3.1　乾燥重量と「石表面のきれいさ」の関係

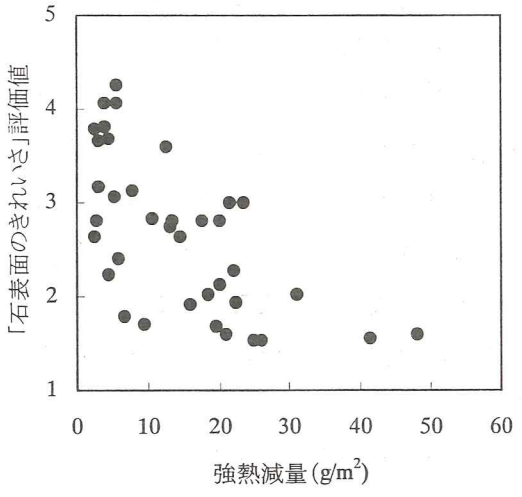


図4.3.2　強熱減量と「石表面のきれいさ」の関係

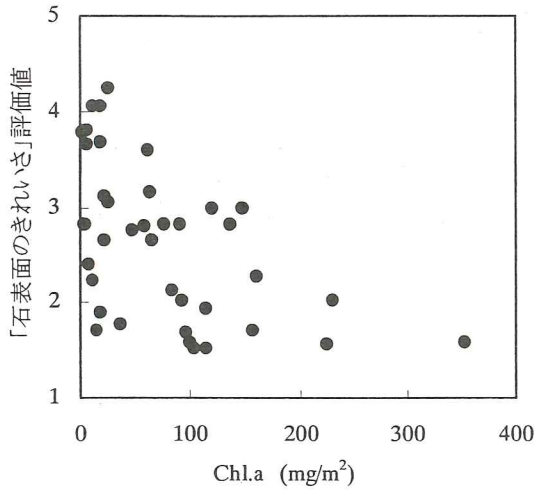


図4.3.3　Chl.aと「石表面のきれいさ」の関係



写真 4.3.2　実験に用いた川底の状態（一部）

（2）色の検討

次に藻類の群集と視覚的評価の関係について着目してみる。表 4.3.1 に示したように、藻類の現存量を示すクロロフィル a や強熱減量（有機物量）と「石表面のきれいさ」には相関関係があるが、ばらつきは大きい。そこで、藻類の色が視覚的な評価に関与している可能性に着目し、これについて検討する。

ここでは色を定量化させるため簡易的に、クロロフィル b、クロロフィルｃ、クロロフィル b／クロロフィル a、クロロフィルｃ／クロロフィル a を指標として、「石表面のきれいさ」評価値との相関をみた（表 4.3.2）。なお、クロロフィル（葉緑素）には、クロロフィル a、b、c、d の４種類があり、クロロフィル a は、すべの藻類に含まれ、クロロフィル b は、緑藻や緑虫類、クロロフィルｃは、珪藻、黄色鞭毛藻、渦鞭毛藻類、クロロフィルｄは、紅藻類に含まれ、藍藻類はクロロフィル a 以外を含まない[4]とされており、ある程度、それらの値や比は種組成の違いを表しているものと考えられる。

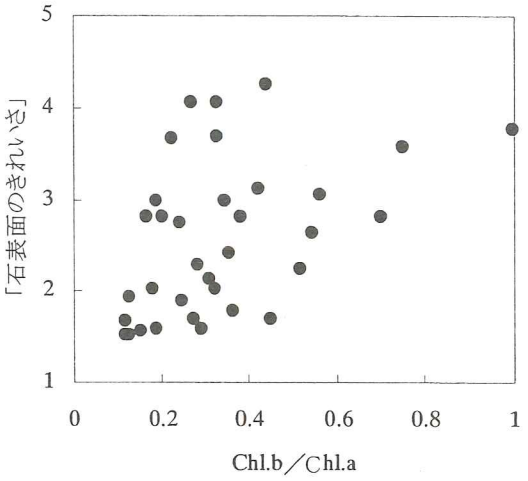


図4.3.4　Chl.b／Chl.aと「石表面のきれいさ」の関係

クロロフィル b、クロロフィルｃとの相関係数は、それぞれ-0.33、-0.50 であり、P<0.05、0.01 で相関は認められたが、クロロフィル b、クロロフィルｃがクロロフィル a と相関があることに起因しているものと考えられる。また、「石表面のきれいさ」を目的変数とし、これと相関が高い強熱減量やクロロフィル a、及びクロロフィル b、クロロフィルｃを説明変数とした重回帰分析を行ったが、クロロフィル b、クロロフィルｃはほとんど寄与していなかった。クロロフィル b／クロロフィル a、クロロフィルｃ／クロロフィル a との関係については、前者のみ P<0.01 で相関が認められ、相関係数は 0.45 で正の相関が認められた（図 4.3.4）。これは緑藻の占める割合が高いほど、「石表面のきれいさ」は高くなることを示唆するものである。なお、ここで用いた検体においては、*Cladophora* sp.（カワシオグサ）、*Oedogonium* sp.（サヤミドロ）、*Spirogyra* sp.（アオミドロ）などの緑藻がみられたが、主な優占種は、珪藻の *Melosira varians*（チャヅツケイソウ）あるいは藍藻の *Homoeothrix janthina*（ホモエオスリックス）であった。なお、*Cladophora* sp.は、河床攪乱がない安定した環境条件の下で繁茂する大型糸状緑藻の一つであり、ダム下流など人為的な流量制御による河床攪乱の低下に伴う環境の変化を示す種とされている[5]。このように、*Cladophora* sp.はむしろ健全な河川環境の下でない条件下で出現する藻類群集であるとされており、生態系からの評価と人間の視覚的な評価には乖離がある場合があることが示唆される。

ただし、ここで用いた SCOR/UNESCO によるクロロフィル a、b、c の結果は、クロロフィル a は精度の高いものであるが、クロロフィル b、c は、大まかな存在量を示す参考値[4]とされ、また、クロロフィル含量は、藻類の種類や年齢により変化するので、藻類量への換算には注意が必要とされる[4]が、ここでは色を定量化する際の指標としてはある程度有効であると考え用いた。統計的には、クロロフィル b／クロロフィル a との相関関係は認められたが、今後、色との関係、緑藻の細胞数等との関係を明らかにし、指標としての妥当性について検討を行う必要がある。

4．3．4　まとめ

河床付着物と視覚的評価の関係について以下の結果を得た。

① 「石表面のきれいさ」は、乾燥重量では約 10g/m² 以下、強熱減量では約 5g/m² 以下、クロロフィル a では約 20mg/m² 以下において評価が高い場合が多く、これらは既往の研究[1)2)]と概ね一致した。

② クロロフィル b／クロロフィル a（類現存量に対する緑藻の割合）と「石表面のきれいさ」の評価値には有意な相関関係があり、色が視覚的評価に関与している可能性が示唆された。

参考文献

1)平山公明・今岡正美他：水質のきれいさの視覚的な判断要因に関する検討、土木学会第 52 回年次次学術講演会、Ⅶ-44、pp.88-89、1994.

2)P.R.Horner, E.B.Welch and R.B. Veenster: Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity, Periphyton of Freshwater Ecosystems, pp121-134, 1983.

3)国土交通省河川局河川環境課、正常流量検討の手引き（案）、2001.

4)全国内水面漁業協同組合連合会、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.204-205、1988.

5)日本分析化学学会北海道支部編：水の分析（第 3 版）、化学同人、pp.362-367.

6)野崎健太郎他：矢作川中流域における糸状緑藻 *Cladophora glomrata* の光合成活性、矢作川研究 No.7、pp169-176. 2003.

４．４　土砂投入が付着藻類、底生動物へ及ぼす影響

４．４．１　目的

流量の変動とハビタット、生物との関係について、これまでは、実験河川において主に流水のみをコントロールし、その影響について検討してきた。しかし、実河川においては出水時、流量のみでなく土砂も下流へと流下し、ハビタット、生物に影響を及ぼす。本課題では、土砂が生物に及ぼす影響に着目する。

土砂管理については、平成10年7月に河川審議会総合土砂管理小委員会から「流砂系の総合的な土砂管理にむけて」の報告において源頭部から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の必要性が提言され、その重要性が認識されている。天竜川や相模川等、いくつかの河川においては懇談会や委員会が設置され検討されている。この対策として現在、主にダム貯水池における適切な排砂システムの検討や、諫止された土砂を下流へと運搬、設置し、土砂の連続性を保とうとする措置（以下、土砂投入とする）が検討されている。特に後者は、早急かつ継続的な対策として今後多く実施されていくものと考えられる。

これまで土砂投入は、ダム下流区間の河床低下、河床材料の粗粒化、これに伴い変質した生物の生育・生息環境の改善等を目的に、阿賀川河口ダムでは 1991～1996 年 [1]、矢作川阿摺ダム及び越戸ダムでは1995～1997年[2]、荒川水系二瀬ダムでは1998、2002年、阿武隈川水系大滝根川三春ダムでは1999、2001年[3]、天竜川秋葉ダムでは1999～2001、長島ダムでは2000、2001、荒川水系浦山川浦山ダムでは2000年[4]に実施された（表4.4.1）。しかし、試験的・実験的段階にあり、土砂投入とハビタットや生物との応答関係について明らかにされている事例は少なく、また、砂の堆積等新たな課題が生じた理由等から中止されている事例もある。今後、土砂投入を河道の修復技術として位置づけていくためには、事例研究や実験などにより、土砂投入がハビタット、生物、生態系へ与える影響を解明し、知見を集積していくことが必要であると考えられる。しかし、実河川においては土砂投入の影響を定量的に把握することは難しい。そこで本課題は、土砂投入による生物への影響を定量的に把握することを目的としている。15年度は、まず、土砂投入が及ぼすハビタット、生物への影響を整理し、実験河川において土砂投入を行い、付着藻類及び底生動物への影響を把握した。なお、15年度は土砂投入を行う初年度であったため予備的検討として位置づけている。

４．４．２　土砂投入が及ぼすハビタット、生物への影響

投入された土砂は、流れによって下流へと流下し、ハビタット、生物、生態系に影響を及ぼす。ここでは、まず、ハビタットや生物に限定しこれまでの知見を整理することとする。ハビタット、生物への影響把握においては、空間スケールによって、捉えられる現象や対象となる生物は異なること、また、上位の空間スケールで生じた現象は下位の空間スケールに影響を及ぼすことから、様々な空間で生じている現象を捉え、さらにそれらを総合的に捉えることが必要であると考えられる。そこで、表4.4.2には、Frissell *et al.*の河川環境の階層性[5]を参考に、Segment～Reach、Habitat、Micro Habitatに区分し、各スケールにおいて生じている主な課題 、課題に対する改善効果、これ以外に予想されるハビタット、生物への影響と新たに生じる可能性のある河川管理上の課題、既往の土砂投入事例について整理した。なお、これらの影響の把握においては、河道の応答や生物への影響は短期的な影響のみでなく、時間的な遅れを伴う

表 4.4.1　環境改善を目的とした土砂投入事例の概要

河川・ダム名	背景と目的	土砂投入実施概要	効果
阿賀川 川口ﾀﾞﾑ[1]	粗粒化の改善を求めて，1986.3 に阿賀川漁協組合連合会から建白書，1990.1 に阿賀川の清流を取り戻す会の提言，1990.2 には同会から土砂投入の陳情がなされた．これらをうけ，徳島県は，水質浄化や魚類などの生息環境改善を目的に実施．	長安口ダム貯水池に堆積した砂利を，川口ダム下流 2 地点の河岸に投入．投入土砂量は，1 地点あたり年間 2,000m³．実施期間は 1991～1995．	「砂利の堆積が見られるなど好評」（徳島新聞 1996.2.2）， 「岩の間に砂がつくようになり，魚も増えたよう（徳島新聞 1996.2.11）， 「土砂がたまりすぎて水流が悪くなっているところもある」（徳島新聞 1997.2.24）
矢作川 阿摺ﾀﾞﾑ 越戸ﾀﾞﾑ[2]	ダム下流では，粗粒化，河床低下，糸状緑藻の異常繁茂が生じ，各種水生生物の産卵，生息が困難になるなど，生態系への影響が 20 年ほど前から漁師らによって指摘されるようになった．このため，豊田市矢作川研究所では，これらを改善する方法が有効か否かを研究するために実施．	投入場所の上流のダムの百月ダム湖底堆積砂利，阿摺ダム月原付近の浚渫砂利，旭町時瀬の堆積砂を，阿摺ダム下流には平成 7 年度，8 年度に各約 1500m³，越戸ﾀﾞﾑ下流には平成 8 年度に約 1500m³ の砂利を投入．投入は，アユの放流，釣り解禁期間に配慮し，約 500m³ を 3 期にわけて行われた．	豊田市矢作川研究所による投入土砂の分散，付着藻類，底生動物調査の結果によると，砂利の投入が河床の状態を不安定にし，生物群集構造を遷移の初期段階に戻して再編成させる効果があるが，実験規模の砂利量では亜極相が限界であり，それ以上に遷移を逆行させることにつながっていないとしている．
阿武隈川 水系大滝根川 三春ﾀﾞﾑ[3]	三春ダム試験たん水後，堤体下流では河床材料が粗粒化し，一部で河床浸食が認められた．このため，三春ダム管理所は，これらを改善することを目的に実施．	1999.5 に，貯水池上流端に堆積した土砂 1,000m³ を堤体直下に設置し，下流へ流下させた．	投入量が少なく，河床低下や河床材料の粗粒化防止等に対する効果は小さい．
荒川水系 浦山川 浦山ﾀﾞﾑ[4]	浦山ダム貯水池には特に砂礫質が諫止されていたことから，ダム下流において河床低下，河床材料の粗粒化，これに伴う魚類への産卵場の減少につながる等，生物の影響が予想された．このため，これらの防止を目的に実施．	2000.10.27 に，貯水池上流端に堆積した土砂 1000m³ を堤体から約 400m 下流の河道内に投入．	ウグイの産卵場となる洗い瀬の維持形成に寄与した．

こと、それぞれのハビタットや生物は、形成・修復の時間や消長時間が異なるため、把握すべき時間スケールは異なること等を考慮する必要がある。また、土砂投入による影響は、投入土砂量や粒度分布、流況（規模、頻度、継続時間等）、投入時期などにより異なる。今後、これらを考慮した土砂投入の考え方の整理が必要になるものと考えられる。

以上を考慮して、付着藻類への影響について整理する。投入された土砂は、出水時の流れで運搬される。このため、出水の規模は、付着藻類への影響を規定する大きな要因であり、出水の規模によって、Segment～Reach スケールで生じる河床変動等、河床材料の移動を伴う場合と、河床材料の移動を伴わない場合で影響は大きく区分できる[6]。また、その影響は土砂投入がない場合と比較すると、攪乱は大きく、河床変動量や流砂による作用もより大きくなる。

なお、流砂の付着藻類への作用については、Power ら[7]により、摩擦によって現存量に影響を及ぼすことが指摘されている。また、北村ら[8]、山本ら[9]の砂礫を用いた藻類除去の実験結果からも、効果的に

作用することが指摘されている。このような流砂の作用は、出水時のみでなく平常時においても、河床に堆積した土砂のうち、例えば砂などが掃流砂となり得る場においては、影響を及ぼすことが予想される。ただし、付着藻類は、他の生物と比較し、増殖速度も大きく、遷移が短期間で生じるため、影響や回復は速やかであると考えられる。

底生動物については、土砂の移動は、直接的な生息場所の維持形成に関わるため、その多様性や現存量に大きな影響を与えるとされる[10]。しかし一方で、シルトや細粒土砂で埋め尽くされ、総種数への影響や剥ぎ取り食者優占から堆積物者優占へと変化する[11]といった摂食型の変化が報告されている。

表 4.4.2　流送土砂量の減少や流量制御に起因し生じている主な課題と土砂投入の影響[14]

空間スケール	主な課題	土砂投入によるハビタット，生物への影響と河川管理上の課題 注)	既往事例におけるねらいや効果
【Segment】 勾配などが同一の区間	A：土砂投入量の減少→横断構造物下流から生じる河床の低下→時間経過に伴う河床勾配の緩勾配化→掃流力の減少	○河床上昇による掃流力の増加 ○河床低下の改善 ◆堆積土砂厚の不均一化（たとえば淵が埋まる） △恒常的な土砂投入の必要性	・多摩川永田地区においては，河原のしくみの機能を早期に回復させるため，河床勾配を大きくし，掃流力を高めることを目的に実施された[12]
【Reach 】 1リーチ～数リーチ	B：土砂投入量の減少→河道横断形状の変化→B／h の変化→中規模河床波の変化（複列砂州から単列砂州への変化など）→これに伴う瀬・淵構造の変化、面積の	○砂州形態の変化とこれに伴うハビタットの修復と生物の回復 △回復までの時間 △砂州の不安定化による治水上の課題	
【Habitat】 瀬・淵構造，河原，河岸植生，河畔林など	A＋B＋攪乱規模・頻度の減少→植生遷移の進行，細粒土砂の捕捉促進→樹林化の進行	○水際域の掃流力の増大や冠水頻度の増加→河原の形成・維持，植生の変化	・多摩川永田地区では，造成河原の維持を目的としている[12, 13]
	B→瀬，淵構造の変化（水深・流速分布の変化，構成材料の変化），河床材料の変化→魚類群集や底生動物群集の変化	○瀬・淵の水深・流速分布の回復，これらを構成する河床材料の更新→ハビタットの機能回復，生物の回復	・荒川水系浦山ダム下流の事例では，ウグイの産卵場となる洗い瀬の維持形成に寄与した[4]
【Micro Habitat】 底質，河床材料，河床間隙など	土砂投入量の減少→河床材料の粗粒化（アーマー化）→底生動物群集や魚類群集の変化	○底質の粒度組成の修復→底生動物群集，魚類群集の回復 ◆土砂の堆積によって浮き石面積が低下した場合，底生動物，魚類への影響	・阿賀川河口ダム下流の事例では，砂利の堆積が見られ[1]，岩の間には砂がつくようになり，魚が増えたとされたが，その後，土砂がたまりすぎて水流が悪くなった[1] ・阿武隈川水系三春ダム下流の 1995 年に実施された事例では，投入量が少なく，河床低下や河床材料の粗粒化防止等に対する効果は小さかった[3] ・矢作川阿摺ダム及び越戸ダム下流の事例では，土砂投入量が少ないことから，亜極相以上遷移を逆行させることにつながらなかった[2].
	攪乱規模・頻度の低下→河床の安定化→ →底生動物群集の遷移の進行と多様性の低下，瀬の産卵床としての機能低下	○攪乱による河床材料の移動･更新→ハビタットの機能回復，生物群集構造を遷移の初期段階に戻す	
	攪乱規模・頻度の低下→河床の安定化→付着藻類膜の剥離・更新頻度の減少→活性の低下，糸状緑藻の繁茂→魚類や底生動物の餌資源としての質・量の変化→魚類群集や底生動物群集への影響	○付着藻類の群集構造を遷移の初期段階に戻す ○藻類の剥離・更新，活性化，餌資源としての質の向上 ◆流下した土砂のうち比較的粒径の細かい砂等が河床に堆積した場合→生産量の低下，底生動物や魚類への影響 ◆投入土砂に細かい粒径のシルト等が多く含まれ濁水が発生した場合→付着藻類の光合成阻害，魚類の餌資源としての質の低下	
	攪乱規模・頻度の低下→河床間隙の透水性の低下→河床間隙生物や魚類の産卵床への影響	○河床間隙の透水性の回復→ハビタットの機能回復→生物の回復	

注）○；課題に対する改善効果，◆；○以外に予測されるハビタット，生物への影響，△；新たに生じる可能性のある河川管理上の課題を示す.

以上を考慮し、実験河川を用いた検討においては、付着藻類については土砂の流下による藻類の剥離とその後の回復と増殖への影響、底生動物については、土砂の流下による底生動物に減少とその後の回復状況を追跡するとともに、堆積場所に着目し検討することとした。

4．4．2　方法

土砂投入を行わない区間を対照区、土砂投入する区間を実験区Ⅰ及び実験区Ⅱとして、供給土砂の流下が付着藻類、底生動物へ与える影響を把握する。

実験河川A上流の直線区間（720-830 地点、河床勾配 1/300）を用いて、上流から対照区、実験区Ⅰ、実験区Ⅱを設定し、実験区Ⅰ、Ⅱのそれぞれ上流端に土砂を設置した（9 章、図 9.1 参照）。土砂の粒径は、河床勾配と出水条件を考慮し、掃流砂となり得る粒径で、かつ入手が可能であったφ8～12mm、φ4～6mm の砂利を各 1,080kg 設置した。また、実験区Ⅰ、Ⅱの下流端には、土砂が下流へ流下しないよう河床を長さ 2m、深さ 0.5m 程度掘り下げ、土砂吐けとした。また、これによって生じる乱れが実験に影響しないよう、各区間の間に 6m の緩衝区間を設けた。

与えた出水は 3 回（出水①、②、③）で、各出水のピーク流量は、出水①は 1m³/s、出水②及び③は 2m³/s である（写真 4.4.1、4.4.2）。なお、ピーク流量の継続時間は 30 分間とした。表 4.4.3 に各区の実験条件を示す。出水日は 2003.8.7 である。

出水による土砂の流下状況は、各出水前後において気球から写真撮影を行うことにより把握した。付着藻類の採取は、各出水の前後及び 4 日後、7 日後、11 日後、底生動物は、出水前、出水③後、7 日後、15 日後に行った。付着藻類は、各区間の河床（実験区Ⅰ、Ⅱは、流下土砂が通過した河床）において代表的な河床材料 6 つを選定し、その上面に 5×5cm のコドラートを設置し、ナイロンブラシと蒸留水を用いて採取した．また、採取した河床材料の長径と短径を測定し記録した。分析項目は、クロロフィル a、フェオ色素、強熱減量、強熱残留物量とし、分析方法は 4．2 と同様である。底生動物は、25×25cm のコドラート（網付き、目合い 250μm）を設置し、河床約 3cm の深さまでの底生動物を底質ごと採取し、ホルマリンで固定した後、種同定、個体数の計数、種ごとの湿重量を測定した。なお、実験区ⅠとⅡにおける底生動物の 7 日後、11 日後の調査については、河床の状態が土砂の流下状況により異なっていたため、流下土砂が通過した河床、投入土砂が堆積している河床、堆積土砂表層に区分し採集した。検体数は各ケース 3 検体とした。

表 4.4.3　実験条件

	対照区	実験区Ⅰ	実験区Ⅱ
区間位置	800-820	770-790	740-760
区間長	20m	20m	20m
河床勾配	1/300	1/300	1/300
投入土砂粒径	－	8-12mm	4-6mm
投入土砂量	－	1,080kg	1,080kg

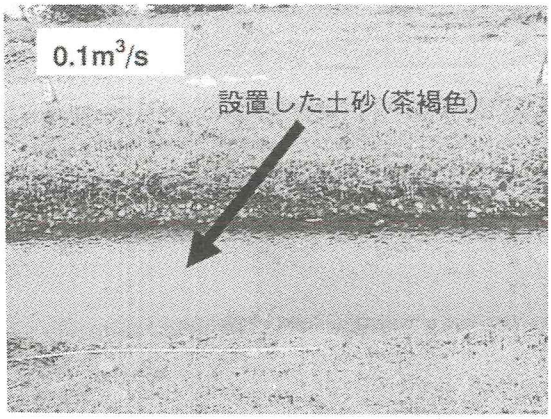


写真 4.4.1　土砂設置状況

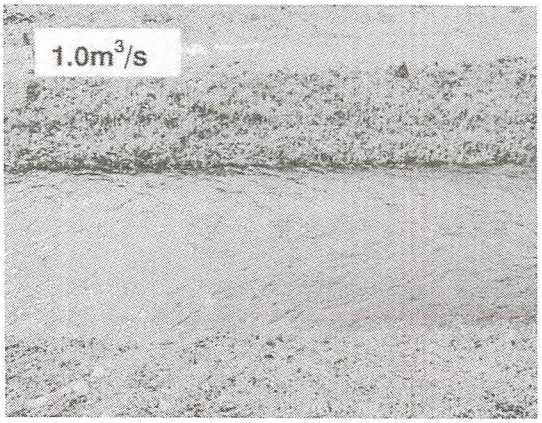


写真 4.4.2　出水①１㎥/s の様子

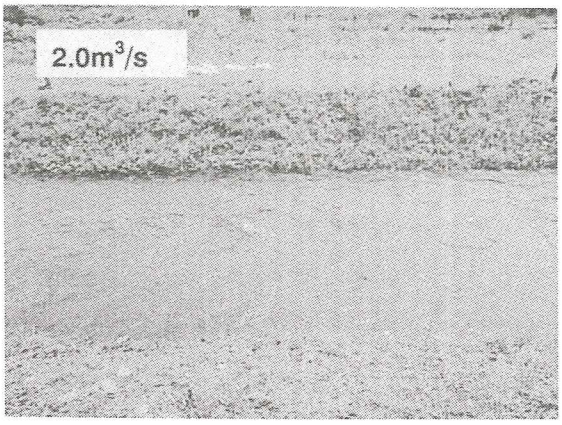


写真 4.4.3　出水②2㎥/s の様子

４．４．３　結果

（１）土砂の流下状況

表 4.4.4 に出水時の水理量、図 4.4.1 に実験区Ⅰ、Ⅱにおける投入土砂の流下状況を示す。なお、土砂の流下状況の詳細については９章を参照されたい。

各区間の出水時の水理量は、本実験区間の下流の勾配が 1/800 と緩いため背水の影響等を受けているものと考えられ、３区間で若干水理特性が異なるものであった。土砂の流下状況は、実験Ⅰ、Ⅱでほぼ同程度で、出水③後それぞれ 9m、8m 流下していた。なお、投入した土砂は、あまり分散せずに、占有面積を拡げながら群体が移動するように流下した。出水後の実験区Ⅰ、Ⅱの河床の状況は、土砂が流下した河床、土砂が堆積している河床、まだ土砂が達していない河床に区分された。したがって出水７日後、15 日後においては、それぞれの区分から底生動物を採取した。

表 4.4.4　出水時の水理量

		対照区	実験区Ⅰ	実験区Ⅱ
出水①	水深(m)	0.45	0.51	0.67
	流速(m/s)	0.85	0.83	0.68
	水面勾配	1/257	1/159	1/171
	摩擦速度(m/s)	0.11	0.12	0.10
	無次元掃流力	0.16	0.08	0.11
出水②及び③	水深(m)	0.69	0.80	0.95
	流速(m/s)	1.0	1.1	0.84
	水面勾配	1/218	1/162	1/202
	摩擦速度(m/s)	0.12	0.13	0.11
	無次元掃流力	0.18	0.10	0.14

注）摩擦速度、掃流力、流速、水面勾配、水深は観測中の最大値を示す。

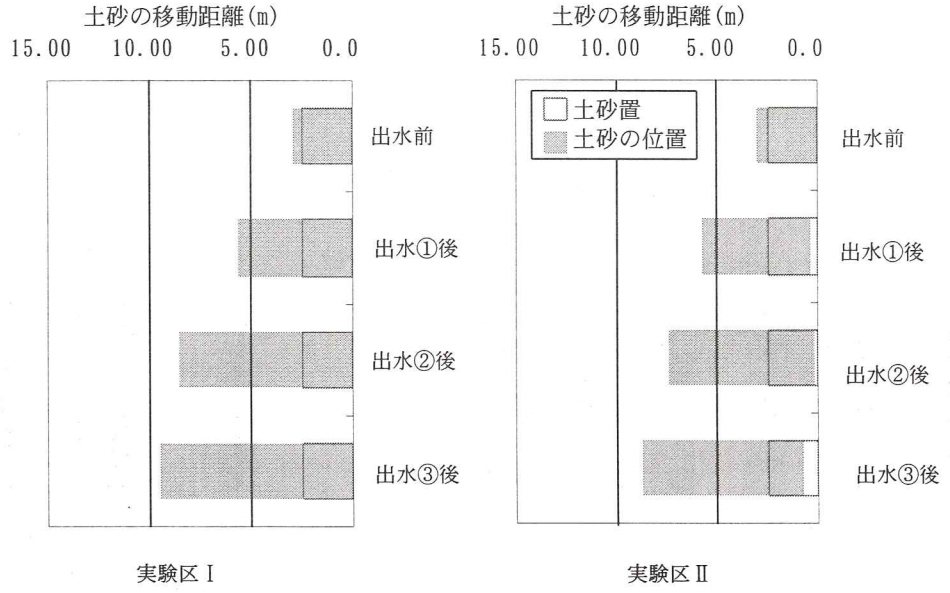


図 4.4.1　投入土砂移動状況

（2）付着藻類への影響

図 4.4.2、3 に藻類現存量を示すクロロフィルａ、有機物量を示す強熱減量の変化を示す。クロロフィルａは、出水によって出水前の約 21～38%が減少した。しかし 4 日後には、出水前とほぼ同様の値まで回復し、7 日後にはさらに増加した。強熱減量の変化についても、クロロフィルａとほぼ同様の傾向を示した。区間の違いについては顕著な差異はみられなかった。

次に、質的な変化をみるため、強熱減量の付着物量に対する比（=強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物））、生きている藻類の割合（=クロロフィルａ／（クロロフィルａ＋フェオ色素）(%)）、有機物に占める藻類の割合（クロロフィルａ／強熱減量(%)）を算出し、図 4.4.4～4.4.6 に示した。強熱減量の割合（図 4.4.4）については、出水後上昇するが、4 日後には減少する傾向がみられた。有機物に占める

藻類の割合（図 4.4.5）については、出水前後でほとんど変化はみられないが、4 日後に各区間ともに増加がみられ、7 日後にはやや減少した。生きている藻類の割合（図 4.4.6）については変化がみられなかった。

以上より、土砂投入の有無にかかわらず藻類量や有機物量は減少し、出水後、有機物量の割合や有機物量に対するクロロフィル a 量の割合が増加するなど、付着物の質的な変化がみられた。しかし、その影響は 4 日後あるいは 7 日後という短期的なものであった。この要因としては、土砂の粒径が大きくかつ出水時の掃流力が小さかったため、土砂移動に伴う河床面への作用が小さかったことがあげられる。

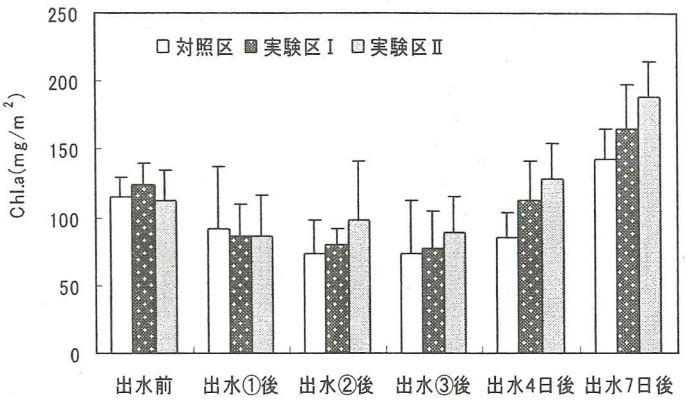


図 4.4.2 ｸﾛﾛﾌｨﾙ a の変化

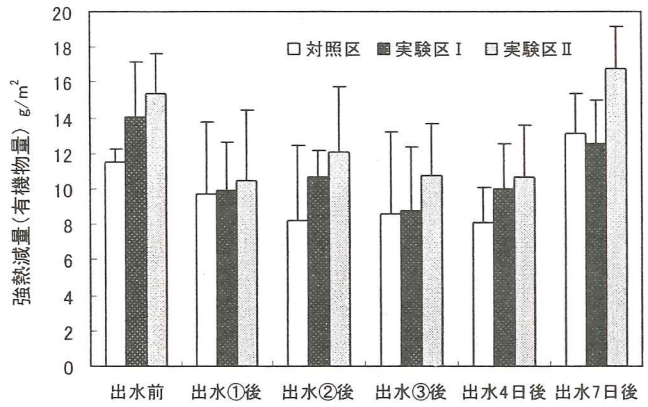


図4.4.3 強熱減量（有機物量）の変化

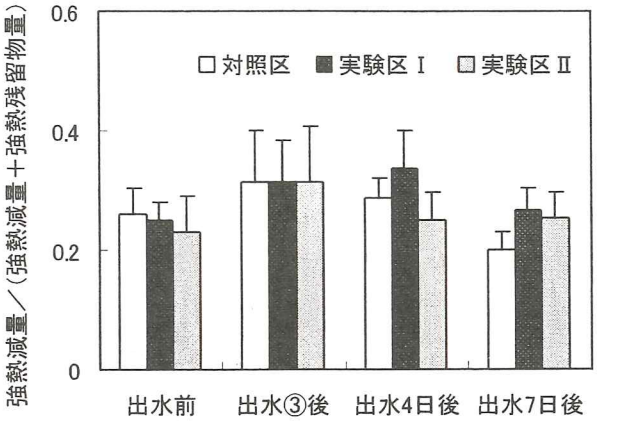


図4.4.4 強熱減量／（強熱減量＋強熱残留物量）の変化

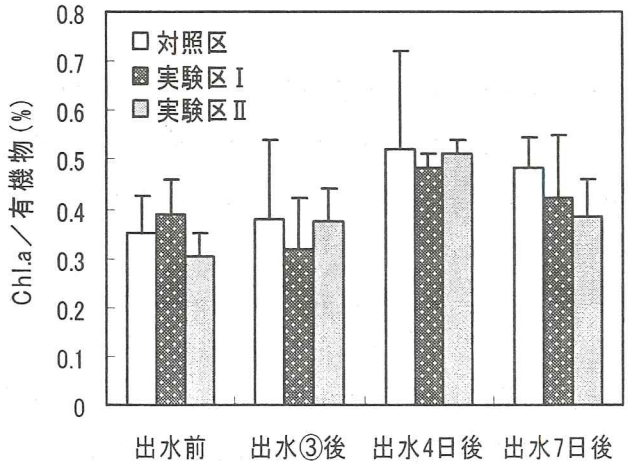


図 4.4.5 ｸﾛﾛﾌｨﾙ a 量／有機物量の変化

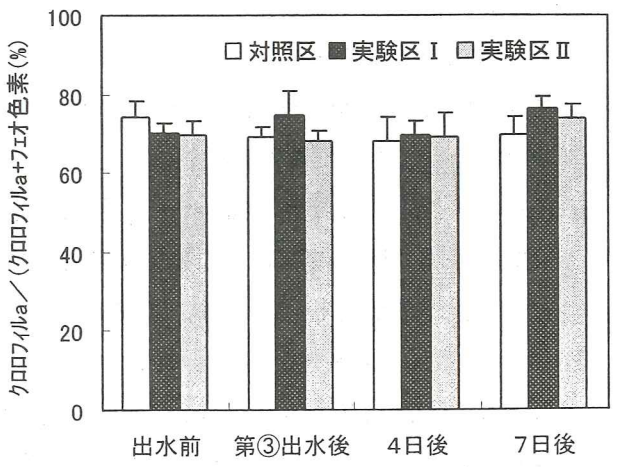


図4.4.6 ｸﾛﾛﾌｨﾙa／（ｸﾛﾛﾌｨﾙa＋ﾌｪｵ色素） の変化

（３）底生動物への影響

図 4.4.7①～③、図 4.4.8①～③に、①出水前および出水後、7 日後、14 日後の土砂が流下した部分の河床、②投入した土砂が流下し堆積した層（以下、土砂堆積層）、③②の下の元河床（以下、堆積土砂下河床）から採取したサンプルの個体数の変化（平均値と標準偏差）と代表的な 6 網目（トビケラ目、ハエ目、カゲロウ目、ニマイガイ網（全てシジミ科）、マキガイ網、ミミズ網、ヒル網）の全個体数に対する割合（平均値）を示す。以下に上記①～③の個体数及び組成の変化について示す。

①土砂流下河床

出水後、実験区Ⅰ、Ⅱにおける個体数は有意に減少し、対照区の個体数よりも実験区Ⅰ、Ⅱは有意に低かった。しかし、対照区については、出水前の値が実験区Ⅰ、Ⅱと比較して低く、また、出水後は個体数の増加がみられるなど、実験区Ⅰ、Ⅱの個体数の減少が、土砂投入によって助長されたかどうかの判断は今回の結果からは難しいが、土砂投入+出水によって個体数は減少し、7、14 日後には回復していないことがよみとれる。なお、出水前の対照区の個体数が低い主な要因は、シジミ科 *Corbicula* sp. の個体数が、実験区Ⅰ、Ⅱと比較して低いことによるものである（図 4.4.8①）。

組成については、出水前後ではほとんど変化はみられず、対照区ではハエ目、実験区Ⅰではハエ目とニマイガイ網（シジミ科）、実験区Ⅱではニマイガイ網（シジミ科）が優占していた。7 日後においては、対照区ではミミズ網の割合が増加し、実験区Ⅰ及び実験区Ⅱではハエ目の割合が増加した。14 日後は、実験区Ⅰのみの結果であるが、個体数は 7 日後とほとんど変化がみられないが、ハエ目の割合が増加した。

②土砂堆積層

7 日後には、実験区Ⅰでは、ハエ目、トビケラ目、実験区Ⅱではこれらに加えカゲロウ目が主に定着し、14 日後には、ニマイガイ網（シジミ科）が定着し、個体数は、①実験区Ⅱの土砂が流下した後の個体数と同程度になった。

③堆積土砂下河床

7 日後には実験区Ⅰ、Ⅱの個体数は、それぞれ出水前の 7%、6%に大きく減少した。個体数割合の割合では、ハエ目やニマイガイ網（シジミ科）が減少し、ミミズ網、ヒル網が増加した。さらに 14 日後には実験Ⅰにおいて、出水前の個体数の 4%にまで減少した。

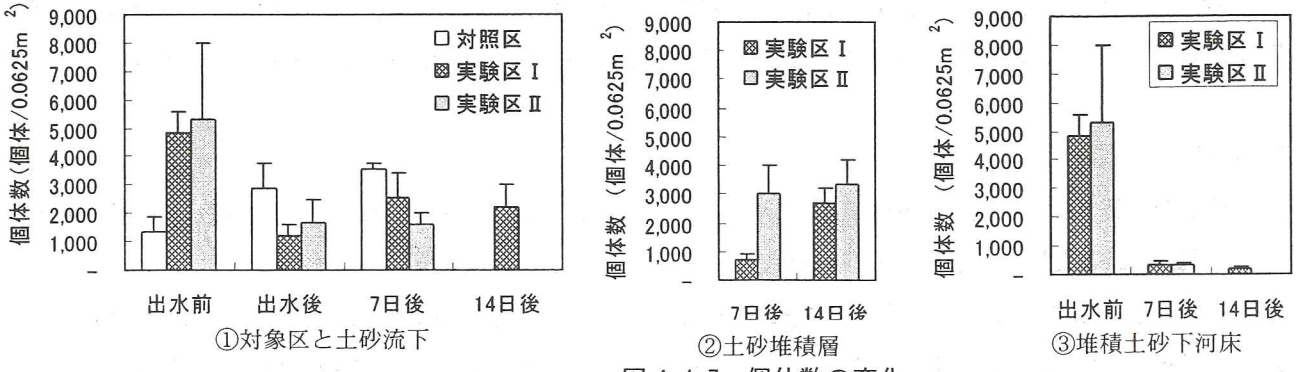


図 4.4.7　個体数の変化

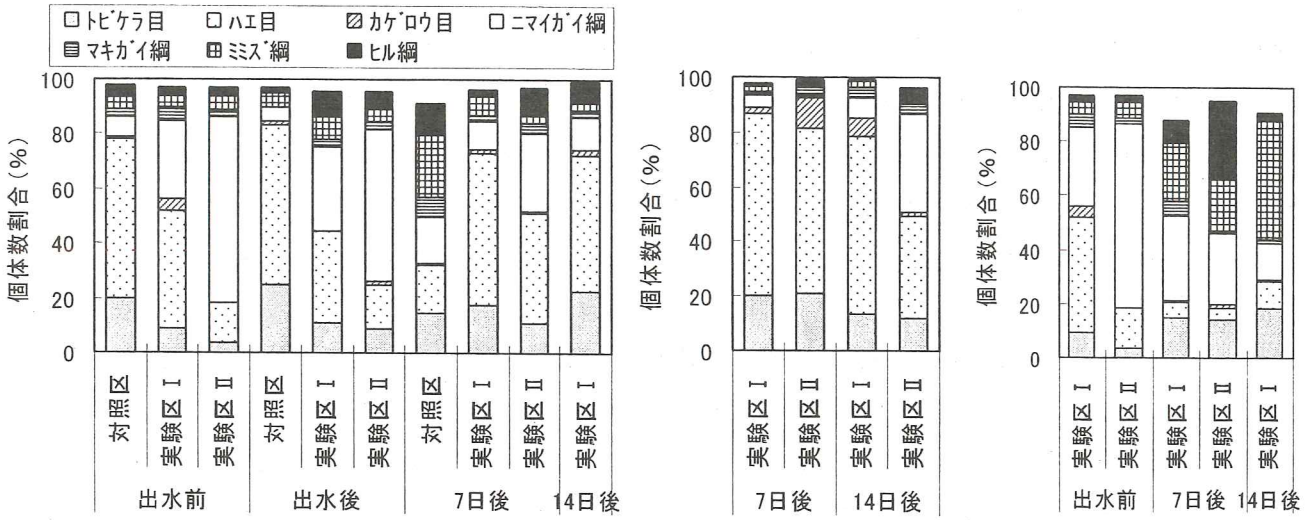


図 4.4.8　個体数割合の変化

4．4．4　まとめ

流砂の河床付着膜への影響についてはこれまで、Power ら[11]により、摩擦によって現存量は影響を受けることが指摘されている。また、北村ら[12]、山本ら[13]の砂利を用いた藻類の除去を目的とした実験結果からも効果的に作用することが指摘されている。しかし、今回の実験条件では、土砂投入の有無の違いにより付着藻類の剥離及びその後の回復過程において差は検出されなかった。さらに摩擦力を増加させる実験条件で検討し、その影響について把握する必要がある。

底生動物への影響については、河床が流下した後の河床においては、個体数が出水前の 20～30%まで減少し、その後 15 日後においても出水前の個体数には増加しなかった。また、堆積した土砂層には、速やかに底生動物が移入し、もともとの河床と同程度の個体数になった。しかし、土砂が堆積した下の元河床では、個体数は大きく減少し、種組成も変化した。このことから、底質に大きく生息環境が規定される底生動物は、付着藻類と比較すると、投入土砂の影響をより受けやすいと考えられる。

これまで、出水後の影響まで含め捉えた研究はほとんど行われていない。実験河川においては、これが可能であることは大きな利点であると考えられる。また、今回、土砂の流下状況を区分し、それぞれの影響を定量的に把握することができた。実河川においても土砂投入により土砂が堆積した箇所などが課題になるケースもある等、本実験は実河川で生じている現象の解明に寄与するものと考えられる。

参考文献

1)島谷幸宏・皆川朋子：日本の扇状地河川の現状と自然環境保全の事例，河川に自然復元に関する国際シンポジウム論文集，pp.191-196，1998.

2)田中蕃：砂利投入による河床構造回復の試みとその効果，矢作川研究 No.1，pp.175-202，1997.

3)浅見和弘・齋藤大・三浦義征：ダム下流の河床低下・河床構成材料の粗粒化防止策－三春ダムにおけ

る土砂投入実験例－，応用地質技術年報 20，pp.147-155，2000.
4)梶野健・浅見和弘・中嶌一彦・杉尾俊治・林貞行・高橋陽一：浦田ダム下流に投入した土砂がウグイの産卵にもたらす効果について－ダム下流河川における土砂投入の効果－，応用生態工学 Vol.6 No.1，pp.51-58，2003.
5)Frissell, C.A., Liss, W. J., Warrn, C. E. and Hurleu, M.D.:A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing stream in a watershed context, Environment Management 10, pp199-214, 1986.
6)皆川朋子・清水高男・島谷幸宏：流量変動による生物への影響に関する実験的検討，河川技術に関する論文集 Vol.6，pp.191-196，2000.
7)Power，M. E., and A. J. Stewart：Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream, American Midland Natural Naturalist 117，pp333-345, 1987.
8)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研究，河川技術に関する論文集 Vol.6，pp.125-130，2000.
9)山本亮介・松梨史郎・下垣　久：移動粒子を伴う流れの付着藻類剥離効果，水工学論文集　Vol.47，pp1069-1074，2003.
10)Nicolas R. Bond ，Barbara J. Downes :The independent and interactive effect of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland stream, Freshwater Biology 48, pp.455-465,2003.
11)Zuellig R.E., Kodratieff B.C., Rhodes H.A.: Benthos recovery after an episodic sediment release into a Colorado Rocky Mountain River. Western North American Naturalist. 62(1),pp.59-72.2002.
12)服部敦・瀬崎智之・伊藤政彦・末次忠司：河床変動の観点で捉えた河原を支える仕組みの復元－多摩川永田地区を事例にとして－，河川技術論文集 Vol.9，pp.85-90.2003.
13)島谷幸宏：多摩川永田地区の河道修復：応用生態工学 5(2)，pp233-240，2003.
14)皆川朋子・福嶋　悟・天野邦彦：土砂投入が付着藻類に及ぼす影響－多摩川永田地区を事例に－，河川技術論文集 Vol.10，pp.477-482，2004.

５．河川における生息場所に関する研究

５．１　水際植物の生態的機能に関する研究

５．１．１　水際植生の繁茂状況を変えた実験

（１）研究目的

平成14年度に実験河川Ａで実施した研究“水生生物にとっての水際域の機能”から、水際の特に水中部の植物の存在が魚類や甲殻類の分布に強く影響することが明らかになった。しかしながら、この実験で重要性が示された水際（水中部）の植物は、図5.1.1に示されるよう水中部と水上部に分けられる。そのため、水生生物にとっての水際植物の重要性を考えた場合、水中部の植物だけでいいのか、それとも水上部の植物も必要なのか、各部の植物の機能を明らかにする必要がある。魚類における水中カバーの機能としては、流速の低減、魚類の避難場・産卵基質の提供、捕食圧の低減などが、一方、水上カバーの機能としては、日陰の創出や、捕食圧の低減（水中カバー効果にもある）と考えられる。水中カバーそして水上カバーの存在が魚類に与える影響を把握することは、水辺域の植生管理や河川環境の保全及び再生において重要な情報を提供すると考えられ、各カバーの効果を検証する野外操作実験を実施した。

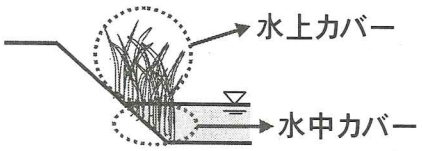


図 5.1.1　水際植物を構成する水中カバーと水上カバー

（２）調査方法

水中カバーそして水上カバーの保持する生態的機能を明らかにするため、4 つの処理区（図 5.1.2）を実験河川 A に設定し水生生物の生息量について調査した。8 月 25 から 27 日にかけてすべての調査区を処理区 A の状態に設定し、その約３週間後の 9 月 17 から 18 日に、初期調査として魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境は、水深・水温・流速分布・底質・開放度、相対照度を計測した。この正気条件の調査で、計測項目に対して、処理区間で有意な差が見られなかったことを確認し、9 月 19,20 日に下記のような処理区（図 5.1.2）を設置した。河床状況及び生物状況を安定させるために、各処理区を設定後、

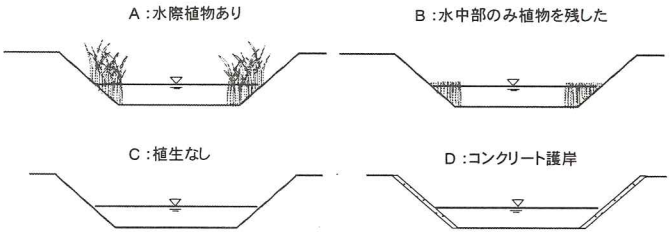


図 5.1.2　処理区の設定イメージ図

概ね3週間後の10月8,9日に初期条件の調査と同様な調査を実施した。1つの調査区は長さ15mとし、A～Cの処理区は4つの繰り返しを、Dの処理区は2つの繰り返しを設定した。実験において、水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように、各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し、人為的に水深を調整することによって、水深の違いによる変化が起こらないように配慮している。また、このように人為的に水深の調整を行ったが、観察から魚類の移動を妨げるものではなかった。コイ・フナなどの大型遊泳魚の生息を可能にするために、各処理区中央部の平均水深が35cm程度となるように目標を定め、実験期間中は、実験河川の維持流量を毎秒200ℓとした。

（3）結果

物理環境

水際部（岸から40cm）で、コドラート内(25×25 cm)の植被率を求めた結果、Aの植被率は90%程度でBの植被率は50%程度、CそしてDではほぼゼロとなっていた。処理区Bの植被率がAと比べて低く50%だった理由は、水面上の植物を刈り取ったことによる。相対照度は水際部でAは20%程度、B・Cは90%前後、Dは100%程度であった。平均水深は、中央部は各ケースでほぼ同じであったが、水際の平均水深はコンクリート護岸Dで他のケースより少し小さかった（図5.1.3）。平均流速は、AとBは水際部、中央部ともにほぼ同じ流速で、水際部では流速が極端に遅くなっていた。C・Dの平均流速は水際部でA・Bより早くまた流速の差は法面の粗度（Cは土羽、Dはコンクリート）を反映し、中央部の流速は水際の流速が早いのを反映しA・Bに比べて若干遅い傾向が見られた。

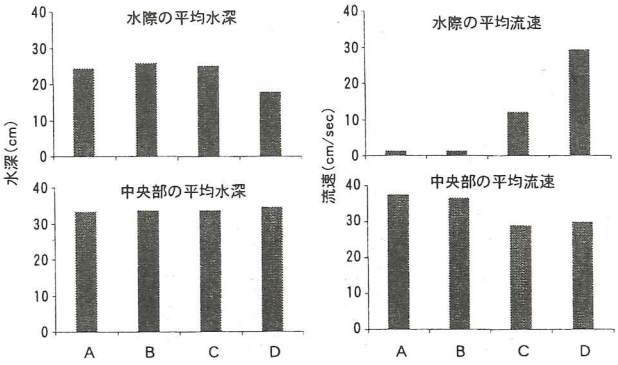


図5.1.3　物理環境の比較

魚類の生息量

各処理区で魚類の生息量に顕著な違いが見られ、A（水際植物あり）＞B（水中部のみ植物を残した）＞C（植物なし）＝D（コンクリート護岸）の順で魚類の生息量が小さくなった（図5.1.4）。魚類の平均体長を各処理区で比較すると、同様にA＞B＞C＝Dの順で小さくなっていく現象が見られた(図5.1.5)。

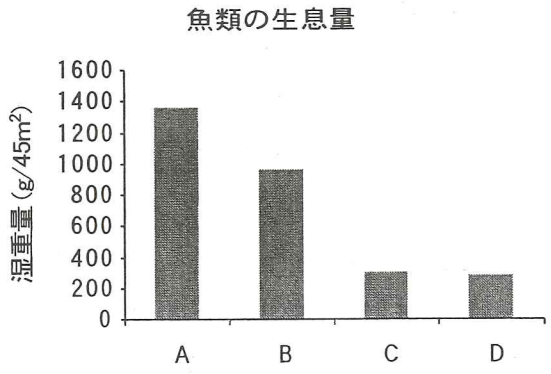


図5.1.4　魚類生息量の比較

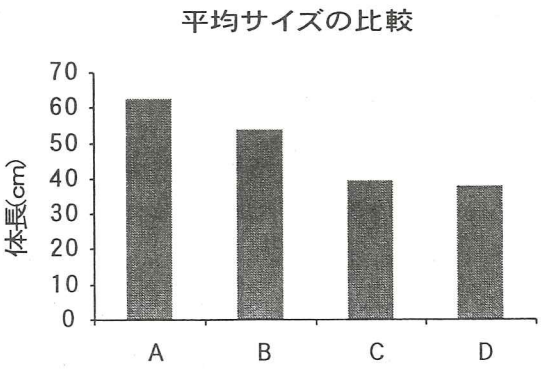


図5.1.5　魚類の平均サイズの比較

魚類の種類数は、A・Bがほぼ同程度で、次いで、C・Dの順に減少していく傾向が見られた（図5.1.6）。また、水中カバーが失われることで遊泳魚の生息比率が減少するという傾向が確認できた（図5.1.7）。

甲殻類の生息量

各処理によって甲殻類の生息量にも顕著な違いがみられた（図5.1.8）。平均湿重量でみると、A（水際植物あり）＞B（水中部のみ植物を残した）＞C（植物なし）＞D（コンクリート護岸）の順で甲殻類の生息量が小さくなった。それぞれの生息量の違いは、処理によるカバー効果を表すと考えられる。甲

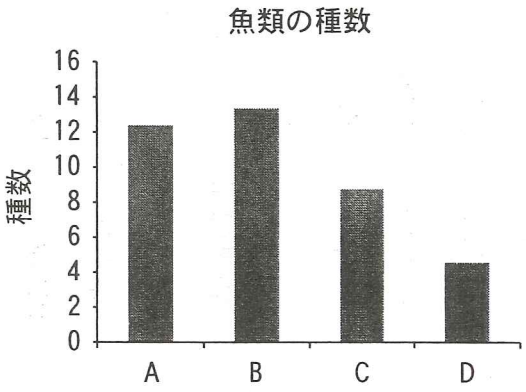


図5.1.6　魚類の種類数

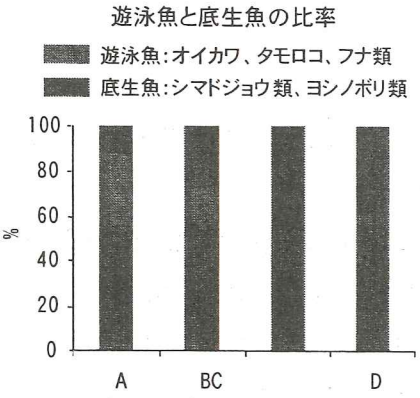


図5.1.7　魚類の比率

殻類にとって水際植生の水上部も重要であることが示され、また、コンクリート護岸Dでは採捕されなかったことから、甲殻類の生息環境が著しく制限されることが明らかである。

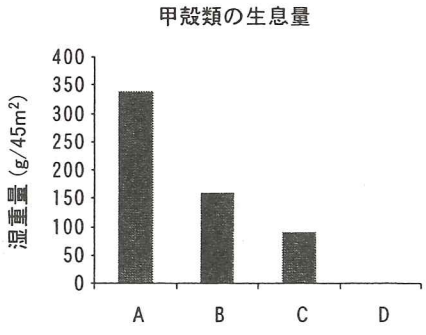


図5.1.8　甲殻類生息量の比較

（4）　考察

水際に植物のあるAと植生のないC及びコンクリート護岸Dの調査結果は平成１４年度の調査結果と同じ傾向であった。すなわち、水際の植生の有無は水生生物の分布に影響することを示している。

水上部の植生がある A、水上部の植生がない B、植生なしCを比較すると、魚類の生息量・平均サイズ、甲殻類の生息量において水上部の植生がある A＞水上部の植生がない B＞植生なしCの順位に大きかった。なおかつ、魚類の遊泳魚と底生魚の比率は水上の植物を刈り取ることにより水上の植生がある A、水上の植生がない B、植生なし C の順位で遊泳魚の比率が落ちることがわかった。また、甲殻類においては、水上の植生がないBの生息量が水上の植生があるAの半分以下になり、水上部のカバーの存在は大きく影響が出ることがわかった。以上の事より、水際植生の機能を考える場合、水中部の植物による流速の低下や隠れ場の提供機能だけが水生生物の分布に影響するだけでなく、水上部に植物があることによって水際が覆われる環境も、水生生物にとって重要であることが明らかとなった。

5．1．2　代替え施設による水際植生の機能復元実験

（1）目的

これまでの実験から、水際の特に水中部にある植物が水生生物の生息環境として重要なことが示された。魚類や甲殻類をはじめ多様な水生生物が生息できる河川環境を考えるうえで、水際植物の保全・再生も重要なテーマである。しかし、現在既に沿川の開発により新たな用地の確保が困難など、水際植生自体の再生が困難なケースも多く、このような時には水際植物のもつ機能を代替施設等により回復するといった選択肢も考えられる。

本調査では水際の機能をなるべく簡単に代替えすることを考え、木杭及び板によって水中カバーや陸上カバーを創出し、水生生物における水際植物の機能を再現することを試みた。図 5.1.9 に、水際植生の機能再現のイメージを示した。陸上カバー効果（捕食圧の低減、日陰の創出）を板で覆うことにより代替えし、水中カバー効果（流速の低減、休息場所、捕食圧の低減）の機能を木杭により代替えさせ、処理区を変化させ魚類調査及び物理環境調査を実施した。

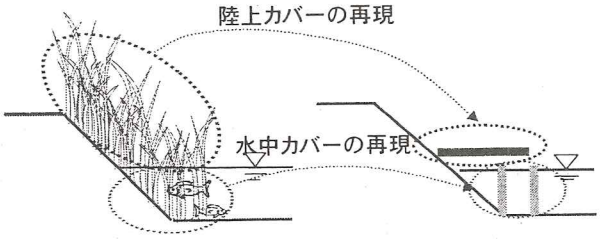


図 5.1.9　水際植生機能の再現イメージ図

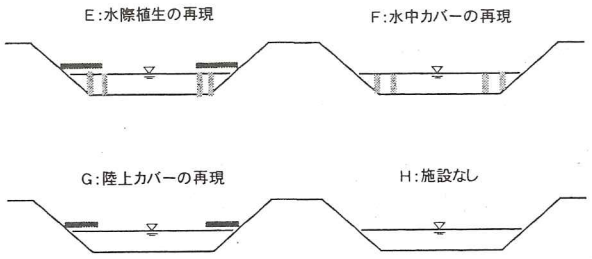


図 5.1.10　処理区の設定イメージ図

（2）調査方法

代替施設の設置による水際域の機能回復効果について明らかにするため、4 つのケース（図 5.1.10）を実験河川 A に設定し、水生生物の生息量について調査を行った。各処理区を 10 月 10 から 16 日にかけて設定し、その概ね 3 週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境は、水深・水温・流速分布・底質・開放度、相対照度を計測した。１つの調査区は長さ 15m とし、E～H の処理区は 3 つの繰り返しを設定した。実験において、水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように、各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し、人為的に水深を調整することによって、水深の違いによる変化が起こらないように配慮している。また、このように人為的に水深の調整を行ったが、魚類の移動を妨げるものではなかった。水深の調整の容易さ、及び、コイ・フナなどの大型遊泳魚の生息を可能にするために、各処理区中央部の平均水深が 35cm 程度となるように目標を定め、実験期間中は、実験河川の維持流量を毎秒 200ℓ とした。

（3）結果

物理環境の変化

水際部（岸から40cm）は、E・Gの上部は板に覆われている状態でF･Hは開放である。相対照度は水際部でE・Gは10％程度でF・Hは80％程度であった。

平均水深は各処理区でほぼ等しく、平均流速は、EとFは水際部、中央部ともにほぼ同じ流速で、水際部では流速が極端に小さかった（図5.1.11）。G・Hの平均流速は水際部でE・Fより早く、中央部の流速は水際の流速が早いのを反映しE･Fに比べて若干小さい傾向が見られた。

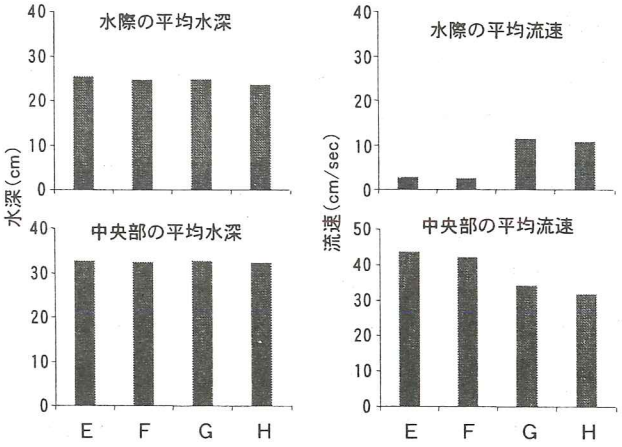


図5.1.11　物理環境の比較

魚類生息量の比較

各処理区で魚類の生息量に顕著な違いが見られ、E（水際植生の再現）とF（水中カバーの再現）がほぼ同じで、G（陸上カバーの再現）とH（施設なし）がそれより減少しほぼ同じであった（図5.1.12）。魚類の平均体長を処理区間で比較すると大きな差が見られなかった（図5.1.13）。魚類の種類数は、板で覆われてないFとHがほぼ同じで、板で覆われているEとGが若干減少してほぼ同じだった（図5.1.14）。遊泳魚と底生魚の割合を処理区間で比較すると、水中カバーが失われることで遊泳魚の生息比率が減少するという傾向が確認できた（図5.1.15）。

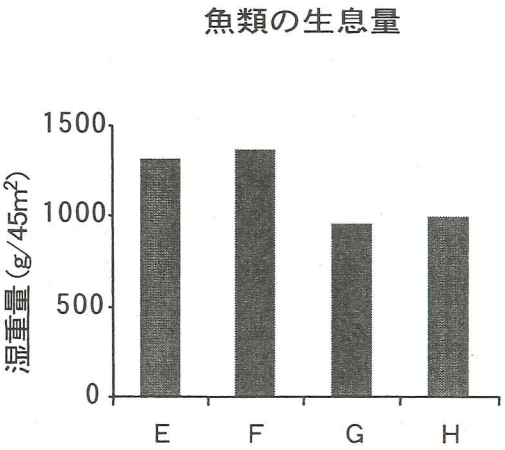


図5.1.12　魚類生息量の比較

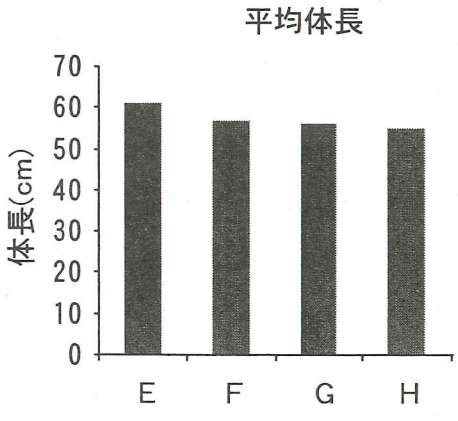


図5.1.13　魚類の平均サイズの比較

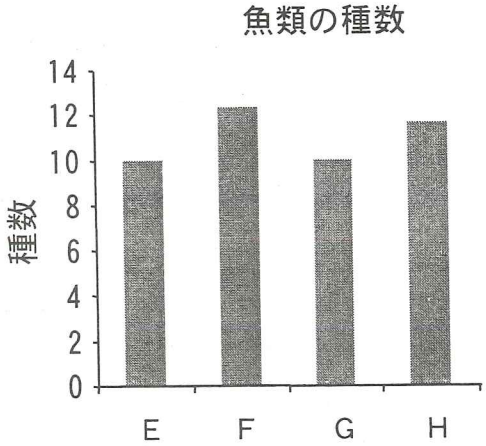


図 5.1.14　魚類の種類数

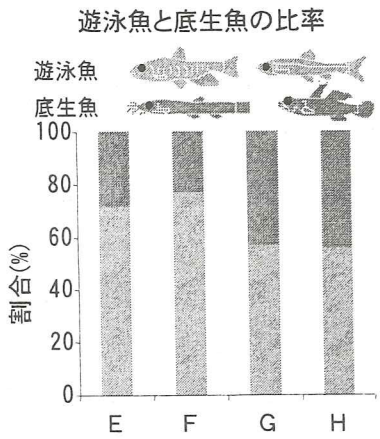


図 5.1.15　魚類の比較

（4）　考察

木杭によって作られた水中カバーに関しては、水中カバーありの処理区 E・F の魚類生息量は、水中カバーなしの処理区 G・H の魚類生息量より大きかったことから、水中カバーの代替え施設による復元の可能性がみられた。しかし、処理区 E と処理区 F 魚類の生息量がほぼ等しく、さらに、処理区 G と処理区 H の間でも魚類生息量がほぼ等しい事から考えても、板で覆うことによる陸上カバーの復元に関しては、その効果が見られなかった。また、板で覆われている E と G が板で覆われてない F と H より魚類の種類数が減少傾向であった。植物によって作り出される水上カバーと比べると、板で覆った陸上カバーは、光を通さないため暗すぎる可能性があり、この影響かと思われる、このことは相対照度にも表れており、水際植生の繁茂の状態を変えた調査では水際部の相対照度は水上の植生有りで 20%程度に対し、板では 10%程度とかなり暗かった。陸上カバー効果の再現については、さらに調査をする必要があると思われる。

（5）２つの実験のまとめ

水域・陸域といった異なる環境が接するエコトーンでは、双方の物理環境が緩やかに変化しながら接しているため多様な環境が存在し多くの生物が生息している。さらに、異なる環境間を移動する有機物や無機物を介した生物・生態系間の相互作用を明らかにした研究も示されている[1)2)]。河川上流域では、森林と河川の生物的そして物理的連結の重要性を示す多くの研究が行われ、特に河畔林のもつ機能を評価する研究は多数ある[3)4)]。しかしながら、中流域を流れる河川では、水域と陸域の連結の重要性や、水辺の植物が持つ生態的機能を明らかにした研究は少ない。

平成 14 年度に実験河川で行った研究では、実験河川の魚類や甲殻類の分布に、水際の植物の構造が関係することを示し、特に水際の水中部の植物が消失すると水生生物の生息量が減少することを明らかにした[5)]。さらに、平成 15 年度におこなった一つ目の研究では、水際（水中部）の植物を構成する水中部と水上部の構造に注目し、水上部を取り除くことによって、水生生物の生息量が減少する事を示した。この実験から、単に水中の植物によって流速が減少する、あるいは水生生物にとって隠れ場が提供

される機能だけでなく、その水上部が覆われていることで、陸上捕食者からの捕食圧を低減すると考えられ、水中そして水上部の両方が存在することの重要性が示された。これまで河川上流を対象に行われてきた河川内の物理環境要素と魚類の分布の対応関係を調べた研究では、河川内にある倒木が魚類の分布に強く影響することが指摘されているが[6]、今回の実験で示したように、単に水中カバーだけでなく、水上カバーの重要性を明確に示した研究は少ない。そのため、今回の実験で得られた結果は、河川生態学ならびに魚類や流域の管理においても重要な知見を示すことになると考えられる。

また、二つ目の実験では、水際植物のもつ機能（例えば水際の流速を減少させる、あるいは隠れ場を提供する、さらに陸上捕食者の捕食圧を低減）の復元を目的とした。水中カバーの効果は見られたが、陸上カバーの復元に関しては十分な成果が得られず、今後十分な検討が必要となった。これは、単に板で水上を多い、光を遮ることで水際の照度を低下させるようなものではなく、おそらく植物によって水際域の照度が緩やかに減少するような環境を創出する必要があると考えられる。今後、さらに実験的アプローチで陸上カバーの機能復元を検討するといった課題が残された。

これまでの実験から、水際植物の構造が水生生物の分布に密接に影響することが明らかとなった。今後は、水際域の構造と機能の実験的検証に止まらず、河道内の縦断・横断構造と水際の構造を連結させ、それらが水生生物に対して持っている複合的機能の解明を行う研究が必要だと思われる。

参考文献

1)Polis, G. A., W. B. Anderson, and R. D. Holt. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. Annual Review of Ecology and Systematics **28**: 289-316.

2)Polis, G. A. 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. OIKOS **86**:3-15.

3) Naiman, R. J., and H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics **28**:621-665.

4)Naiman, R. J. and Bilby, R. E. 2001. River Ecology and Management. Springer-Verlag, New York, Inc.

5) 河口洋一. 水生生物にとっての水際域の機能. ARRC NEWS No.6, 2003.

6) Inoue M. & Nakano S. (1998) Effects of woody debris on the habitat of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in northern Japanese streams. Freshwater Biology, **40**, 1-16.

5．2　稚仔魚の生息場所特性に関する研究

5．2．1　はじめに

孵化後間もない稚仔魚の生息場所に関する研究は，サケ目魚類を対象として数多く行われており，凹形状の水際，ワンド，二次流路のような流速が遅く，浅く，有機物や底生動物群集に富んだ特性を持つ，側部生息場所（Lateral habitat）が重要であるとの報告がある[11),12),2)]．また，この側部生息場所の利用形態は稚仔魚の成長により変化し，グレーリング（川ヒメマス）では，仔魚（15-20 ㎜）は昼夜にわたって側部生息場所の中でも極めて水際部を選択利用するが，稚魚（>40 ㎜）は夜間のみ水際部を利用し，昼間は流心方向に分布域を拡大する[2)]．一方，サケ目魚類以外の稚仔魚については，側部生息場所への環境選択性，成長による生息場所推移が報告されている[1),15),10),7)]他，仔魚を対象とした降下・流出動態の研究がみられ[5),14),8)]，北米オクラホマで実施された出水時稚仔魚流下実験では，25 ㎜以下のバス科およびコイ科のうち，全長 10 ㎜以下のものが流出したことが報告されている[3)]．さらに，パーチ科を用いた遊泳力に関する実験では，9.5 ㎜以下の仔魚は流速 3 ㎝/sec を越えると定位不可能となる[4)]．

以上より，稚仔魚は遊泳力が小さく局所的に生息場所を選択していることが推定される．しかし，我が国では，稚仔魚を対象とした微生息場所解析（多くの物理環境因子との因果関係），流出の危険に曝される出水時の生息場所特性に関する研究はみられない．

従って本研究では，我が国の中-下流河川に普通に生息するオイカワ，モツゴ等のコイ科遊泳稚仔魚を対象として，生息場所の選択性，出水による生息場所および生息数の変化を把握することを目的とした．

5．2．2　方法

(1)　調査地

調査地は，岐阜県の川島町に位置する独立行政法人土木研究所自然共生研究センターの実験河川 B のワンド研究ゾーンおよび冠水頻度研究ゾーンである（図 5.2.1）．両ゾーンの延長は 110m，河床勾配は 1/800，維持流量時（0.1m^3/sec）の平均水面幅は 3.0m の直線河道である．ワンド研究ゾーンは，勾配が 2 割の法面と水域が接している単断面構造であり，植生侵入を予防するための防草シートが法面全体に被覆されている．従って，水際植生はワンド入口部にキシュウスズメノヒエ群落が一部成立しているにすぎない．一方，冠水頻度研究ゾーンは，両岸に中礫（径 30-40 ㎜）からなる高水敷が整備されている複断面構造であり，低水路水際部には，主にイネ科草本からなる抽水植物群落が大，小のパッチ状に不連続に分布する．

(2)　調査方法

各ゾーンの地形および植生状況を勘案して，水際部，流心部，ワンド部に幅 0.84m，長さ 1.0m のコドラート（以下，セルという）を複数個設置した（図 5.2.1：ワンドゾーン:「流心部 7 セル，水際部 12 セル，ワンド部 7 セル」，冠水ゾーン:「流心部 8 セル，水際部 16 セル」）．

物理環境調査

調査は 2003 年 5 月 27,28 日に実施した．

1 セルについて 9 測点で物理環境を測定した（図 5.2.1）．測定項目は，水深（㎝），流速（㎝/sec），優占河床材料（直径区分: 1.シルト, 2.砂:<2 ㎜, 3.小礫:2-16 ㎜, 4.中礫:17-64 ㎜, 5.大礫:65-256 ㎜），浮沈石区分（1.浮石,

2.沈石），植物カバー（1.有，2.無，高さ（cm）），有機物および藻類被覆状態（1.有，2.無）とし，調査セルに植物が存在する場合は，密度（抽水茎間隔: 1.<1 cm, 2.1-5 cm, 3.5-10 cm, 4:>10 cm ）を測定した．

稚仔魚捕獲調査

調査は2003年5月29,30日に実施した．

捕獲はサデ網（口径:0.84m，目合:1 mm）をセル下流端に静かに設置して，セル内を規則的に足で10回掻き込む方法（Kick sampling）によった．捕獲された稚仔魚は10%ホルマリンに固定して実験室に持ち帰り，実態顕微鏡下で遊泳魚のみを抽出し，全長の計測を行った．稚魚および仔魚の判別は，実験河川における生息魚類の外部形態特性より[9),13),6)]，全長≦13 mmを仔魚，30 mm≧全長>13 mmを稚魚とした．

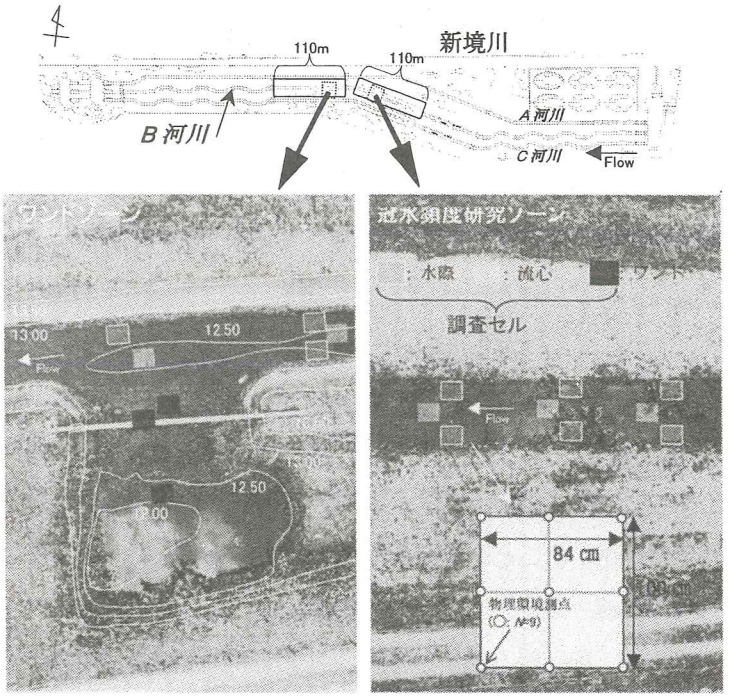


図5.2.1 調査地位置図

出水時調査

調査は2003年6月2日（0.5m^3/sec出水）および6月4日（1.0m^3/sec出水）に実施した．

稚仔魚捕獲調査で稚仔魚の生息が確認されたワンドゾーンのワンド部6セルおよび流心部の3セルで，水深および流速調査，稚仔魚捕獲調査を前項と同様の方法で行った．また，流心部および水際部の6セルで稚仔魚捕獲調査を補足した．出水時間は2時間とし，調査は流量ゲート操作1時間後に開始した．

5．2．3 結果

(1) 各ゾーンおよび各部の稚仔魚確認状況

計77個体の捕獲稚仔魚の内，75個体がワンドゾーンで確認された．各ゾーンとも流心部では確認されなかった（図5.2.2）．1セルあたりの採捕個体数はワンド部で圧倒的に多く，水際部では少なかった（図5.2.2）．

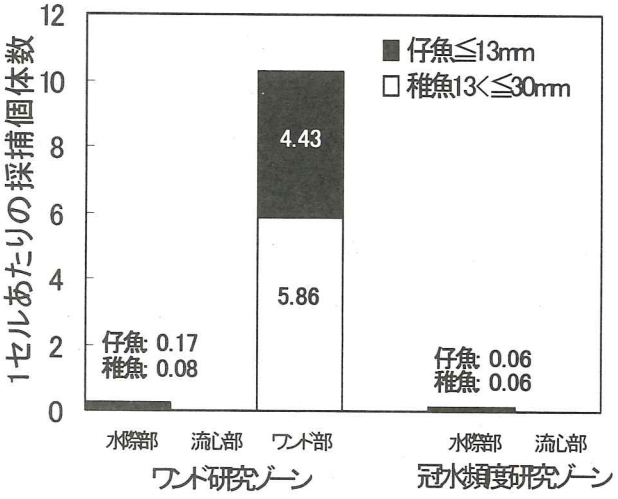


図5.2.2. ゾーン別稚仔魚個体数

(2) 各セルの物理環境および稚仔魚確認状況

各物理環境因子間の共線性を加味し抽出した15因子を用いて直接傾度分析法のRDA（Redundancy analysis）を行った結果，2軸までで分類群（稚仔魚）データの83.6%，分類群と環境要因の関係の100%が説明された（Monte Carlo test,

P<0.002).

RDA は，物理環境因子（15 因子），調査地点（ワンドゾーン 26 セル，冠水ゾーン 24 セル），生物（稚魚，仔魚）のそれぞれを，高い相関関係で合成した多変量軸の座標上に示すことができる（図 5.2.3）多変量解析の一種である．本図における実線のベクトルは 15 の物理環境因子を，破線のベクトルは稚魚および仔魚を示す．ベクトルの方向は因子が効いている方向を，長さは因子の強さを示す．各セルの分布位置とベクトルとの遠近関係より，セルに寄与している物理環境要因とその強さ，稚魚・仔魚の生息・否生息の状況を併せて把握することができる．

ワンドゾーンのセルは冠水ゾーンのセルと比較して流速のベクトルとは逆方向の第 1, 4 象現の広範囲に位置した（図 5.2.3）．稚魚および仔魚のベクトルも流速と逆の第 1,4 象現に位置し，仔魚はカバー面積のベクトルと同様な第 4 象現に，稚魚は最小，平均水深およびシルトと同様な第 1 象現に位置した．また，カバー面積が 50%以上を占める 9 セルの内，面積率 100％の 2 セルを含む 4 セルでは稚仔魚の生息が確認されなかっ

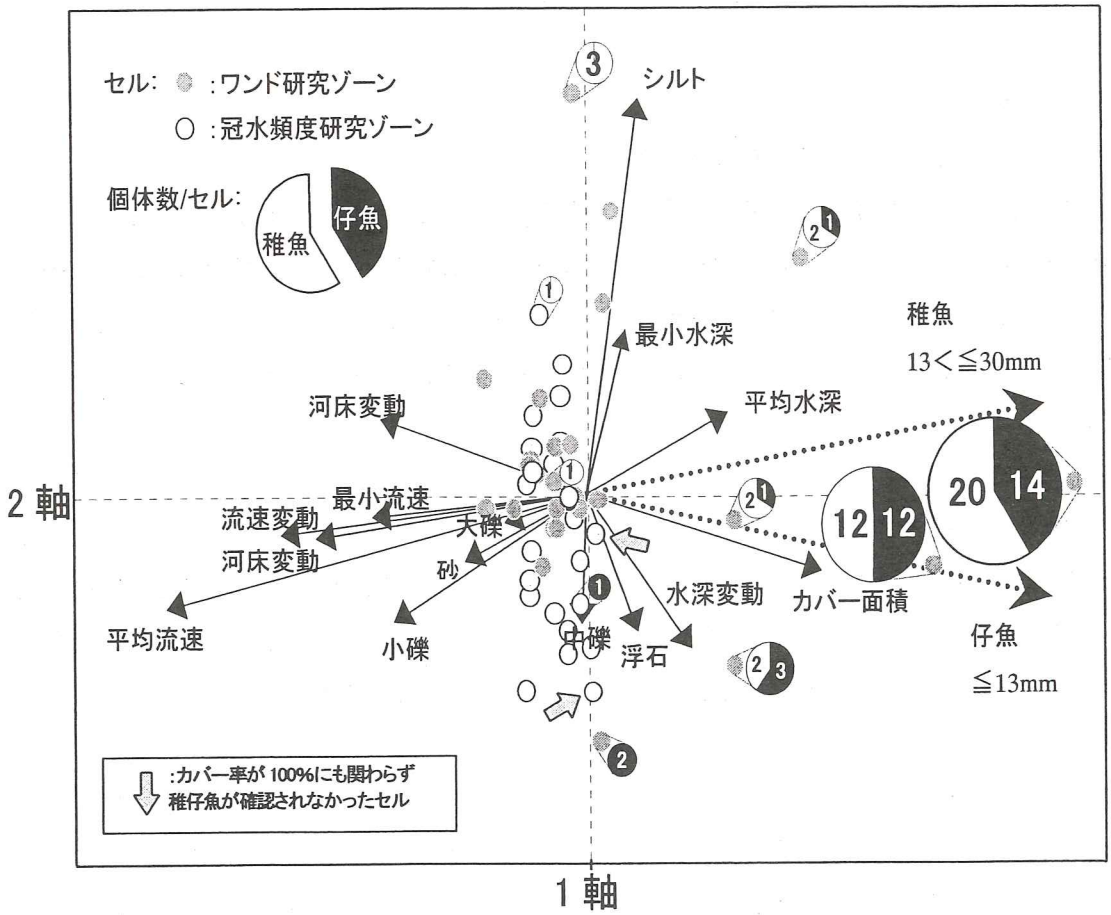


図 5. 2. 3 RDA オーディネーションプロット

た．

(3) 出水による水深，流速，稚仔魚個体数の変化

流心部のセルでは，出水流量の増加に伴って水深および流速が増加したが（図5.2.4 Scheffe's test P<0.05），ワンド部のセルでは流速の変化は認められず，常に 12.9 cm/sec 以下に維持された．ワンド部の仔魚個体

数は出水により増加したが，稚魚個体数には変化が認められなかった（図5.2.5 Fisher's PLSD Test $P<0.05$）．なお，補足的に実施した水際部および流心部では稚仔魚は採捕されなかった．

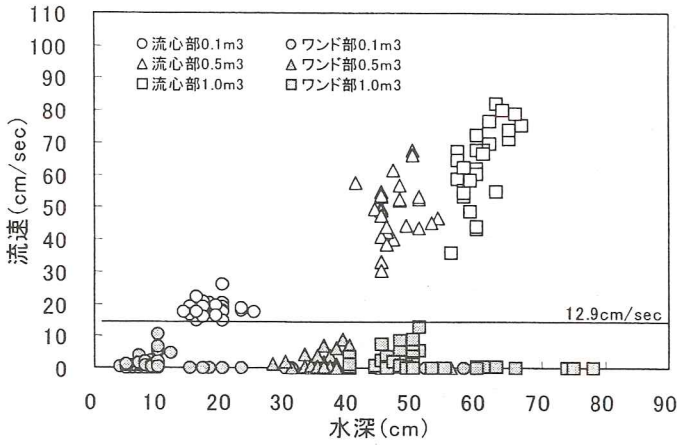


図5.2.4 出水実験による流速および水深の変化

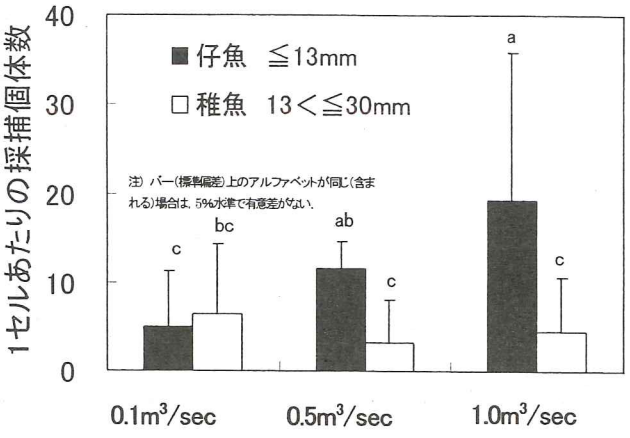


図5.2.5. 出水実験によるワンド部の稚仔魚平均個体数の変化

5．2．4 考察

(1) 稚仔魚生息場所の特性および推移

本研究では，流速が稚仔魚生息の極めて重要な制限要因となっていることが明らかとなった．また，生息場所である水際部およびワンド部の中でも，仔魚から稚魚に成長するにつれて水深の深い場所に移動する傾向が確認された．オイカワでは，全長13.4 mm以下ではワンド部内の流速0-5 cm/sec，水深10 cm以下の場所を利用し，その後の成長に伴って，河道流心方向に生息場所を推移させるといった報告があり[7]，本研究の結果もこれを支持した．

(2) ワンドの重要性

本研究では，稚仔魚の恒常的な生息場所は，出水時にも流速が12.9 cm/sec以下に緩和されるワンドに限定され，仔魚は抽水植物を選択する傾向がみられるものの，流速が微小に維持されない直線部の抽水植物帯では，いくら被覆度が高くても生息できないことが示唆された．以上より，出水時でも流速が緩和されるようなワンドは，稚仔魚の生息・避難場所として重要な役割を担っていると考えられる．

(3) 氾濫原全体にわたる多様な河道地形の重要性

出水前後にワンド部の稚魚個体数に変化がみられなかった理由としては，仔魚から稚魚への成長に伴い，遊泳力が増加したことが考えられる．北米オクラホマで実施した出水時稚仔魚流下実験では，25mm 以下のバス科およびコイ科のうち，全長10mm 以下のものは良く流されたが，10-25mm のものは遊泳力が強くほとんど流されなかったことが報告されており[3]，上述した考察を裏付ける．

一方，出水時にワンド部の仔魚個体数が増加した理由としては，本調査ゾーンの上流から仔魚が流出してきたことが考えられる．冠水ゾーンの上流には自然環境復元ゾーンと蛇行ゾーンが位置しており，特に自然環境復元ゾーンには水制工等の構造物の設置により，水際・水裏部には側部生息場所が多く分布している（私信）．しかし，出水時には流水が構造物をすべてオーバーフローしてしまうため側部生息場所は維持されない．

また，自然河川の地形ラインは複雑であるため，流量，水位に関わらず水際部には常に側部生息場所が出現することが報告されているが[12]，実験河川の法面の大部分には防草シートが設置されており水際ラインは単調である．従って，出水時の水際に側部生息場所が出現することはない．

以上より，稚仔魚（特に仔魚）の生息にとって水際部の多様性は極めて重要であり，増減水時にも側部生息場所が維持されるように氾濫原全体の地形が変化に富んでいる必要がある．

引用文献

1) Floyd K. B., Hoyt R. D. & Timbrook S. (1984) Chronology of appearance and habitat partitioning by stream larval fishes. Transactions of the American Fisheries Society **113**: 217-223.

2) Gaudin P. & Sempeski P. (2001) The role of river bank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*. International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology **1**: 203-208.

3) Harvey B. C. (1987) Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. Transactions of the American Fisheries Society **116**: 851-855.

4) Houde E. D. (1969) Sustained swimming ability of larvae of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada **26**: 1647-1659.

5) Johnston T. A. (1997) Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. Journal of Fish Biology **51**: 1047-1062.

6) 川那部浩哉・水野信彦編 （1989） 日本の淡水魚. 山と渓谷社, 東京.

7) 駒田格知・山田久美子・鈴木興道 (1994) オイカワ仔・稚魚の生息場所と成長について. 成長 **33**: 113-119.

8) Marchetti M. P. & Moyle P. B. (2000) Spatial and temporal ecology of native and introduced fish larvae in lower Putah Creek, California. Environmental Biology of Fishes **58**: 75–87.

9) 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1963) 原色日本淡水魚類図鑑. 保育社, 大阪.

10) 水野信彦 (1993) 生活史の研究(1) 産卵と発育「河川の生態学（補訂版）」（沼田真監）, pp. 118-133. 築地書館, 東京.

11) Moore K. M. S. & Gregory S. V. (1988a) Summer habitat utilization and ecology cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in cascade mountain atreams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. **45**: 1921-1930.

12) Moore K. M. S. & Gregory S. V. (1988b) Response of young-of-the-year cutthroat trout to manipulation of habitat structure in a small stream. Transactions of the American Fisheries Society **117**: 162-170.

13) 沖山宗雄編（1988）日本産稚魚図鑑. 東海大学出版会, 東京.

14) Robinson A. T., Clarkson R. W. & Forrest R. E. (1998) Dispersal of larval fishes in a regulated river tributary. Transactions of the American Fisheries Society **127**: 772-786.

15) Scott M. T. & Nielsen L. A. (1989) Young fish distribution in backwaters and main-channel borders of the Kanawha River, West Virginia. Journal of Fish Biology **35** (Supplement A): 21-27.

調査セル別物理環境一覧(0.1m3時)

セル位置＊		平均水深(cm)	水深変動係数	最大水深(cm)	最小水深(cm)	平均流速(cm/sec)	流速変動係数	最大流速(cm/sec)	最小流速(cm/sec)	silt(%)	sand(%)	gravel(%)	pebble(%)	cobble(%)	河床変動係数	割合(%)	バー高(cm)	カバー密度(順位)	藻類・有機物の堆積状況(%)	浮石割合(%)
0.1US15	BK-1右	11.56	34.10	15.00	3.00	14.86	73.32	26.50	0.70	0.00	55.56	11.11	33.33	0.00	34.99	33.33	31.11	3.00	88.89	11.11
0.1US16	BK-1左	11.00	42.15	15.00	4.00	15.21	66.45	25.10	1.40	0.00	44.44	0.00	55.56	0.00	33.88	0.00	0.00		100.00	22.22
0.1UT8	BK-1中	13.67	9.68	16.00	12.00	27.57	12.66	33.90	22.50	0.00	11.11	0.00	88.89	0.00	17.65	0.00	0.00		88.89	33.33
0.1US13	BK-2右	10.78	43.22	15.00	4.00	16.14	47.09	23.40	1.10	0.00	22.22	22.22	44.44	11.11	29.43	22.22	11.67	4.00	88.89	0.00
0.1US14	BK-2左	9.56	37.04	13.00	4.00	20.04	44.89	30.50	6.20	0.00	44.44	11.11	44.44	0.00	33.33	0.00	0.00		66.67	33.33
0.1UT7	BK-2中	12.67	14.23	16.00	11.00	31.34	16.72	38.90	25.60	0.00	11.11	0.00	88.89	0.00	17.65	0.00	0.00		88.89	11.11
0.1US11	BK-3右	10.78	32.07	15.00	6.00	11.89	58.00	22.30	2.00	0.00	77.78	11.11	0.00	11.11	41.47	77.78	95.56	3.00	55.56	11.11
0.1US12	BK-3左	13.22	22.30	16.00	9.00	24.30	46.98	36.40	5.90	0.00	44.44	0.00	55.56	0.00	33.88	0.00	0.00		88.89	0.00
0.1UT6	BK-3中	13.67	7.32	15.00	12.00	27.87	44.09	41.00	10.90	0.00	22.22	0.00	77.78	0.00	24.80	0.00	0.00		66.67	11.11
0.1US9	BK-4右	10.22	31.23	16.00	4.00	8.10	80.38	19.40	0.40	0.00	55.56	33.33	11.11	0.00	28.43	100.00	127.78	2.00	66.67	22.22
0.1US10	BK-4左	12.44	37.50	17.00	6.00	24.66	54.91	45.20	4.30	0.00	33.33	44.44	22.22	0.00	27.06	22.22	17.78	1.00	33.33	22.22
0.1UT5	BK-4中	14.44	14.32	18.00	10.00	29.39	47.47	48.10	11.50	0.00	33.33	11.11	55.56	0.00	30.16	0.00	0.00		77.78	0.00
0.1US7	BK-5右	11.44	31.84	17.00	6.00	4.07	69.10	9.00	0.10	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	155.56	3.00	100.00	0.00
0.1US8	BK-5左	14.67	37.34	20.00	6.00	22.98	62.34	42.40	0.80	0.00	33.33	11.11	55.56	0.00	30.16	0.00	0.00		77.78	0.00
0.1UT4	BK-5中	17.89	9.46	20.00	15.00	18.48	56.90	32.30	4.00	0.00	44.44	11.11	44.44	0.00	33.33	0.00	0.00		100.00	11.11
0.1US5	BK-6右	10.11	16.73	14.00	8.00	5.01	97.35	15.80	0.90	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	153.33	2.00	100.00	0.00
0.1US6	BK-6左	14.11	30.37	20.00	8.00	32.13	53.06	47.00	5.50	0.00	11.11	0.00	88.89	0.00	17.65	0.00	0.00		33.33	0.00
0.1UT3	BK-6中	15.78	9.91	19.00	14.00	16.51	56.96	29.70	5.10	0.00	44.44	22.22	33.33	0.00	32.12	0.00	0.00		66.67	11.11
0.1US3	BK-7右	13.33	40.91	20.00	4.00	12.98	74.92	21.70	0.30	0.00	11.11	0.00	88.89	0.00	17.65	33.33	14.44	4.00	100.00	0.00
0.1US4	BK-7左	12.00	40.82	17.00	5.00	13.50	56.32	23.10	2.00	0.00	11.11	11.11	77.78	0.00	19.28	0.00	0.00		88.89	11.11
0.1UT2	BK-7中	17.11	3.51	18.00	16.00	21.54	7.75	23.90	19.20	0.00	33.33	11.11	55.56	0.00	30.16	0.00	0.00		77.78	33.33
0.1US1	BK-8右	12.89	28.09	16.00	7.00	16.38	64.82	27.70	0.60	0.00	33.33	0.00	55.56	11.11	32.82	33.33	40.00	2.00	66.67	11.11
0.1US2	BK-8左	12.78	36.87	18.00	6.00	11.04	86.67	23.00	0.60	0.00	55.56	0.00	44.44	0.00	36.49	44.44	67.22	2.00	88.89	11.11
0.1UT1	BK-8中	16.78	11.84	21.00	14.00	28.14	12.64	34.10	22.30	0.00	22.22	11.11	66.67	0.00	25.60	0.00	0.00		55.56	22.22
0.1DS12	BW-1右	15.56	38.32	21.00	6.00	12.04	84.79	28.70	0.40	11.11	55.56	0.00	33.33	0.00	44.23	33.33	8.89	2.00	49.44	11.11
0.1DS13	BW-1左	18.67	18.17	24.00	13.00	16.63	61.70	26.80	1.20	0.00	22.22	22.22	55.56	0.00	25.98	0.00	0.00		100.00	22.22
0.1DT7	BW-1中	19.78	4.91	21.00	18.00	22.66	14.57	27.10	18.80	0.00	22.22	33.33	44.44	0.00	25.86	0.00	0.00		88.89	33.33
0.1DB7	BW-2ワ	18.67	50.40	31.00	8.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.22	0.00	77.78	0.00	24.80	44.44	18.89	3.00	100.00	22.22
0.1DS11	BW-2右	12.56	46.12	17.00	4.00	11.76	69.61	20.10	0.30	0.00	33.33	0.00	66.67	0.00	30.00	22.22	5.00	3.00	100.00	0.00
0.1DB6	BW-2左	6.22	23.81	9.00	4.00	0.96	131.03	3.80	0.10	44.44	55.56	0.00	0.00	0.00	33.88	66.67	16.11	4.00	100.00	0.00
0.1DT6	BW-2中	17.44	9.97	20.00	15.00	19.46	6.33	21.60	17.60	0.00	22.22	33.33	44.44	0.00	25.86	0.00	0.00		88.89	33.33
0.1DB5	BW-2補足	10.11	7.73	12.00	9.00	1.51	126.67	4.90	0.10	33.33	66.67	0.00	0.00	0.00	30.00	66.67	26.11	4.00	100.00	0.00
0.1DS9	BW-3右	19.78	11.52	23.00	15.00	14.34	28.66	19.10	8.10	0.00	33.33	11.11	55.56	0.00	30.16	0.00	0.00		77.78	11.11
0.1DS10	BW-3左	19.44	13.87	22.00	14.00	13.76	36.25	19.20	6.90	0.00	0.00	33.33	66.67	0.00	13.64	0.00	0.00		78.78	22.22
0.1DT5	BW-3中	20.33	6.51	23.00	19.00	17.50	17.07	20.90	13.40	0.00	22.22	22.22	22.22	33.33	33.40	0.00	0.00		66.67	22.22
0.1DB4	BW-4ワ	21.22	27.65	30.00	13.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.22	0.00	0.00	77.78	0.00	39.69	77.78	16.44	4.00	88.89	33.33
0.1DS7	BW-4右	19.89	19.38	26.00	15.00	13.62	69.86	21.30	0.50	0.00	33.33	11.11	44.44	11.11	33.54	0.00	0.00		79.78	22.22
0.1DS8	BW-4左	14.44	38.72	20.00	5.00	7.20	85.63	16.20	0.30	0.00	22.22	11.11	66.67	0.00	25.60	33.33	15.56	3.00	100.00	22.22
0.1DT4	BW-4中	20.78	11.73	25.00	17.00	18.93	16.02	25.90	14.80	0.00	22.22	11.11	66.67	0.00	25.60	0.00	0.00		77.78	11.11
0.1DS5	BW-5右	10.33	34.89	15.00	5.00	22.57	79.57	47.10	0.20	0.00	11.11	11.11	77.78	0.00	19.28	0.00	0.00		100.00	11.11
0.1DS6	BW-5左	14.33	7.80	16.00	12.00	38.52	17.09	45.00	26.90	0.00	0.00	11.11	88.89	0.00	8.57	0.00	0.00		33.33	0.00
0.1DT3	BW-5中	11.11	30.34	15.00	6.00	25.50	62.73	46.30	2.30	0.00	0.00	33.33	55.56	11.11	17.65	0.00	0.00		100.00	22.22
0.1DB2	BW-6ワ	36.22	41.11	58.00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	66.67	33.89	4.00	0.00	88.89
0.1DS3	BW-6右	15.00	30.00	20.00	8.00	11.16	59.38	18.60	0.70	0.00	11.11	22.22	66.67	0.00	20.43	0.00	0.00		100.00	22.22
0.1DB1	BW-6左	8.44	20.61	10.00	5.00	3.24	105.98	10.40	0.60	0.00	77.78	0.00	22.22	0.00	36.08	66.67	13.33	4.00	100.00	0.00
0.1DT2	BW-6中	16.33	8.66	19.00	14.00	17.44	12.21	22.20	14.90	0.00	44.44	11.11	44.44	0.00	33.33	0.00	0.00		100.00	11.11
0.1DB3	BW-6補足	9.67	5.17	10.00	9.00	0.68	109.11	2.10	0.10	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	33.33	6.11	2.00	100.00	0.00
0.1DS1	BW-7右	24.89	24.14	35.00	17.00	13.98	37.22	21.40	8.20	0.00	11.11	0.00	88.89	0.00	17.65	0.00	0.00		100.00	11.11
0.1DS2	BW-7左	22.78	28.35	30.00	13.00	11.64	53.45	20.10	2.10	0.00	22.22	0.00	66.67	11.11	27.27	0.00	0.00		89.89	11.11
0.1DT1	BW-7中	30.78	4.81	33.00	28.00	15.23	18.97	20.50	10.50	0.00	55.56	11.11	33.33	0.00	34.99	0.00	0.00		22.22	22.22

＊) 0.1,0.5,1.0:流量(m3)； D:Downstream(ワンド研究ゾーン)； U:Upstream(冠水頻度研究ゾーン)； B:Backwater(ワンド)； T:Thalweg(流心)； S:Shore(水際)； 番号:各ゾーン，各部位(水際、流心、ワンド部)ごとの上流から通しの番号

Ex:0.1DS5=0.1m3時のワンドゾーンの水際部の上流から5番目のセル

参考資料

調査セル別物理環境一覧(出水時: 0.5m3, 1.0m3時)

セル位置＊		平均水深(cm)	水深変動係数	最大水深(cm)	最小水深(cm)	平均流速(cm/sec)	流速変動係数	最大流速(cm/sec)	最小流速(cm/sec)	silt(%)	sand(%)	gravel(%)	pebble(%)	cobble(%)	河床変動係数	割合(%)	バー高(cm)	カバー密度(順位)	藻類・有機物の堆積状況(%)	浮石割合(%)
0.5DB7	BW-2ワ0.5	35.44	7.21	40.00	33.00	0.21	126.32	0.70	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DB6	BW-2左0.5	32.33	7.73	35.00	28.00	1.12	124.81	4.40	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DT6	BW-2中0.5	45.11	4.36	48.00	41.00	47.17	16.61	57.40	32.90	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DB5	BW-2補0.5	36.33	3.64	39.00	34.00	2.47	129.84	8.80	0.10	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DB2	BW-6ワ0.5	43.89	15.51	56.00	36.00	0.17	84.85	0.30	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DB1	BW-6左0.5	36.78	5.57	40.00	35.00	2.68	99.98	7.10	0.10	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DT2	BW-6中0.5	46.00	3.26	49.00	45.00	45.82	18.38	55.00	30.50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.5DB3	BW-6補0.5	37.67	2.65	40.00	37.00	1.29	112.73	4.00	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB7	BW-2ワ1.0	52.78	13.32	63.00	46.00	0.14	125.34	0.40	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB6	BW-2左1.0	43.78	6.83	47.00	40.00	2.08	107.18	7.30	0.30	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DT6	BW-2中1.0	58.11	2.64	60.00	56.00	58.79	17.76	72.30	35.80	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB5	BW-2補1.0	47.89	2.65	50.00	46.00	2.80	100.03	8.40	0.20	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB2	BW-6ワ1.0	62.78	17.64	78.00	49.00	0.00	0.00	0.00	0.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB1	BW-6左1.0	49.00	2.70	51.00	47.00	4.46	99.47	12.90	0.40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DT2	BW-6中1.0	59.78	2.62	63.00	58.00	55.49	16.24	67.50	43.10	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1.0DB3	BW-6補1.0	49.67	1.74	51.00	48.00	3.12	61.52	5.60	1.00	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

＊) 0.1,0.5,1.0:流量(m3); D:Downstream(ワンド研究ゾーン); U:Upstream(冠水頻度研究ゾーン); B:Backwater(ワンド); T:Thalweg(流心); S:Shore(水際); 番号:各ゾーン, 各部位(水際、流心、ワンド部)ごとの上流から通しの番号

Ex:0.1DS5=0.1m3時のワンドゾーンの水際部の上流から5番目のセル

調査セル別捕獲物一覧(0.1 m3時)

		魚類							底生動物											
セル位置＊		仔魚≦13mm	稚魚13<≦	ヨシノボリ属	ドジョウ	シマドジョウ	ツチフキ	ナマズ	トンボ目	イトトンボ科	ガガンボ科	アメリカザリガニ	ヒル綱	ミミズ綱	クサガメ	カエル目幼生	ドブガイ	マシジミ	モノアラガイ	サカマキガイ
BK-1右	0.1US15	0	0	1	0	0	0	0	0	1	4	1	0	2	0	0	0	10	0	3
BK-1左	0.1US16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	4	0	2	2	0	0	0	15	0	1
BK-1中	0.1UT8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	18	0	0
BK-2右	0.1US13	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	20	10	4
BK-2左	0.1US14	0	0	1	0	0	0	0	2	0	6	0	0	4	0	0	0	17	0	0
BK-2中	0.1UT7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	19	0	0
BK-3右	0.1US11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1
BK-3左	0.1US12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	20	0	2
BK-3中	0.1UT6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	0	0	20	0	0
BK-4右	0.1US9	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	50	0	0
BK-4左	0.1US10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0	0	10	0	13
BK-4中	0.1UT5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0
BK-5右	0.1US7	0	0	0	0	0	0	0	5	2	1	1	2	0	0	0	0	7	0	7
BK-5左	0.1US8	0	1	1	0	1	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	30	0	4
BK-5中	0.1UT4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	50	0	0
BK-6右	0.1US5	1	0	0	0	1	0	0	5	0	5	1	0	1	0	0	0	8	0	0
BK-6左	0.1US6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	50	0	1
BK-6中	0.1UT3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	30	0	0
BK-7右	0.1US3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	10	0	0
BK-7左	0.1US4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	20	0	5
BK-7中	0.1UT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	30	0	0
BK-8右	0.1US1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
BK-8左	0.1US2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	15	0	5
BK-8中	0.1UT1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	20	0	0
BW-1右	0.1DS12	0	0	0	0	0	2	0	3	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	6
BW-1左	0.1DS13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	8	0	0
BW-1中	0.1DT7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	2
BW-2ワ	0.1DB7	12	12	0	2	0	5	0	2	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	160
BW-2右	0.1DS11	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1	2	2	0	0	0	0	0	1
BW-2左	0.1DB6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	20	0	4
BW-2中	0.1DT6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0	0
BW-2補足	0.1DB5	0	3	0	0	0	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	43
BW-3右	0.1DS9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
BW-3左	0.1DS10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0
BW-3中	0.1DT5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0
BW-4ワ	0.1DB4	1	2	0	1	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
BW-4右	0.1DS7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	1	0	2
BW-4左	0.1DS8	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
BW-4中	0.1DT4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	8	0	0
BW-5右	0.1DS5	0	0	2	0	1	0	0	0	0	41	0	3	5	0	0	0	1	0	1
BW-5左	0.1DS6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	7	0	1	1	0	0	0	2	0	0
BW-5中	0.1DT3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
BW-6ワ	0.1DB2	14	20	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1000	1	0	0	50
BW-6右	0.1DS3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
BW-6左	0.1DB1	3	2	0	2	0	1	1	0	1	2	0	1	3	0	0	0	10	0	136
BW-6中	0.1DT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
BW-6補足	0.1DB3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	3
BW-7右	0.1DS1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	8	0	0	0	0	0	0
BW-7左	0.1DS2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	0	2
BW-7中	0.1DT1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

＊)0.1,0.5,1.0:流量(m3)； D:Downstream(ワンド研究ゾーン)； U:Upstream(冠水頻度研究ゾーン)； B:Backwater(ワンド)； T:Thalweg(流心)； S:Shore(水際)； 番号:各ゾーン，各部位(水際、流心、ワンド部)ごとの上流から通しの番号

Ex: 0.1DS5=0.1 m3時のワンドゾーンの水際部の上流から5番目のセル

調査セル別捕獲物一覧(出水時: 0.5m3, 1.0m3時)

		魚類							底生動物											
セル位置＊		仔魚≦13mm	稚魚13<≦	ヨシノボリ属	ドジョウ	シマドジョウ	ツチフキ	ナマズ	トンボ目	イトトンボ科	ガガンボ科	アメリカザリガニ	ヒル綱	ミミズ綱	クサガメ	カエル目幼生	ドブガイ	マシジミ	モノアラガイ	サカマキガイ
BU-L	0.5DB1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	20
BU-W	0.5DB2	9	6	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1000	0	0	0	25
BU-h1	0.5DB3	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
BM-W	0.5DB4	7	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1
BD-h1	0.5DB5	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	40
BD-L	0.5DB6	10	1	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	30
BD-W	0.5DB7	8	12	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	30
BU-L	1.0DB1	17	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	50	0	60
BU-W	1.0DB2	51	16	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1000	0	0	0	70
BU-h1	1.0DB3	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	1	0	11	0	3
BM-W	1.0DB4	3	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3
BD-h1	1.0DB5	14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27
BD-L	1.0DB6	6	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	50	0	5
BD-W	1.0DB7	21	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	35

＊)0.1,0.5,1.0:流量(m3)； D:Downstream(ワンド研究ゾーン)； U:Upstream(冠水頻度研究ゾーン)； B:Backwater(ワンド)； T:Thalweg(流心)； S:Shore(水際)； 番号:各ゾーン，各部位(水際、流心、ワンド部)ごとの上流から通しの番号

Ex: 0.1DS5=0.1 m3時のワンドゾーンの水際部の上流から5番目のセル

5．3　流量の変化に伴う生息場所の変化に関する研究

5．3．1　はじめに

流量の増減は、瀬や淵等の流水域に出現するハビタットの生態的機能をどのように変化させるだろうか。同一の瀬と認識されても流量が多い場合と小さい場合では瀬における流速や水深等の物理特性は異なってくるため、水生生物の種組成、個体数、個体サイズには変化が生じると考えられる。従って、河川の自然環境を管理するためには、異なる流量下における個々のハビタットの物理特性と生態的機能との関係を明らかにしていくことが重要である。

本研究では実験河川を用いて、異なる流量下における魚類の生息状況を調査し、実証的なデータを収集することを目的とした。

5．3．2　方法

(1)　調査時期および調査地

調査は6月に、自然共生研究センター内の実験河川Aの中流部（川幅：底幅 2.5m、河床勾配：1/800）で実施した。実験河川は、最上流のバルブの開閉度を変化させて流量を抑制することができる。調査回数は3タイプの設定流量について各2回の計6回とし、調節順序は50(l/s)を3日間、150(l/s)を3日間、250(l/s)を3日間、250(l/s)を3日間、150(l/s)を3日間、50(l/s)を3日間とした。

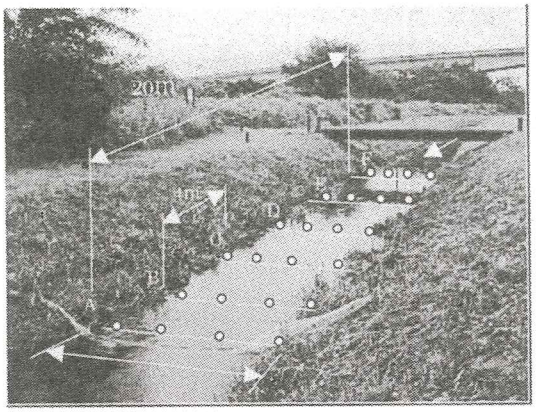


図 5.3.1.　調査区間の状況

1つの調査区間は延長20mとし（図5.3.1）、9区間を設定した（図5.3.2）。このうち1回あたりの調査区間数は3区間とし、各調査回における調査区間の重複は最小限となるような調査地配分を行なった。

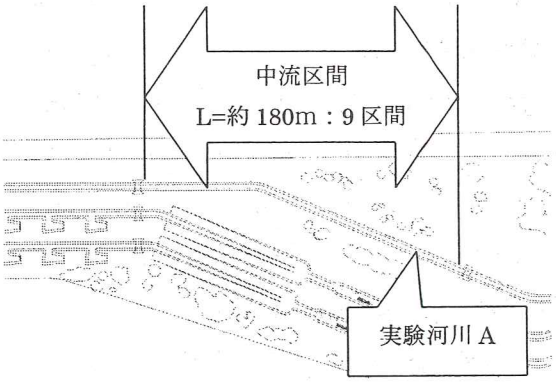


図 5.3.2.　調査地区位置図

(2)　調査方法

魚類捕獲調査

魚類捕獲調査は、調査区間の上下流を仕切り網で閉鎖し、エレクトリックショッカーを用い、下流から上流にかけて一様な1回の採捕を実施した。また稚仔魚については、調査区間を2つ（延長10mごと）に区分し、各区分の下流端をサデ網で閉鎖した上で、エレクトリックショッカーを用いた上流からの追い込み捕獲を行った。なお、これら一連の捕獲は、方法、人員数等の捕獲努力量を統一した。採捕した魚類は現地で種ごとに個体数およびサイズ（全長）を記録し、採捕した同区間に生かして放流した。

物理環境調査

1調査区間について、河川縦断方向に4m間隔で計6本のラインントランセクトを設定して、各トランセクトに等間隔に4箇所の測量点を設けた（計24測点）。トランセクトでは水面幅を、測点では流速、水深、河床材料（順位変数）を測定した（図5.3.1）。

5．3．3　結果

(1)　物理環境結果

図 5.3.3 に流量変化による水深と流速の関係を示す。流量が増加するに従い水深、流速とも増加する傾向が見られた。また、流量の増加に伴い、流速分布の幅も広がる傾向が見られた。ただし、水深に関しては流量が増加するに伴い、分布幅が狭くなる傾向が見られた。

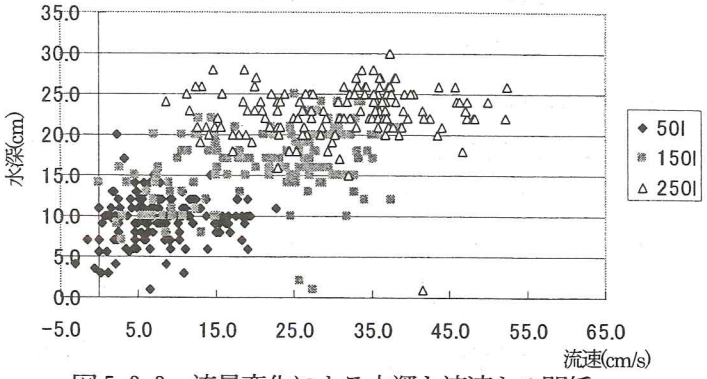


図 5.3.3.　流量変化による水深と流速との関係

(2)　魚類調査結果

流量別の魚種の変化

図 5.3.4 に、設定流量ごとに 3 区間で捕獲された遊泳魚と底生魚の個体数の割合と、図 5.3.5 に流量別の遊泳魚と底生魚の種類数を示す。流量が大きくなると、遊泳魚の占める割合が増加する傾向がみられた。種類数は、底生魚では異なる流量下での明確な変化は見られなかったが、遊泳魚では流量が大きくなると、増加する傾向が認められた。底生魚についてはヨシノボリ属（*Rhinogobius* sp.）、およびドジョウ（*Misgurnus anguillicaudatus*）が、遊泳魚はオイカワ（*Zacco platypus*）、タモロコ（*Gnathopogon elongates elongatus*）、およびモツゴ（*Pseudorasbora parva*）が優占した。ただし、流量が大きい場合にはアユ（*Plecoglossus altivelis altivelis*）、フナ属（*Carassius* sp.）の割合が増加した。

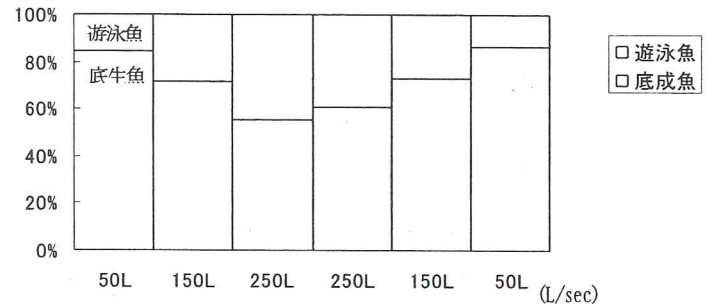


図 5.3.4.　遊泳魚と底生魚の流量別個体数割合

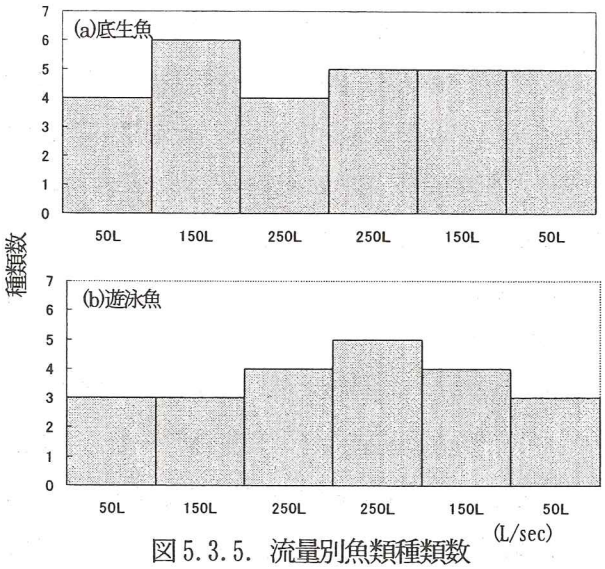


図 5.3.5.　流量別魚類種類数

流量別の魚類個体数の変化

図 5.3.6 に遊泳魚と底生魚の流量別捕獲個体数の平均値を示す。底生魚の個体数は異なる流量下において明確な差が見られなかった。遊泳魚については流量が大きくなると、個体数が増加する傾向が認められた。

流量別の魚類サイズの変化

図 5.3.7 に遊泳魚と底生魚の流量別の個体サイズ平均値を示す。個体サイズも個体数と同じ傾向が見られ、底生魚には異なる流量下においては明確な差が見られなかった。遊泳魚については流量が大きくなると、個体サイズが大きくなる傾向が認められた。

単回帰分析結果

各調査区間における個体数および個体サイズの平均値と物理変量との関係を明らかにするため、個体数・個体サイズと流量・平均流速、平均水深・流速、水深のばらつき（変動係数）との間で単回帰分析を行った。個体数・個体サイズとも平均水深(r=0.82)、平均流速（r=0.79）との間に有意な関係が確認された（P<0.01）。図 5.3.8 に平均水深と個体数および個体サイズとの関係を示す。平均水深は概ね体長の３倍程度を示し、既往の研究と概ね一致する値となった [1]。

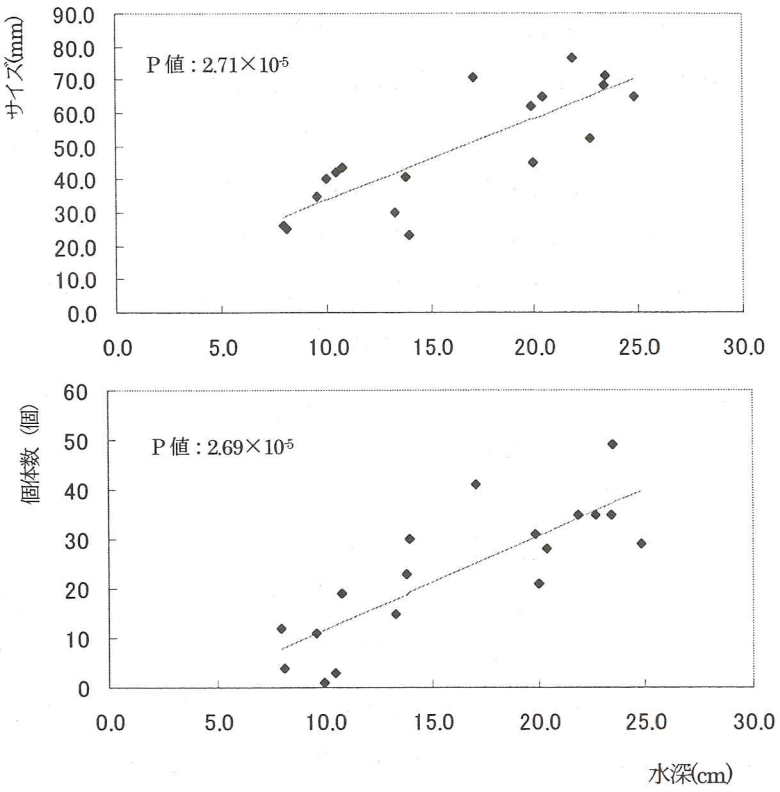


図 5.3.8 水深と個体数および個体サイズとの関係

５．３．４　考察

今回の実験から、底生魚は流量の変化に影響を受けにくいことが解った。別途実験河川で行った水際植物刈り取り実験においても底生魚は水際植物の有無に関わらず個体数・個体サイズとも影響を受けにくいことが解っている [2]。以上の知見も踏まえると、底質に依存する種は底質そのもののみから影響を受け、河床の上方にある物理構造から影響を受けにくい可能性がある。

遊泳魚については、異なる流量下で個体数・個体サイズが変化し、水深・流速との間に正の相関が見られたが、これは、流量増加が新境川への呼び水として働き、実験河川への魚類の移入が生じた結果と考えられる。今回実施した実験条件下における物理特性は、平均流速 6～30(cm/s)、平均水深 8～25(cm)に分布し、そ

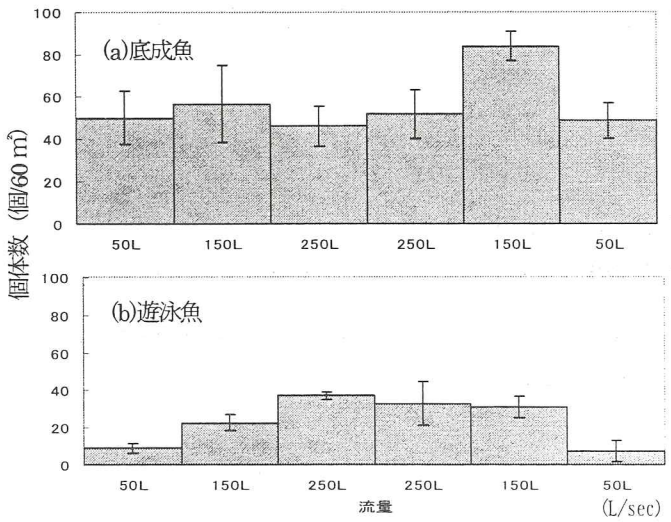


図 5.3.6. 流量別魚類現存量（平均値±標準誤差）

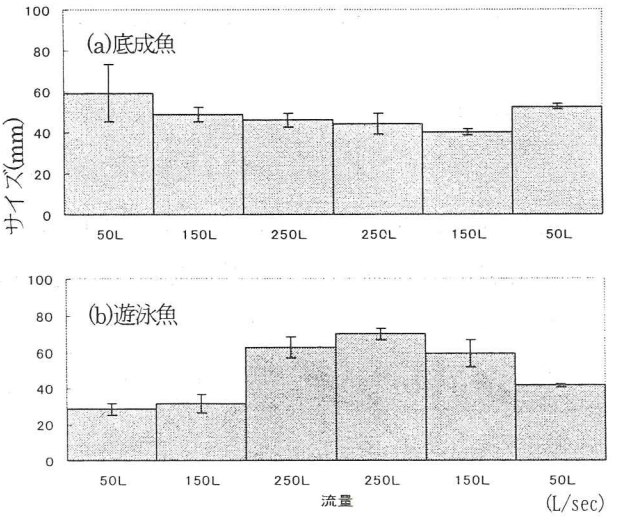


図 5.3.7. 流量別魚類サイズ（平均値±標準誤差）

の対応関係は流速と水深の比が概ね1となっている。どちらの変量が個体数・個体サイズの制限要因になっていたかは明確にできなかったが、従来の研究から、魚類が長時間遊泳できる流速は体長の2～3倍[3]、魚類が生息できる水深は体長の3倍程度[1]と報告されている。両者の変量の比も1となっていることから、今回の流速・水深の範囲は双方が制限要因となっていたと考えられる。

流速と水深の何れかが制限要因として働くかを検討する場合には、対象とする区間の平均的な勾配だけでなく、対象としているハビタットタイプによって流量の増加に対する流速と水深の増加傾向が異なることに注意する必要があるだろう。今回は河床勾配1/800のいわゆる平瀬に相当するハビタットタイプで実験を行った。瀬は一般に河床勾配が正であり、流量の増加に伴い流速と水深が増加する。一方、淵やとろにおける河床勾配は負の場合が多く[4]、当該ハビタットの下流端の河床により背水の影響を受けて、低流量時でも水深および断面積も大きいことから、流量の増加に伴う流速・水深の変化が小さい。従って、河川中流域で異なる流量下における生息環境の変化を検討する場合には、河川を縦断方向に連続的なものと見るのではなく、ハビタット単位（河道地形単位と表現すべきかもしれない）に区分し評価していく必要があるだろう。

今回は実験河川の流量を50～250(l/s)の範囲で操作し実験を行った。この流量は単位幅流量に換算すると20～100(l/s)に相当する。著者らのグループが夏期に岐阜県内の実際の河川を対象にして単位幅流量を測定したところ、流域面積4.3km^2～27 km^{2}で40(l/s)～300(l/s)の範囲にあった（未発表）。実験河川における単位幅流量と実際の河川における単位幅流量を比較した場合、その値は比較的小さいことから、本実験は実際の河川における低流量時を再現した実験と位置づけることができる。

5．3．5　まとめ

本研究では、実験河川を用いて異なる流量下での魚類の生息状況の把握を行い、以下の結論を得た。

①底生魚は異なる流量下において個体数・個体サイズに変化は見られなかった。

②遊泳魚は流量が大きくなると個体数・個体サイズとも大きくなる傾向が見られた。また、これらの平均値は各調査区間の平均水深と正の相関が見られた。

③本実験条件は、実験時の流速と水深の範囲および実際の河川における単位幅流量と比較して低流量時を再現していると考えられた。個体数・個体サイズと水深の間に正の相関が見られたのは、このような低流量時の実験条件を再現したことに加え、瀬における現象を再現していることに起因していると考えられた。

引用文献

1) 森下郁子・森下依理子　「川と湖の博物館8」．共生の自然学，山海堂.(1997)

2) 「ARRC NEWS」．（独）土木研究所 自然共生研究センター発行, NO.6（2003）

3) 玉井信行・水野信彦・中村俊六「河川生態環境工学 魚類生態と河川計画」 東京大学出版会.（1993）

4) 萱場祐一・千葉武生・力山基・河口洋一・尾澤卓思「ハビタットアセスメントにおける河道内微地形の把握手法に関する研究」．河川技術論文集，第8巻, pp.191－196.(2002)

6．流水中のシナダレスズメガヤ種子散布について

6．1　はじめに

シナダレスズメガヤ（*Eragrostis　Curvula*）は，近年河原での分布拡大が著しく，河原固有の植物の減少の一要因と考えられている植物である[1)]．砂質土壌を好むとされており，鬼怒川においても砂質の基質と最も結びつきが強いことが報告されている[2)3)]．本種は結実期が出水期と重なり，出水によって河川の縦断方向に長距離にわたり分布が拡大する可能性がある．

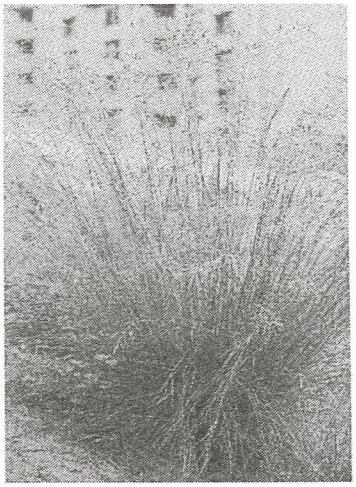


写真 6.1　シナダレスズメガヤ

従来，植物の種子散布に関する研究はヨーロッパを中心に盛んに行われ，最近は日本においても研究が進みつつある[4)]が，淡水の流水による散布の研究例はヤナギ科植物など一部を除いて少なく，流水中の種子の挙動に注目し，流量変動や河道形状が種子散布に及ぼす影響についての研究はほとんどなされていない．これらの要因について把握することは，河原植物の保全方法や河川管理の方法を考慮する上で有益であると考えられる．

本研究では，シナダレスズメガヤの種子散布について，実験河川を用いた種子の流下実験および室内における種子の沈降速度実験をおこない，その散布と出水の関連性について検討することを目的とする．

6．2　研究方法

本研究では，以下の２つの実験を行い，流水中のシナダレスズメガヤ種子散布について検討を行った．



写真 6.2　シナダレスズメガヤ種子

① 実験河川における種子の流下実験

種子の流水中での挙動に関する知見がほとんど無かったため，実際に種子を流下させ，その概要の把握を行った．

② 種子の沈降速度実験

①の結果を受け，沈降速度実験を行い流水中での挙動に関して検討を行った．

以下に実験方法の詳細を示す．

6．2．1　実験河川における種子の流下実験

実験実施河川は，実験河川 C の氾濫原ゾーンである（図 6.1）．実験箇所は氾濫源ゾーンの低水路流心部（流心），右岸高水敷上中央（右岸），左岸高水敷上中央（左岸）の３箇所である．氾濫源ゾーンは，低水路の両岸に水面からの比高差が異なる人工河原が造成されている．左岸の方が右岸より比高差が大きく，そのため出水実験時には上記の３箇所でそれぞれ異なる水理条件をつくりだすことが可能である．なお，出水時の基本情報を表 6.1 に示す．

１）流下種子の捕捉方法

流下種子の捕捉方法として，セディメントトラップとドリフトネットの２種類のトラップを設置した．

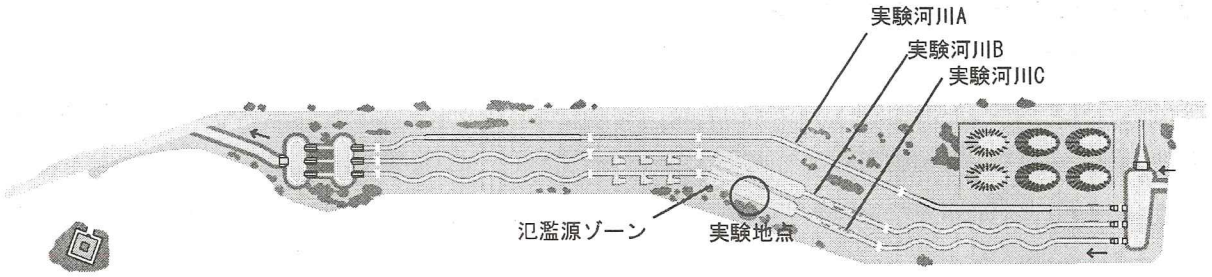


図 6.2.1　実験河川平面図及び実験地点



写真 6.3　実験地点

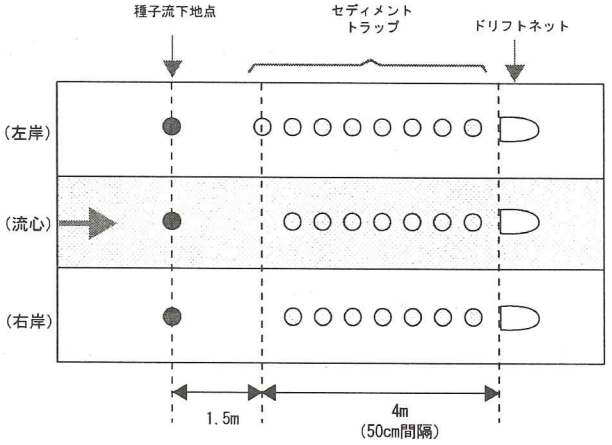


図 6.2　トラップ設置位置平面図

表 6.1　実験時の記録

実験日時	実験実施河川	ピーク流量	立ち上がり時間	出水ピーク時間
平成 15 年 8 月 13 日	実験河川 C	2m³/s	20 分	30 分

・セディメントトラップ（写真 6.4）

主に沈降した種子の捕捉が目的である．直径 25cm の円盤状のトラップで，流下地点から 2～5m下流の地点にかけて，50cm 間隔で設置した（図 6.2）．なお，左岸側は実験中の水深・流速の値が小さく早期に沈降することが予想されたため，流下地点より下流 1.5m 地点から設置した．

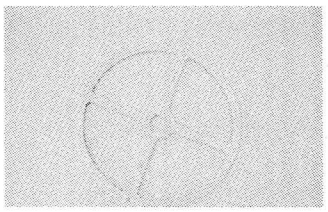


写真 6.4　セディメントトラップ

・ドリフトネット（写真 6.5）

主に流下する種子の捕捉が目的である．30×10×10cm の枠に袋状のネットを取り付けたトラップで，最下流のセディメントトラップ設置地点（流下地点より 5m）から 50cm 下流側に（図 6.2），河床部分と水面部分の２箇所に設置した．水面部は水

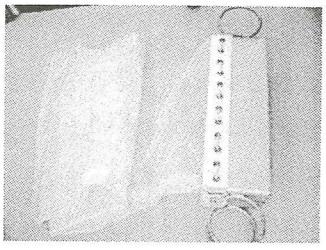


写真 6.5　ドリフトネット

面より 5cm 沈ませた．左岸側は実験中の水深が浅いため，河床部分１箇所に設置した．

なお，トラップ設置状況のイメージを図 6.3 に示す．

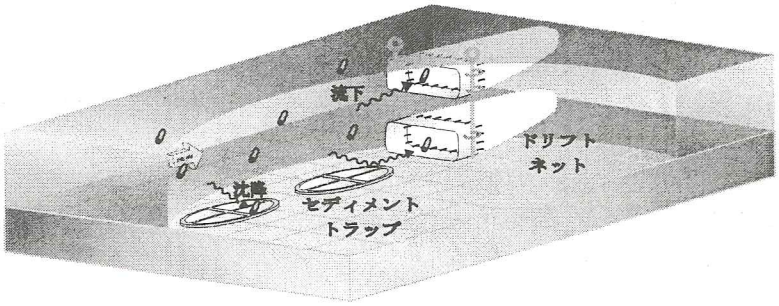


図 6.3　トラップ設置状況イメージ

2）流下種子の準備

実験に用いる種子は，実験後の発芽防止のため事前に電子レンジを用いて加熱処理を行った．予め 200cc ビーカー一杯分の種子（推定種子数約 45 万粒）と現地の水２リットルとをバケツで混合したものを準備する．

3）実験の手順

平水時に予めセディメントトラップを河床に設置し，出水ピーク時間中に以下の作業を行った．

①ドリフトネットの設置

②（30 秒後）種子流下

③（１分後）水面設置ドリフトネット回収

④水深，流速について測定

（①～④までの作業を流心，右岸，左岸の順にそれぞれ行う）

⑤セディメントトラップ，河床設置ドリフトネットは平水位に戻った後に回収

６．２．２　種子の沈降速度実験

シナダレスズメガヤの種子

1）物理諸元

シナダレスズメガヤの種子の物理諸元を調査するため，粒径および比重の計測を行った．粒径は，長径，短径について測定し，それぞれから平均粒径を算出した．検体数は 1,000 粒である．比重は，任意の数の種子の重量を予め測定し，それらを水中に投入し，増加した水の体積から算出した．

2）沈降速度

1,000ml のメスシリンダーを用いて実験を行った．メスシリンダーは内径 65mm，高さ 350mm である．図 6.4 の通り，20cm 間の通過時間を計測し，沈降速度の算出を行った．検体数は 100 粒で，１粒ずつ計測した．

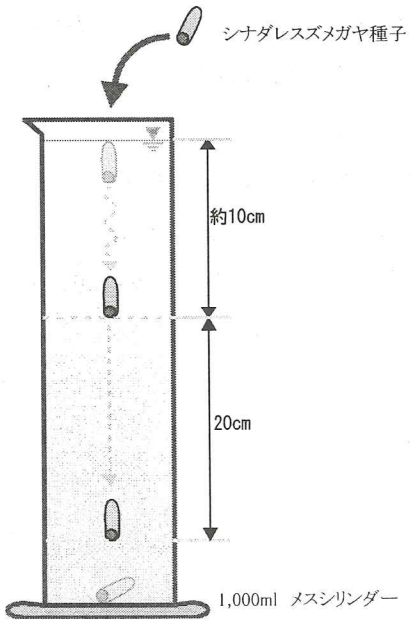


図 6.4　種子の沈降速度実験模式図

6．3　結果

6．3．1　実験河川における種子の流下実験

実験時の各地点での水深及び流速を表 6.2 に示す.

また, 図 6.5, 図 6.6 に各トラップ別の結果について, 表 6.3 に各トラップで捕捉した種子数と総流下数に対する割合を示す. 調査地点ごとに異なる傾向が見られた.

左岸（比高が高い人工河原）は, ３地点中最も水深・流速の小さい地点である. 流した種子の総数に対して, 捕捉した種子数は約 0.14％と, 非常に小さい値にとどまった. 観察の結果, これは流下地点から最初のトラップまでの 1.5m の間にほとんどの種子が沈降したためである. トラップ別の捕捉数を比較すると, ドリフトネットではほとんど捕捉することができなかった. また, セディメントトラップでは流下地点から 1.5m の地点で全流下種子数の約 0.1%の種子を捕捉したのをピークに, 徐々に捕捉数が減っている. 実河川においても, 流速が小さくなるような地点では, 種子が沈降する可能性がある.

流心（低水路流心部）は, ３地点中最も水深・流速が大きい地点である. ３地点中最も多い約 10%の種子を捕捉したが, セディメントトラップでは全く捕捉できておらず, 全てドリフトネットでの捕捉である. また, 水面と河床に設置したドリフトネットのうち, 水面に設置した方での捕捉がほとんどを占めており, このような水理条件では, 種子は沈降よりも流水中への拡散, 下流への流下が卓越することが分かる.

右岸（比高が低い人工河原）は, 水深・流速共に３地点の中間にあたる地点である. セディメントトラップの結果から, 流下地点から 5m の間に約 6000 粒ほどの沈降を確認できた. 流下地点から 2.5m の地点で最も多くの種子が確認できたが　また, ドリフトネットの結果から, 水面に設置したトラップに比べ河床に設置したトラップの方で多くの種子を捕捉できた. ただし, 捕捉種子数は全体の 5%弱にとどまっており, 沈降, 流下それぞれの傾向を把握することは難しい.

表 6.2　各地点の水深と流速

	実験時の水深と流速	
	水深(cm)	流速(cm/s)
左岸	13	14.5
流心	73	69.5
右岸	37	38.3

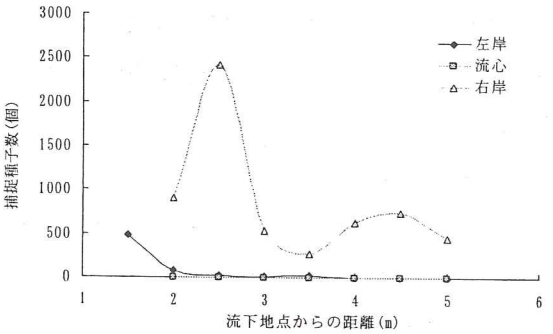


図 6.5　セディメントトラップの結果

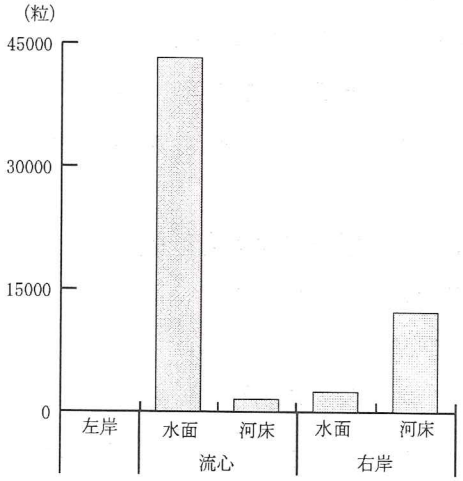


図 6.6　ドリフトネットの結果

表 6.3　流下実験による種子捕捉数の結果

	ｾﾃﾞｨﾒﾝﾄﾄﾗｯﾌﾟ	ﾄﾞﾘﾌﾄﾈｯﾄ	合計	割合(%)
左岸	638	2	640	0.14
流心	0	44825	44825	9.96
右岸	5969	14730	20699	4.60

実験により，流水中の種子は流速が大きい状況では下流への流下傾向が卓越し，流速が低下するのに伴い沈降する割合が大きくなり，流速が 10cm/s 程度の場所ではほとんどが沈降することが観察された．実河川においても，増水等で種子が流出した場合，流速が低下するような箇所では種子は沈降，定着するものと考えられる．但し，今回の実験では観察により定性的な傾向については把握できたが，定量的な分析にはいたらなかった．今後は流下種子の回収率の向上や，繰り返し実験による，より詳細な検討が必要である．

6．3．2　種子の沈降速度実験

① シナダレスズメガヤの種子の諸元

シナダレスズメガヤの種子の長径，短径，平均粒径の測定結果について図 6.7 に示し，それぞれの平均値を表 6.4 に示す．

また，種子の比重は．1.238 であった．

② 種子の沈降速度実験

実験の結果，シナダレスズメガヤの沈降速度は平均 3.28cm/s であった．一般に，砂粒子の沈降速度は，式(1)に示す Rubey の式により表される[5]．

$$w_0 = \sqrt{\frac{2}{3}\left(\frac{\sigma}{\rho}-1\right)gd + \frac{36\nu^2}{d^2}} - \frac{6\nu}{d} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots (1)$$

ここで，w_0：沈降速度，s：砂の密度，ρ：水の密度，g：重力加速度，d：砂の粒径，ν：水の動粘性係数である．

式(1)は自然砂に対する観測結果をよく表すといわれる．式(1)を用いた自然砂の計算結果をグラフに表し，シナダレスズメガヤの沈降速度を表記したものが図 6.8 である．ただし，砂粒子の比重 2.65，水温 20℃として算出した．

図 6.8 より，シナダレスズメガヤの種子の沈降速度は，砂の沈降速度の範囲にあることがわかった．これは実際にシナダレスズメガヤの種子が出水時に流出した場合，河道内の砂が堆積するような場所に種子が供給される可能性について示唆するものである．また，河原で砂が堆積するような箇所は洪水時に流速が低下するような箇所であり，前述の実験河川における種子の流下実験の結果とも合致する．過去の研究において，シナダレスズメガヤ群落が河原の砂質土壌に発達するという調査結果が複数報告されているが，実験結果から，種子散布もその一つの要因である可能性がある．

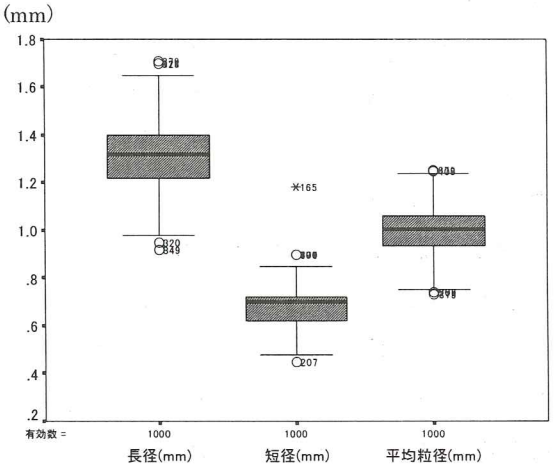


図 6.7　種子の粒径

表 6.4　粒径の平均値

	平均値(mm)
長　径	1.318
短　径	0.679
平均粒径	0.998

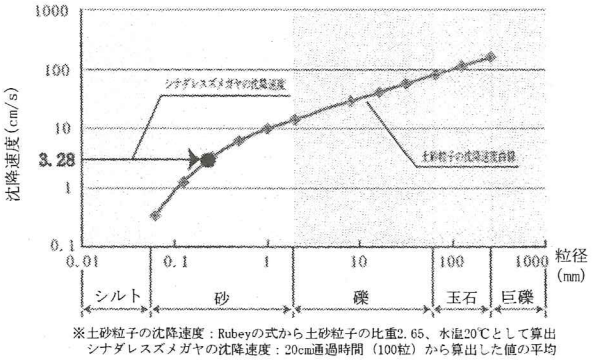


図 6.8　土砂の沈降速度と種子の沈降速度

また，砂粒子の沈降速度を表す式(1)がシナダレスズメガヤの種子に適用可能かどうかの検討を行った．砂粒子と種子の形状の違いは，種子が俵型であるということである．このような形状の違いが沈降速度に影響

するのかどうか，粒径の代わりに長径，短径，長径と短径の平均粒径（それぞれ平均値）を式(1)に代入し沈降速度を求め，実測値と比較した．結果を図6.9に示す．図より，平均粒径を用いて計算した場合，実測値とかなり類似した結果が得られた．

島谷らも同様の実験を行い，浅い海底に生育するアマモの種子について，平均粒径を用いて種子の沈降速度を得られることを確かめている[6]．このような俵型の種子においては，式(1)によって必要な物理諸元を計測し粒径に平均粒径を用いることで，砂粒子だけではなく種子の沈降速度を得られる可能性が示唆された．

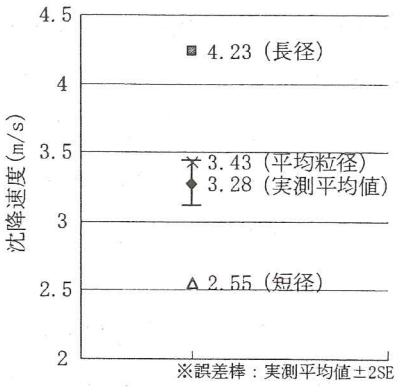


図6.9　種子の沈降速度（実測値と計算値の比較）

6．4　まとめ

植生と流量変動との関係に関する研究は，河畔林の主構成種であるヤナギ科植物での研究が進んでおり，土壌の粒径組成の違いや種子散布時期に対応する水位変動の違いにより分布が異なることなどが報告されている[8)9)10)]．一般にシナダレスズメガヤはヤナギ科植物のように軽量ではなく，流水散布に特化した形状ではないが，今回の実験により，流況に応じた流水中の種子の挙動の変化が観察された．また，種子が河道内で砂が堆積するような箇所に着床・定着している可能性も示唆され，今後実河川での分布と比較し，検討することが必要である．また，種子の定着から発芽，生長の条件といった生活史全般について着目し，河川での分布拡大に関するメカニズムを解明する必要がある．

一方で，種子が定着する可能性があるとされた河道内で増水時に砂が堆積するような箇所は，高水敷や中州など比較的比高の高い地点であると考えられるが，近年，河床低下により低水路と高水敷との比高差が大きくなるという現象が全国の河川で指摘されている．そのような河川では高水敷に砂が堆積し，河原環境が減少，樹林化につながるという問題がある．シナダレスズメガヤが河床低下という河川環境の変化によって生じたスペースに侵入し分布を拡大している可能性もあり，生態的な側面と併せて河床の物理環境の変化など工学的な側面からの検討が必要である．

参考文献

1)村中孝司・鷲谷いづみ：鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入，応用生態工学4(2)，pp.121-132，2001.
2)中坪孝之：河川氾濫原におけるイネ科帰化草本の定着とその影響，保全生態学研究.2，pp.179-187，1997.
3)村中孝司・鷲谷いづみ：鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少：緊急対策の必要性，保全生態学研究 vol.6，pp.111-122，2001.
4)中西弘樹：種子はひろがる　種子散布の生態学，平凡社，1994.
5)　(社) 土木学会編：水理公式集〔平成11年版〕，1999.
6)　島谷学・中瀬浩太・熊谷隆宏・月舘真理雄：アマモ種子の埋没機構に関する研究，海岸工学論文集，第47巻，土木学会，pp.1171-1175，2000.
7)中山至大，井之口希秀，南谷忠志：日本植物種子図鑑，東北大学出版会，2000.
8)崎尾均・山本福壽編：水辺林の生態学，pp61-93，東京大学出版社，2002.

9)新山馨：石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性，日本生態学会誌，37，pp.163-174，1987
10)van Splunder I.，Coops H.，Vosenek L.A.C.J. and Blom C.W.P.M：Establishment of alluvial forest species in floodplains：the role of dispersal timing，germination characteristics and water level fluctuations，Acta Botanica Neerlandica，44，pp.269-278，1995.

7．寄生虫を指標とした魚類の移動調査

7．1　はじめに

平成12・13年度研究報告で、魚類寄生性蠕虫を生物タグとして用いることにより、コイ科魚類の当歳魚では夏期から実験河川と木曽川本川間の移動がみられることを実証し、実験河川が単独で幼魚の生育場所なのではなく、本川をも含む範囲が生息場所であることを示した。

本年度は、タモロコとオイカワにおいて３年間あるいは２年間の調査結果をまとめ、魚類の成長に伴う移動開始時期を正確に特定するとともに、実験河川の形状や出水と移動の関連について考察を行なった。また、実験河川内において飼養魚を用いた感染実験を行い、実験河川において指標と考えられる寄生虫の感染が起こりうるかどうかを確認した。その結果、2002 年度の調査結果に一部誤りがあることが判明したので、最初にその訂正を報告する。

7．2　材料と方法、および2002年度報告書における結果の誤りの訂正

2002年度に検出された寄生虫の中で、木曽川本川の指標としたのは宮田吸虫 *Metagonimus miyatai*、高橋吸虫 *M. takahashii*、*Centrocestus armatus* の３種の吸虫のメタセルカリアであった。これらはいずれもカワニナ類 *Semisulcospira* spp. を第一中間宿主とする。実験河川に水を供給する新境川はの冬期の平均BODは4.0～4.4で、底生生物はヒル類・ミミズ類・ユスリカ類など汚濁耐性のある種がほとんどであり、カワニナ類は生息しない（自然共生研究センター平成１１年度報告書）。しかし、灌漑期（４月～９月）には、関市内の堰から長良川の良質の水が供給され、平均BODは1.5～1.7程度に改善される。第一中間宿主から遊出したセルカリアの寿命は１～２日程度と考えられているので（e.g. Evans, 1982）、指標寄生虫のセルカリアが長良川から各務用水を経て実験河川に流入している可能性が考えられた。そこで、2003年５月、飼養された金魚（高橋吸虫の宿主）およびタモロコ（*Centrocestus armatus* の宿主）を用いて、実験河川内で感染実験を行った。金魚は体長30-40㎜のものを20尾用い、2003年５月７日から２３日まで、配水池に設置したカゴの中で飼育した。実験終了まで生存したのは７個体であった。タモロコは30㎜前後のものを40尾用い、2003年６月１１日から２６日まで、A河川ハビタットゾーンに設置したカゴの中で飼育し、実験終了まで全個体が生存した。

その結果、金魚には100％(7/7)の確率で高橋吸虫の感染が見られ（ひれにおける平均感染密度 9.1）、実験河川には高橋吸虫セルカリアが到達していることが明らかとなり、本種は木曽川の指標寄生虫とはならないことが判明した。また、タモロコには *Centrocestus* の感染はみられず（0/40）、本種は木曽川の指標寄生虫として有効であることが確認された。その後、福岡県宗像市釣川産のカワニナに寄生するセルカリアを用いて行ったセルカリアの生存期間の調査では、*Metagonimus* 属は貝から遊出後、蒸留水中で２日間程度生存するのに対し、*Centrocestus* 属は遊出後２時間程度でほとんどが死亡することがわかった（児玉裕美子・浦部美佐子、未発表データ）。従って、高橋吸虫を含む *Metagonimus* 属は生存期間内に長良川から各務用水を経て実験河川に到達できるのに対し、*Centrocestus* は実験河川に至るまでに死亡すると考えられる。

以上のことから、2002年度報告書のうち、高橋吸虫を指標とするフナ類に関する結果は誤りである。ま

た、2002 年度のタモロコとオイカワに関しては、*C. armatus* および本年度新たに発見されたイシガイ科貝類のグロキジウムのみを指標寄生虫としてして再度の解析を行ったが、データの変更点はわずかであり、結論において昨年度と違いはなかった（図３・４）。

５月から１２月まで、月に１度、実験河川でタモまたは電気ショッカーを用いて幼魚を採集し、解剖して指標寄生虫の有無を検査した。検査部位はひれ・鰓・鱗・体腔および消化管である。サンプル数は１河川につき１０個体以上としたが、この捕獲数に満たない月もあった。魚の年齢は標準体長および鱗の年輪によって識別し、当歳魚と推定されるものだけを解析に使用した。

７．３　結果

タモロコ：2003 年は、2002 年よりやや早く、５月に B、C 河川で稚魚が出現した(図１)。６月には A-C すべての河川で感染魚が見られ、最小感染稚魚の標準体長は 18.6mm であった（6 月 26 日、A 河川)。９月までは実験河川で多くの稚魚が採集されたが、10 月以降は減少した。10 月には A 河川のみ基底流量が多かったが、A-C のどれも等しく減少した。

９月以降は感染率は安定した（図５)。感染密度は１１月に最大となり、B 河川および新境川で高く、A./C 河川で低い傾向がみられた。データ数の多い C 河川と新境川間では、寄生数 0 の個体も含めた感染量の比較において、有意な差が得られた（U 検定、p=0.036)。

オイカワ：2003 年度は７月に実験河川内での産卵があり、20mm 以下の小さな稚魚が出現した（図 2)。感染魚は６月から出現し、最小体長 31.7mm（８月２６日、B河川）であった。感染率は９月から急激に増加し、2002 年度に比べてどの水域も高い値を示した(図５)。A 河川では 9 月に比較的大型の稚魚が侵入した。9-10 月には A 河川のみ基底流量を上げていたが、2002 年と異なり、他河川との間に感染率の差は見られなかった。また、平均感染密度も１１月～１２月に上昇する傾向にあった。

７．４　考察

2003 年のデータおよび 2001-2003 年のデータ比較により、新たに判明した事項について述べる。

タモロコでは、2002 年度同様、最小の感染稚魚は推定１-２ヶ月齢であると推定され、河川間で感染率に顕著な差はみられなかった。このことから、河川の形態や出水の有無は本種の移動に影響していないと考えられる。

2001、2002 年は、秋から冬にかけて、A-C 河川間および新境川で感染率・感染密度ともに明瞭な差が見られなかったが、2003 年度には A・C 河川で新境川より感染密度が低い傾向がみられ、C 河川では統計的に有意であった。B 河川は図 5 では感染密度において新境川と同程度のように見えるが、１０～１２月のデータ数が極めて少ないため、信頼限界が大きく、統計的に結論を得ることができなかった。以上のことから、少なくとも C 河川では、2003 年１０月以降、新境川と比べて木曽川本川との行き来が少なくなっている可能性がある。2003 年度は 2001-2002 年と異なり、１０月以降タモロコの個体数が激減し、１０個体の採集目標を満たせない月もあったことから、この年は何らかの理由により、この時期新境川から実験河川へ侵入してくる個体数が少なかったものと考えられる。その理由は不明である。

オイカワでは、2002・2003 年の両方とも、5－7 月までは A 河川で稚魚がほとんど見られなかった。2002

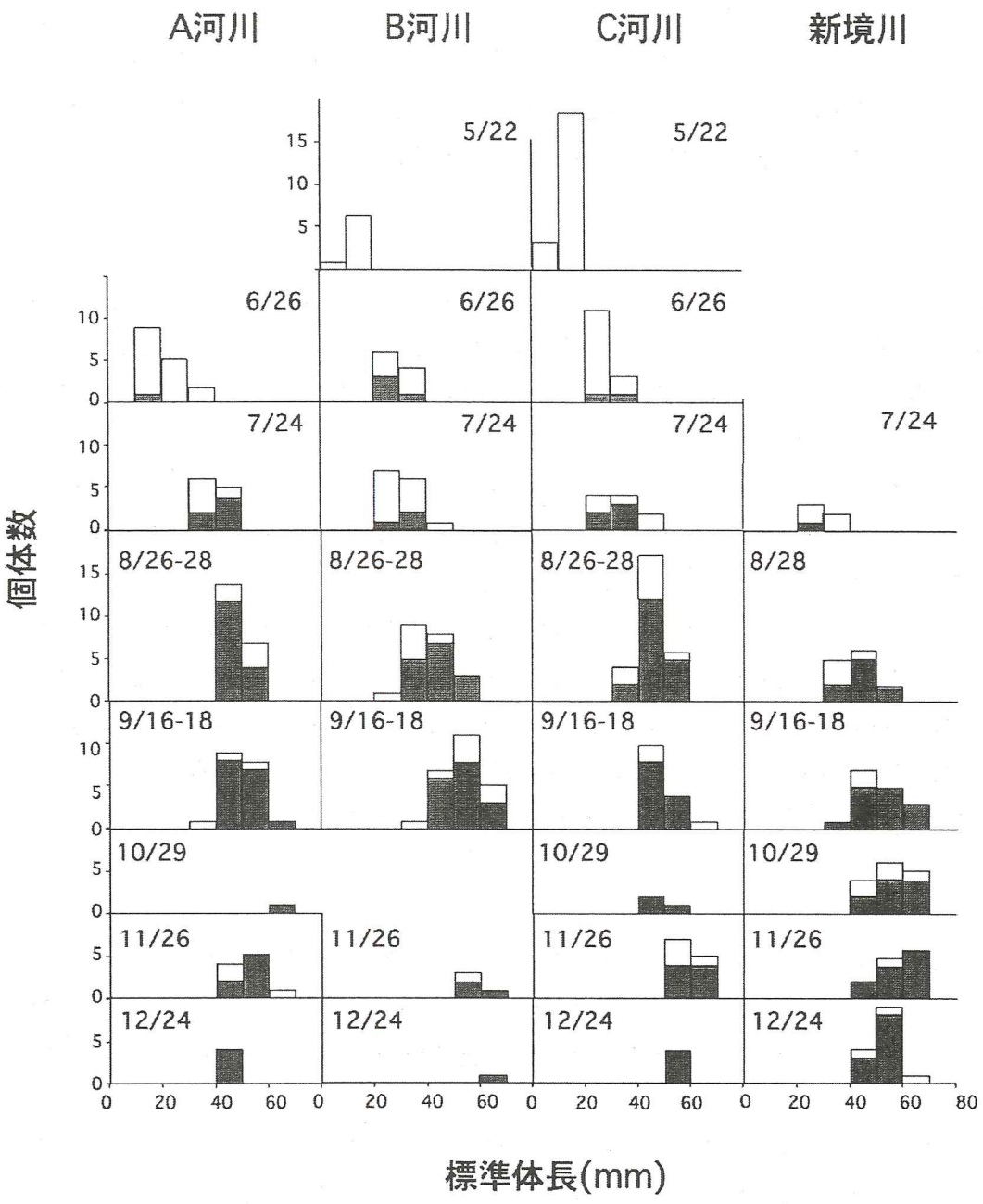


図1. 2003年、実験河川および新境川におけるタモロコ当歳魚の木曽川指標寄生虫感染状況。
白抜き：非感染、灰：感染。

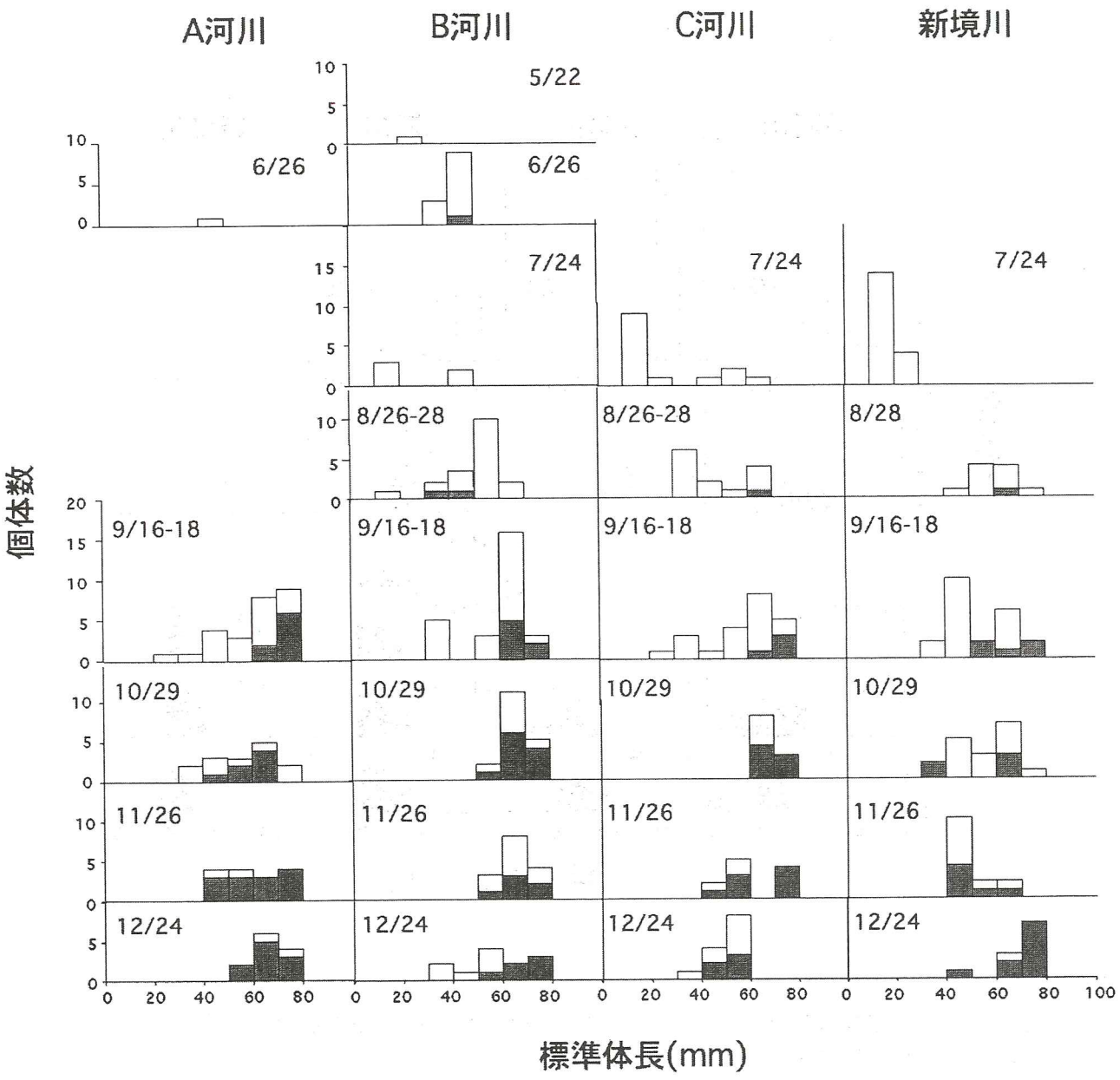


図2. 2003年、実験河川および新境川におけるオイカワ当歳魚の木曽川指標寄生虫感染状況。白抜き：非感染、灰：感染。

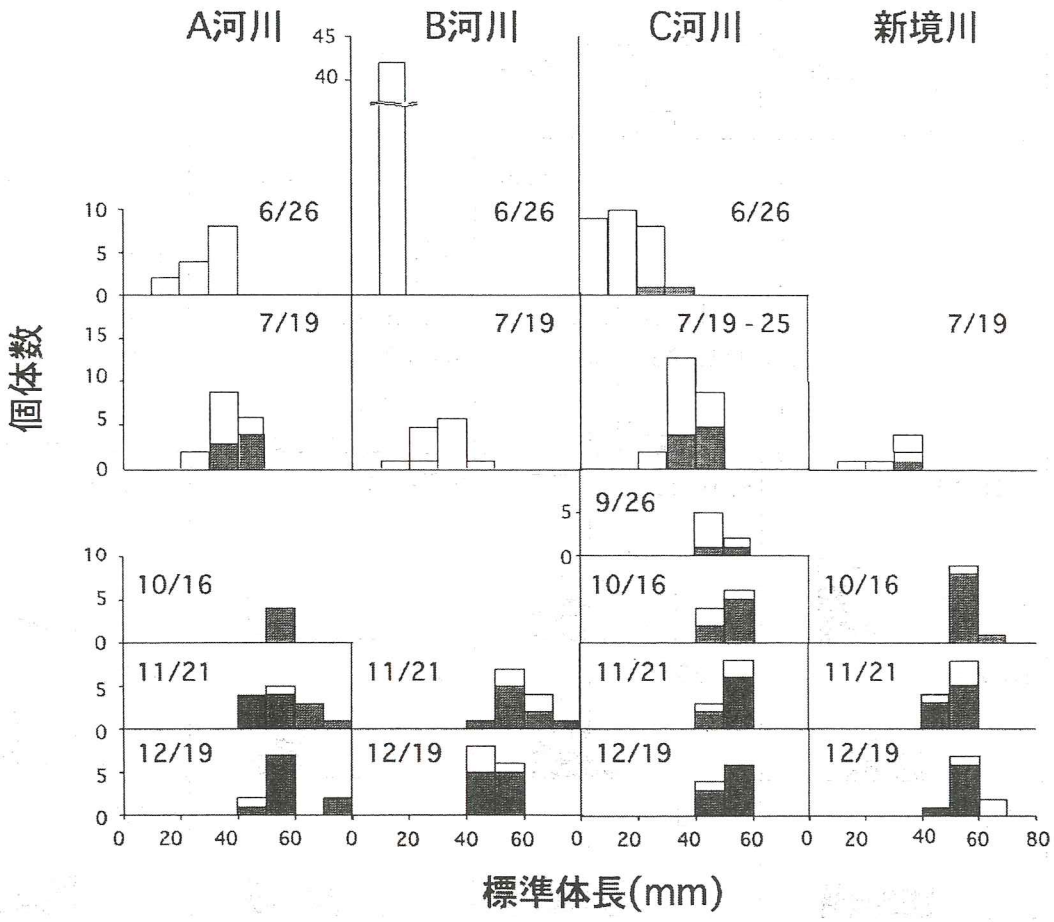


図3. 2002年、実験河川におけるタモロコ当歳魚の木曽川指標寄生虫感染状況（2003年度修正）。
白抜き：非感染、灰：感染。

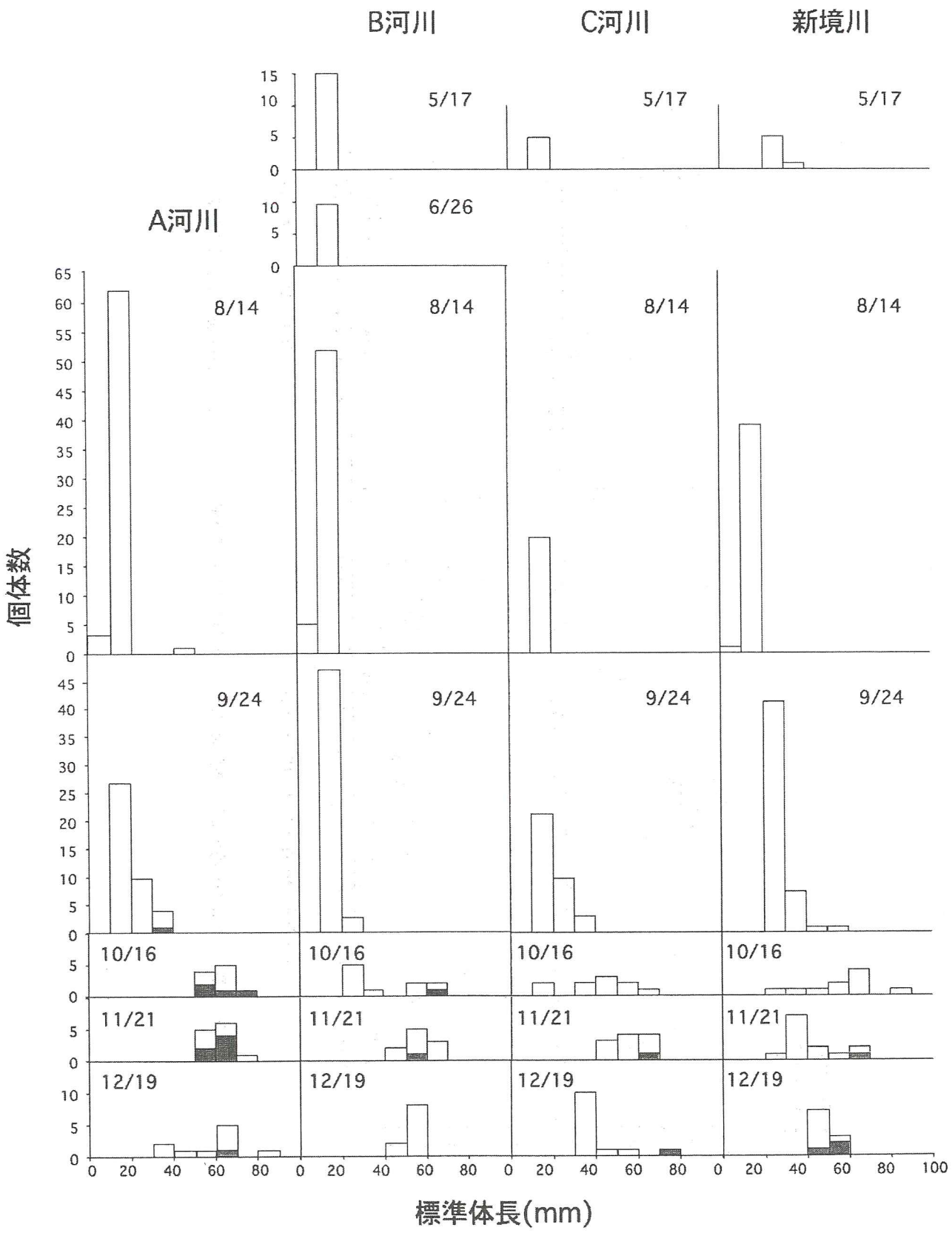
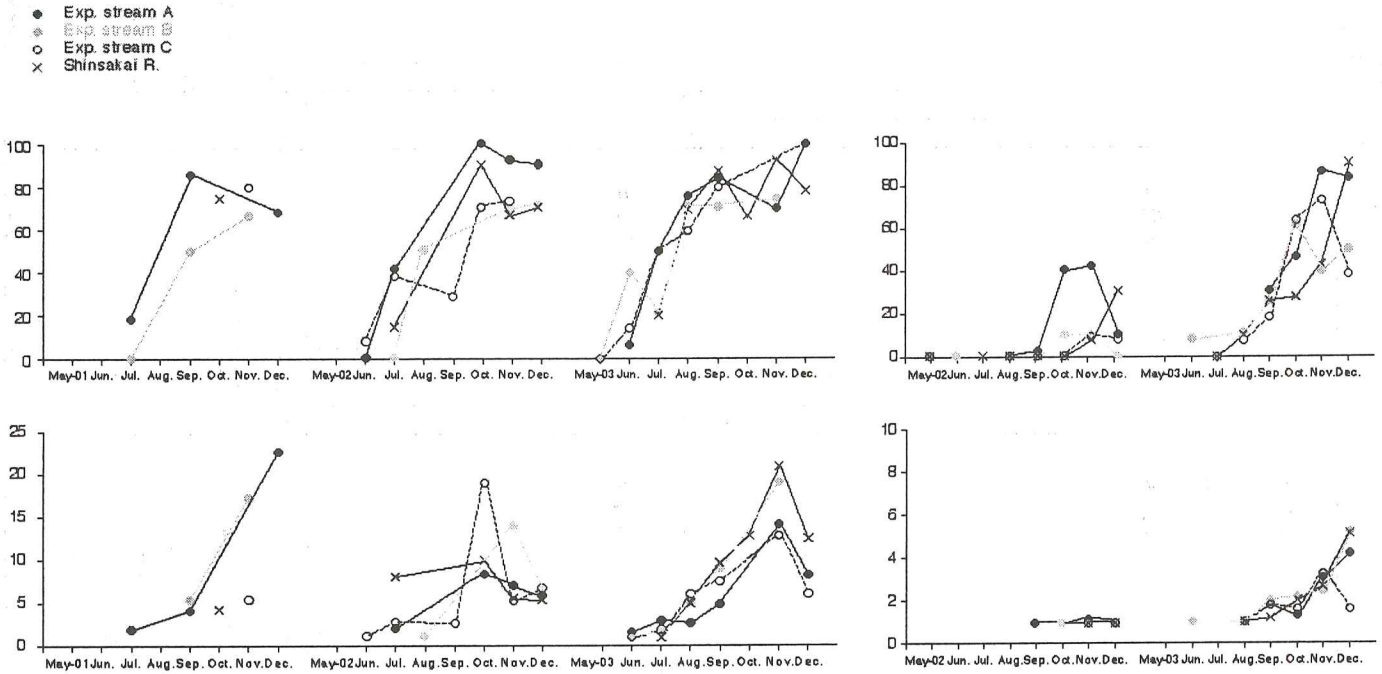


図4. 2002年、実験河川および新境川におけるオイカワ当歳魚の木曽川指標寄生虫感染状況。（2003年度修正）
白抜き：非感染、灰：感染。



A. タモロコGnathopogon elongatus elongatus　　B. オイカワZacco platypus

図5. 実験河川および新境川における魚類3種の木曽川指標寄生虫感染率（上）および1感染宿主当たり感染密度（下）。

年８月の集団産卵の後にはA河川でも大量の稚魚の発生がみられたが、2003年は産卵が少なく、特にA河川では９月にやや大型の稚魚が侵入してくるまで全く産卵がなかったものと考えられる。このことから、直線河道のA河川はオイカワの産卵場所や仔魚の育成場所としての貢献度が低く、2003年度に採集された稚魚はすべて他所からの移入である可能性が高いと考えられる。

2002年９－１１月、A河川では基底流量を0.2tに増加させた。その結果、A河川ではオイカワの個体サイズが増加するとともに、感染率が上昇し、新境川の感染率よりも高くなった。しかし、2003年度は９－１１月に同様に基底流量を0.2tに増加したにもかかわらず、サイズと感染率の上昇は見られなかった。この理由は明確ではないが、2002年と2003年で、９月の稚魚のサイズに大きな差があったことが一因と考えられる。2002年には集団産卵が見られたため、９月に実験河川生まれの小型の稚魚が大量に残存しており、B・C河川では１０月にもまだ20mm前後の小型の稚魚がみられた。A河川では,、基底流量が増加してから１ヶ月半が経過した１０月下旬には50mm未満の小型稚魚はいなくなり、同時に感染率の上昇が見られ、流量増加に伴って小型稚魚の移出と大型稚魚の移入があったと推測される。一方、2003年には、９月に稚魚の標準体長が平均60mm前後に達しており、20mm前後の小型稚魚は少数しか見られず、感染率もかなり高かった。2003年度秋に基底流量の増加が稚魚サイズや感染率に影響を与えなかったのは、小型稚魚がどの水域にもほとんどいなかったためと考えられる。

７．５　要約

2001年から2003年まで、寄生虫を指標として、木曽川本川と実験河川間の稚魚の移動について調査を行なった。実験河川と木曽川とは、最短距離で約700m離れており、実験河川終末池から新境川までの放水路がもっとも急勾配(1/70)である。

指標寄生虫のみられたタモロコの最小標準体長は18.6mm(１－２ヶ月齢)、オイカワは31.7mmであった。タモロコ・オイカワとも夏から秋にかけて感染率・感染密度が上昇し、稚魚が盛んに実験河川に移入していることが明らかとなった。タモロコでは、A-C河川の形状や出水頻度による移入の差は見られなかったが、2003年秋には移入が減り、個体数が全体的に少なくなった。オイカワでは、A河川で孵化する稚魚が少なく、2002年の集団産卵の後を除き、20mm以下の小型稚魚が見られなかった。2002年10月には、基底流量を上げていたA河川で、小型稚魚の移出と大型稚魚の移入が見られ、感染率も上昇した。しかし、2003年秋には全体に小型稚魚が非常に少なく、基底流量増の影響は見られなかった。このことから、A河川の基底流量の増加は、オイカワの小型稚魚を移出させる効果があるが、50～60mm以上に成長した稚魚にとってはあまり影響がなかったと考えられる。

引用文献

Evans, N. A. (1982) Effect of copper and zinc upon the survival and infectivity of *Echinoparyphium recurvarum* cercariae. Parasitology 85: 295-303.

8．沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について

8．1　はじめに

湖沼や池などの沿岸帯は、治水事業、湖岸保護、利水開発、港湾建設、観光目的などの様々な開発によって破壊されてきた。自然の沿岸帯は、生物多様性の維持、生態系の安定化、水質浄化などの生態的機能を有するが、開発によってその機能が著しく下がっていると言われている。特に日本においては、「コンクリート三面張り」と批判されるように、沿岸帯が「コンクリート」によって被覆され、単調化することにより生態系機能が低下すると言われてきた（例えば、西廣・中村、2003)。

しかし、これまでに湖沼沿岸帯の開発、なかでもコンクリート被覆によって実際にどれほど生態的機能が低下するのか、定量的に研究した事例はほとんどない。これまでの研究の多くは、河川や海岸の沿岸帯に関するものがほとんどであり、湖沼沿岸帯における研究事例は少ない（鈴木、1992；岡田ら、1998；安陪ら、2002)。湖沼沿岸帯の変化と生態系の変化を調査した研究においても、それは流域全体の変化や様々な要素が関連した結果であり、沿岸帯の変化だけによるものではない。自然状態における沿岸帯開発の影響を確認するためには、ある程度の規模で、かつ管理された実験系を使用する必要がある。

そこで、本研究では、自然共生研究センターにある大規模な６つの実験池を使用して、自然状態に近い（土羽で植生を有する）沿岸帯と人工的な（コンクリート被覆した）沿岸帯を有する池の生物相および水質を比較し、沿岸帯開発の影響を明らかにすることを目的とした。生物としては動植物プランクトンを対象に調査した。

8．2　方法

8．2．1　実験池について

自然状態を模した沿岸帯と人工的な沿岸帯を有する池の生物相、水質を比較するための実験を岐阜県川島町にある（独）土木研究所・自然共生研究センターの実験池６池を用いて実施した。沿岸帯の構造による差を比較するために、水生植物が生育可能な底面・法面ともに「土羽の池（以下、「土羽池」)」３池（A1,A2、B1）と全面コンクリートで覆われた「コンクリートの池（以下、「コンクリ池」と呼ぶ)」３池（B2, C1, C2）を準備した（図１)。池は楕円形で、法肩から法肩までの距離が長軸で50 m、短軸で30 mである。実験時の水深は0.94 ± 0.04 m （± 標準偏差）で容積は530 m^3 （測量時平均）であった。

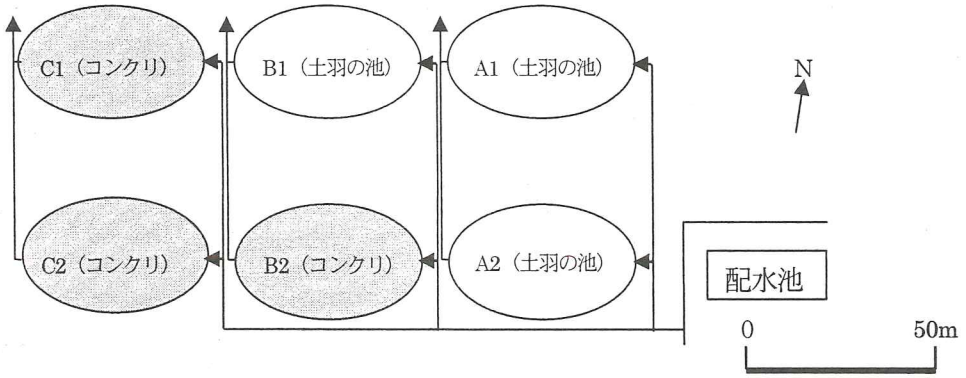


図1　実験池の概要と配置

8．2．2　実験条件

観測は、2003年10月8日から2004年1月21日の4ヶ月弱の期間実施した。観測に先立ち実験準備として、以下のことを実施した。2003年9月14日に全池排水し、排水後、魚類等の水生動物を除去した。水生動物の除去を行ったのは、これらの生物量が水質等に影響することを最小限にするためと、これらの生物を同等の条件にすることが困難と判断したからである。9月15日に1池当りの流量約720 $m^3\ day^{-1}$ で湛水を開始し、約一日で湛水を完了した。その後、5日間、給水時の流量を維持し、ゴミや植物デトリタスを除去した。9月21日からは実験時（平均49 $m^3\ day^{-1}$）に近い約48 $m^3\ day^{-1}$ の流量とし、観測まで17日間の馴致期間をおいた。

実験池の水は木曽川の支川である新境川から途中、配水池を経由して供給されている。配水池のCOD、全窒素(TN)、全リン(TP)は平均でそれぞれ、5.8 mg l^{-1}、4.2 mg l^{-1}、0.19 mg l^{-1} である。実験池の取水口である配水池の出口には、2 mmメッシュのステンレスネットと5 mmのプラスチックネットを設置し、魚類やその他のゴミなどの流入がないよう工夫した。実験池からの流出量は49 ± 7.0（±標準偏差）$m^3\ day^{-1}$ で、滞留時間(HRT)は、14 ± 2.5(±標準偏差)日である。土羽池とコンクリ池の流量、滞留時間は、配水池の水位によって変わるので、実験期間中多少の変動はあるものの、両者間に統計的に有意な差はなく、両者の流量、滞留時間は同じとみなせる。

8．2．3　調査項目

調査項目を表1に示す。水質および動物・植物プランクトンは、全ての池において週1回の頻度で2003年10月8日から1月21日まで合計15回調査した。水質の調査項目は、水素イオン濃度(pH)，導電率（EC)、濁度、浮遊物質量（SS)、強熱減量（VSS)、溶存酸素（DO)、化学的酸素要求量（COD_{Mn})、全窒素（TN)、アンモニア態窒素（NH_4-N)、亜硝酸態窒素（NO_2-N)、硝酸態窒素（NO_3-N)、全リン（TP)、リン酸態リン（PO_4-P)、クロロフィルa（chl.a)である。底質について、土羽の池のみで3週間に1回の頻度で実施し、合計5回実施した。底質の調査項目は含水率（%)、強熱減量、COD、TN、TPである。これらの項目に加えて現地観測項目として、天候、気温、水温、水深、透視度（100cm計)、水色、風向・風速を観測した。

水質調査、植物プランクトンのサンプリングは、実験池に設置されている桟橋から行い、実験池の中心に

おいて、水表面から池底10cm上までコア型採水器を用いて採取した。水温については表層と底層の2地点で測定した。動物プランクトンに関しては植物プランクトンと同じ箇所において、北原ネットを使用し、全水深を曳き採取した。採取した試料は顕微鏡下で同定した。

表1　調査項目一覧

現地観測項目	天候、気温、水温、水深、透視度、水色、風向・風速
水質等調査項目	水素イオン濃度（pH），導電率（EC）、濁度、浮遊物質量（SS）、強熱減量（VSS）、溶存酸素（DO）、 COD_{Mn}、全窒素（TN）、 アンモニア態窒素（NH_4-N）、 亜硝酸態窒素（NO_2-N）、 硝酸態窒素（NO_3-N）、 全リン（TP）、リン酸態リン（ PO_4-P）、クロロフィルa（chl.a）
生物	動物プランクトン、植物プランクトン
植生	目視調査（主に法部）、現存量調査（水生植物）

8．3　結果と考察

8．3．1　水質

図2は、主な水質項目の変動を時系列で表したものである。実線は土羽池、コンクリ池の平均値を、バーは土羽池、コンクリ池ごとの3つの池の標準偏差を表す。

水温は、5.6 ℃から 20.6 ℃の間で変動し、土羽池の水温の方がコンクリ池よりも極めて有意に低かった（$P<0.01$，繰り返しのある二元配置分散分析（以下、解析方法は同様））。平均値にして、0.53 ℃の差があった。土羽池には植生による遮蔽効果や法面・底面における熱吸収があったと思われる。水素イオン濃度（pH）に関しては、土羽池の方が、コンクリ池よりも極めて有意に低かった（$P<0.01$）。平均で、土羽池が8、コンクリ池が8.7であった。特に秋季に差が見られ、冬季はほぼ同じ値であった。溶存酸素（DO）は、土羽池、コンクリ池ともに絶対値が高かったが（10～15 mg l^{-1}）、両者を比較すると土羽池の方が有意に低かった（$P=0.032<0.05$）。冬季のDO値はほぼ同じであった。変動パターンはほぼpHと同様であった。これらの変動についてpHについてはコンクリートからの溶出も考えられるが、DOの変動と水温の変化を合わせて考えると土羽池における生物活動が土羽池のDOを低下させ、それによって土羽池のpHが減少したと考えられる。

全窒素（TN）に関しては、土羽池（平均　2.7 mg l^{-1}）の方が、コンクリ池（平均 3.0 mg l^{-1}）よりも極めて有意に低かった（$P<0.01$）。アンモニア NH_4-N（$P<0.01$）、亜硝酸 NO_2-N（$P<0.01$）に関しても同様に土羽池においてコンクリ池よりも極めて有意に低かった。硝酸 NO_3－Nに関しては土羽池とコンクリ池の間に有意差はなかった。全窒素が土羽池において低かったのは、生物による同化作用や土羽における脱窒作用などが影響したものと推測される。このことは、流域がコンクリート化することにより、流域の窒素浄化作用が低下することを示唆している。コンクリ池のアンモニアの変動に関しては上記のpHとの関連で、pHの低下に従って、アンモニアの上昇が観測された。全リン（TP）に関しては有意な差はなかったが、リン酸態リンについては土羽池の方が有意に低かった（$P=0.025$）。導電率（EC）に関しては、土羽池の方が、コンクリ池よりも有意に低かった（$P=0.038<0.05$）。これは、無機態窒素の影響などが考えられる。クロロフィルaに関しては、全般的

に土羽池の方が高いが、変動が大きいため統計的に（境界地値だが）有意な差はなかった（P=0.05）。濁度、CODについては、統計的に有意な差はなかった。

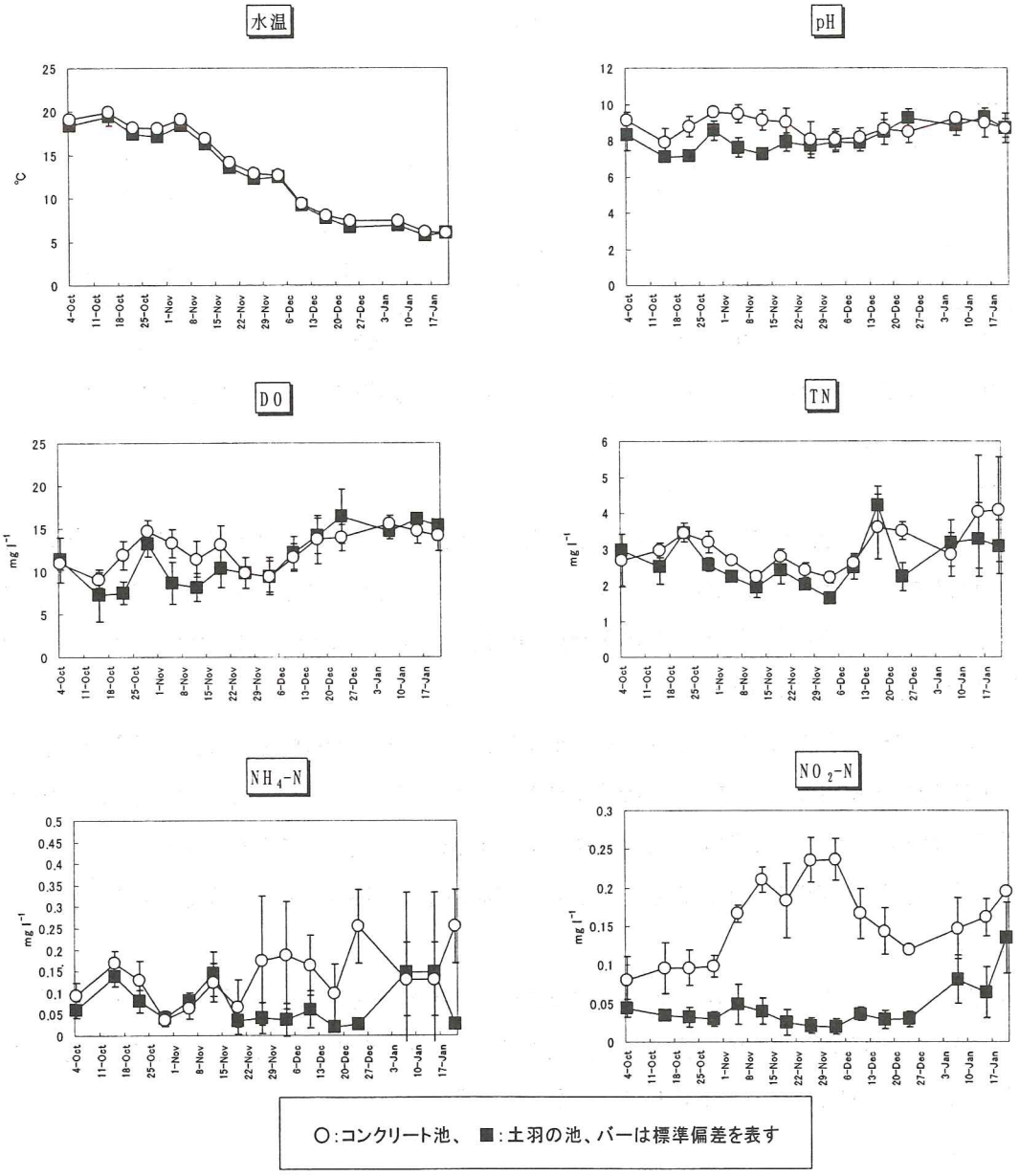


図2　実験池の主な水質調査結果、コンクリート池と土羽の池の平均値の時系列

8．3．2　動・植物プランクトン

植物プランクトンの種類数は、土羽池の方がコンクリ池よりも豊富であった（P<0.01）（図3）。植物プランクトンは1回の調査で、土羽池では29.4種（1池あたり）確認されたのに対し、コンクリート池では22.5種であった。池水1ml当りの植物プランクトンの細胞数は平均値では、土羽池が大きいものの、変動が大きくコンクリ池と比較すると有意差はなかった。これはクロロフィルaと同様の傾向である。

動物プランクトンの種類数は、1回の調査で土羽池が平均12.8種（1池あたり）であるのに対し、コンクリート池は9.98種であった。土羽池の方がコンクリ池よりも極めて有意に動物プランクトンの種類が豊富で

あった（P<0.01）（図３）。１リットル当りの個体数は、土羽池、コンクリ池ともにあまり差はなく、有意差はなかった。

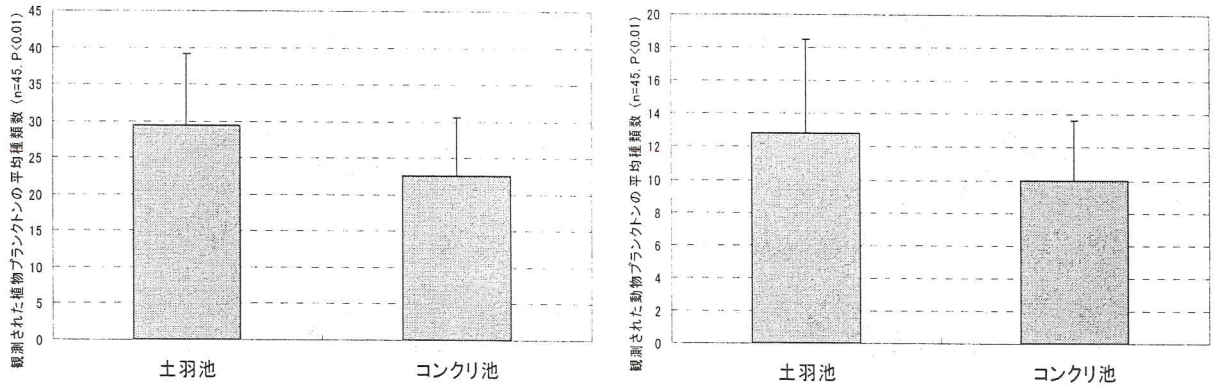


図３　土羽池とコンクリ池では土羽池の方が植物プランクトン、動物プランクトンともに種類が豊富

８．４　まとめ

法面・底面が土羽で植物が生育している３つの池と、法面・底面がコンクリートからなる３つの池の計６つ池（一池あたり容積530 m³、水深0.94 m）を用いて、沿岸帯が土羽からコンクリートに変わることによって、水質、生物相にどのような影響を与えるのか2003年10月から2004年１月にかけて実験的に検討した。その結果、以下のようなことが分かった。

① 土羽の池はコンクリートの池に比べて水温、水素イオン濃度（pH）、溶存酸素（DO）が低かった。

② 土羽の池では全窒素の濃度がコンクリートの池よりも小さく、アンモニア、亜硝酸なども同様の結果であった。土羽の池がコンクリート池よりも窒素に対する浄化作用が大きいことが分かった。

③ 植物プランクトン、動物プランクトンともに土羽の池で種多様性が高かった。しかし、個体数については差がなかった。

今回の調査結果によって、沿岸帯の構造が水質、生物相に与える影響を定量的に評価することができたしかしながら、時期が秋冬季の調査であったために、両者の差が比較的観測しにくい時期であったかと思われる。今後継続して、春夏期のデータを取得して行きたいと考えている。

参考文献

1) 西廣淳、中村圭吾（2003）：湖岸植生帯の現状とその水質浄化機能、エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化（島谷幸宏ら編）、ソフトサイエンス社、pp. 65-72.

2) 鈴木興道（1992）：コンクリート護岸による魚類生息環境への影響、土木学会年次学術講演会概要集第２部、Vol.47、pp.430-431.

3) 岡田美穂、片倉徳男、金子文夫（1998）：沿岸域における付着生物の生息場と付着特性、土木学会年次学術講演会概要集第７部、Vol.53、pp.440-441.

4) 安陪和雄、鈴木茂正、水野徹（2002）：実験河川においてコンクリート護岸が魚類の生息に与えた影響について、土木学会年次学術講演会概要集第７部、Vol.57、pp.89-90.

9．実験河川Ａの洪水時の水理特性と礫の流下について

9．1　はじめに

河川の機能は水の上流から下流への流下とともに、土砂の流下もある。ダムや堰などの横断工作物には土砂を上流に堆積するものがある。その土砂を下流に流下させる方法として上流に堆砂した土砂を施設の下流に運び、洪水時に流下させるなど方策が考えられている。又、河川の土砂の減少対策として、平常時に土砂を設置し、洪水時に流下させるなど、試験的に実施されているところもある。

本研究は、自然共生研究センターの実験河川を使用し、礫を設置し、人工的に洪水を起こすことにより、礫の挙動及び生物への影響を研究したものである。本章では、実験結果を基にまず始めに実験河川Ａの上流における出水時の水理特性の把握と、掃流力と礫の流下状況を報告する。

研究の流れは、まず、予備調査として簡易的な観測による土砂の流下実験の可能性を探る予備実験を５月に実施し、それを受け、水位計などを設置し水理観測を実施した実験を８月・９月に行った。

調査区の設定は、出水のコントロールが行いやすく、河床にかかる力（掃流力）をなるべく確保できる（河床勾配が急）ところとして、実験河川の中では河床勾配が急（計画で1/300）、直線なおかつゲートの近い実験河川Ａの上流部とした。

礫は調査区の上流部に出水前に設置し、断続的に人工洪水を与え、洪水中及び洪水の後に水理観測と洪水後に土砂の挙動等を把握するものとした。

実験河川の河床状況は平成13年度　自然共生研究センター研究報告書[1)]の記載にあるように、細砂と礫の二山で構成されており、代表粒径は約38mmであり、この粒径の礫は2m³／sの出水では動かない状態である。しかし、その礫の間にある 1mm以下の砂は浮遊状態になる、よって、ある種のアーマ化状態といえる。今回の実験でも元の河床の表面を構成している礫は移動せず、そこを投入した礫が移動する状況であった。

9．2　予備調査

9．2．1　実験状況

実験河川Ａの上流部で、礫を設置し人工出水を起こして流下するかどうかを把握するために、予備実験を実施した。

20mの調査区（図9.1）を設定し、上流部に２種類の礫を設置して、人工洪水を起こした。

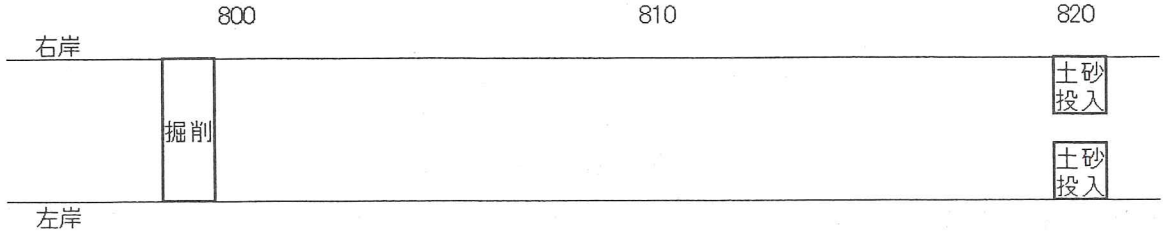


図9.1　予備調査の調査区

調査区の上流部の右岸側に玉石を、左岸側に砕石を各約0.3m³設置した。下流側に設置した礫を流下させないように穴を掘削し礫を捕捉することとした。玉石及び砕石の粒度分布は図9.2に示すとおりである。

出水は5月28日に二回実施した。第一回目の洪水は10分立ち上げ、ピーク流量1m3/s1時間、10分降下、第二回目の出水は20分立ち上げ、ピーク流量2m3/s1時間、20分降下を計画した。

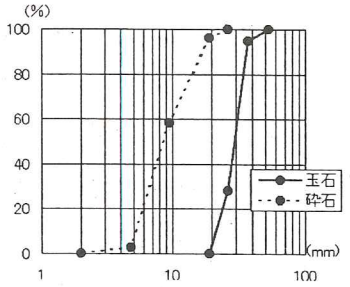


図9.2　土砂の粒度分布

9．2．2　観測内容

水理状況の把握としてはゲートでの放流量、ピーク時の水深及び河床高を把握した。

土砂の流下状況把握については、地上からの写真撮影により記録した。

表9.1　予備調査の観測内容一覧

項　目	観測方法	
河床高	河床高の簡易的な測量	No.7+90～No.8+30　概ね10mﾋﾟｯﾁ
ゲート放流量	ゲート記録	１分間隔
ピーク水位	ﾋﾟｰｸ水位の簡易的な測量	No.7+90～No.8+30　概ね10mﾋﾟｯﾁ
写真撮影　全景	法より地上写真を撮影	出水前と出水後

9．2．3　観測結果

1）水理観測結果

ゲート放流量は図9.3の通りである。第一回出水は計画どおりだが、第二回目は流入量が少なく、2m³／sを確保できなかった。

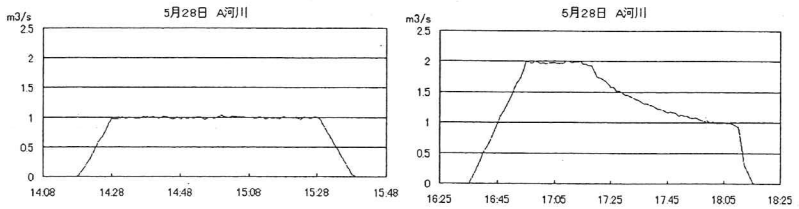


図9.3　予備調査のゲート放流量

水位状況は第一回出水では37ｃｍ、第二回出水は60ｃｍであった。水面勾配は第一回出水は1/240で第二回出水は1/490であった。河床勾配は1/220であった。

2）土砂の流下状況

土砂の流下状況は写真9.1の通りである。これは地上の斜め写真を画像ソフトを用いて、写真の上側（奥）を伸ばし横方向（流れ方向）の縮尺を合わせ目視で張り合わせた（但し、上下方向（横断方向）の縮尺は一様ではない）。砕石は第一回出水で2／3流下し第二回出水で下流の穴まで一部達した。玉石は第二回出水後でも5m以下であった。

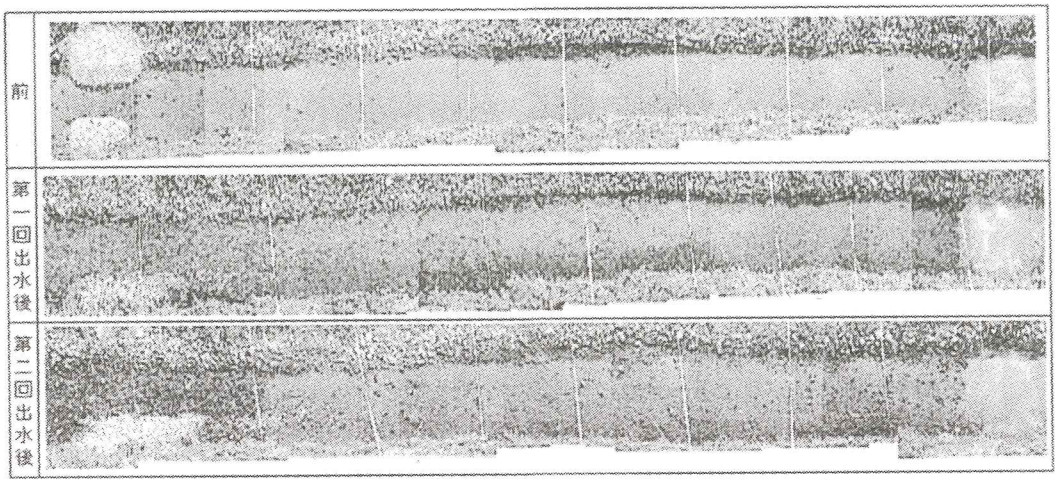


写真9.1　予備調査の土砂流下状況（左側が上流、上：砕石、下：玉石）

9．2．4　予備調査における掃流力と土砂の流下

礫の流下の可能性を探るため、河床にかかる力を表す摩擦速度U*及び無次元掃流力τ*により整理する。

摩擦速度は$U_* = \sqrt{gHIe}$ により算出し、無次元掃流力は$\tau_* = u_*^2 / sgd$で算出する。

ここではHは実測の水深、I_eは水面勾配を使用し、s=1.7（密度試験より）、g=9.8m³／sとする。

表9.2　予備調査の掃流力整理

		水面勾配	水深(m)	U_*	U_*^2	D_{60}(mm)	τ_*	τ_*=0.06時の粒径	
第一回出水	砕石	1/240	0.37	0.123	0.015	9.7	0.093	15mm	
	玉石					31	0.029		
第二回出水	砕石	1/490	0.60	0.110	0.012	9.7	0.074	12mm	
	玉石					31	0.023		

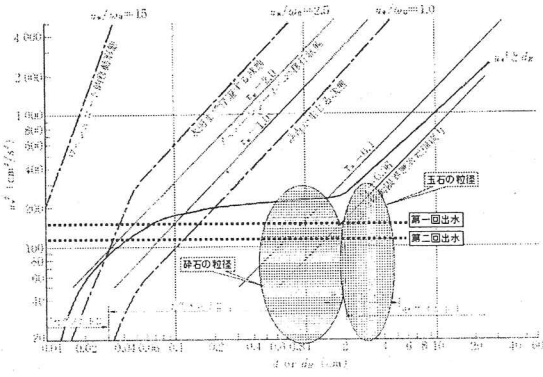


図9.4　予備調査における粒度組成と掃流力[2)]

図 9.4 はU_*^2と粒径dの平面図にU_*/ω_0が 1,2.5 及び 15 の条件に相当する条件を一点鎖線で示し、沖積地河川の年平均最大流量時のU_*^2と代表粒径d_Rの関係を示したものに、予備調査で得られたU_*^2と設置した礫の粒径を示したものである。表 9.2 及び図 9.4 より、2m³／s の出水では、玉石は掃流状態に至らず、砕石は掃流状態であることがわかる。これは写真 9.1 の実際の礫の流下状況と同じ傾向である。

9．2．5　予備調査まとめ

予備調査の観測結果による掃流力の算出では 1m³／s より 2m³／s の方が摩擦速度や無次元掃流力が低いなど、一部疑問が残るところではあるが、これは簡易的な測量による誤差かと思われた。

しかし、写真 9.1 が示すとおり砕石は流下し、玉石は流下してないことから、掃流力の目安としては概ね妥当な結果であると思われる。

今回の予備実験では粒径が 15mmもしくは 12mmの礫から掃流状態（τ_*が 0.06）になるものと試算された（表 9.2）、よって、ピーク流量が 1m³／s もしくは 2m³／s の洪水で掃流状態で礫を流下させるには、粒径が１ｃｍぐらい以下の礫が妥当である。

以上より、実験河川Ａで礫の流下実験が可能であり、これを基に調査の計画を立てた。

9．3　調査

9．3．1　実験状況

実験河川Ａの上流部に 20mの調査区を３箇所（図 9.5）設定した。各調査区の下流には予備実験同様、穴を掘削した。

各調査区の上流部に礫を設置し、８月７日及び９月２日に合計４回の人工洪水を起こし、水理特性を観測するとともに礫の流下状況を把握した。

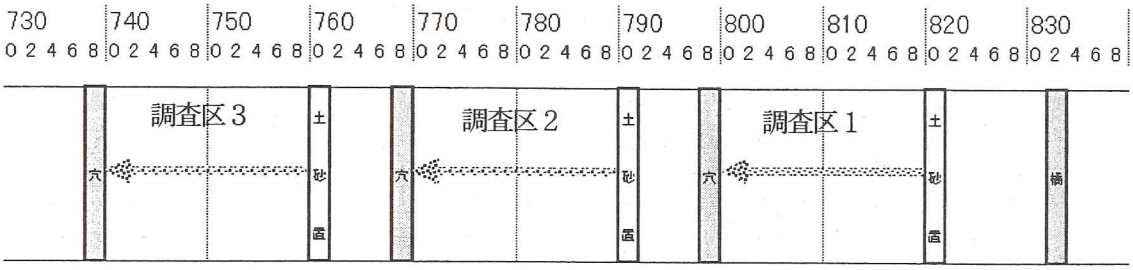


図 9.5　本調査の調査区

出水前に調査区２及び調査区３に礫（調査区２：粒径 8～12mm、調査区３：粒径 4～6mm）を設置した。調査区１は当初礫を置かない予定であったが、調査区２．調査区３の土砂流下が予想以上に遅いため、第二回出水後、調査区１の上流部に粒径 4～6mmの礫を設置した。設置した量は調査区２及び調査区３は 1,080ｋｇで調査区１は礫の流下を計るため半分の 540ｋｇとした。

出水は各洪水とも 10 分立ち上げ、ピーク流量を 30 分間維持し、10 分降下とした。ピーク流量は第一回出水は 1m³／s、第二回出水、第三回出水及び第四回出水は 2m³／s とした。

9．3．2　観測内容

水理状況の把握としては河床縦断、横断測量、水位計による水位観測を実施した。

土砂の流下状況把握については、出水前、出水後に垂直写真撮影により記録した。

表9.3　調査の観測内容一覧

項　目	観測方法	
河床高	河床高の測量	No.7+30～No.8+30、2.5mピッチ　左右岸
横断面図	横断測量の実施	No.7+33.5,No.7+64.5,No.7+93.5,No.8+23.5
ゲート放流量	ゲート記録	1分間隔
水位	左右岸に水位計を設置	No.7+35～No.8+25、15mピッチ
堆砂量調査	25cm×25cmの枠から採取	任意の箇所
写真撮影	ラジコンヘリで垂直写真撮影	調査区を網羅、出水前と出水後
河床状況把握	任意の高さから河床高1ｃｍ	長さ50cm(1cm間隔)、上下流方向と左右方向 No.7+30, +45,+55,+75,+85,No.8+5,+15

9．3．3　観測結果

1）水理観測結果

ゲートの放流量は図9.6に示すであり、計画の出水が流せた。水位の縦断的な変動状況を図9.7に示す。左右岸の平均でピーク水位までは実線で降下時は点線で示している。

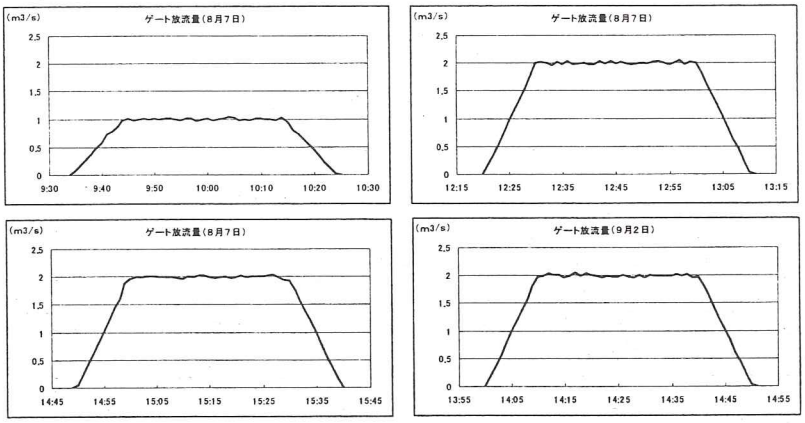


図9.6　本調査のゲート放流量

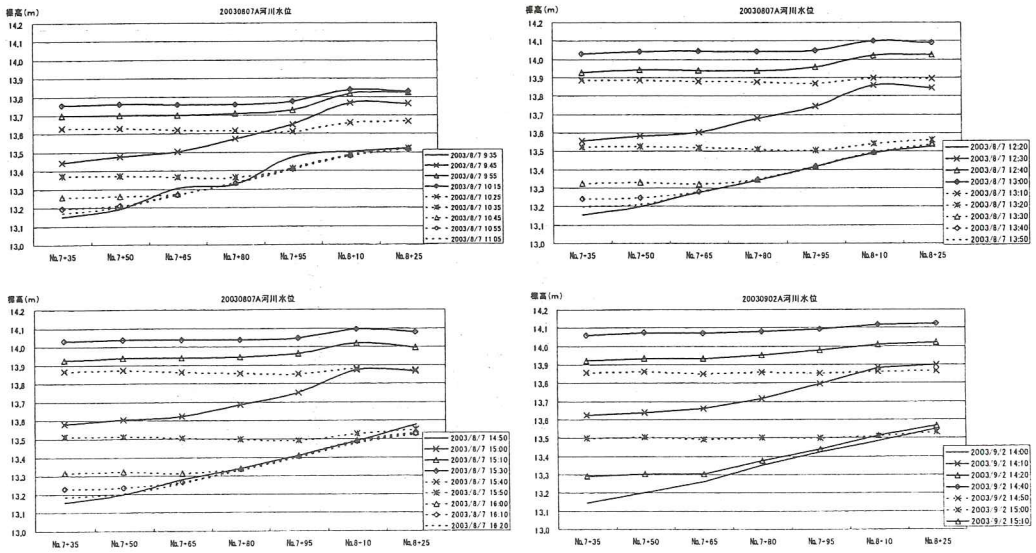


図9.7　水位状況表

2）礫の流下状況

礫の流下状況は写真 9.2 のとおりである。これは中部技術事務所で所有しているラジオコントロールヘリコプターにより撮影した垂直写真を画像ソフトを用いて目視でつなげたものである。

調査区１は第三回出水でほぼ中央まで流下し、第四回出水で調査区下流まで一部達した。調査区２及び調査区３は出水毎に移動してるが第四回出水後で中央まで達した。

流下状況はどの調査区も設置した礫が塊となって流下し、通過後は元あった河床の礫の間に投入した礫が残っている状態であった。

第３回出水後に任意に25ｃｍ×25ｃｍの枠を設置し、枠内で今回堆積した礫を採取し堆砂量を把握した。調査結果と枠の内の平均堆積高を算出し表 9.4 で示すとともに図 9.8 に平均堆積高を整理した。礫の通過した箇所の平均堆積高は5mm以下であるが、礫の堆積箇所では最大 12ｃｍの堆積が見られた。

なお、調査区１は第四回出水後に、調査区下流の穴の中に設置したシートで捕捉した土砂を採取し重量（187ｋｇ）を測定し、穴へ到達した礫の重さを推測した。今回使用した礫は玉石（4～6mm）で元の河床にはその粒径が少なく[1]また、予備実験では砕石を使用した。このことより、採取した土砂をふるいに掛け、9.5mmを通過しかつ 4.75mm及び 2mmに残った土砂とそれ以外を分離した（124ｋｇ）。その後、約一割を抽出し、砕石（角が立ってる）、貝・ごみ等及びその他礫（設置した礫相当）に目視で分け、その率より礫を推測した、その結果、100ｋｇが調査区下流の穴まで達していた。

表 9.4　堆砂状況

位置		状況	湿潤重量　A (g/625cm²)	単位体積重量B (g/cm³)	C＝A／B (cm³/625cm²)	平均堆砂高 C／625 (cm)
調査区1	No.8+20 中央	土砂通過	240	1.61	149	0.24
	No.8+15 中央	土砂通過	390	1.61	242	0.39
	No.8+13 中央	土砂後尾	1,364	1.61	847	1.36
	No.8+11 中央	土砂堆積	5,925	1.61	3,680	5.89
調査区2	No.7+90 左岸	土砂通過	450	1.63	276	0.44
	No.7+90 右岸	土砂堆積	9,363	1.63	5,744	9.19
	No.7+87.5 中央	土砂堆積	5,308	1.63	3,256	5.21
	No.7+85 中央	土砂堆積	3,973	1.63	2,437	3.90
	No.7+84 中央	土砂頭部	1,520	1.63	933	1.49
調査区3	No.7+59 左岸	土砂通過	439	1.61	273	0.44
	No.7+59 右岸	土砂堆積	12,490	1.61	7,758	12.41
	No.7+57.5 中央	土砂堆積	4,751	1.61	2,951	4.72
	No.7+55 中央	土砂堆積	4,507	1.61	2,799	4.48
	No.7+54 中央	土砂頭部	3,746	1.61	2,327	3.72

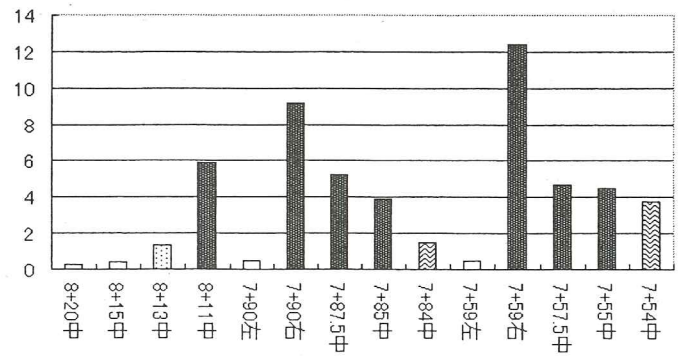


図 9.8　堆砂状況（平均堆積高（ｃｍ））

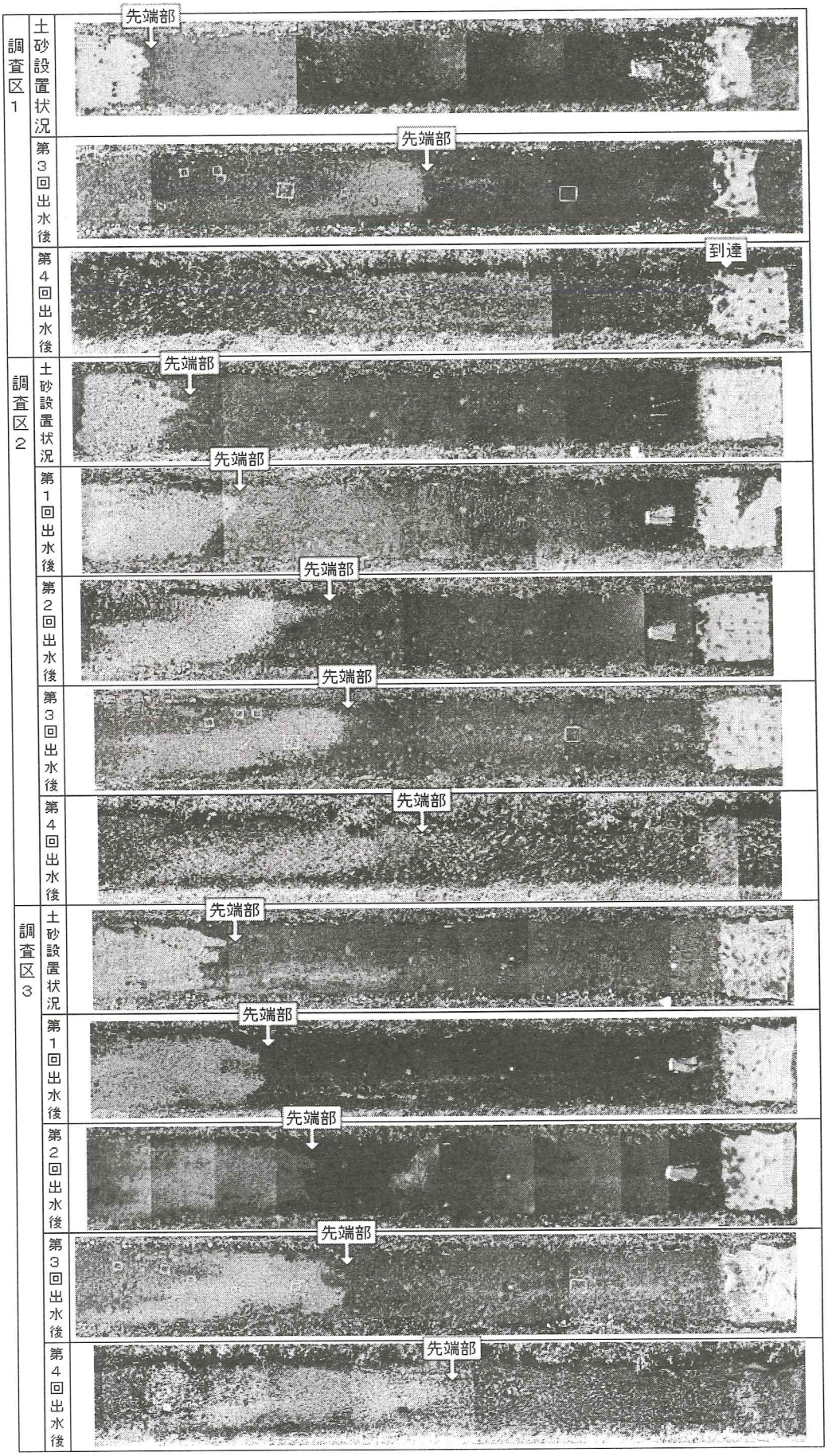


写真 9.2　本調査の土砂流下状況（左が上流）

3）河床の状況

簡易的に河床の状況を表す方法として、次のような観測を試みた。

河床に50ｃｍ×50ｃｍの枠を設定し、各枠の中心である25ｃｍの位置に上流から下流へ、及び左岸側から右岸側へ目盛りを張った板を水平にあて、1ｃｍ毎にノギスにより板からの深さを測定した。測定の状況が写真9.3で測定結果と河床の状況写真のイメージを図9.9に示す。



写真9.3　河床状況測定状況

観測位置は各調査区の下流より5mと15mの2箇所と全調査区の下流側に1箇所とし、位置はNo.7+30, +45,+55,+75,+85,No.8+5,+15である。

調査回数は出水前、第一回出水後、第二回出水後及び礫の流下が見られる地点は第三回出水後に実施した。枠は下流側の2箇所の角にペグをうち目安とし、観測毎にそのペグに接するように枠を設置した。

出水前の河床状況を図9.10に示す。河床の代表粒径は約38mmであり、1ｃｍ間隔なら河床の状況をある程度表現できている。

また、礫の流下した箇所の流下前と流下後の比較を図9.11に示す。枠は観測毎にペグにあわせ設置しているため、上下の位置は任意となってる、重ね合わせるとき、深さを目印となる石の頭が同じ高さになるように目視で調整した。なお、礫が一面に堆積した箇所では、堆砂状況を測定後、目

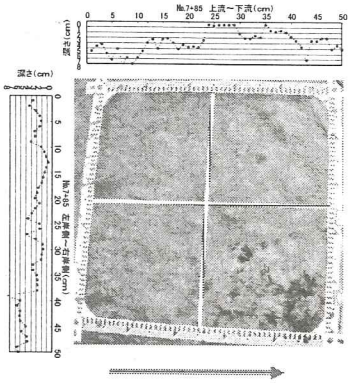


図9.9　河床観測のイメージ

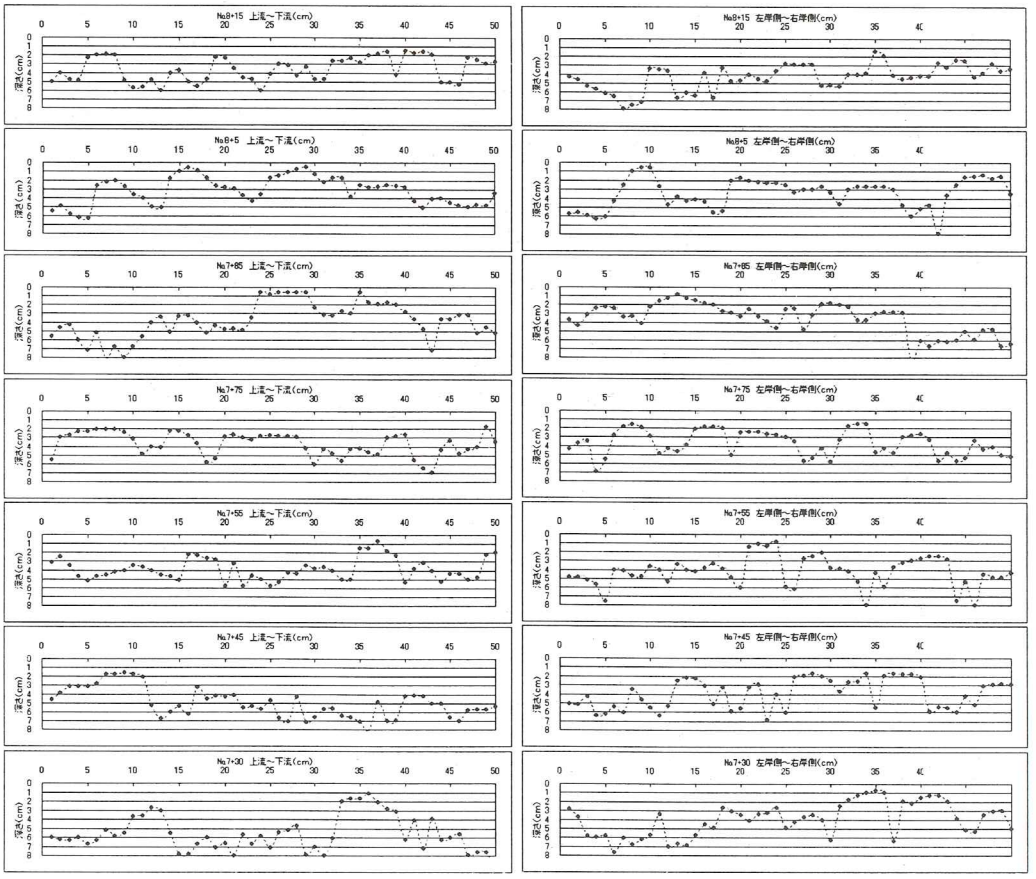


図9.10　出水前の河床状況

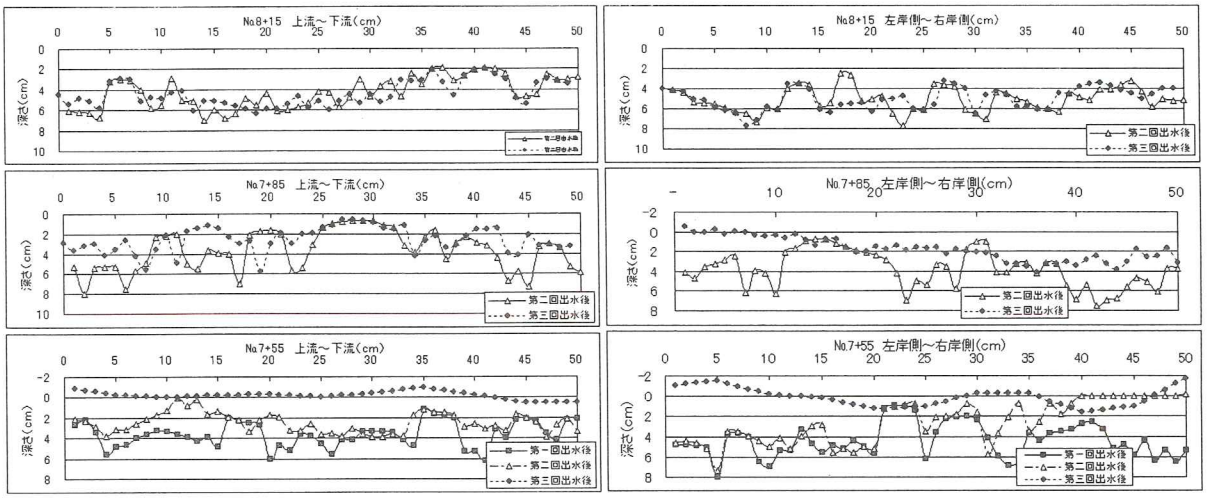
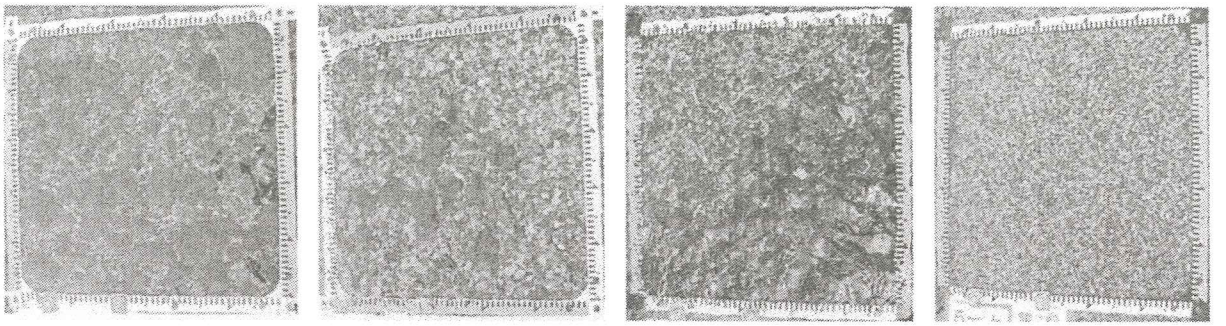


図 9.11　土砂流下箇所の河床状況



(No.8+15 第3回出水後)　(No.7+85 第3回出水後)　(No.7+55 第2回出水後)　(No.7+55 第3回出水後)

写真 9.4　土砂流下箇所の河床状況

安となる元の河床の石の頭の深さを記録しそれより重ねた。概ね堆砂状況が表現できたが、ペグに這わせ観測毎に枠を設置しため、水平方向にずれが見られた。しかし、河床状況を把握する手段としては有用なものと考える。

9．3．4　実験河川Ａ上流部の出水時における水理特性

予備調査では実験河川Aの上流は、同じ形状の断面が連続し同じ流量なら水位が変動しない等流状態と想定していた。しかしながら今回の実験では図 9.7 に示すとおり、どの出水でも流量が一定となった後も、水面勾配が変動しかつ降下前には河床勾配より水平に近い勾配となった。まず、この水理特性を整理する。

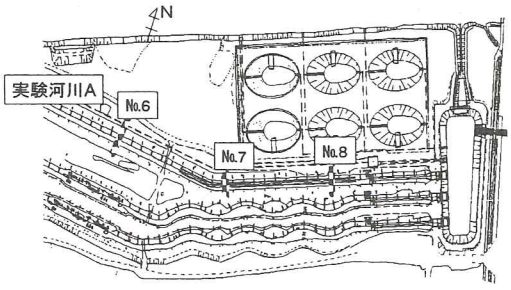


図 9.12　実験河川Aの概要図

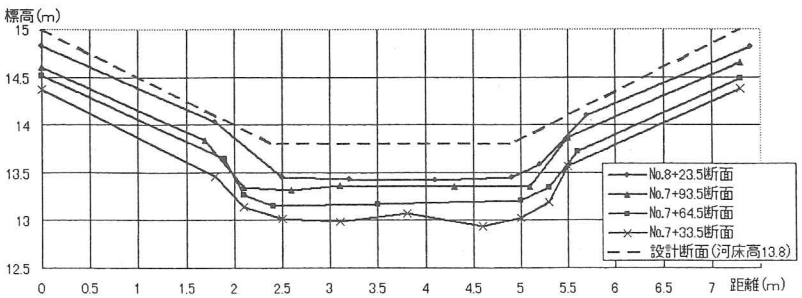


図 9.13　河道断面状況

断面形状を4断面と設計断面で比較する（図9.13）。

各断面ののり勾配の上部は設計断面とほぼ同じ勾配である。河床は幅が広がり低下している傾向である。

調査区の河床の縦断図は図9.14の通りである。この図は左右岸を平均したものであり全体で近似（最小二乗法）したとき河床勾配は1/200であった。各調査区を全体で近似した勾配と比較すると調査区1及び調査区3は緩く、調査区2はほぼ同じ勾配でした。

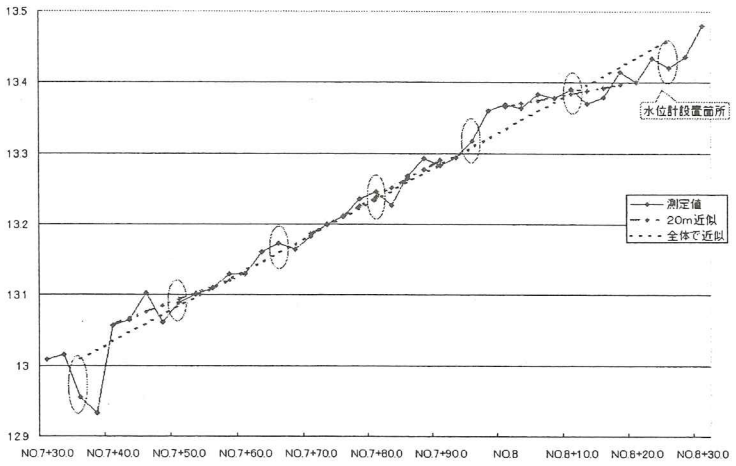


図9.14　調査区の河床高

水理特性を把握するために水位計を設置しあり、近傍で横断測量を実施しているNo.7+35、No.7+65、No.7+95、No.8+25で逆算粗度を算出した。

なお、等流状態と想定しマニングの式 $V = \frac{1}{n} R^{2/3} I^{1/2}$ をもちいて算出した。

第二回出水のピーク流量時を対象とし、水位は第二回洪水のピーク水位とした。

断面はNo.7+35はNo.7+33.5断面を、No.7+65はNo.7+64.5断面を、No.7+95はNo.7+93.5断面を、No.8+25はNo.8+23.5断面を使用した。Iは河床勾配とし、各調査区の河床勾配を最小二乗法で求め、原則として下流側の調査区の河床勾配を使用したNo.7+35、No.7+65は調査区3、No.7+95は調査区2、No.8+25は調査区1の河床勾配とした。

表9.5　粗度の算出

	No.7+35	No.7+65	No.7+95	No.8+25
水位（m）	14.01	14.05	14.05	14.09
流量（m^3/s）	2.0	2.0	2.0	2.0
流下断面（m^2）	4.346	3.647	2.786	2.121
径深（m）	0.674	0.615	0.529	0.473
勾配　1/I	280	280	190	570
逆算粗度n	0.100	0.079	0.066	0.027
（n＝0.03の水位）	13.55	13.72	13.81	14.12

Maningの粗度係数は土、直線で一様で短い草があるが、雑草が少ない状態で0.03前後[3)]であるが、今回算出した逆算粗度nは、No.8+25以外では0.1～0.066と大きい。また、粗度係数0.03で、水位を算出すると、表9.5の下段のようになり、No.7+35で実際の水位と50cm近くの差となる。

実験河川Aの調査区周辺及び下流の状況は、河道形状がNo.6+90で変化し、平面では右に湾曲し、縦断で

は河床勾配が変わる（下流：1/800、上流：1/300（設計時））。なお、現在の河床高は図9.15で、当初の計画河床高より１０cm近く下がっており、No.7前後では凹状態である。実験時の植生状況は、調査時にNo.7より上流は法面の植物を刈ってあったが、それより下流は法面に植物が生えている状態であった。

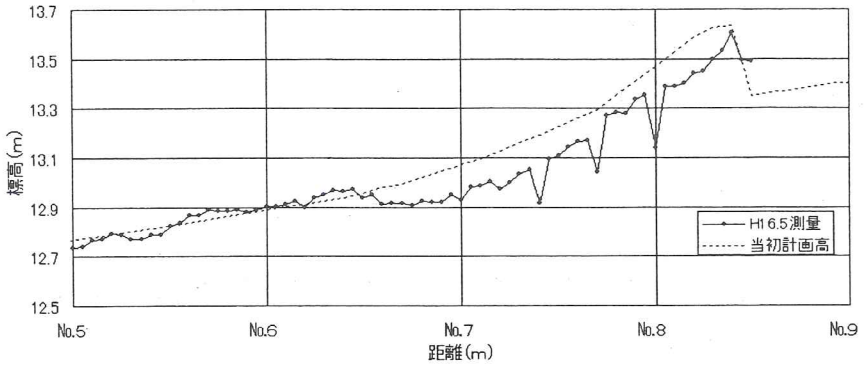


図9.15　実験河川Ａの上流周辺の現状河床

以上より、実験河川Ａの上流は中流との境界に湾曲や勾配の変化があるのと、今回は中流の植生などにより湛水状況となり、その影響が調査区１までおよんでいると考えられる。このような傾向は流量１m^3／ｓでも同様である。

今後このように、実験河川Ａの上流で掃流力などを加味する実験では、このような特性を十分考慮し実験をする必要がある。

９．３．５　実験河川Ａ上流部の出水時の掃流力

ここでは河床にかかる力を表す摩擦速度U*及び無次元掃流力τ_*により整理する。調査区での観測した場所及び記号を図9.16に示す。

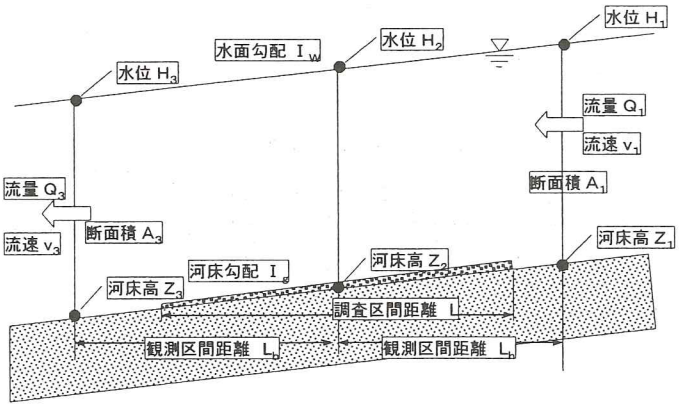


図9.16　観測状況（記号）

摩擦速度は$U_* = \sqrt{gHIe}$より算出した。

ｇ＝9.8m^3／ｓで、$H=H_2-Z_2$とした。

エネルギー勾配$Ie = Ig - \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{\alpha \partial v^2}{2g\partial x} - \frac{\beta}{g}\frac{\partial v}{\partial t}$であり、ここで　$Ig - \frac{\partial h}{\partial x} = I_w$（水面勾配）であり、

α=1、β=1とする。よって、$Ie = \mathrm{I}w - \frac{\partial v^2}{2g\partial x} - \frac{1}{g}\frac{\partial v}{\partial t}$ となる。

図9.16の記号で表すと$\mathrm{I}w = \left(\frac{\mathrm{H}_1+\mathrm{H}_2}{2} - \frac{\mathrm{H}_2+\mathrm{H}_3}{2}\right) / \mathrm{L}_h = \frac{\mathrm{H}_1-\mathrm{H}_3}{2\,\mathrm{L}_h}$、

$\frac{\partial v^2}{2g\partial x} = \frac{1}{2g}\left(v_3^2 - v_1^2\right) / 2\,\mathrm{L}$ $(=\mathrm{I}_v)$、

$\frac{1}{g}\frac{\partial v}{\partial t} = \frac{1}{g}\left(\frac{v_3+v_1}{2} - \frac{v_{3\ (1分前)}+v_{1\ (1分前)}}{2}\right) / 60$ $(=\mathrm{I}_a)$ である。

なお、$\mathrm{v}_3=\mathrm{Q}_3/\mathrm{A}_3$，$\mathrm{v}_1=\mathrm{Q}_1/\mathrm{A}_1$であり、Qはゲート放流量に実績の到達の遅れ時間を考慮した。

無次元掃流力は$\tau_* = \mathrm{u}_*^2 / \mathrm{s\,g\,d}$より算出した。

U_*は上記により算出、s=1.7（密度試験により）、dは調査区1、3は5mm調査区2は10mmとした。

図9.17に図9.4と同じベース図に本調査の粒度と掃流力（最大値）を記載した。各調査区とも掃流状態であることがわかる。図9.18に調査区1、図9.19に調査区2、図9.20に調査区3の水位、エネルギー勾配、摩擦速度、無次元掃流の変動の図を掲載する。各調査区及び各洪水ともピーク流量に達する時に最大の掃流力が発生し後は低下している。その中でも調査区1だけが掃流状態となるτ_*=0.06以上を維持してるいが調査区2及び調査区3はτ_*=0.06以下に低下する。

本実験では各調査区とも、下流に行くほど水深が深くなり、流速が遅くなる。この結果掃流力の算出に当たって、エネルギー勾配における流速変化の項（I_v）の割合が大きくなる傾向が見られた。

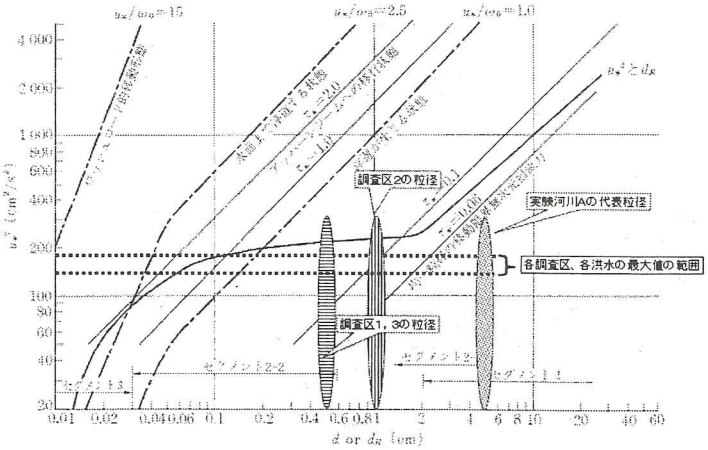


図9.17　本試験の粒度と掃流力[2)]

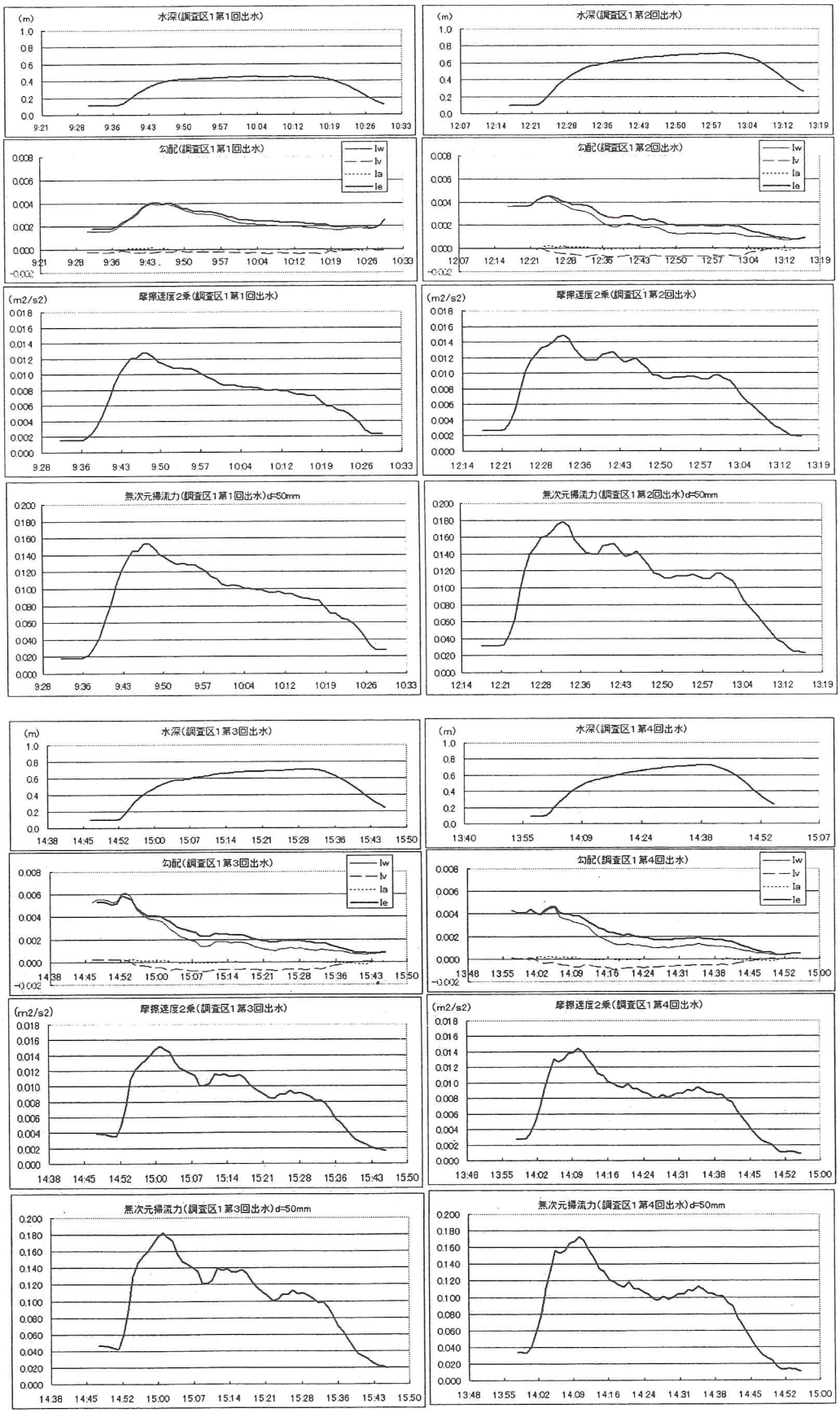


図9.18　調査区1の水位、エネルギー勾配、摩擦速度、無次元掃流力の変動

(左上：第一回洪水、右上：第二回洪水、左下：第三回洪水、右下：第四回洪水)

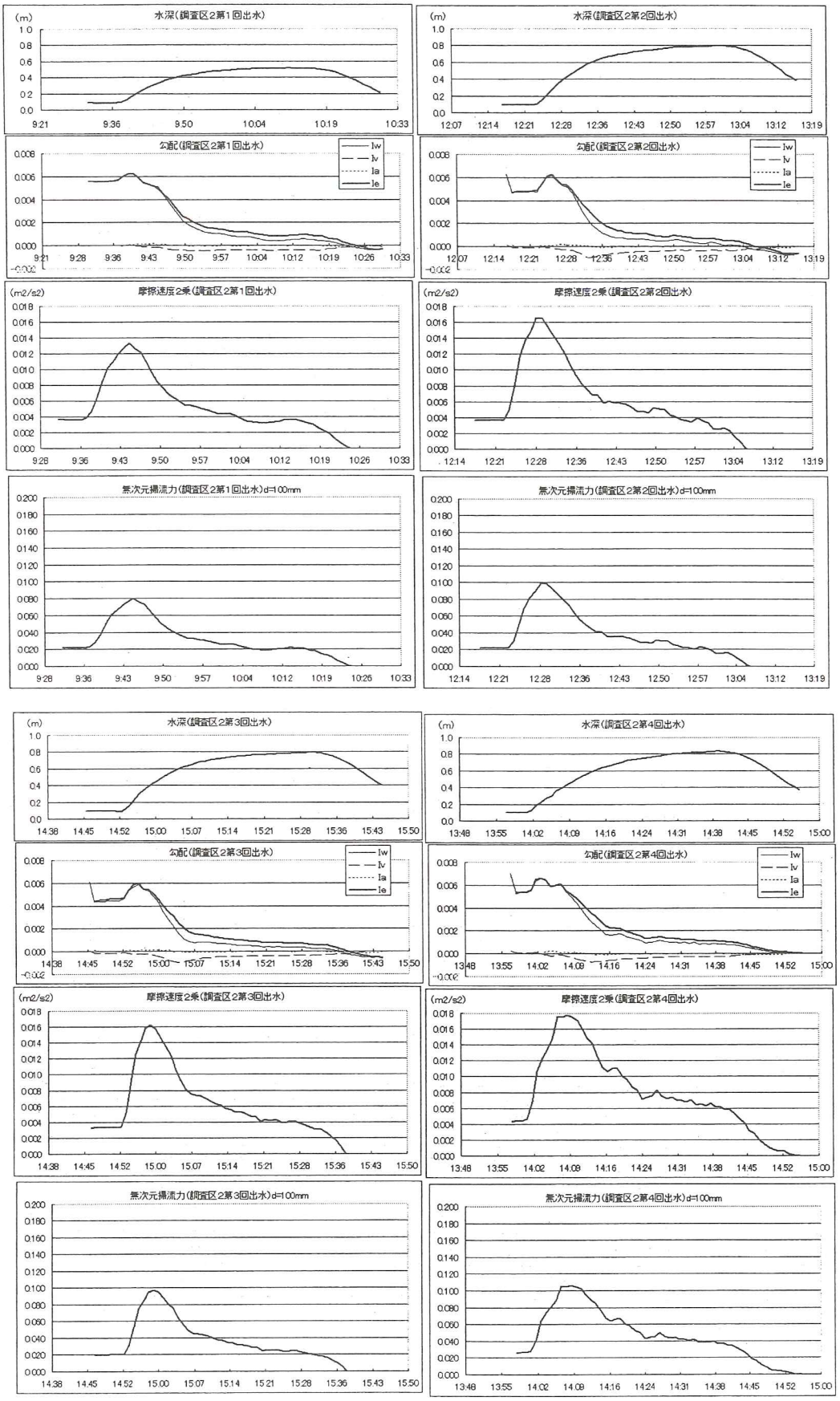


図9.19　調査区２の水位、エネルギー勾配、摩擦速度、無次元掃流力の変動

(左上：第一回洪水、右上：第二回洪水、左下：第三回洪水、右下：第四回洪水)

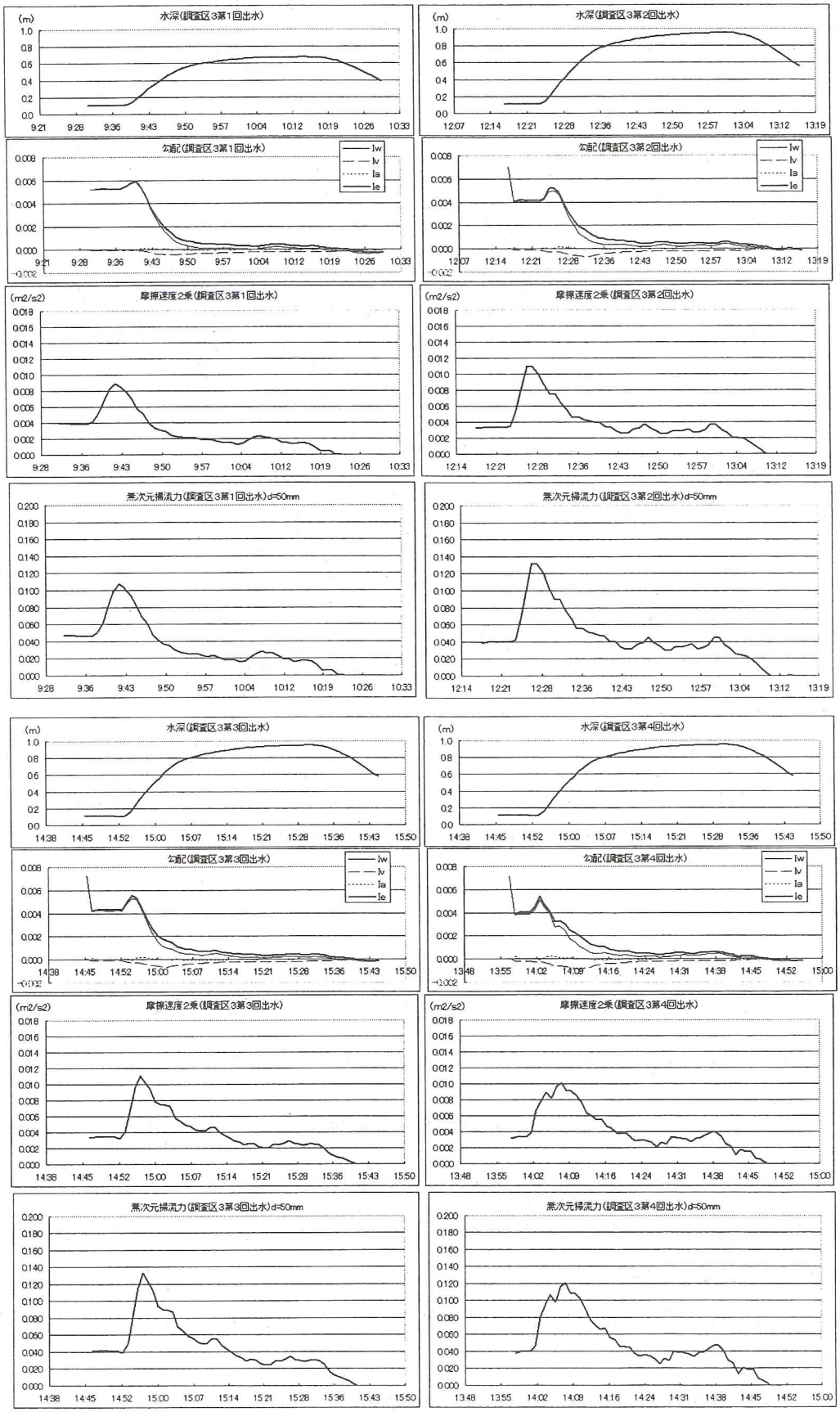


図 9.20　調査区 3 の水位、エネルギー勾配、摩擦速度、無次元掃流力の変動

(左上：第一回洪水、右上：第二回洪水、左下：第三回洪水、右下：第四回洪水)

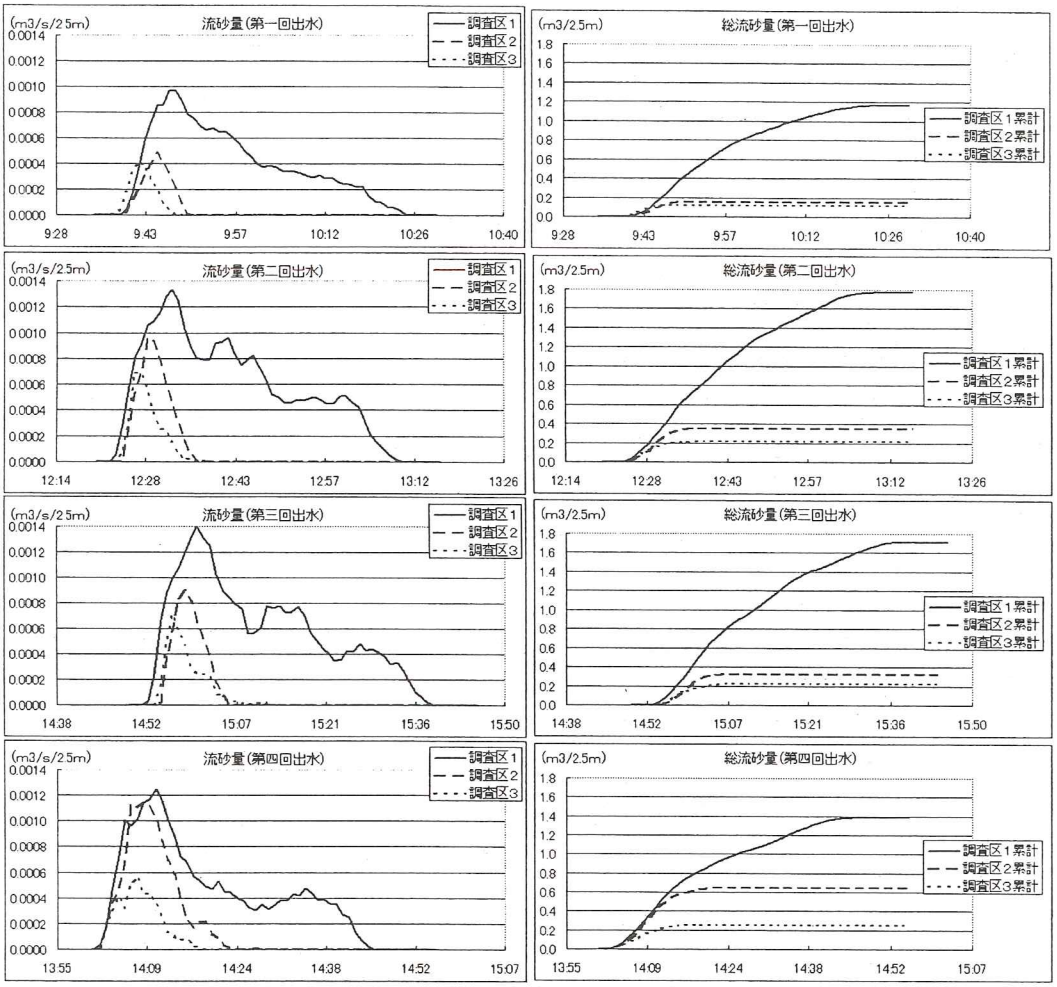


図9.21　流砂量と総流砂量（流砂量の累計）

9・3・6　水位観測による流砂量の算出

上記で算出した無次元掃流力より流砂量を算出した。

流砂量の算出にq_{B*}を Meyer・Peter-Müller 式（$q_{B*}=8(\tau_*-0.047)^{3/2}$）を用いて、$q_B$を$q_B=q_{B*}\sqrt{sgd^3}$により算出した[4]。$q_B$は実質堆積表示単位幅あたりのため、流砂量を$q_B$×川幅（2.5m）とした。総流砂量は、（該当時刻の流砂量と1分前の流砂量の平均）×60秒の値を累計し算出した。

算出結果は図9.21に示すとおりとなった。調査区1は出水全体で流砂量が算出され出水全体で礫の移動が推定されるが、調査区2及び調査区3は出水の前半のみ流砂量が算出され後半は礫が移動してないことが推定される。図9.21と流砂状況の写真9.2と比較すると、計算による総流砂量と実験結果の土砂の流下状況が同じ傾向を示している。

よって、今回の水理観測の方法により流砂状況が把握できるものと考えられる。

9・3・7　流下状況による流砂量の推定

土砂の堆砂状況を図 9.22 のとおり立方形と想定し、当初 t_0 の土砂の形状を幅b、高さ h_0、長さ ℓ_0、体積を V_0 とする。また、t_1 後の土砂の形状を「流下状況の土砂」と「残留状況の土砂」に分け整理する。「流下状況の土砂」の形状を幅b、高さ h_1、長さ ℓ_1、体積 V_1 とし土砂の中心での t_0 から t_1 までの移動距離を ℓ_{01} とする。「残留状況の土砂」の形状を幅b、高さ h_{01}、長さ（最後尾の移動量）ℓ_{0111}、体積 V_{01} とする。

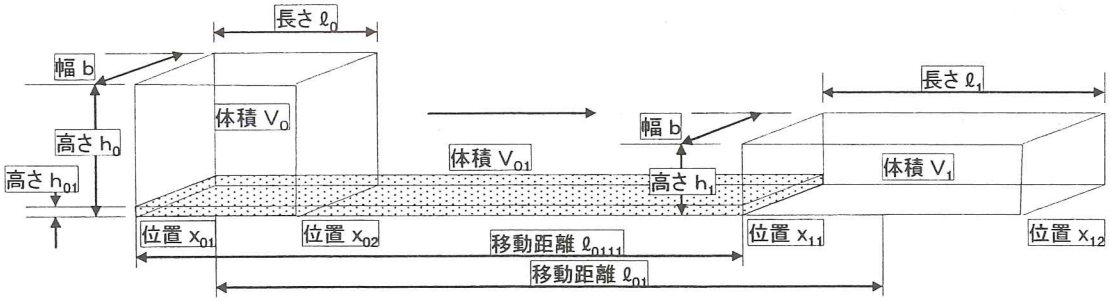


図 9.22 土砂の流下状況の模式図（左から右へ移動）

ここで $V_0 = V_1 + V_{01}$ となる。

土砂の上部面積にかかる掃流砂量の積分と土砂の体積×移動量の積分は同一である。なお、今回は流下後の残留分の土砂は元河床の礫による遮蔽効果などにより有効無次元掃流力が低下すること[5) 6)]が言われ、塊となって流下する土砂より移動速度が遅く、量が少ないため、塊りとなって流下する土砂に着目した。

すなわち、$\int q_{B(t)} \times (b \times x_{(t)}) dt = \int h_{(x)} b \ell_{(x)} dx$ となる。ここで $\ell_{(x)}$ はxにおける土砂の移動距離である。

右辺 $\int h_{(x)} b \ell_{(x)} dx$ について、上のとおり「流下状況の土砂」と「残留状況の土砂」に分け整理する。

「流下状況の土砂」は $h_1 \times \ell_1 \times b$（$= V_1$）の土砂が平均の移動距離 ℓ_{01} を移動するため、$V_1 \ell_{01}$ となる。

「残留状況の土砂」は $h_{01} \times \ell_{0111} \times b$（$= V_{01}$）の土砂が最後尾 x_{01} よりそれぞれその場所まで移動し停止している状態で、体積（$h_{01} \times b \times dx$）に移動量x（$x_{01}$ からの移動量）をかけ、x_{01}（$=0$）から x_{11}（$= \ell_{0111}$）までの積分により算出できる、よって、$\int_0^{\ell_{0111}} h_{01} b x dx = \frac{1}{2} h_{01} b \ell_{0111}^{\ 2}$ となる。

以上より $\int h_{(x)} b \ell_{(x)} dx = V_1 \ell_{01} + \frac{1}{2} h_{01} b \ell_{0111}^{\ 2}$ となる。

左辺 $\int q_{B(t)} \times (b \times x_{(t)}) dt$ について、$x_{(t)}$ は時間により変化するが、今回 $q_{B(t)}$ が0から大きくなり0戻る、$x_{(t)}$ は緩やかな一定方向への変化のため、洪水前後の長さの平均で一定として取り扱い $x_{(t)} = \frac{\ell_0 + \ell_1}{2}$ とすると、$\int q_{B(t)} \times (b \times x_{(t)}) dt = (b \frac{\ell_0 + \ell_1}{2}) \int q_{B(t)} dt$ となる。

よって、$\int_0^{t_1} q_{B(t)} dt = \left(V_1 \ell_{01} + \frac{1}{2} h_{01} b \ell_{0111}^{\ 2} \right) \Big/ \left(b \times \frac{\ell_0 + \ell_1}{2} \right)$ となり、ここで $\int_0^{t_1} q_{B(t)} dt$ は河床における

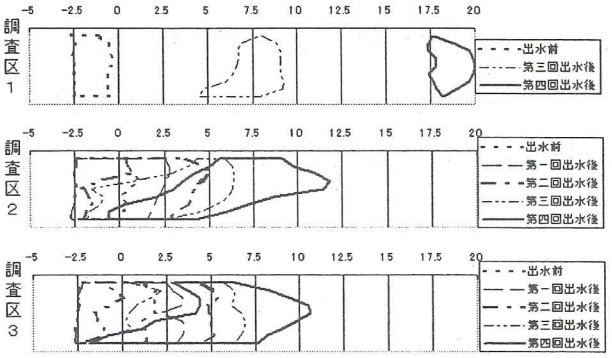


図9.23　土砂の流下状況図

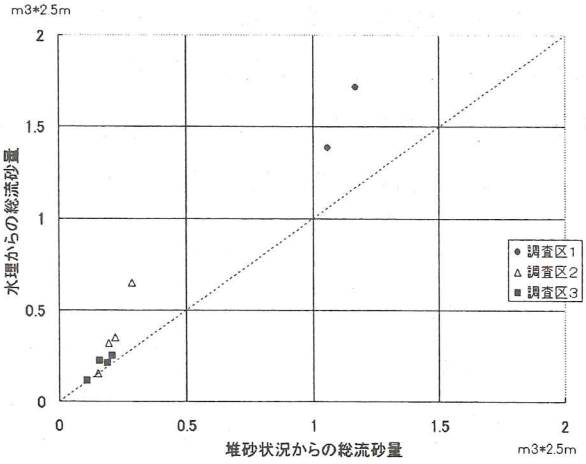


図9.24　流砂量の累計の比較

流砂量の積分となる。以上より、写真撮影した土砂の移動状況より河床の土砂の移動量の推定ができる。

本調査では、土砂の残留分の高さh_{01}は表9.4の堆砂状況における土砂通過の状況の平均堆砂高の平均とし0.38ｃｍとした。出水前の体積V_0は、土砂を設置したときの重量を単位体積重量で除した値とする。又、幅ｂは2.5mとした。

位置ｘおよび長さℓはラジコンヘリコプターより撮影した垂直写真より推定し、方法はおおむね2.5mごとに9本の側線を流れの方向に水平に設定し、位置を読み取り9個の値の平均値を使用した。

読み取った礫の状況を各調査区で重ね合わせたものが図9.23で、上の式により算出される堆砂状況下からの各洪水ごとの総流砂量を表9.6に記載する。

表9.6　堆砂状況から見た流砂量の累計

調査区	出水	流下状況の土砂の総流下量			残留状況の土砂の総流下量		分母			流砂量累計
		V_1	ℓ_{01}		ℓ_{0111}		ℓ_0	ℓ_1		実質体積表示単位幅当り
	単位	m³	m	m⁴	m	m⁴	m	m	m²	m²
1	第三回	0.252	9.08	2.29	8.74	0.36	1.93	2.61	5.68	0.467
	第四回	0.144	10.88	1.57	11.42	0.62	2.61	1.52	5.16	0.424
2	第一回	0.663	0.90	0.60	0.00	0.00	2.98	4.78	9.70	0.062
	第二回	0.648	1.63	1.06	1.56	0.01	4.78	4.93	12.14	0.088
	第三回	0.634	1.52	0.96	1.48	0.01	4.93	5.02	12.44	0.078
	第四回	0.615	2.61	1.61	1.97	0.02	5.02	6.30	14.15	0.115
3	第一回	0.670	0.78	0.52	0.03	0.00	4.02	5.52	11.93	0.044
	第二回	0.657	1.65	1.08	1.43	0.01	5.52	5.96	14.35	0.076
	第三回	0.643	1.47	0.95	1.43	0.01	5.96	6.02	14.98	0.064
	第四回	0.626	2.12	1.33	1.79	0.02	6.02	6.68	15.88	0.085

表9.6で算出された堆砂状況から見た流砂量の累計と図9.21で示している。水位観測による水理からの流砂量の累計を比較したものを図9.24に示す。

おおむね同じような傾向を示し、水理観測による流砂量の累計が堆砂状況から見た流砂量の累計より大きな値となっている。

9．4　考察

今回の実験で実験河川Ａ上流の出水時の状況が等流状態でなく、掃流力が安定しなかったのは、思わぬ結

果であった。

それにより、調査区ごとに変化のあるデーターが収集できたことが有意義であった。

今回の研究で、適切な位置に簡易な水位計の設置及び測量の実施により、掃流力の把握、流砂量の推定および土砂の挙動（動きやすいか・動きにくいか）が把握できる可能性が分かった。

最後に、本研究を通じて、２、３の考察を以下にまとめてみた。

①土砂流下の把握のための水理特性把握

土砂流下時の水理状況の把握を、今回は調査区前後の横断測量、調査区前後及び中央の水位計（可動式の簡単なもの）、河床測量により把握することにより、掃流力及び流砂量の動向が水理計算により把握できた。

なお、断面は調査区の中央でも実施するのが望ましい（今回の計算では断面積に関する中央値（平均流速など）は上下流の値の平均を使用している）。

また、勾配が緩い中での測量や水位観測には十分な注意を有することがわかった。（今回 20mの調査区で 1/200 の勾配だと水位差は 10ｃｍ、1/500 だと４ｃｍの差となる）

以上により、実河川でも観測に当たっては得えようとする項目及びポイントを十分加味するとともに、観測場所を対象区域や河道形状（変化点など）を踏まえ適切に配置することによって、水位計など簡易的なものでも、適切な掃流力及び流砂量の把握が可能性となることが示せた。

②河道形状の変化による流下及び掃流力の影響

今回の本調査で、調査区１と調査区３は同じ粒径の礫を流した。河道形状は河床勾配が下流のほうが急であるが、断面形状等は同じ形状である。しかしながら下流の影響をうけ、礫の流下状況に大きな差が出るとともに、なお、このときの観測による水理特性のちがいも掃流力・流砂量において明確にでた。

このことは、実河川では河道形状（平面形、縦断形、断面形状）が一様ではない、特にダムの下流などの山間部では著しく変わる、それが流下状況に影響を与えると考えられる。今回実験したような掃流状態の土砂では河道の変化による掃流力の変化により、土砂の流下や堆砂が変わるものと考えられる。よって流砂の検討においては河道特性の変化点に注意し調査・観測をする必要があり、河川管理においても注意する必要がある。

②掃流状態の土砂の挙動

今回の実験では、礫を上流部に事前に設置し出水を起こした。その結果、礫が塊となって流下し、場所によっては多量に堆積し、堆積層の下の底生動物が減少したなどの影響がみられた（４．４参照）。

実河川でこのような条件下となるのは土砂を平水時に河床や周辺に多量に土砂を設置し出水時に土砂を流すような状況である。特にダム等の洪水防御施設の下流では洪水時のピークカットによる、施設がないときに比べ洪水時の下流の流量が減り掃流力が減少する傾向がある。

土砂の流下が、今回の実験のように一箇所に大量に堆砂し、生物の大きな影響を与えることも考えられる。

よって、土砂を人工的に流下させる場合や土砂流下を目的に土砂を設置する場合は、掃流力の変化や土砂

の投入方法及び流下のしかたを考え検討する必要がある。

今後の河川管理にとって土砂の流下は重要な課題となると思われる、本研究はその一旦をにない、今後の河川管理の参考になればと思います。

参考文献

1) 平成１３年度　自然共生研究センター研究報告書　pp198-205
2) 山本晃一：沖積河川学，山海堂 1994,pp79　図 5.2 に重ねあわせた。
3) 土木学会編：水理公式集　平成１１年版　丸善 2001,pp88-90
4) 土木学会編：水理公式集　平成１１年版　丸善 2001,pp162-163
5) 藤田正治・澤田豊明・水山高久・木下篤彦：砂防ダムからの排出土砂の移動とそれが渓流環境に与える影響　水工学論文集　第 44 巻　2000 年 2 月,pp1215-1220
6) Takashi T., S. Mizoguchi, S. Watanabe,and　T. Tsujimoto : Evaluation of Substratum Condition of Gravel River from Viewpoint of Disturbance on Riverbed,International Symposium on Disaster Mitigation & Basin-wide Water Management,Niigata,2003(CD-ROM) 8p

10. 展示空間における水中環境の創出－映像の立体的配置による試み－

10. 1. はじめに

2003 年、「自然再生推進法」や「環境の保全のための意欲の増進及び環境教育の推進に関する法律」が施行され、自然環境の保全・復元に関する事業の現場や、学校や博物館等の教育現場においては、自然環境に関する情報をわかりやすく提供することが益々重要視されている。自然環境を理解する上では実際のフィールドの観察が基礎となるが、河川の場合はフィールドで直接認識しにくい事物や事象が多く、水面下で生じる流れの変化や河床の状況、そこに依存して生息する生物の様子を水辺から理解することは容易ではない。水の中に入ったとしても、深い場所や流れの速い場所があるため視点場も限られ、タイミングよく生物の行動や物理的な現象を観察することも極めて難しい。したがって、人々に河川環境の理解を促すためには、フィールドでの観察を補完する展示や教材等のメディアの役割が重要になり、そのためには、水中に隠れた事物・事象を捉えやすく表現することが求められる。

映像表現は、捉えにくい川の水面下を画面上に鮮明に写し出し、見る人にタイミングを合わせて再生できる利点を持つ。すなわち、水面下の環境を捉えやすい状態に置き換え、生物や現象との遭遇の確率を高めることを可能とする。河川の空間は縦断方向（流れの方向）、横断方向（水際から流心）、鉛直方向（深さ方向）に複雑に変化し、このような空間的な特徴にハビタット（生物の生息空間）としての重要な役割がある。しかしながら、わが国の展示施設等における河川の映像表現をみると、一つの面を使って二次元的に表示する方法が主流であり、河川の空間的な特徴を捉え、利用者に臨場感を与えた中で理解を促す表現を用いた展示は見当たらない。

本稿では、河川の上流域に特有な Aa 型の瀬・淵を題材に、展示における河川の水中の空間表現の検討を目的とし、その様子を三次元的に捉えて映像に収め、これらを組み合わせて空間に立体的に再現し、利用者が自由に歩き回りながら水中環境を観察できる空間を構築した。河川が多様なハビタットから成立し、それらに依存して様々な生物が生息していることに気づいてもらうことがこの展示の意図である。

10. 2. 撮影と展示の構築

撮影は高賀川（岐阜県武儀郡洞戸村）で行った（図 10.1）。この川には想定した空間にちょうどよい規模の Aa 型の瀬・淵構造がみられ、水質も映像を鮮明に記録できる透明度であった。早瀬は水深 42cm、流速 102.9cm/sec、淵は水深 110cm、流速 27.3cm/sec（いずれも平均値）、早瀬から淵にかけての水面幅は 2.5m-7.2m であった。はじめに、上流方向にレンズを向け、水面上と水面下の映像を対応させて記録し、次に、流心から両岸にレンズを向け、早瀬から淵にかけて縦断方向に連続的に撮影した。広角のレンズを使用し、各映像は水面から河床までが収まるよう

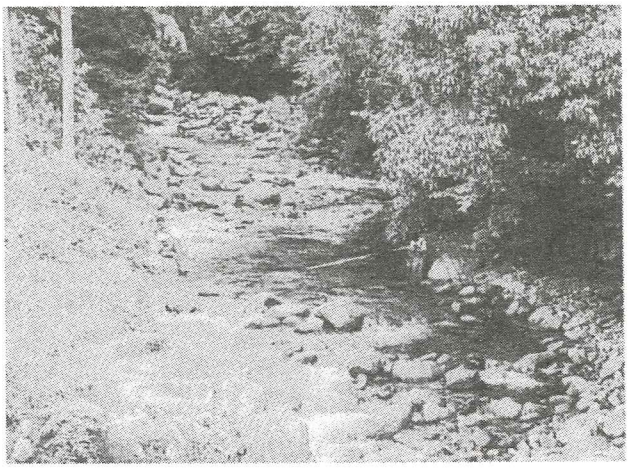


図 10.1. 高賀川

に記録した。また、水中を遊泳する魚類や石の隙間に潜む水生昆虫等の生物の撮影も合わせて行った。

制作した展示は2003年11月にナゴヤドームで開催された「建設技術フェア2003 in 中部」の「川の学習コーナー」において構築した（国土交通省中部地方整備局中部技術事務所と独立行政法人土木研究所自然共生研究センターによる共同出展）。約 30㎡の空間を使用し、まず、正面スクリーン（300inch）には上流方向に見た水面上と水中の映像を対応させて配置した。両側面には正面と対応させて水中映像を連続的に表示した（図10.2）。右側のスクリーンは「流れ」の面とし、奥から「早瀬」「早瀬から淵」「淵」、左側のスクリーンは「川底から水際」の面とし、「石の隙間や下」「石の表面」「水際の緩やかな流れ」、それぞれ３つに区切った。これら６つのスクリーン（100inch×6）に、それぞれの環境に依存する生物の映像を振り分けて配置した。魚類はアマゴ、アユ、ウグイ、カワムツ、ヨシノボリ、アカザ、アジメドジョウ、稚魚（魚種は不明）。両生類はナガレヒキガエル、ツチガエル、ツチガエルのオタマジャクシ。底生動物はヒゲナガカワトビケラ、ニンギョウトビケラ、ヒラタカゲロウ、ヘビトンボである。全てのデータはコンピューターで一括管理し、映像はMPEG２で送出してリアプロジェクターによりスクリーンに投影した（図10.3）。利用者は水中環境を再現した空間を歩いて興味を持った場所に移動し、水面下の様子を観察することができる。すなわち、展示空間全体を情報のインタフェースとして機能させている。また、環境映像の細部をスティックで触れると、その場に対応する生物の映像と解説が呼び出せる仕組みを導入し、様々なスケールのハビタットとそこに棲む多様な生物の情報を関連づけて表示できる仕組みとした。このようにして、実際のフィールドを探索する感覚で、現場では捉えにくい水中環境の情報を映像として受け取ることができる新しい

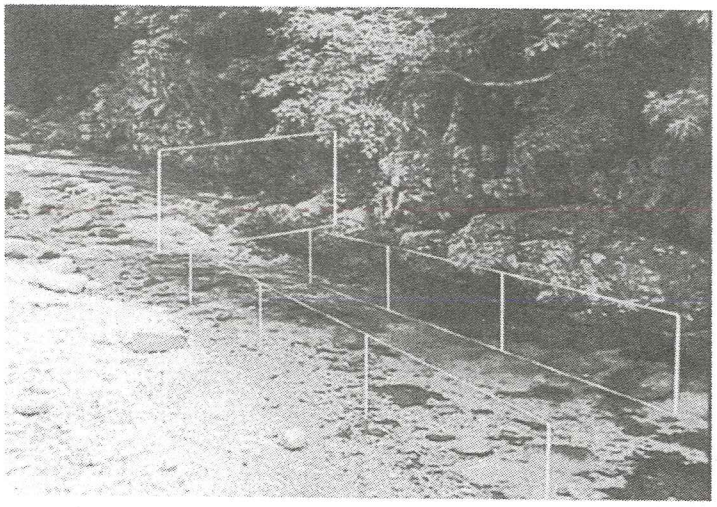


図10.2.　高賀川の撮影場所と展示空間の対応イメージ

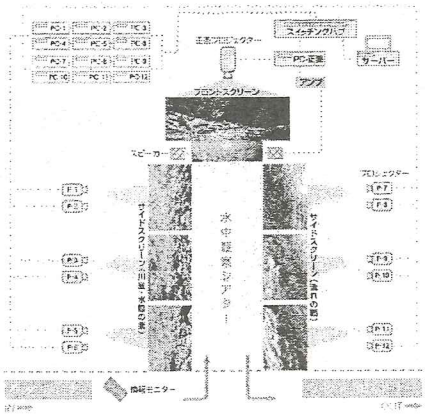


図10.3.　映像表示のシステム

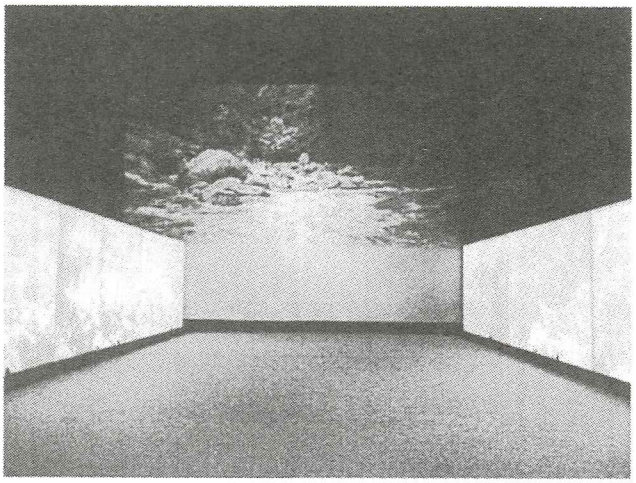


図10.4.　展示空間全体

展示を構築することができた（図 10.4）。

10. 3. 利用者の反応

制作した映像システムは名古屋市の小学校高学年の児童約 400 人が体験した（図 10.5）。観察時の発言や行動に注目すると、早瀬の流れの勢いや川底の石の隙間に、生物の特徴的な体の形、模様や色に反応を示す児童が多くみられた。また、生物の行動を指差してその場の流れや石の状態を考えたり、観察したいくつかの生物の生息条件と身近な川の環境とを照らし合わせて会話したりするなど、生物の行動や特徴と環境的な要素を関連づける発言や行動も確認された。数人で会話を交わしながら、映像に関連する話題を発展させたり、観察のポイントを他の児童に示したりしながら観察する様子が多くみられた。空間を縦断的に捉えた環境の違いと生息する生物の種類など、大きなスケールの理解にまでは発展しなかったものの、生物と環境とのかかわりを考えるきっかけを与えていることが確認された。体験後のアンケートからは「迫力があって本当に川で魚を探しているみたいだった」「いつもは水の中が見られないけど、生き物がいる所がよくわかる」等の感想が得られ、展示の意図はある程度伝わったものと考えられた。



図 10.5.　水中映像を観察する児童

10. 4. おわりに

本稿でとりあげたような展示で扱える空間は、河川全体から見ると特定の小さな空間に限られるが、そのようなスケールの中にも生物の採餌、産卵、成育の場等、多くの役割を持ったハビタットを見ることができる。本研究により、河川の映像を使った展示の表現においては、河川の方向性を考慮した撮影の視点と、展示空間における記録した映像の配置方法によって、生物と空間の関係性に関する詳細な表現が可能となり、利用者に多くの情報を提供できることが示された。

今後の課題としては、河川全体を視野に入れた空間スケールと展示で扱う場所の関係性の表現や、日変化や季節変化等を加味した時間的表現の考案、そして、それらの展示に表現した情報を適切かつ効果的に利用者に橋渡しするための解説手段の検討等があげられる。また、フィールド体験とメディア体験を導入した複合的な学習支援を考える上では、本研究において構築したような展示の体験を、実際のフィールドの体験にフィードバックするサイクルをも生み出せるよう、学習カリキュラムの提案も含めて考えていくことが求められる。そのためにも、今後、環境教育活動におけるフィールド体験とメディア体験の双方の役割について実践を通じて明らかにしていくことが課題になると考える。



第Ⅱ部　活用研究者報告

	番号	研究テーマ	研究代表者
11年度採択	K11-2	水位変動が河床内間隔と流路周辺部の生息環境と生物群集に及ぼす影響 （自然共生センター水路における群集生産と群集呼吸の推定と再曝気係数の推定法の開発）	大阪府立大学総合科学部 自然環境科学科教授 谷田一三

p121の前

K11-2 自然共生センター水路における群集生産と群集呼吸の推定と再曝気係数の推定法の開発

A new method to estimate reaeration coefficient and estimation of community production and respiration at an open experimental channel.

大阪府立大学生態学研究室　谷田一三
大阪府立大学生態学研究室　望月聖子

Kazumi TANIDA and Shoko MOCHIZUKI
Laboratory of Ecology, Osaka Prefecture University

はじめに

湖沼や河川といった水域生態系における生物群集における生産量（速度）や呼吸量（速度）は、生態系の基本的測度として重要であり、古くからその測定法については開発が進められてきた。湖沼だけでなく河川においても、それらの速度、とくに生産速度と呼吸速度の比(P/R ratio)は、きわめて重要な生態的パラメーターである(Vannote et al., 1980)。

これらの生産に関連する測度については、基本的には酸素や炭素（炭酸ガスあるいは同イオン）の収支を求めることになる。湖沼のような止水系においては、明暗瓶法に代表されるように、完全な閉鎖系での酸素・炭素の収支から、湖沼の生物生産速度や呼吸速度を求める方法が一般的であり、それほど大きな問題はない。いっぽう流水系である河川においても、アクリルボックスやプラスチックバッグなどの閉鎖系を使い、止水あるいは循環（流水）環境で、生産・呼吸速度を求める手法が広く採用されている。

しかし、河川においては、流水開放系でそれらの速度を測定しないと、現実の生産・呼吸速度との乖離が大きくなるとの主張も多い。Odum（1956）にはじまる自然河川で自然状態における、生産・呼吸速度の測定（現場法）は、上流地点と下流地点の 2 地点の酸素濃度などの変化から、関係パラメーターを推定する twin curves 法（あるいは upstream-downstream method）が広く採用されている。また、一定の仮定をおいて 1 地点の酸素濃度変化からパラメーターを推定する single curve 法（あるいは single station method）も使われている。いずれにしても、関連パラメーターのなかで一番測定が難しいのは、水中と空中との酸素などのガス交換速度である再曝気係数を求めることである。

再曝気係数は、twin curves からも推定することは可能ではあるが、地点間の距離を十分にとらないと、誤差が大きくなり精度が得られないことが多い。いっぽう、距離を大きくすると流達時間を考慮しなければならなくなる。そのため、再曝気係数の推定のために、プロパンなどのガスを河川水中に溶かしその濃度変化から求める方法なども試みられている。しかし、酸素や炭酸ガスと類似の係数になるかどうかについては問題がある。いっぽう、再曝気係数は、流速、勾配、流量に関係するので、それらの経験式から、概数を当てることもある。本研究では、対象河川流程の水面をガス透過性のほとんどない塩化ビニルシートで覆うことにより、再曝気を完全に遮断する方法で、正確な再曝気係数を測定し、それを基礎として水路の生物的（群

集）生産速度と呼吸速度とを推定することについて、一定の成果を得たので、その結果を報告することにする。

材料と方法

自然共生研究センターの実験河川において、中央に位置する実験河川 B の中流部分を調査対象区間とした（図１参照）。調査区間は、直線河道で全体に平瀬状の 50 m とした。調査区間の勾配は1 / 800 であった。

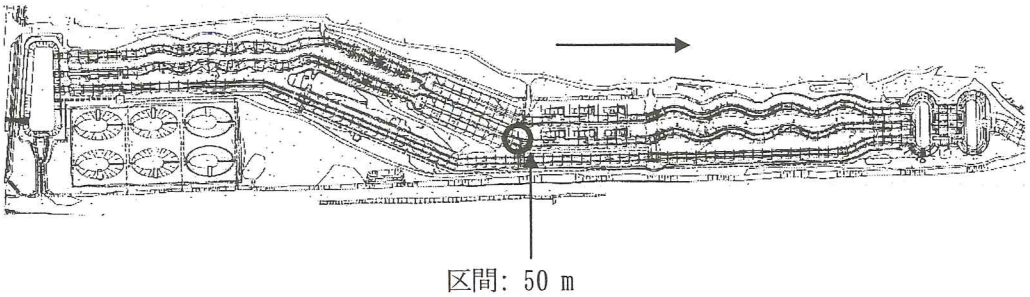


図１　調査地点　実験河川B、中流部の直線河道の 50 m 区間を対象にした。
河床勾配: 1 / 800

2003 年 11 月 14 日 AM11：00 から 15 日 AM11：00 までは、調査区間の河川の水表面に透明の塩化ビニルシートをほぼ隙間のない状態で張った。上流から下流への水の流れは阻害しないように設置した（以下 Close 時）。同日（15 日）の PM13：00 から 16 日の PM13：00 までは、河川表面に張っていたビニルシートを取り除き、自然状態とした（以下Open 時）。Close 時と Open 時において、各々水温、照度、pH、溶存酸素量（以下 DO）を測定した。

水温については、調査期間中、自記水温計（オンセット社, Tidbit）を調査区間の上流と下流に設置し、１時間おきに水温を記録した。調査期間終了後、水温計を回収しデータを集計した。

照度については、調査期間中、１時間おきに調査区間の上流と下流で照度計（MINOLTA 社、T-10M）を用いて計測した。ｐＨについては、調査期間中、１時間おきに調査区間の上流と下流で pH meter (HACH 社, sension1) を用いて計測した。

ＤＯの測定には、Winkler 法を用いた。調査期間中 5：00 から 20：00 までの間は１時間、20：00 から翌日の 5：00 までの間は２時間おきに、100 mL の酸素ビンを用いて上流と下流で各々２本ずつ採水した。サンプル中の酸素固定は現場で行い、その後の滴定は実験室内でおこなった。

調査前後に、調査区間内の上流、中流、下流の各５個ずつの石表面におけるクロロフィル量を測定した。分析対象とした石は各地点において、流心や川岸にかたよらないようにランダムに選定した。クロロフィル採集にはミクロクロス法（谷田ほか、1999）を用いて、色素濃度の測定はユネスコ・スコール法とロレンツェン法を用いた。

表1　ユネスコ・スコール法とロレンツェン法によるクロロフィル量

	Method of Unesco・squall											
	Chl.a(cmchl.a/m³)				Chl.b(cmchl.b/m³)				Chl.c(cmchl.c/m³)			
	13 Nov.		16 Nov.		13 Nov.		16 Nov.		13 Nov.		16 Nov.	
	average	std.	average	std.	average	std.	average	std.	average	std.	average	std.
Up	20.97	13.98	66.60	34.12	2.77	2.34	13.48	6.02	4.84	5.54	23.91	15.45
Middle	63.97	25.09	71.05	51.05	16.91	8.33	14.41	7.64	20.89	10.48	26.09	23.33
Down	49.29	21.56	30.50	25.10	8.04	3.46	7.92	3.33	13.85	8.68	10.86	10.52
Average	44.74	21.86	56.05	22.24	9.24	7.15	11.93	3.51	13.19	8.04	20.29	8.24

	Method of Lorenzen							
	Chl.a (mg /m³)				Pheo (mg /m³)			
	13 Nov.		16 Nov.		13 Nov.		16 Nov.	
	average	std.	average	std.	average	std.	average	std.
Up	50.82	34.02	162.65	83.13	-0.86	1.38	-2.98	7.03
Middle	157.22	62.06	173.55	124.04	-1.67	6.86	-8.02	2.74
Down	119.83	51.88	74.94	60.77	-12.22	6.70	-12.83	3.58
Average	109.29	53.98	137.04	54.06	-4.92	6.34	-7.94	4.93

調査終了後、調査区間の入口と出口において横断方向の 0.5 - 1.0 m おきに流速（3回）と水深を測り、平均流量、平均流速、dt（到達時間）を求めた。

結果

調査区間の河川表面積は150.0 m²、平均流量は0.0413 m³ / s となった。上流側断面の平均流速は、0.0846 m / s であり、下流側断面の平均流速は0.0858 m / s と顕著な差はなかった。平均値の0.0852 m / s を区間の平均流速とした。区間長が50 m であるので、到達時間は0.163 hr であった。

水温は12 - 19 ℃を変動しており、13：00 - 16：30 に Close 時のほうが高くなっているが、その他の時間帯では Open 時のほうが高くなっていた（図2参照）。24時間の最大値、最小値、平均値は、すべて Open 時のほうが高くなっていたが、有意差はなかった。そのため呼吸測度や再曝気係数については、今回は温度補正を行わなかった。

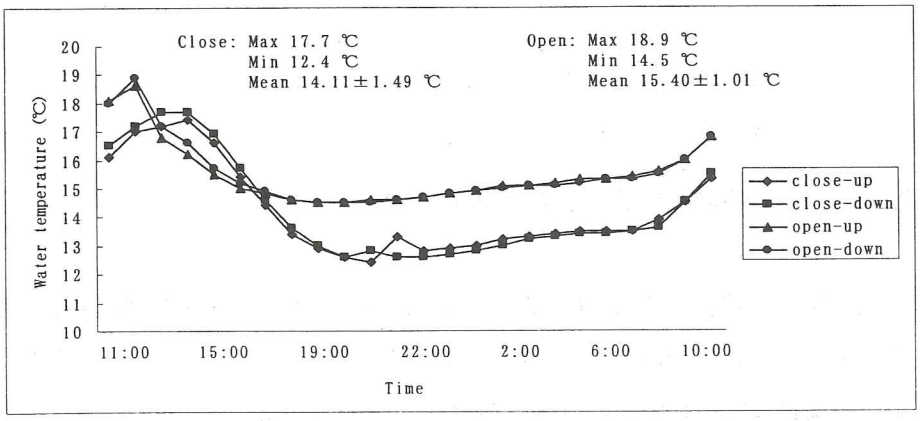


図2　各調査中の水温変化（close：河川水面閉鎖、open: 開放河川水面）

照度は0 - 70000 luxを変動しており、7：00 - 16：30はClose時のほうが高く、24時間の最大値や平均値もClose時のほうが高くなっていた（図3参照)。Close時とOpen時において、18：00から翌日の6：00までの照度は、0 luxに近い値であった。pHは6.6 - 8.0を変動しており、Close時がOpen時よりも17：00から翌日の10：00では高く、10：00から16：00では低くなっていた。Close時とOpen時の値は似ていたが、平均値はClose時のほうが多少高くなっていた（図4参照)。

クロロフィル量については、表1に示した。すべての項目において、調査の前後で比較したが有意差はなかった（p＞0.05, ANOVA)。クロロフィル量は高い値を示したが、フェオフィチン量は平均が負の値になっていた。

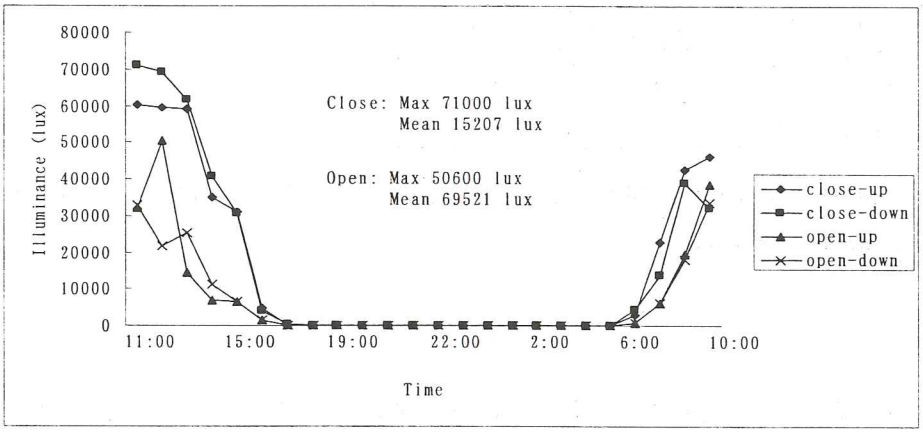


図3　各調査中の照度変化(close：河川水面閉鎖、open: 開放河川水面)

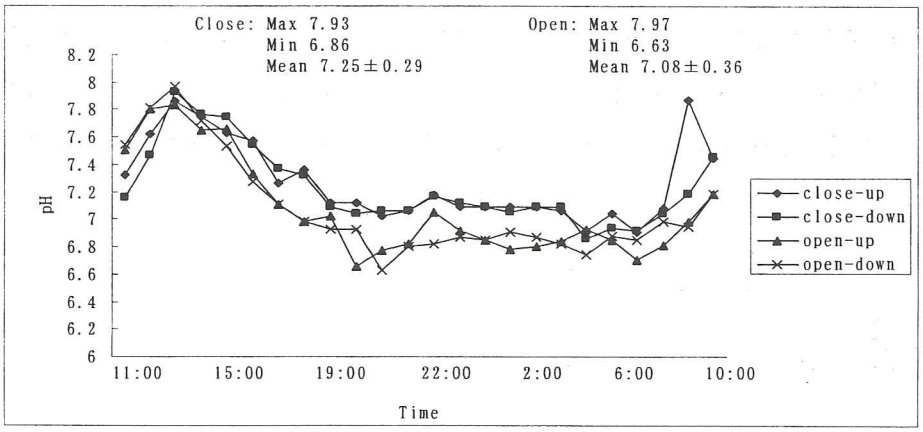
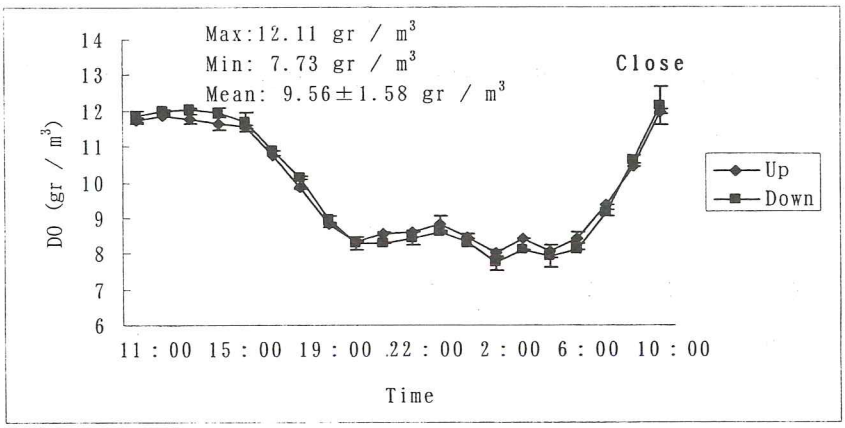


図4　各調査中のpH変化(close：河川水面閉鎖、open: 開放河川水面)

24時間のDO変化は、Close時とOpen時において図5のようになり、どちらの場合の夕方に減少し、明け方に増加し、夜間は7.2 - 7.7 gr / m³の低い値を示している。日中は12.0 gr / m³前後の高い値（過飽和)になっていた。各調査期間における最大値と平均値は、Close時よりもOpen時のほうが高く、最小値だけはOpen時よりもClose時のほうが高かった。Close時とOpen時におけるDOは、日中は下流（down)のほうが高く、夜間は上流（up）のほうが高く、それぞれ光合成と呼吸を反映していた。



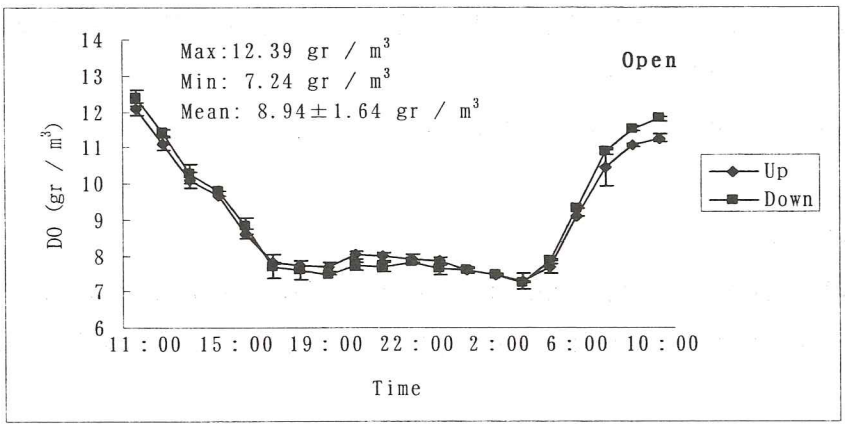


図５　調査期間中のDO変化(close：河川水面閉鎖、open: 開放河川水面)

調査区間における流下時間dt (hr)を平均流速u (m / hr)と流下距離 dl (m)を用いて示すと次の1)式になる（津野　1990)。

$$dt = dl / u \qquad 1)$$

今回の調査における平均流速は 306.70 m / hr であり、流下距離は 50 m であることから、1)に代入するとdtは0.163 (hr) となる。

一方、dt 時間あたりのOpen時のDO変化は、次の2) 式で示される。

$$(Ce - Ci) / dt = Rc + Pc + (Cs - Cm) K \qquad 2)$$

Ce: 下流部のDO (gr / m³)

Ci: 上流のDO (gr / m³)

Rc: 呼吸速度 (gr / m³ / hr)

Pc: 総生産速度 (gr / m³ / hr)

Cs: 飽和酸素量 (gr / m³)

Cm: 上流部と下流部の平均DO(gr / m³)

K: 再曝気係数 (/ hr)

Close時のDO変化は、ビニルシートによって空気中との酸素の交換がないことになり次の3)の式で示される。

$(Ce - Ci) / dt = Rc + Pc$ 3)

DO が低い値で安定していた夜間の 20：00 から翌日 5：00 までは光合成による生産はないとすると、2)と 3)の式はそれぞれ次の 4)と 5)のように示される。

$(Ce - Ci) / dt = Rc + (Cs - Cm) K / dt$ 4)

$(Ce - Ci) / dt = Rc$ 5)

5)の式に、Close 時夜間の平均実測値と dt を代入すると次のようになる。

$Rc = (8.238 - 8.477) / 0.1630$

$= -1.4661$ (gr / m^3 / hr)

したがって呼吸速度は 1.4661 (gr / m^3 / hr)となり、Open 時も同じ調査地点で行ったこと、また水温差は 1℃程度だったから、呼吸速度は同一として以下の計算を行うことにした。そこで、4)の式に Open 時の平均実測値、dt、呼吸速度を代入すると次のようになる。

$(7.6310 - 7.825) / 0.1630 = -1.4661 + (9.7869 - 7.7279) K$

$K = 0.1340$ (/ hr)

したがって再曝気係数は 0.1340 (/ hr)となった。

上述のように求めた、再曝気係数、呼吸速度、平均実測値、dt がわかっていることから、2)と 3)の式から各時間の総生産速度（群集総生産 community production）(Pc) が求められることになり、次の 6)と 7)の式で示される。

Open 時: $Pc = (Ce - Ci) / dt - Rc - (Cs - Cm) K$ 6)

Close 時: $Pc = (Ce - Ci) / dt - Rc$ 7)

また、今回の区間の平均流量は上下流の断面積と平均流速より 147.42 (m^3 / hr) であった。したがって、その流量あたりの総生産速度 (Cp) は次の８）の式で示される。

Cp ($gr\text{-}O_2$) = Pc ($gr\text{-}O_2$ / m^3 / hr) × 147.42 (m^3 / hr) 8)

区間流量あたりの総生産速度における、Open 時と Close 時の 24 時間の変化は図６のようになった。Close 時は 0 から 508.96 ($gr\text{-}O_2$) を変動し、Open 時は 0 から 521.11 ($gr\text{-}O_2$) していた。どちらにおいても、日中は高く、夜間はほぼ 0 になることが分かる。Open 時の 24 時間の合計生産量は 5149.19 ($gr\text{-}O_2$) (夜間の測定誤差補正で、5029.78 $gr\text{-}O_2$) となり、Close 時の 3987.31 ($gr\text{-}O_2$) (夜間の測定誤差補正で、3958.03 $gr\text{-}O_2$) に比べて高くなったが、24 時間における総生産量の分散において Close 時と Open 時の有意差はなかった ($p > 0.05$, ANOVA)。

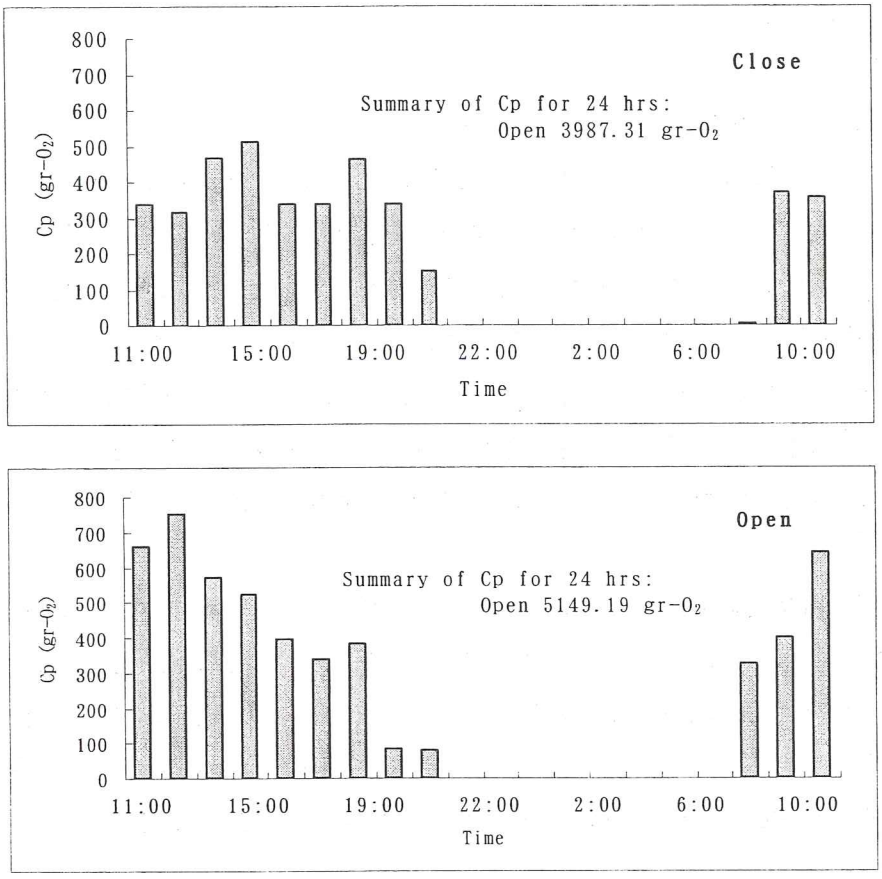


図6　総生産速度変化(close：河川水面閉鎖、open: 開放河川水面)

論議

Odum (1956) にはじまる現場開放系における河川生物群集の生産・呼吸測度については多くの研究がなされてきた。2点法による生産速度などの調査は、国内でも多くはないものの実施されてきた。しかし、その精度、とくに水中と空中とのガス交換速度を支配する再曝気係数の推定が難しいために、最近ではチェンバーやプラスチックバッグを使う例が多いようである。閉鎖系であっても、容器内を撹拌するなどして、流水環境にすることで一定の成果が得られるとの指摘もある。日本国内でも、1960 年代の国際生物学事業においては、海外からの手法の導入も含めて、若干の研究が進められた。

いっぽう、再曝気係数については、下記のような経験式など (Bott, 1996) から、当てはめることも海外の生産研究では多い。

$K_{2(20\,C)} = K' \times s \times V$

K'：河川流量によって決まる定数 (小河川では 28.3　s / m / day)、s: 河川勾配 (1000 m あたりの m)、V: 流速 (平均 m / s)

$K_{2\,(t\,C)} = K_{2(20\,C)} \times 1.024^{(t-20)}$

この式によって、今回の河川の再曝気係数を推定すると、約 3.0 / day (0.125 / hr) になり、この値は実測値としている。

あるいは流速と水深からの再曝気係数を求める方法もある(Owens, 1974; Bott, 1996)。この式は、今回の

研究対象となった水路にも適用できる。

$f_{(20C)} = 50.8\ V^{0.67}\ H^{-0.85}$

この値は、今回採用した単位とことなるが、0.29 / hr となった。

今回は、水路が直線であること、規模がそれほど大きくないことから、水路の一定区間（50 m）の水面を、ビニルシートで覆い再曝気を遮断した状態と、開放水面で自然の再曝気のある状態を比較することで、再曝気係数を求めた。水温が 12 ℃から 19 ℃における係数は、0.1340 / hr であり、これは萱場（本報告書）が 2 点法で求めた B 実験水路の中流部の値約 0.37 / hr より小さくなっている。萱場の測定が、水温 23 ℃前後と流量 0.1 m^3/s であり、私どもの測定が水温約 15 ℃と流量約 0.04 m^3/s で行われたことを考慮しても推定値が小さくなっている。また、開放条件での上流測点、下流測点の溶存酸素濃度の変化を 2 点法で解析した結果からの、再曝気係数は 0.4 程度となったが、ばらつきは大きく十分な精度（決定係数、$p > 0.05$）は得られなかった。

中小規模の自然河川における再曝気係数については、ガストレーサー法や酸素濃度勾配を用いての測定（DO バランス法）が行われてきた（津野、1990）。また、小規模河川については、上流の酸素濃度を亜硫酸ナトリウムなしで強制的に下げる平衡撹乱法も使われている。今回のビニルシートによる閉鎖水面を作る方法は、再曝気をほぼ皆無にできる点で、従来の方法とはまったく違った発想にするものである。もちろん、今回のような直線水路でないと実施が困難ではあるが、比較的短い距離でも精度よく再曝気係数を推定できる方法と考えられる。

再曝気係数については、実に幅の広い値が報告されてきた。中小河川では、0.3 - 0.8 程度の値が報告されていることが多い（萱場、本報告書）。しかし、中規模な亜熱帯河川（香港）の例では、淵（水深 0.35 m、流速 0.12 m / s 程度）では 0.132 m / hr、瀬（水深 0.17 m、流速 0.7 m / s 程度）では 0.167 m / hr（Dugeon, 1983）の値が採用されている。ただし、値の算出根拠は論文中には明記されていない。津野（1990）の総説には、低速流では 0.1 - 1.0 / day 程度の値も紹介されている。

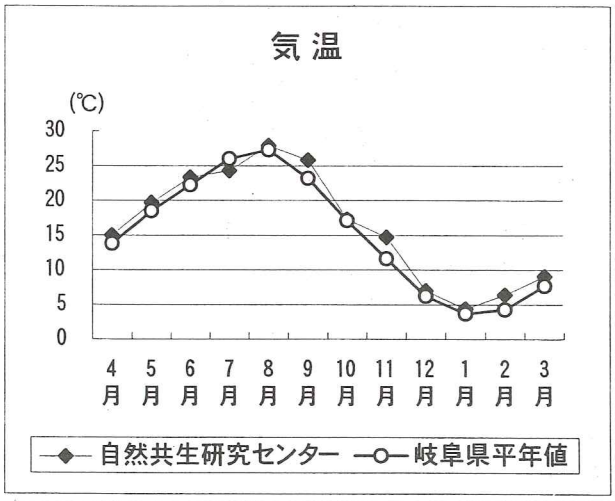
それらの数値から見れば、今回の再曝気係数の推定値は、ある程度は妥当なものかもしれないが、さらにトレーサー法や DO バランス法と併用しながら、有効性の検討をすることも必要かもしれない。また、今回の開放水路の観測値から、萱場（本報告書）による B 河川中流部の再曝気係数 0.37 を使って総生産量を求めると、5261.53 $gr\text{-}O_2$（夜間補正値では 5009.08 $gr\text{-}O_2$）で、誤差は 2 % 程度である。今回のように、昼間、夜間ともに飽和濃度に対する酸素濃度が 75 - 130 % 程度の場合には、再曝気係数は群集の生産量や呼吸量の推定に与える影響は意外に少ないと判断される。

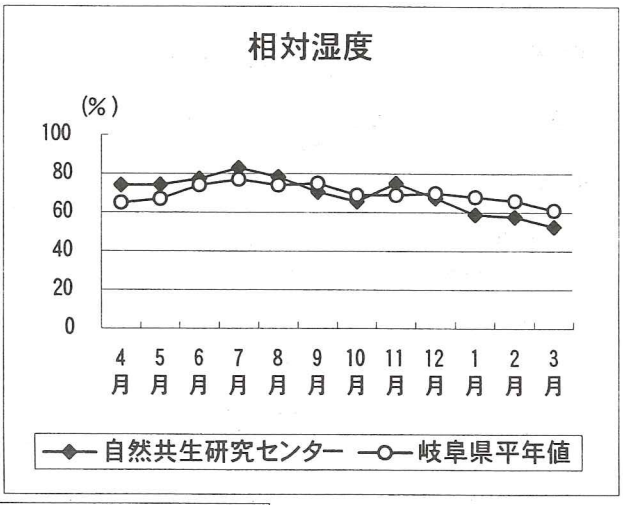
参考資料

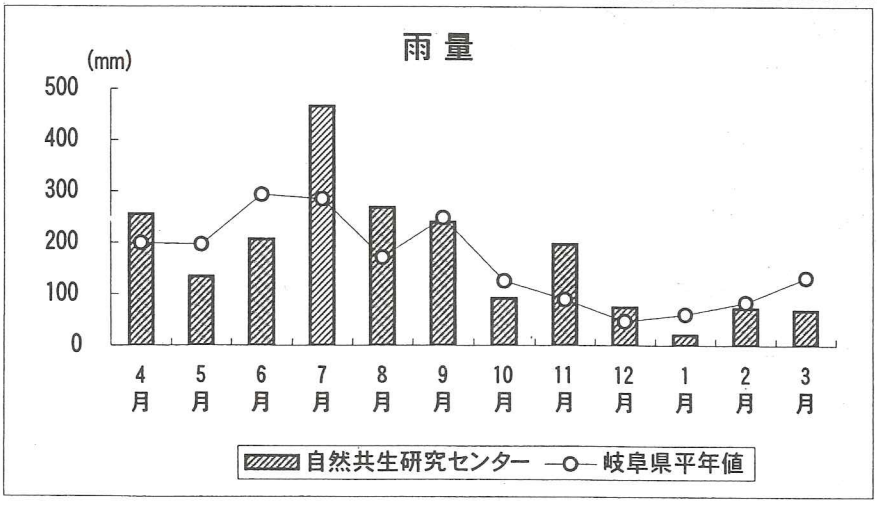
p129の前

2003年度　総合気象盤データ

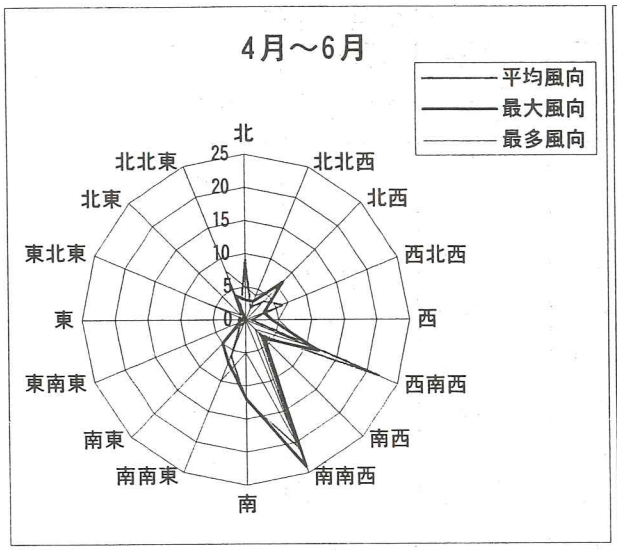
	自然共生研究センター			岐阜県平年値		
	日平均気温 (℃)	日平均相対湿度 (%)	日雨量 (mm)	日平均気温 (℃)	日平均相対湿度 (%)	日雨量 (mm)
4月	15.0	74.0	255.0	13.8	65.0	199.4
5月	19.7	74.2	134.0	18.5	67.0	197.0
6月	23.3	77.3	207.0	22.2	74.0	294.5
7月	24.3	83.0	466.0	26.0	77.0	285.8
8月	27.9	78.4	269.0	27.3	74.0	171.0
9月	25.8	70.5	240.0	23.2	75.0	248.5
10月	17.3	65.7	91.0	17.1	69.0	125.4
11月	14.7	75.0	197.0	11.6	69.0	89.1
12月	7.0	67.4	74.0	6.2	70.0	47.0
1月	4.4	58.8	20.0	3.7	68.0	60.3
2月	6.4	57.7	72.0	4.3	66.0	83.9
3月	9.1	52.5	68.0	7.7	61.0	131.9

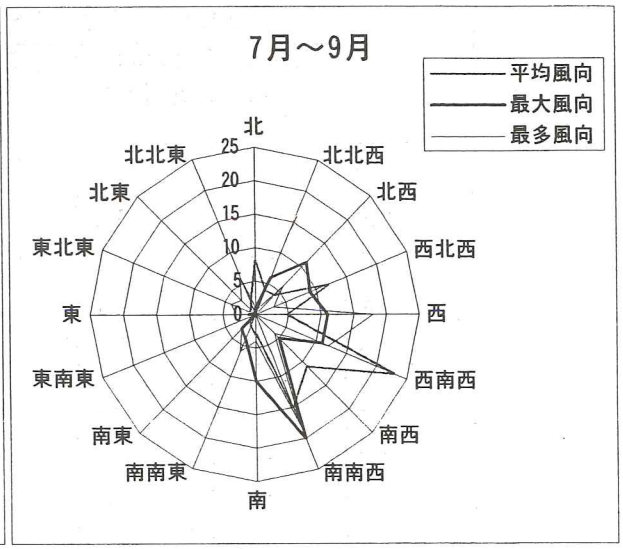


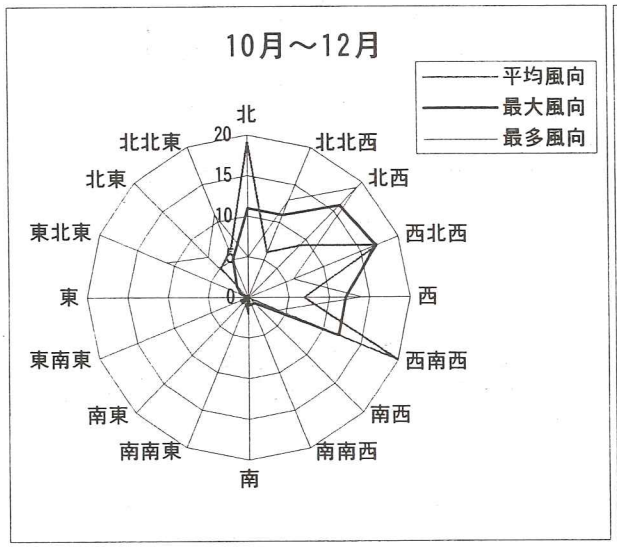


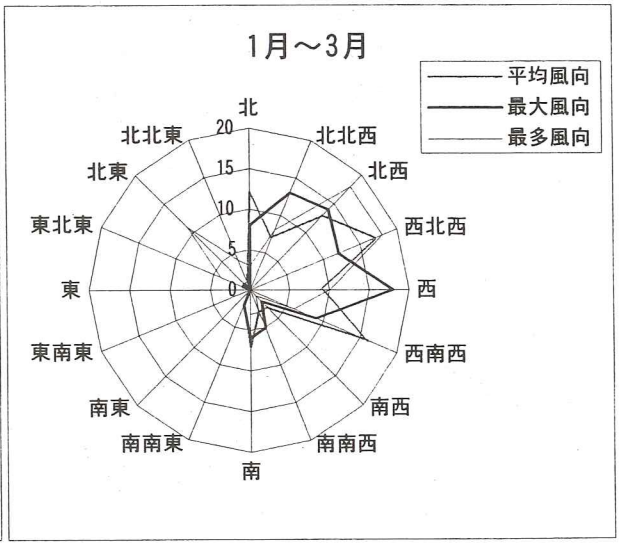


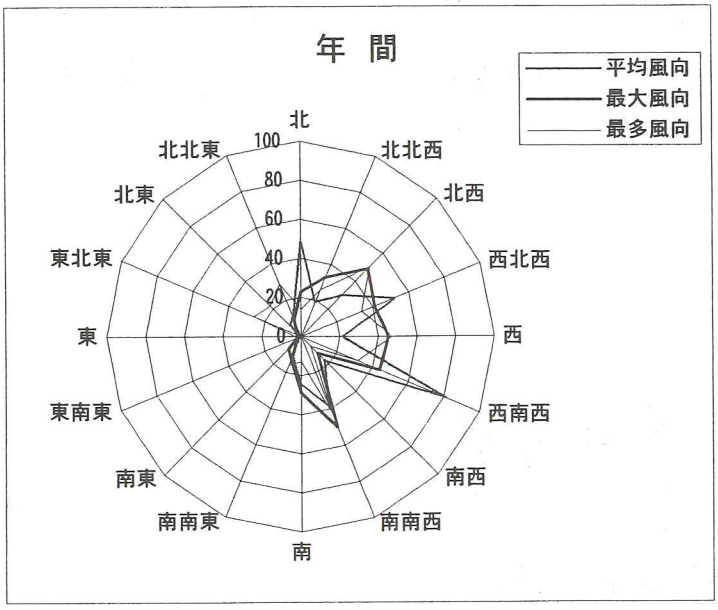
風 向


4月～6月
平均風向
最大風向
最多風向
北
北北西
北西
西北西
西
西南西
南西
南南西
南
南南東
南東
東南東
東
東北東
北東
北北東
0
5
10
15
20
25

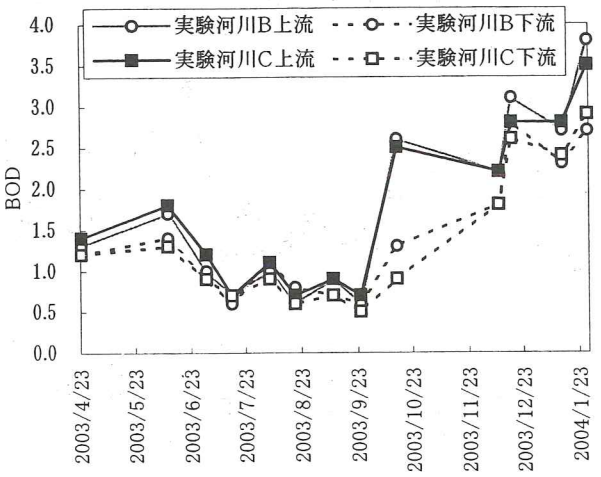

7月～9月
平均風向
最大風向
最多風向
北
北北西
北西
西北西
西
西南西
南西
南南西
南
南南東
南東
東南東
東
東北東
北東
北北東
0
5
10
15
20
25

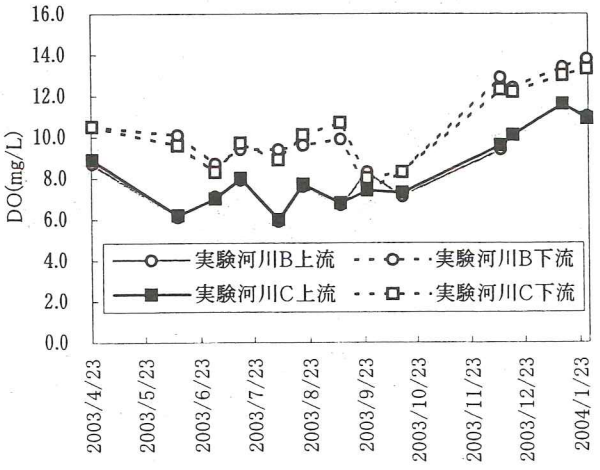

10月～12月
平均風向
最大風向
最多風向
北
北北西
北西
西北西
西
西南西
南西
南南西
南
南南東
南東
東南東
東
東北東
北東
北北東
0
5
10
15
20

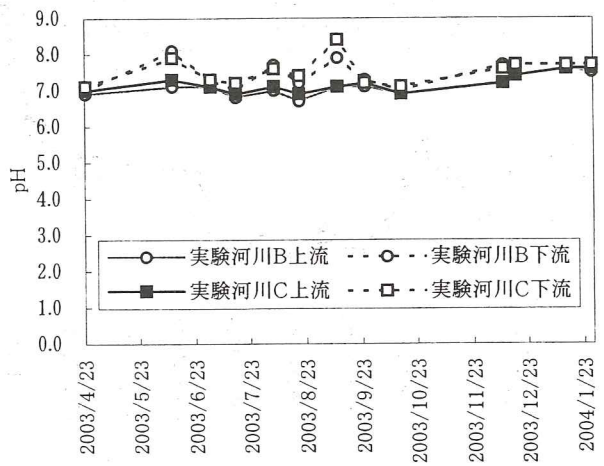

1月～3月
平均風向
最大風向
最多風向
北
北北西
北西
西北西
西
西南西
南西
南南西
南
南南東
南東
東南東
東
東北東
北東
北北東
0
5
10
15
20

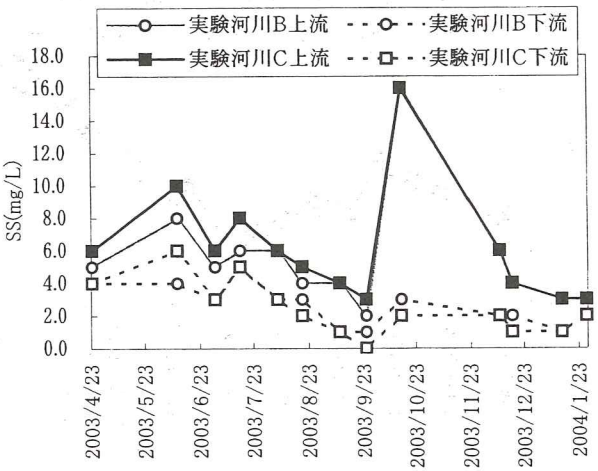

年 間
平均風向
最大風向
最多風向
北
北北西
北西
西北西
西
西南西
南西
南南西
南
南南東
南東
東南東
東
東北東
北東
北北東
0
20
40
60
80
100

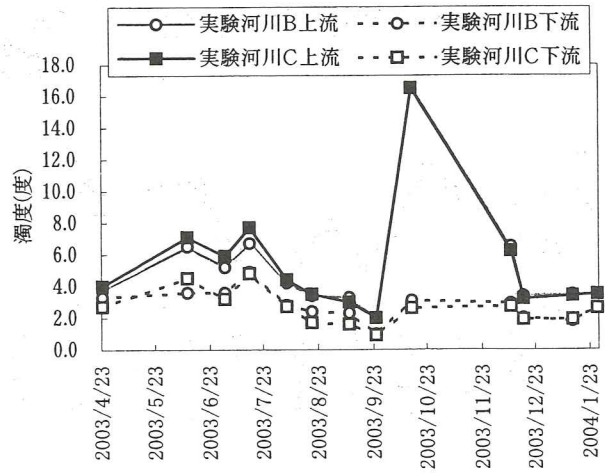
水 質

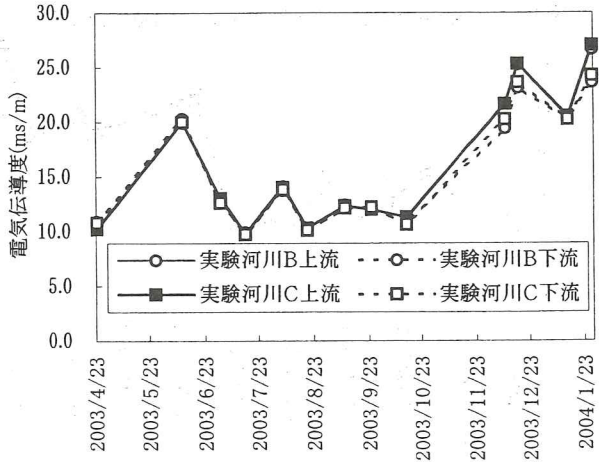

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
BOD
4.0
3.5
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

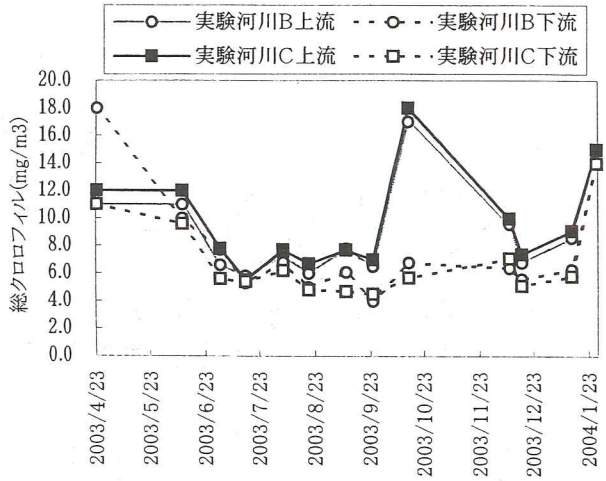

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
DO(mg/L)
16.0
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

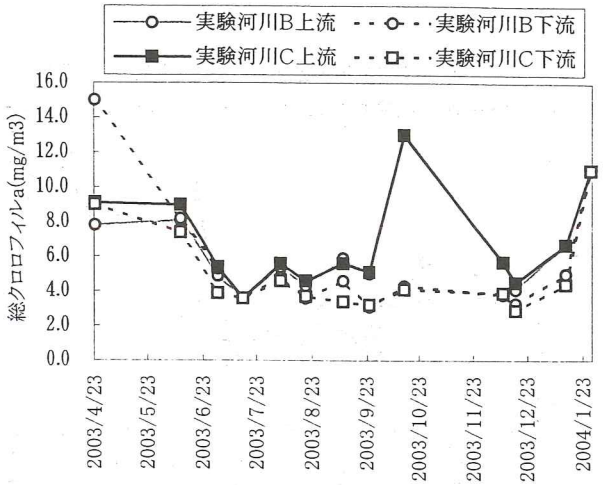

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
pH
9.0
8.0
7.0
6.0
5.0
4.0
3.0
2.0
1.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

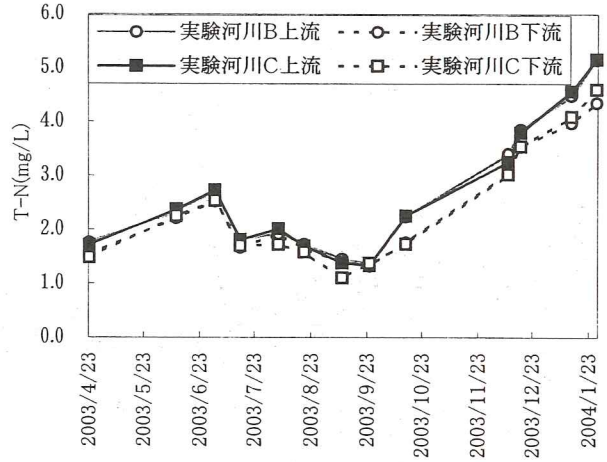

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
SS(mg/L)
18.0
16.0
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

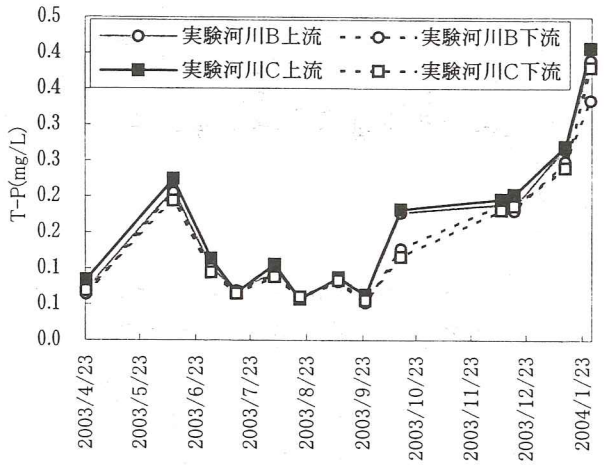

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
濁度(度)
18.0
16.0
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

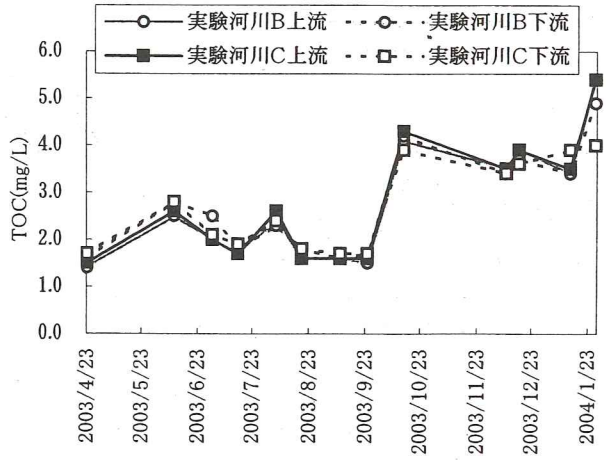

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
電気伝導度(ms/m)
30.0
25.0
20.0
15.0
10.0
5.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

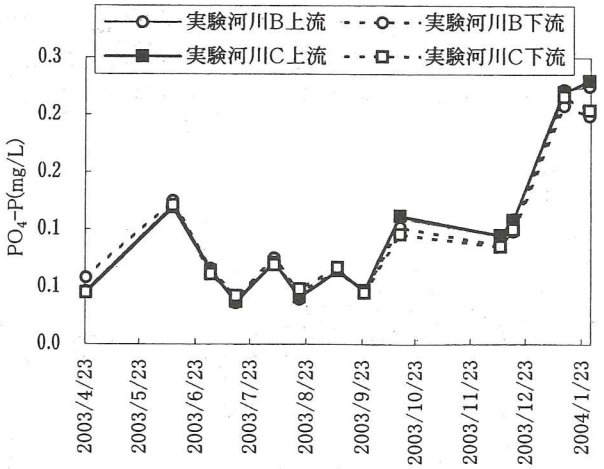

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
総クロロフィル(mg/m3)
20.0
18.0
16.0
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

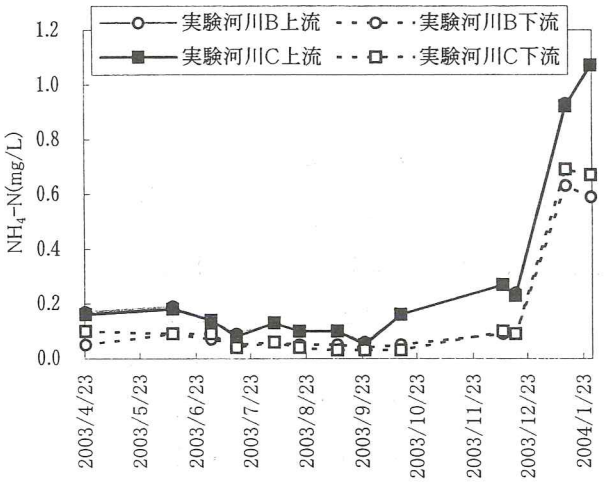

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
総クロロフィルa(mg/m3)
16.0
14.0
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

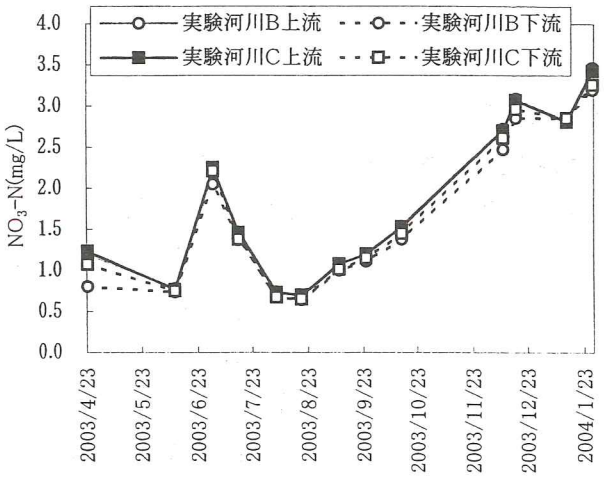

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
T-N(mg/L)
6.0
5.0
4.0
3.0
2.0
1.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

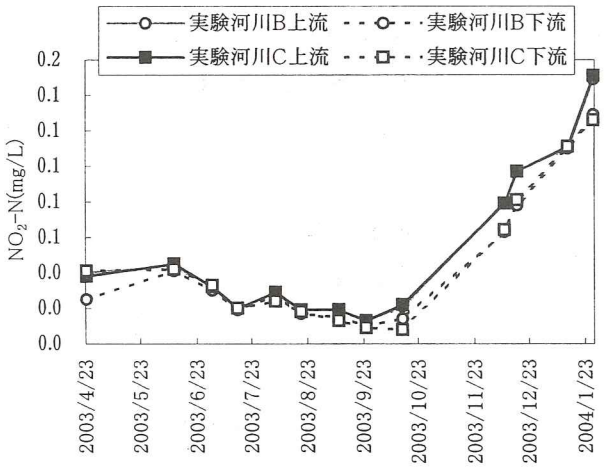

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
T-P(mg/L)
0.5
0.4
0.4
0.3
0.3
0.2
0.2
0.1
0.1
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

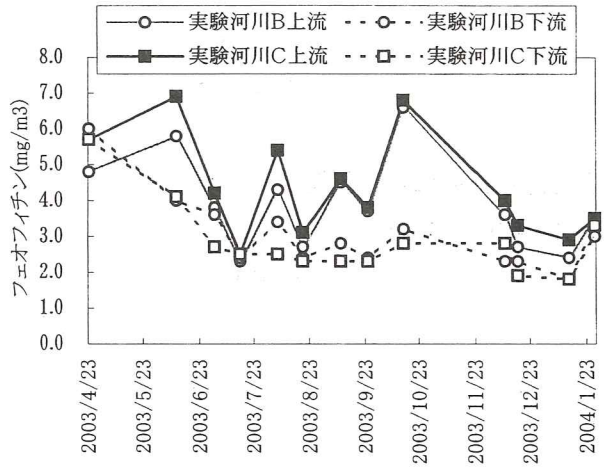

実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
TOC(mg/L)
6.0
5.0
4.0
3.0
2.0
1.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23


実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
PO4-P(mg/L)
0.3
0.2
0.2
0.1
0.1
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23


実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
NH4-N(mg/L)
1.2
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23


実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
NO3-N(mg/L)
4.0
3.5
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23


実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
NO2-N(mg/L)
0.2
0.1
0.1
0.1
0.1
0.1
0.0
0.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23


実験河川B上流
実験河川B下流
実験河川C上流
実験河川C下流
フェオフィチン(mg/m3)
8.0
7.0
6.0
5.0
4.0
3.0
2.0
1.0
0.0
2003/4/23
2003/5/23
2003/6/23
2003/7/23
2003/8/23
2003/9/23
2003/10/23
2003/11/23
2003/12/23
2004/1/23

編集・執筆者一覧

土木研究所			
水循環研究グループ	グループ長	佐合純造	
〃　河川生態チーム	上席研究員	天野邦彦	
	主任研究員（自然共生研究センター長）	萱場祐一	(1、2、4.1)
	主任研究員	中村圭吾	(8)
	研究員	皆川朋子	(4.2、4.3、4.4)
	前　〃	吉冨友恭*	(10)
	科学技術特別研究員	河口洋一	(5.1)
	交流研究員	佐川志朗	(5.2)
	〃	松間　充	(6)
	前　〃	荒井浩昭**	(5.3)
	部外研究員	浦部美佐子***	(7)
	〃	福嶋　悟****	(4.3)
国土交通省中部地方整備局			
中部技術事務所	所長	金木　誠	
	環境共生課　課長	小谷敏明	
	〃　係長	齊木雅邦	(5.1、9)

（　）は執筆分担

---

*　東京学芸大学　環境教育実践施設　助教授

**　交流研究期間：平成 15 年 4 月～平成 16 年 3 月

***　福岡教育大学　教育学部　助教授

****　横浜市環境科学研究所　基礎研究部門