ISSN 0386-5878
土木研究所資料 第4032号



平成17年度 自然共生研究センター 研究報告書

Annual Report of Aqua Restoration Research Center 2005

平成18年11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

Copyright©(2006) by P.W.R.I.
All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.W.R.I.
この報告書は、土木研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、土木研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

土 木 研 究 所 資 料
第4032号2006年11月

平成17年度
自然共生研究センター　研究報告書

水環境研究グループ　自然共生研究センター*
〃　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。

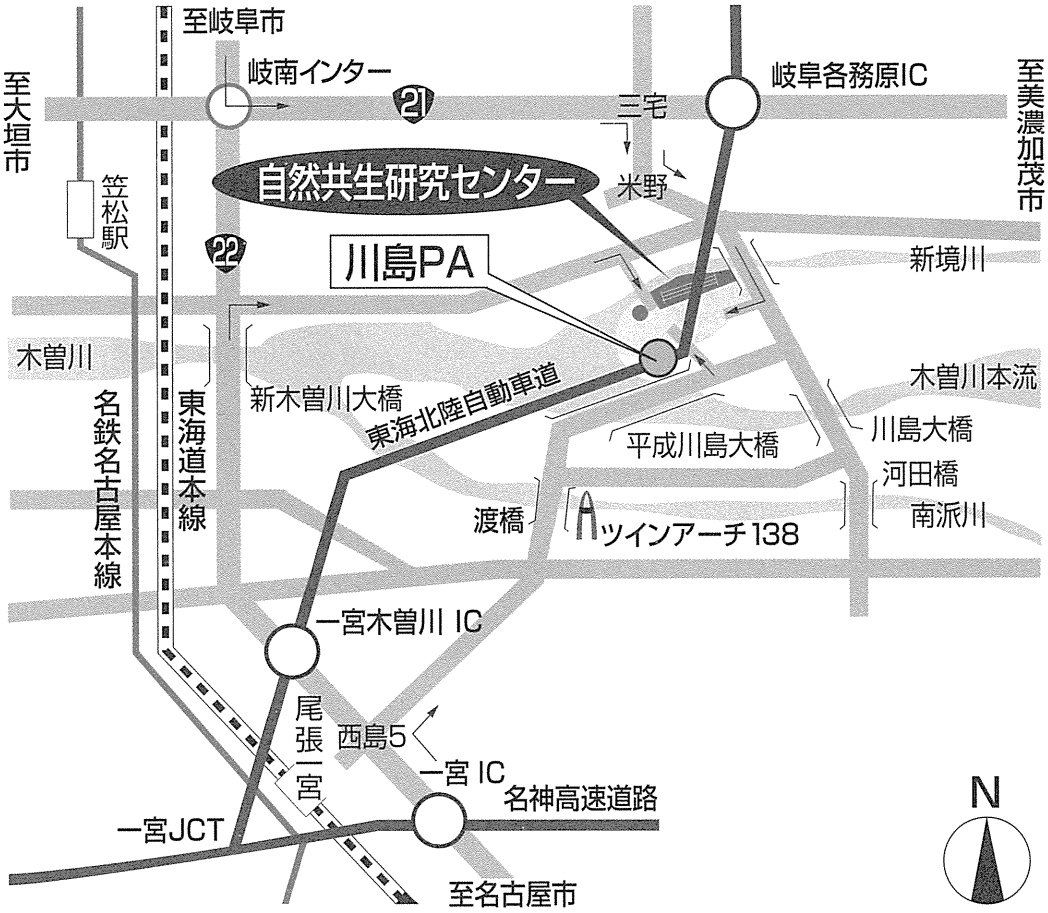
本報告書は、平成17年度に自然共生研究センター実験河川・実験池及び実河川を用いて実施した研究課題である出水と生物との関係、水際植生の生態的機能、沿岸帯の構造と池の水質との関係、希少種ネコギギの生息環境、大気暴露が付着藻類群集の遷移に与える影響、環境教育等に関する成果をとりまとめたものである。

キーワード：河川、流量、生物、付着藻類、魚類、植生、沿岸帯、池、水質、生産速度、環境教育、ネコギギ

*執筆者は巻末に一覧を記載した。

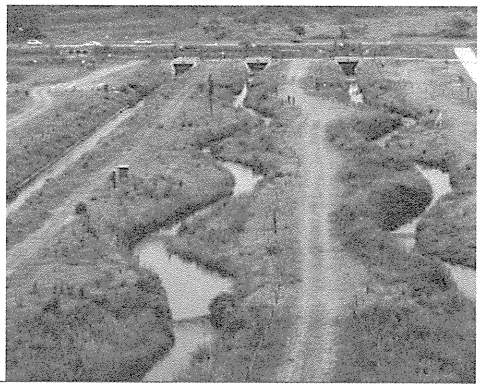


自然共生研究センター　全景



■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。

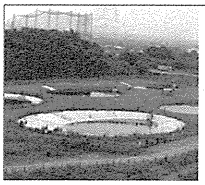
1本の真っ直ぐな川と2本の曲がった川があります。
それぞれの条件を変えて比較実験を行うことができます。

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。



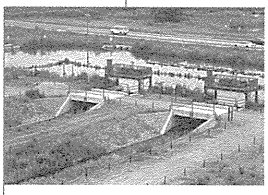
実験池

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。

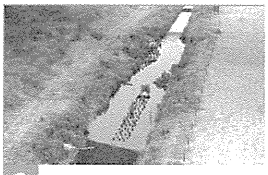


配水池

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。

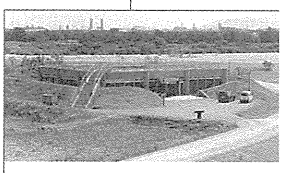
1 蛇行ゾーン（上流）

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）



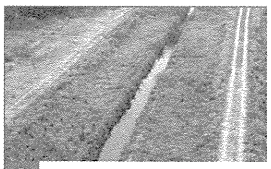
2 自然環境復元ゾーン

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。



3 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）



4 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）



5 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）

■実験河川の平面図

平成１７年度　自然共生研究センター研究報告書

目次

１．はじめに……1

２．本年度の研究課題……2

３．流量の変化が一次生産及び呼吸速度に及ぼす影響……3

４．出水による剥離を加味した付着藻類現存量モデルの構築……13

５．河床付着物の掃流特性

　　－中津川宮ケ瀬ダムにおけるフラッシュ放流を事例に－……21

６．ダム下流における底生動物の棲み込みによる河床固化の実態……27

７．河床大気暴露が付着藻類と底生動物に及ぼす影響

　　－冬季の中津川（神奈川県）を対象に－……36

８．水際植生の生態的機能に関する研究Ⅱ

　８．１　自然河岸における草本植生の有無と河道地形との関係……47

　８．２　牧田川における水際タイプと魚類の生息分布……52

９．中小河川における希少魚ネコギギの生息環境Ⅱ

　９．１　河道の物理特性から見た希少魚ネコギギの分布……57

　９．２　IFIMの適用によるネコギギ生息河川の評価……61

１０．沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について……69

１１．自然共生研究センターにおける環境教育活動……80

１２．実験河川を活用した小学校理科『流れる水のはたらき』の展開例……95

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年度に開所した。本格的な研究は平成11年度より開始し平成17年度で7年目を迎えた。平成17年度は平成13年度より始まった土木研究所の独立法人化に伴う五箇年計画の最後の年度に当たり，今まで実施してきた研究成果の取りまとめの時期に当たる．

実験開始当初は実験施設の大きさや施設性能の理解が十分でなく，思考錯誤の中での研究であったが，徐々に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が認識でき，施設の特性をフルに活かした実験の実施が可能になってきた。

平成 17 年度は，今まで実施してきた研究課題を継続する中で，現象把握を中心とした取り組みから，モデル等を用いた現象の一般化へと軸足を移し始めた．研究成果の実河川への適用を念頭に置き，今後はモデル等により定量的に現象を表現する研究の比率はより多くなっていくだろう．また，実験河川で得られた知見の現地への試験的な適用，実験河川では得られない調査データの補完といった観点から，実河川を対象とした新たな調査・研究を数多く行い，研究をより円滑に進めることに留意した．

3 章～7 章までは流量と河川性付着藻類及び底生動物に関する研究であり，一次生産の推定といった基礎的な内容から，河床に繁茂した付着藻類の剥離方法といった応用的な研究，そして，付着藻類の剥離をモデルとして扱った研究等が成果として報告してある．8 章は水際の生態的機能に関する研究であり，従来から行ってきた各水際タイプの生態的機能の解明と各水際タイプがどのような河道特性の元で形成されるかについて現地調査に基づき検討を行った結果が報告されている．9 章は，国の天然記念物でもあり三河湾・伊勢湾に注ぐ河川にだけ生息するネコギギの生息環境を扱ったもので，ネコギギの生息を IFIM により定量的に表現する試みを行っている．10 章は実験池を用いた研究で池岸の構造の違いが水質・生態系に及ぼす影響についての調査結果を報告している．また，11 章，12 章は環境教育の取り組みについて 2 つの研究・実践事例を報告した．

前述したとおり平成17年度は13年度より始まった五箇年の最終年度であり，一つの節目に当たる年である．平成10年度の開所から考えると今まで自然共生研究センターに関わった研究者等の数は30人を超え，これまで得られた成果の多くも様々なこれら研究者の熱意によるところが大きい．また，自然共生研究センター発足から平成 16 年度まではアドバイザー委員の方々から頂いた適切な助言そしてセンターに関わって頂いた様々な関係者のご助力がなければ到底達成出来なかったものである．皆様に深い謝意を表したい。

平成18年11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

本年度の研究課題を表－２に示す。河川に関する研究では，河川における生息場所（ハビタット）に関する研究と流量変動に関する研究そして実験池における研究が主要テーマである。この３つ（３章～８章及び１０章）は，実験施設の構造と流量を任意に操作できる実験河川の特性を最大限に活かしたテーマであるが，研究成果の適用，実験施設の補完を目的として実際のフィールドにおける調査も実施している。自然共生研究センターの役割として研究成果の地域への還元があるが，9 章のネコギギに関する研究，11 章及び 12 章における環境教育に関する研究は，研究及び活動を通じた自然共生研究センターの地域貢献と位置付けている．

表－２ 本年度研究課題一覧

大分類	中分類	研究項目	概要	H17研究内容	本報告書での当該箇所	備考
河川に関する研究	ハビタットと生物の生息に関する研究	水際域におけるハビタットと魚類の生息に関する研究（実験河川）	主として水際域のハビタットを取り上げ，水際域の構造を人為的に操作し，この水際域の構造と生態的機能との関係について明らかにする。結果は水際域の再生手法の検討を行い際の基礎資料として用いる。	牧田川を対象として草本植生の繁茂と河道特性との関係を明らかにした結果及び牧田川において水際タイプと魚類の生息分布を現地調査い基づき明らかにした結果を報告する.	8章	
	流量変動に関する研究	水質に及ぼす影響	流量変動に伴う自浄作用・自濁作用を定量化し，水質を維持するための効果的流量変動の手法について検討を行う。	実験河川Aにおいて異なる3流量について総生産速度と呼吸速度を推定した結果について報告する.	3章	
		付着藻類に及ぼす影響	河床の生態的・景観的評価手法を明らかにし，健全性を維持・向上させる手法について流量変動といった観点から検討を行う。	今までの結果を総括し，付着藻類の現存量モデルを構築し，出水による剥離効果を定量化した．また，中津川におけるフラッシュ放流を対象として河床付着物の掃流特性を明らかにした結果を報告する.	4章 5章	
		大気暴露が珪藻類の優占する人工水路の付着藻類群集に及ぼす影響	河床に付着した珪藻類を大気暴露することにより除去する手法を開発する。	中津川において付着藻類及び底生動物を暴露した結果について報告する.	7章	
		底生動物に及ぼす影響	流量変動が底生動物に及ぼす影響を定量的に評価し，河床の健全性を維持するための流量管理手法に資する.	ダム下流において底生動物の棲み込みが河床固化を引き起こし，河床材料の掃流により大きな掃流力が必要となることを示した.	6章	
	希少魚ネコギギに関する研究		希少魚ネコギギの生息環境を幾つかの空間スケールに着目して調査解析を行い，具体的な保全手の検討を行うことを目的としている。	河道特性から見たネコギギの生息場所の分布について解析した結果，IFIMを適用しhた場合のネコギギの生息場所の評価結果について報告する.	9章	
湖沼等に関する研究	沿岸対の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について		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.	実験池の3池を土羽，3池をコンクリートとし実験を行うことにより，湖岸がコンクリートで被覆されている場合の影響について定量的に明らかにする。	10章	
河川における情報発信に関する研究			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.	自然共生研究センターにおける環境教育プログラムの事例報告と実験河川を活用した小学校理科「流れる水のはたらき」の展開例について報告する.	11章 12章	

３．流量の変化が一次生産速度及び呼吸速度に及ぼす影響

３．１はじめに

河川における内部生産は河川に生息する生物に餌資源を供給する一要素である。特に，中流息では内部生産が外部から流入するエネルギー量を上回ることや，この結果として，付着藻類を採餌する生物が増加することが知られており，内部生産が河川生態系を支配する重要な要素と考えられる[1)]。また，河川における内部生産は付着藻類の剥離を通じて河川水の自浄・自濁作用の程度に影響することから[2)]，水質を適正に維持するためにも勘案すべき要素の一つと考えられる。

しかし，河川における生産は，その値を正確に測定することが難しかったことからその実態がほとんど明らかになっていない。生産速度に影響を与える要因としては栄養塩類濃度，水温，流速，光量子量等が挙げられる。これらの要素は川の構造，水質，水量等を操作することにより変化すると考えられるから，河川改修や水資源開発等の人為的インパクトにより生産速度が変化することが予想される。

本研究では，以上を背景として，異なる流量下での生産・呼吸速度の変化を明らかにすることを目的とし，実験河川Ａにおいて流量を変化させた場合の生産・呼吸速度を推定し，その要因について考察したので，これを報告する。

３．２研究の方法

(1)実験区間

実験は岐阜県各務原市にある（独）土木研究所自然共生研究センター内の実験河川を用いた(図－3.1)。実験河川は延長 800mあり，河川水は隣接する新境川から取水し，配水池(長さ 50m，幅 30m，実験時水深約 2.5m)を経て実験河川へと供給される仕組みとなっている。実験河川は，平面形状が直線の実験河川(実験河川A)が１本，蛇行区間や川幅が広がっている区間を有する(実験河川ＢとC)が２本，合計３本設置されている。生産・呼吸速度の推定は実験河川Ａの中流区間（上流より 300m～500m）を用いて行った。本区間の平均河床勾配はおよそ 1/800 であり，河床材料は砂礫より構成されている。

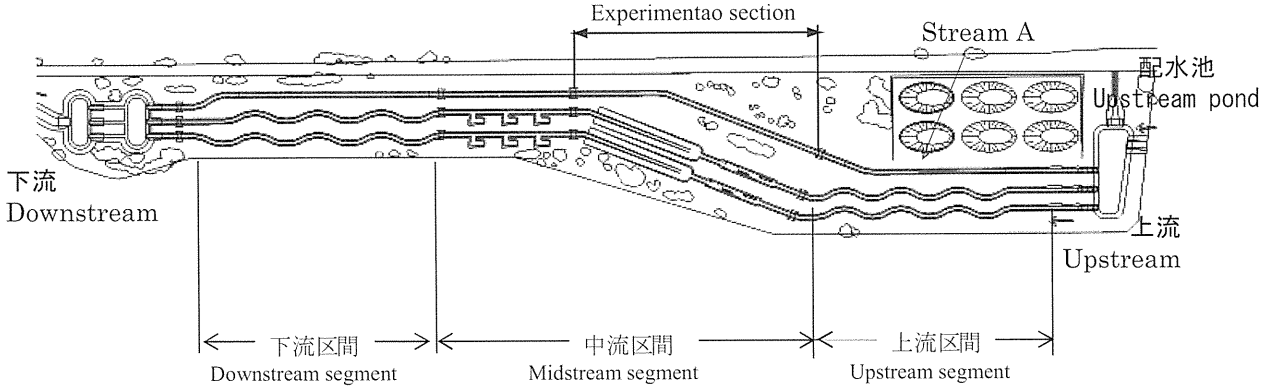


図 3.1　実験河川平面図及び実験区間

(2)実験期間と実験流量

実験期間は2004年8月15日～9月1日で，実験期間中は実験河川Aの流量を0.025 ㎥/s，0.15 ㎥/s，0.25 ㎥/sと段階的に上昇させ，各流量における生産と呼吸の状況等を把握した．各流量の設定前には0.5 ㎥/sの人工的な増水を3時間継続し，河道内の堆積有機物等を掃流し，各流量実験時の初期条件をなるべく同一とするよう努めた．具体的な実験スケジュールを表3.1に示す．各流量時において最初の3日間を養生期間とし，測定はその後の4日間で行った．各流量の実験期間は合計1週間である．測定項目は以下の通りである．なお，自動観測が可能な溶存酸素及び光量子密度については1週間継続して測定を行った．

a) 付着物調査

調査区間の上流，中流，下流区間各3箇所（合計9箇所）において25cm×25cmのコドラートを設置し，水深と6割水深の流速を測定した後，表層河床材料をバット内に取り上げ，河川水で洗い流しながら河床付着物を採取して河床付着物が顕濁した河川水全部の体積を定量した後一定量を分取し，ガラス繊維濾紙（ADVANTEC GA-100）にて吸引濾過した後，分析室においてクロロフィルをアセトンで抽出した後，Lorenzen法によりクロロフィルaを定量した。なお，懸濁水はj)明暗瓶法における実験で用いた．

b) 流下POM調査

調査区間の上流端と下流端においてメッシュサイズ0.25mmのドリフトネットを横断方向に3箇所設置し，15分間（5分×3回）で流下するPOMを採取した．採取はメッシュの目詰まりを防止するため1回5分3回に分けて実施し，回毎にドリフトネット内の流下物を回収した．回収した流下物は実験室に持ち帰り，CPOM(1mm 以上)と FPOM(1mm 以下)にソーティングを行った後，CPOM は事前に細断してCPOM及びFPOMの全量を事前にデシケーターで乾燥させ重量を測定したメッシュ10μm（Advantec GA-100）のガラス繊維濾紙で吸引濾過し，乾燥機において60℃で24時間乾燥後重量を測定した後，マッフル炉において550℃で3時間燃焼した後デシケーターで放冷後再度重量を測定し，堆積物中の無機物量と有機物量を算定した．

c) 堆積物調査

堆積物調査は調査区間の3箇所（上流，中流，下流）に内径25cmの堆積物トラップに十分に洗浄した中礫を敷並べ，これを河床高と敷並べた中礫面が同一の高さになるように河床上にできるだけ静かに設置した．この状態で3日間現地に放置した後静かに取り上げ，トラップ内及び中礫表面・中礫間隙に含まれる堆積物を回収した．なお，中礫表面上の付着物については少量の水で洗浄しながら採取して，これらの堆積物は事前にデシケーターにおいて乾燥させ重量を測定したメッシュ10μm（Advantec GA-100）のガラス繊維濾紙で吸引濾過し，乾燥機において60℃で24時間乾燥後重量を測定した後，マッフル炉において550℃で3時間燃焼した後デシケーターで放冷後再度重量を測定し，堆積物中の無機物量と有機物量を算定した．

d) 底生動物調査

底生動物調査は調査区間の3箇所（上流，中流，下流）にて，25cm×25cmのコドラートで，深さ5cm程度までの低質を，0.25mmメッシュのサーバーネットで採取し，5%のホルマリン溶液で固定した後，タクサ毎の個体数と湿重量，乾燥重量の測定を行った．

e) 魚類調査

魚類調査は調査区間の 3 箇所（上流，中流，下流）にて長さ 15m の調査区を設定し，この上下流端に仕切網を設置した後エレクトリックショッカーにより採捕を行った．採捕は下流から上流に向かって行い丁寧に 3 回行った．採捕した魚類はその場で種の同定と標準体長と湿重量の測定を行った後，調査区間外に放流した．

表 3.1　実験スケジュール

時刻	0	6		12		18	24
8月12日 金			ゴミ取り	洪水500㍍毎秒×3hr	流量25㍍毎秒に設定	DOメーター&光量子計設置	
8月13日 土							
8月14日 日							
8月15日 月	実験開始		付着物調査		流下POM調査		
8月16日 火					流下POM調査		
8月17日 水				流下時間測定	流下POM調査		実験終了
8月18日 木		DOメーター&光量子計回収	魚類調査＆ベントス調査＆付着物調査＆明暗瓶法		物理量調査		
8月19日 金				洪水500㍍毎秒×3hr	流量150㍍毎秒に設定	DOメーター&光量子計設置	
8月20日 土							
8月21日 日							
8月22日 月	実験開始		付着物調査		流下POM調査		
8月23日 火					流下POM調査		
8月24日 水				流下時間測定	流下POM調査		実験終了
8月25日 木		DOメーター&光量子計回収	魚類調査＆ベントス調査＆付着物調査＆明暗瓶法		物理量調査		
8月26日 金				洪水500㍍毎秒×3hr	流量250㍍毎秒に設定	DOメーター&光量子計設置	
8月27日 土							
8月28日 日							
8月29日 月	実験開始		付着物調査		流下POM調査		
8月30日 火					流下POM調査		
8月31日 水				流下時間測定	流下POM調査		実験終了
9月1日 木		DOメーター&光量子計回収	魚類調査＆ベントス調査＆付着物調査＆明暗瓶法		物理量調査		

f)　物理環境調査

物理環境調査は調査区間を縦断方向に 10m 間隔にトランセクトを設定し，横断方向に 20cm で 6 割水深流速と水深の測定を行った．

g)　溶存酸素の連続観測

溶存酸素及び水温の測定は実験区間の上流地点及び下流地点に自動観測式の溶存酸素計を設置して行った．溶存酸素計はアレック電子(株)製COMPACT-DOWで，測定区間の上流端と下流端に位置する人道橋から吊り下げた。測定は 10 分間隔で行い，測定値は同時刻に 1 秒間隔で 30 回測定したデータを，実験終了後に平均化して用いた．生産・呼吸速度の推定は 2 点法を実験区間に適用して行った[3]．

h)　流下時間測定

流下時間の測定は塩化リチウム 500 g を蒸留水 5 l の割合で溶解したものをトレーサーとして用いた。トレーサーの投入は指定した区間の上流端からトレーサー2 l を一気に投入することにより行った。トレーサーの投入後，測定区間下流において 2 分間隔で 40 分後まで採水し，水中に含まれる塩化リチウム濃度を分析した．

i)　光量子密度の連続観測

光量子密度の推定は実験河川中流区間下流の流心部水面に自動観測式の光量子密度計を上向きに各流量時の実験開始時に設置し，終了時に回収した．光量子密度計はアレック電子(株)製 CONMPACT LW ALW-CMP で，測定は 10 分間隔で行った．また，水中における消散係数を推定するため，水面直下，河床直上をして水面と河床の中間点の合計 3 点において水深と光量子密度（Biospherical Instruments Inc. QSP2100）の測定を行った．

j)　明暗瓶法

河床付着物を採取し，これを河川水で希釈した後，速やかに 100ml の酸素瓶に詰めて明暗瓶法による光合成速度の測定を行った．用いた酸素瓶は全部で 23 本とし，18本を明瓶，3本を暗瓶，2本を初期溶存酸素濃度の測定に用いた．初期溶存酸素濃度用の 2 本（合計 4 本）は速やかにウィンクラー法により溶存酸素濃度を測定した．

明瓶と暗瓶の取り扱いは以下のとおりである．まず，実験棟内に簡易暗室を組み立て，暗室内に長さ 100cm，幅 70cmの長方形バケットを設置した．次に，水道水を掛け流し，バケット内の水位を一定に保った．また，バケット側方にレフランプ（TOSHIBA 500W）を 2 個設置して，レフランプから遠ざかる方向に水中内の光量子密度を徐々に減少させる状態とした．明瓶3サンプルを一列とし，バケット内に直立に水没させた．暗瓶は酸素瓶内に光が透過しないようアルミフォイルで密閉しバケット内の隅に水没させた．明瓶設置後酸素瓶の前方と後方バケット底面付近の 2 点において光量子密度の測定を行い（BiosphericalInstrumentsInc.QSP2100），この平均値を各瓶の光量子密度とした．明瓶と暗瓶は約3時間放置した後回収し速やかにウィンクラー法により溶存酸素濃度を測定した．また，酸素瓶に詰めた河川水をサンプルとして別途保存し，Lorenzen法によりクロロフィルａ量を定量した．これらの結果から光量子密度を従属変数とした単位時間・単位クロロフィルａ当たりの光合成曲線を双曲線型の式として表現した[4,5]．

３．３　結果

流下時間の測定結果は 25l/s で 33.1 分，150l/s で 12.5 分，250l/s で 9.4 分だった。この流下時間を用いて，溶存酸素の連続観測値に２点法を適用して総生産速度と呼吸速度を計算した。本結果から得られた日生産量(G.P.)と日呼吸量(E.R.)は，25l/s で小さく，１日目から３日目において減少する傾向が認められ，150l/s では逆に増加する傾向が見られた（図 3.2）．250l/s では総生産量が１日目から３日目において減少するが，呼吸速度には大きな変化が見られなかった．平均的には流量が大きい程日総生産量が大きく，特に，150l/s 以下と 250l/s で差が見られ，呼吸速度では 25l/s と 150l/s 以上で差が見られた．

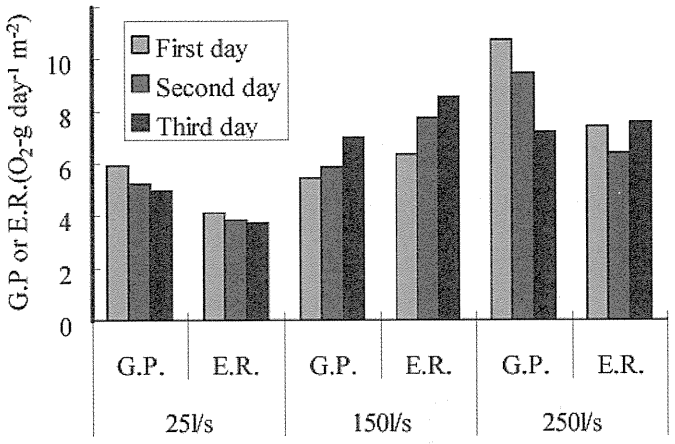


図 3.2　３流量時の日総生産量及び呼吸量

３流量時の流速と水深のおよその平均値は 25l/s で 17cm/s・6cm，150l/s で 35cm/s・15cm，250l/s で 40cm/s・20cm となり，25l/s とそれ以上の流量で差が生じた（図 3.3）．３流量時の水温は 25l/s と 150l/s 以上では大きな差が見られた．夜間の水温は 2℃程度の差であったが，昼間の最高水温は 25l/s で著しく高く３日間とも 30℃を超えた．150l/s と 250l/s では２日目の夕刻から３日目に 150l/s で高く推移し，３日目の最高水温は 4℃程度の差が見られた（図 3.4）．

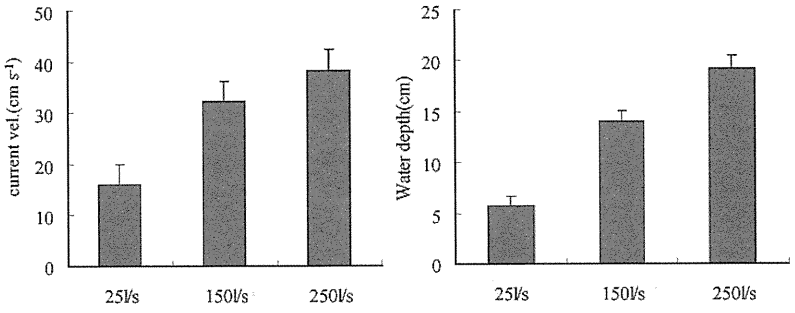


図 3.3　３流量時の流速と水深

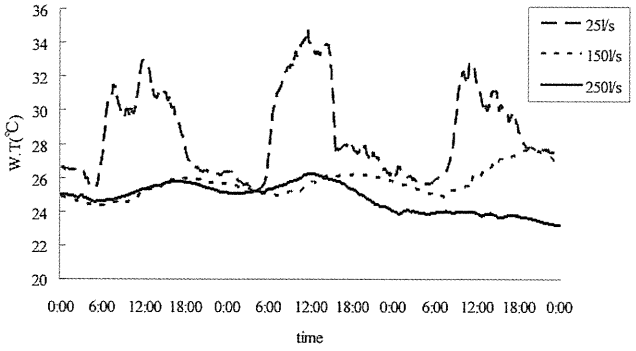


図 3.4　３流量時の水温の日周変化

３流量時 3 日間における消散係数及び水深の測定値から河床に到達する光量子量を推定し，各日 24 時間の平均光量子量を100%としたときの各流量時の相対光量子量を算定した(図3.5)．相対光量子量は25l/sの 2 日目で最も大きく，250l/s の 3 日目で最も大きかった．なお，３流量時の消散係数には 25l/s で 1.4～2.3，150l/s で 1.4～2.3，250l/s で 1.3～1.9 と大きな差は見らなかった。

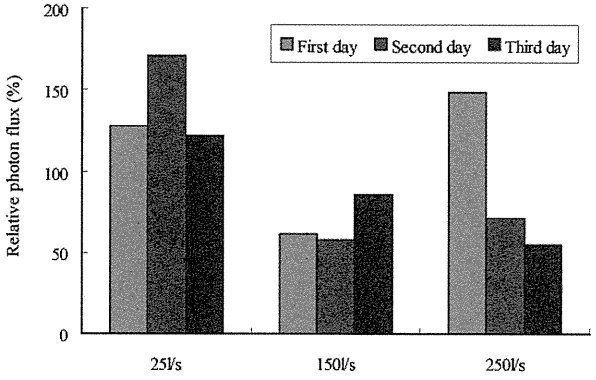


図 3.5　３流量時の河床での相対光量子量

明暗瓶法による P－I 曲線は 25l/s で同一光量子量に対する生産速度が大きく，150l/s，250l/s を上回ったが，150l/s と 250l/s では大きな差が見られなかった（図 3.6）．また，どの曲線も光量子量が増加すると生産速度が減少する強光阻害の現象は見られなかった．

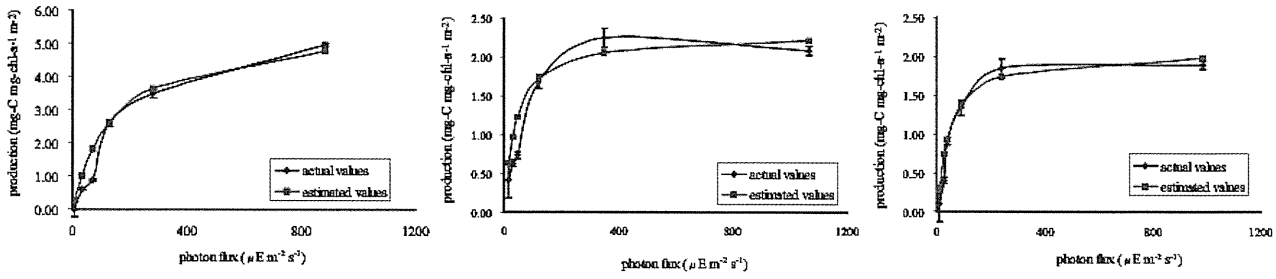


図 3.6　３流量時の P-I カーブ

各流量の事後調査結果（流量設定後 7 日目）は事前調査時の chl-a 量（流量設定後 4 日目）の影響を受けることから，ここでは事後調査結果と事前調査結果の差分により各流量時の付着藻類現存量の増減を評価した．流量別 chl-a の増減量を見ると（図 3.7），25l/s 及び 150l/s の場合は増加量は 250l/s のそれと比較して小さかった(P.<0.05)．また，各流量時の流下有機物を見ると（図 3.8 の Org.），FPOM,CPOM の双方において流入量，流出量とも流量が増加するに従い増加する傾向にあった．また，6 時間毎に観測した 3 日目のデータから 150l/s と 250l/s では 12 時もしくは 18 時に流入量に対する流出量が相対的に大きくなる傾向が見られた．なお，250l/s の 3 日目 0 時のデータにおいて流出量が大きくなっているが，これは，この時間帯に降雨があり，草刈り時の植物片が河道内に流入したためである．24 時間観測を行った 3 日目のデータを元に 1 日間のフラックス収支を計算すると，25l/s 時 34.6g，150l/s で 64.3 g，250l/s で 146g と流量が増加するに従い流出量が大きくなる傾向が見られた．なお，250l/s 時の 0 時のデータは降雨による横流入の影響を受けていることから，6 時のデータを代わりに用いて計算している．堆積物調査結果を見ると有機物量の平均値は 25l/s で相対的に多いが，統計的な有意差は見られなかった．また，無機物量＋有機物量でも差は見られなかった．魚類の生息量はいずれも湿重量で 25l/s で 645g，150l/s で 839g，250l/s で 1,976g となり，流量が増加するに従い生息量が増大した．なお，底生動物調査結果は 25l/s と 150l/s のみを分析したため 2 流量時の結果となるが，25l/s 時に 1 ㎡当たり 63g，150l/s 時には 24.9g と減少する傾向が見られた．

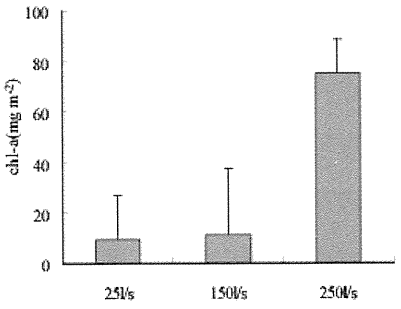


図 3.7　3 流量時における chl-a 量の変化

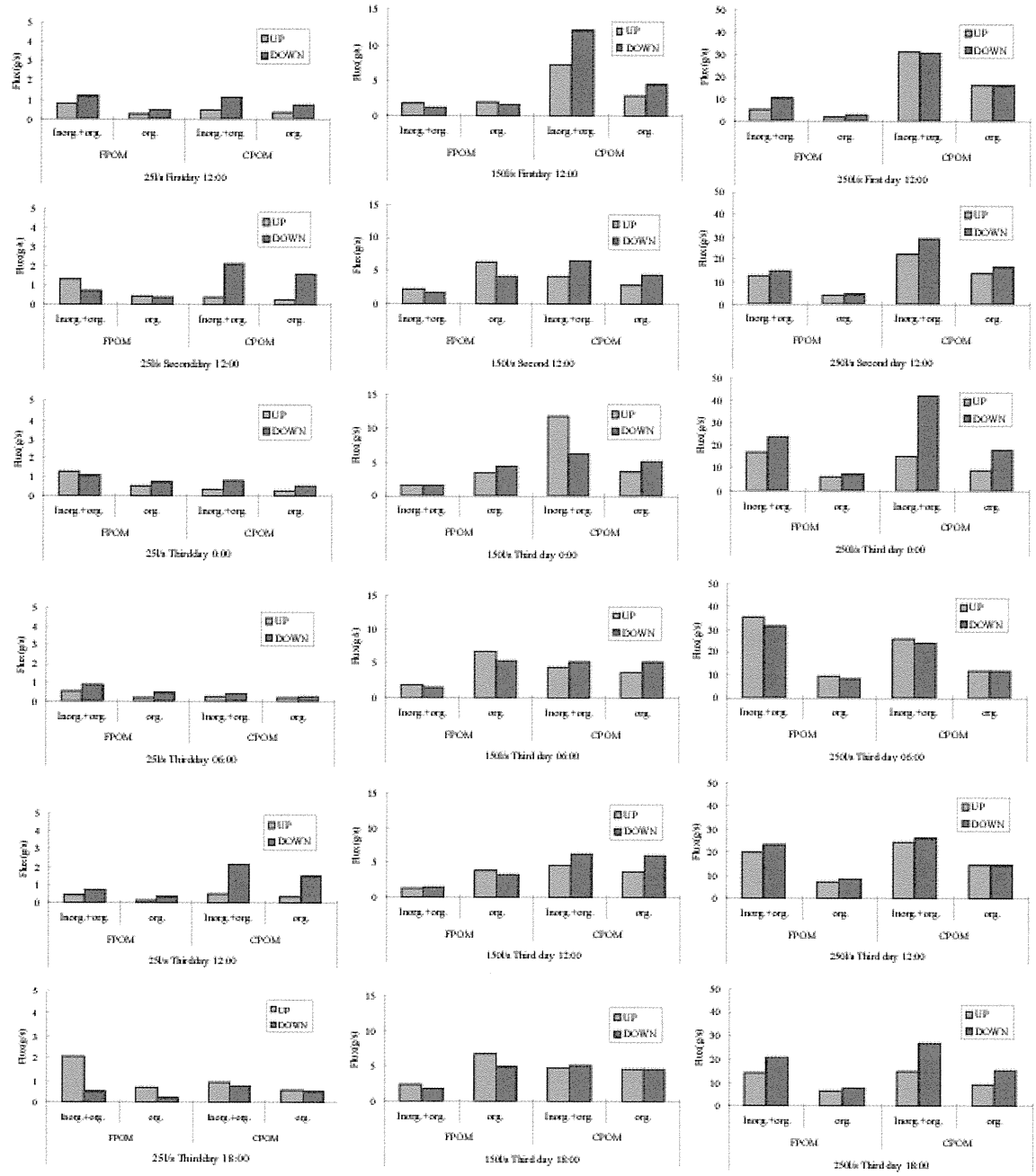


図 3.8　３流量時の無機物量，有機物量のフラックス

（左から 25l/s，150l/s，250l/s）

３．４　考察及びまとめ

本実験では流量の増加と伴に総生産速度が上昇した．3 流量時の付着藻類量には差があるため日総生産量をそのまま比較できないが，底生藻からなる膜の厚さみにより栄養塩の供給効率が変化すること，また，光量子が膜の内部で減衰することから，単位クロロフィルａ量当たりの日総生産力の比較はこれらの観点を考慮する必要がある．従って，ここでは一次的な考察を行うことを目的として，単位クロロフィルａ量当たりに換算せず，２点法より得られた日総生産量を対象として考察を行うこととする．

日総生産量に影響を与える環境変量としては付着藻類の光合成活性，光量子量，水温，栄養塩濃度，流速が挙げられる．各流量時のP-Iカーブから 25l/s時のPmaxは最も大きく，25l/s時の光合成活性が日総生産量の低下を説明する要因とはなり得なかった．3 流量時の光量子量には違いが見られるが，25l/s時で相対光量子量が大きいこと，またP-Iカーブから強光阻害が生じていないことから25l/s時の光量子量の変化により日総生産量の低下を説明することはできない．また，150l/s及び250l/sにおける相対光量子量がほぼ同一値となった 2 日目，3 日目で日総生産量を比較すると，250l/sの値が大きいことから，流量の増加に伴う総生産量の上昇は光量子量の変化では説明できないことが解る．次に，各流量時の水温との関係を考察しよう．各流量時の昼間における水温は 150l/sと 250l/sで初日，二日目でほぼ同じ値で推移し，3日目において 150l/sの水温が最大で 3℃程度上昇している．初日と二日目の日総生産量は 250l/sで相対的に大きいことからこの両日の 250l/sにおける生産量増加の要因は水温ではないと考えられる．一方，25l/s時における昼間水温は他の流量と比較して著しく高く，3 日間とも 30℃を超えている．付着藻類には成長速度が最も高くなる最適水温のあり，最適水温を超えると現存量が減少することが報告されている[6]．糸状緑藻*Cladophora glomerata*を対象とした明暗瓶法に基づく研究によると，本種は 19℃でPmaxが最大となることが示されているが，本種を含む底生藻全体についてのPmaxは水温に対するばらつきが大きく，異なる種群からなる群落全体で見ると最適水温が明確に定義できないことが理解できる[7]．また，14 の研究を対象として水温と単位時間当たりの純生産速度をプロットした事例を見ると，水温の上昇とともに生産速度は上昇し，“ある水温”から総生産速度が低下する傾向は明確に確認できない[8]．以上から，25l/s時の高水温が日総生産量に影響したかどうかは現時点では不明であり，今後詳細な検討を行う必要があるだろう．一方，流速値は実験期間中 3 流量時において一定に保たれていた．流速の増加が付着藻類に対する栄養塩類の供給量を増加させ光合成速度を上昇させることは既往の研究から指摘されている[9]．ただし，栄養塩濃度が高い場合には供給量が低流速で飽和に達し，それ以上の流速の増加は光合成速度の上昇に寄与しないとの報告もある[9]．この時期の実験河川の栄養塩濃度は有機物生産の観点から高いことが過去の調査結果から明らかになっているが[10), 11), 12)]．本実験では流速が相対的に高い 250l/sで 150l/sと比較して高い日総生産量を示しており，150l/s時の 35cm/s，250l/s時の 40cm/sという僅かな流速の増加が生産速度に寄与した可能性がある．今後，単位クルロフィルa 及び膜内の光量子の減少量を加味して，流速の影響をより適切に評価していく必要がある．

呼吸速度については 2 点法に基づく結果を見ると 25l/s で日呼吸量がそれ以外の流量の半分程度に試算された．明暗瓶法に基づく各流量時の呼吸速度の概略値は 25l/s，150l/s，250l/s でそれぞれ，およそ 3，0.3，0.5(mg-C/chl-a/hr)であり，流量が少ない 25l/s で呼吸速度が 6～10 倍程度高い．明暗瓶法の呼吸は河床付着物より採取した底生藻及び従属栄養的なバクテリアが対象となるが，河床付着物そのものの有機物量は事前・事後の平均値で比較すると 25l/s で最も小さかった．一方，底生動物の現存量は流量の増加と伴に減少し（ただし，250l/s の結果は未分析），魚類の生息量は流量の増加と伴に上昇している．呼吸量の増減はこれら呼吸を行う生物現存量だけでなく呼吸そのものに温度依存性があることから流量の増減が生物生息及び水温に及ぼす影響をより定量的に評価する必要がある．今後の課題としたい．

参考文献

1)Vannote, R. L., G. W. Minshall,, K. W. Cummins., J. R. Sedell., and C. E. Cushing : The River Continuum Concept, Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences, 37, pp. 130-137, 1980.

2)川島博之・鈴木基之：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, 1982.

3)萱場祐一：溶存酸素濃度の連続観測を用いた実験河川における再曝気係数, 一次生産速度及び呼吸速度の推定, 陸水学雑誌 Vol.66 No.2, pp. 93-105, 2005.

4)高橋正征・古谷研・石丸隆（監訳）：生物海洋学２, 1996.

5) Tominaga, H and S. Ichimura : Ecological Studies on the organic matter production in a mountain river ecosystem. Botanical Magazine Tokyo, 79, pp. 815-829, 1966.

6) Patric, R : The effects of increasing light and temperature on the structures of diatom communities. Limonol. Oceanogr. 16, pp. 405-421, 1971.

7)野崎健太郎・上松幸弘・山本敏哉・後藤直成・三田村緒佐武：矢作川中流域における糸状緑藻 *Cladophora glomerata* の光合成活性. 矢作川研究, 7, pp. 169-176, 2003.

8)DeNicola, D. M. : Periphyton responses to temperature at different ecological levels. In the Algal Ecology, Ecology, Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds.) : 321-340. Academic Press, San Diego, 1996.

9)Stevenson, R. J. : The stimulation and drag of current. In the Alga, Ecology, Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds.) : 321-340. Academic Press, San Diego, 1996.

10)土木研究所(2002)：平成 13 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 3873 号

11)土木研究所(2003)：平成 14 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 3915 号.

12)土木研究所(2004)：平成 15 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 3946 号

4．出水による剥離を加味した付着藻類現存量モデルの構築

4．1　はじめに

近年，人為的な流況の安定化や土砂流送の減少により，攪乱による河床付着物の更新の機会の減少，低流量による有機物あるいはシルト等の微細な土粒子の堆積が生じる等，河床付着物の変質が認識され，これを改善するため，ダム下流区間では，ダムの弾力的管理試験（ダムの運用を弾力化させ，洪水調整容量の一部を活用し，維持流量の増量放流やフラッシュ放流[1) 2)]が試みられるようになった．しかし，どのような放流操作（波形等）を行えば，効率的に目標を達成しうるか，あるいは，どの程度，効果は継続するのかは，現在，実験的検証を行いながら，蓄積されつつあるが[3)4)]，一般化には至っていない．これをモデル化し，一般化することは，フラッシュ放流を計画する際の有益な情報を提供するものと考えられる．そこで，本章では，これまでに得られた河床付着物の剥離特性[5)]をモデルに組み込み，出水などの流量増加による剥離を加味した付着藻類現存量予測モデルを構築することを目的とする．

4．2　これまでの知見

付着藻類増殖モデルについては，これまでに多く行われている．しかし，出水など，流量増加に伴う付着藻類の剥離を加味したモデルは，日本においては，井上らの研究[6)]があるが，河床付着物の状態による剥離特性が加味されたものはない．

これまで，河床付着物の状態に伴う剥離特性の違いについて，実験河川[5)]及び実河川（５章参照）において検討し，シルト等の微細土砂量，クロロフィルa／有機物量，藻類群集の違い，流量増加前の摩擦速度などが関与していることを明らかにしている．これらに関して海外においては，比較的多く研究があり，河床材料の粒径や出水に対する移動性との関係，付着基質への付着力，流速，老化との関係等が示されている[7)]が，モデル化には至っていない．

4．3　モデル化

モデル化にあたり，水温，水質などの環境条件が経時的に得られており，河床付着物の状態と剥離特性について検討した実験河川のデータ（2003年６月～９月）[5)]を用いることとした．

4．3．1　モデルの概要

付着藻類の現存量は，クロロフィル*a*（chl.*a*）を指標とし，増殖過程と流量増加に伴う物理的な剥離過程の項からなるものとし，前者は，基礎生産P_A，呼吸R_A，剥離（平常流量時）D_Aを考慮し，後者の項は，D_Pとした(1)．なお，ここでは，相対的に影響が小さいと考えられた移入の項は扱わなかった．また，底生動物や魚類による補食はほとんどみられなかったので考慮しなかった．

$$\frac{dX_A}{dt} = P_A - R_A - D_A - D_P \qquad (1)$$

4．3．2　流量増加に伴う剥離過程の項目（D_p）

実験河川における検討[5)]では，基底流量を一定に保った条件の下で，経時的な藻類群集の遷移に伴う質的状態の違いとクロロフィルa減少率（(出水前chl.a－出水後chl.a）／出水前chl.a）との関係を検討した．

その結果，①河床付着物は，時間の経過に伴い，細粒土砂量の堆積，群集の変化が生じ[8]，②変化が生じる前の状態をⅠ期，生じた後の状態をⅡ期とすると，Ⅰ期は，細粒土砂量が少なく，藍藻の*Homoeothrix janthina*が優占する群集，Ⅱ期は，細粒土砂量が多く，珪藻が多い群集で，③クロロフィルａ減少率は，Ⅰ期は低いのに対し，Ⅱ期は高かく，剥離しやすいことを明らかにし，④細粒土砂の堆積と，藻類群集の付着藻類の付着形態型に起因した基質への付着力の違いが関与していることを考察した[5]．また，このような知見は実河川においても同様に考察された（5章参照）．そこで，ここでは，細粒土砂量を用いて付着藻類群集の違いによる基質への付着力を予測することにより，流量増加に伴う付着藻類の剥離を予測することとした．

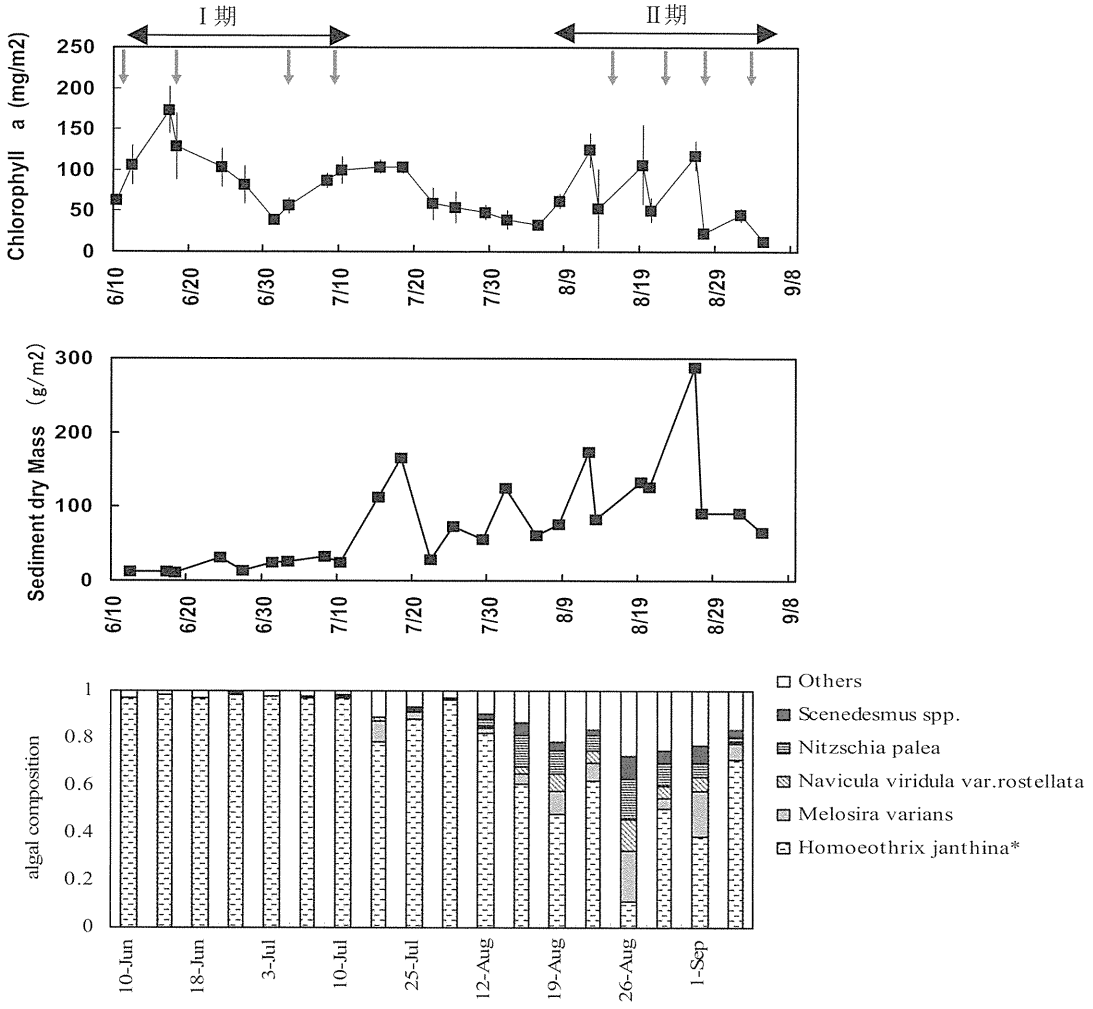


図4.1　用いたデータ（藻類現存量，細粒土砂量，藻類群集の組成）[5)8)]

(1) 流量増加に伴う剥離量予測の考え方

付着藻類の基質への付着力は，付着藻類の付着形態型が係わる．図4.2には，出水を与える前の藻類群集の各付着形態型の割合（全細胞数に占める細胞数あるいは糸状群体数の割合）を示した．また，各付着形態の付着力の程度を，強い，やや弱い，弱いに分類し[8]，それらの割合（C_l, C_t, C_m）と細粒土砂量（S_e）

との関係を示すと，強いグループの割合は，細粒土砂量と負，やや弱い，弱いグループの割合は正の関係がみられ，それぞれ回帰式が得られる（図 4.3）．このことは，細粒土砂量により，各グループの割合が予測できることを示すものと考えられる．なお，*H. janthina* の糸状体の容積は，珪藻などの単細胞の種と比較すると非常に大きいため，ここでは，便宜的に容積比を10倍として割合を算出し示した．さらに，各グループの割合（C_i, C_t, C_m）を説明変数とし，出水による剥離率（d_p）を目的変数として重回帰分析を行うと，重回帰式を得られる．このようにして得られたd_pと，測定結果から得られたクロロフィルａ減少率との関係を図 4.4 に示す．クロロフィルａ減少率は，比較的精度良く予測できていることがわかる．以上示したように，流量増加による剥離量の推定においては，細粒土砂量から，河床付着物の基質への付着力を予測することにより，行うこととした．

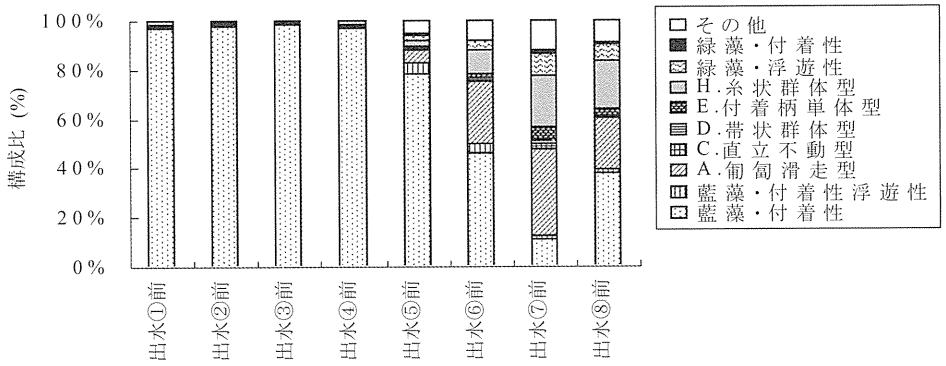


図 4.2　出水前の藻類群集の付着形態型の割合[5)]

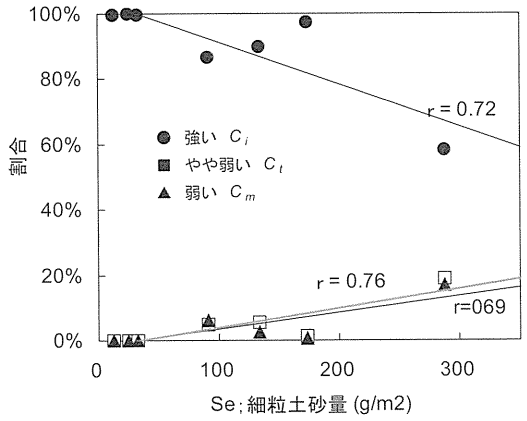


図4.3　細粒土砂量と各ｸﾞﾙｰﾌﾟの割合の関係

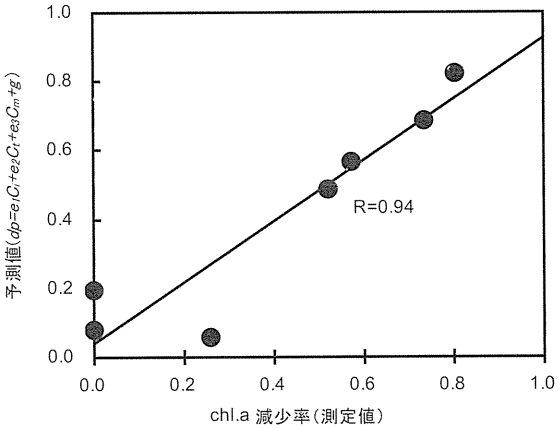


図4.4　ｸﾛﾛﾌｨﾙ減少率（測定値）と重回帰式からの剥離率（dp）の予測値

（２）モデル化

流量増加に伴う減少率をd_Pとすると，次式のように細粒土砂量から各グループの割合を推定する．

$$D_P = d_P \cdot X_A$$

$$d_P = e_1 C_i + e_2 C_t + e_3 C_m + g$$

$$\begin{cases} C_i = a_i Se + b_i \\ C_t = a_t Se + b_t \\ C_m = a_m Se + b_m \end{cases}$$

ここに，C_i, C_t, C_m: 各グループ（強い，やや弱い，弱い）の割合，Se：細粒土砂量(gm^{-2})；測定値，$e_1, e_2, e_3, a_i, a_t, a_m$ ：係数，g, b_i, b_t, b_m:定数（それぞれ，図4.3，4.4の回帰式から得られる．）

４．３．３　流量時の増殖過程

増殖過程については，以下の既存研究を基本に用いた．

（１）　生産P_A

付着藻類の動態を表すモデルとして，ロジステックモデルが提案されており[9)10)]，適合性がよいとされている[11)]．本モデルにおいてもこれを採用することとした．

$$P_A = \mu_A X_A \left(1 - \frac{X_A}{K_A}\right) \qquad (2)$$

ここで，μ_A:単位時間あたりの増殖率 (day^{-1})，X_A: 付着藻類現存量 (chl.a mg/m^2)，K_A: 環境容量 (chl.a mg/m^2)；ここでは，測定値を踏まえ$180mg/m^2$ とした．また，μ_A は，次のように与えた[12)]．

$$\mu_A = \mu_{A\max} \cdot f_{TW} \cdot f_c \cdot f_{IW} \qquad (3)$$

ここに，$\mu_A max$ ：最大比増殖速度，f_{WT}: 光合成活性に対する水温効果，f_c:栄養塩摂取に関するフラックスFNの効果，f_{IW}:水中日射に関する半飽和定数である．なお，f_c, f_{IW}については，Monod式に従った．ただし，栄養塩はリン制限になっていたことから，f_cは，PO_4-P濃度で算出することとした．

$$f_c = f_P = \frac{P}{PS + P} \qquad (4)$$

P: リン濃度 (PO_4-P mg/l) ；測定値（表 4.1, Ps: リン濃度に関する半飽和定数； 8.0×10^{-3}mg/l (Welch et al.1989)

$$f_{IW} = \frac{I_W}{K_{IW} + I_W} \qquad (5)$$

I_w:水中の日平均日射量($MJm^{-2}d^{-1}$), K_{IW}: 日射に対する半飽和定数(1.0 MJm^{-2} ; Tashiro *et al.*). なお, I_wの推定は, 井上の手順[6]に従った[12].

$$I_W = (1-\delta)Is \cdot \exp\{-\lambda + \varepsilon \cdot SS)h\} \quad (6)$$

Is: 水面での日平均日射量($MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$), δ:水面での反射率, λ: 水の吸光係数; $0.18m^{-1}$ (Inoue 1996), ε:懸濁物質による吸光係数; $0.11\ m^{-1}$ (Inoue 1996), ss: 懸濁物質($g \cdot m^{-3}$) ;測定値 (表 4.1), h:水深(m) ; 測定値 0.16m, T_W: 水温; 測定値(図 4.5).

I_S については, 日射率S/S_mを用いて, 以下に示すAngstrom の式(7)[13], Budykoの式(8)[13]で与えた[12]. ここでS : 日照時間, S_m : 可照時間であり, I_mはBudykoの資料[14]から, S_mは, 気象庁による名古屋 (緯度 : 北緯 35 度 10.0 分／経度 : 東経 136 度 57.9 分) における気象統計データ[14]から得た.

$$Is = I_m \cdot (0.25 + 0.75S / Sm) \quad (7)$$

$$I_m = 9.7 \cdot \sin(2\pi \cdot \frac{t - t_0}{T}) + 12.17 \quad (8)$$

F_{TW}は, 野崎ら[15]が示した矢作川中流域における付着藻類の光合成活性 (図 4.6[12] プロット), 及び Bothwellによって示されている水温による効果 (比増殖速度は 0℃から 25℃までは水温に比例する) [16]を考慮し, 図 4.6 点線のように与えた.

(2) 代謝

代謝率 (d^{-1}) は, 水温に依存するものと考え, 次式でその効果を見積もった[12].

$$R_A = r_A \cdot X_A \quad (9)$$

$$r_A = r_{A\max} \cdot g_{Tw} \quad (10)$$

ここで, r_A : 代謝率, $r_A\ max$: 最大比代謝率 ; (ダーリー (1987) [17]を参考に $0.1d^{-1}$), g_{TW} : 水温による相対呼吸率 (図 4.7[12])

(3) 剥離

剥離は, 次式のように見積もった. なお, 剥離率 (d^{-1}) は, 便宜的に 0.01 を用いた.

$$D_A = d_A \cdot X_A \quad (11)$$

表 4.1　調査期間中の水質

Date	pH	NH_4-N (mg l^{-1})	NO_3-N (mg l^{-1})	T-N (mg l^{-1})	PO_4-P (mg l^{-1})	T-P (mg l^{-1})	EC (μScm^{-1})	SS (mg l^{-1})
2003/6/10	7.1	0.19	0.78	2.33	0.122	0.207	19.9	8
2003/7/1	7.1	0.14	2.22	2.71	0.065	0.102	13.0	5
2003/7/15	6.8	0.09	1.47	1.81	0.036	0.069	9.9	6
2003/8/5	7.0	0.13	0.74	1.93	0.070	0.095	14.1	6
2003/8/19	6.7	0.10	0.68	1.73	0.039	0.058	10.3	4
2003/9/9	7.1	0.10	1.08	1.45	0.064	0.087	12.4	4
Mean±1SD	7.0±0.2	0.13±0.04	1.16±0.60	1.94±0.45	0.07±0.03	0.10±0.05	13.3±3.6	5.5±1.5

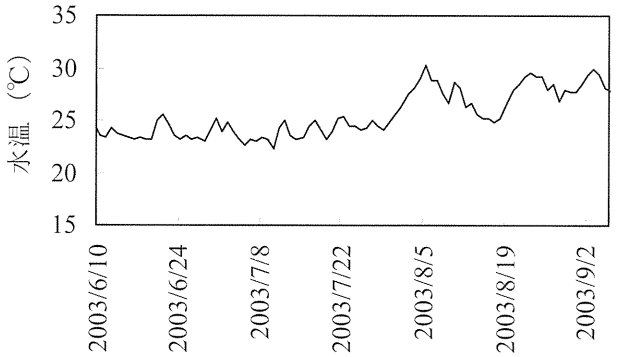


図 4.5　データ取得期間の水温

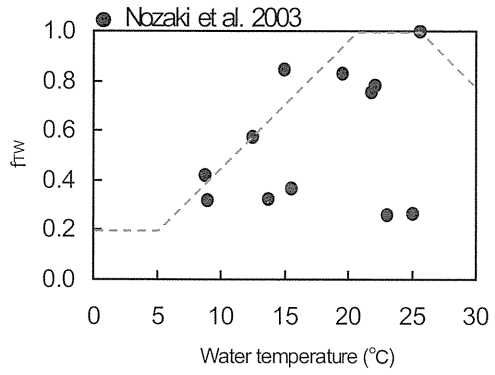


図 4.6　水温と光合成活性の関係[12) 15)]

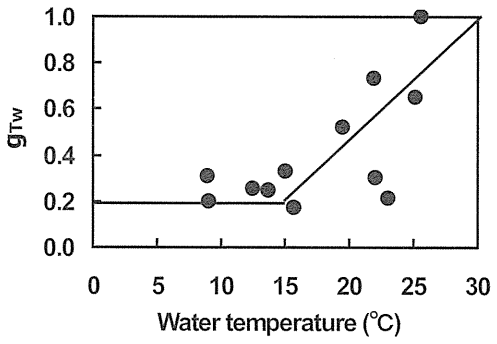


図 4.7　水温と付着藻類の相対代謝率との関係[12)]

4．4　結果及び今後の課題

図 4.8 にシミュレーション結果を示す．出水による剥離の予測はフッティングが比較的よいが，平常流量において藻類現存量が最大値となった後の剥離過程が表現されていないことがわかる．また，河床付着物が薄くなった場合，河床付着物は急速に増殖する過程，シルト分などの堆積に伴う増殖速度の減少などを組み込むことが必要であると考えられる．図 4.9 には試行的にこれらを組み込んだ場合を示した．今後は，これらに関する補足的な実験等を行い，修正していく予定である．

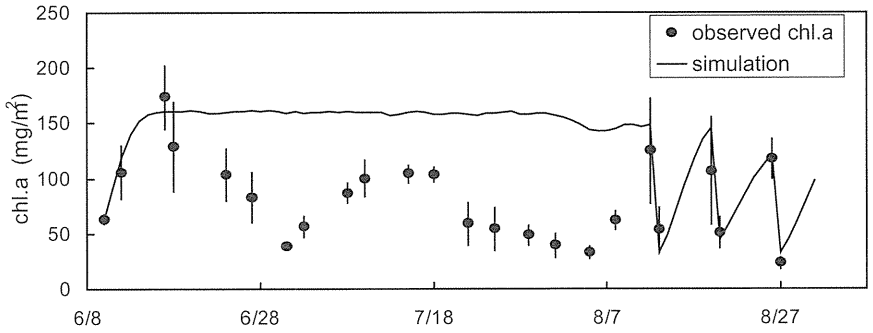


図 4.8　シミュレーション結果

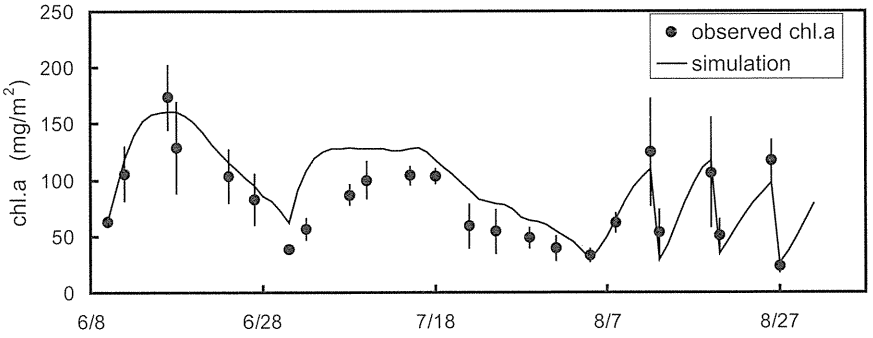


図 4.9　補正したシミュレーション結果

参考文献

1) 足立俊之・高橋和也:ダム運用に伴う下流河川の河床状態及び底生動物群集への影響と環境影響評価の課題，環境システム研究 vol24.pp.336-342,1997.

2) 尾澤卓思・大杉奉功・原田譲二:ダム放流による下流河川の環境復元，大ダム No.177, pp.87-97. 2001.

3) 塚原千明・箱石憲昭：五十里ダムにおけるフラッシュ放流調査，土木技術資料 41(9)：2-3. 1999.

4) 徳道修二：宮ヶ瀬ダムのフラッシュ放流，ダム技術 191：62-66.,2002.

5) 土木研究所自然共生研究センター：河床付着物の状態に起因した小規模出水による剥離特性：平成 16 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 3988 号，pp.9-21,2005.

6) 井上隆信：河床付着生物膜による河川下流過程の水質変化に関する研究，1996.

7) Christopher G. Peryerson : Response of benthic Algal Communities to natural Physical disturbance. In: R.J.Steavenson ,M.L.Bothwell and R.L.Lowe (eds) Algal Ecology. pp. 375-402,1996.

8) 皆川朋子・萱場祐一：設置期間が異なる基質を用いた河床付着物の状態の経時変化とアユの餌資源としての評価，応用生態工学会第9回発表会講演集，pp.433-434,2005.

9) Jacoby, J. M. : Alterations in periphyton characteristics due to grazing in a Cascade foothill stream. Freshwater Biology, 18, pp. 495-508, 1987.

10) Stevenson, R. J. : The stimulation and drag of current In Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. R. J. Stevenson, M. J. Bothwell and R. L. Lowe (eds.), pp.321-340. Academic Press, San Diego, 1996.

11) 阿部信一郎・南雲　保・田中次郎：ロジステックモデルによる河川付着藻類群落の量的動態の解析，陸水学雑誌　No.63，pp.209-213，2002.

12) 田代　喬・辻本哲郎：矢作川中流における付着藻類の増殖・剥離過程に関する群落動態モデルを用いた数理解析，矢作川研究　No.8，pp.65-74. 2004.

13) 古藤田一雄：地表水－湖沼及び人工湖－，水資源ハンドブック，安芸皎一・多田文男（監），pp.92-123. 朝倉書店，1967.

14) http://www.data.kishou.go.jp/index.htm

15) 野崎健太郎・神松幸弘・山本敏哉・後藤直成・三田村緒佐武：矢作川中流域における糸状緑藻 *Cladophra glomerata* の光合成活性，矢作川研究　No.7，pp.169-173.

16)Bothwell, M. L. :Growth rate response of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment: the influence of temperature and light, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 45, pp.261-270, 1988.

17) ダーリー，W.M.：藻類の整理生態学，基礎微生物学，培風館，1987.

18) Minagawa T, Tashiro T and Kayaba Y : Numerical modeling of growth-dynamics of physipginomic taxa in attached algal comminity in experimental streams regulated flow regimes, internetinal conference on ecological modeling 2006 in yamaguchi, 208 p.,2006.

5．　河床付着物の掃流特性　－中津川宮ヶ瀬ダムにおけるフラッシュ放流を事例に－

5．1　はじめに

近年，流況の安定化や土砂流送の減少に起因した課題と攪乱の必要性について広く認識されるようになり，特にダム下流区間においては，1997 年より，ダムの弾力的管理試験（ダムの運用を弾力化させ，洪水調整容量の一部を活用し，維持流量の増量放流やフラッシュ放流[1]）が試みられている．その主な目的の一つとして，付着藻類の剥離・更新の支援，河床堆積物の掃流，淀み水の流掃があげられ，これまで，その効果は，量的な減少を示すことで報告されている[3)~5)]．河床付着物の掃流については，放流前の水理条件等により，河床付着物の状態は異なるため[6)7)]，これに応じて掃流特性は異なるものと考えられるが，日本においてこれを加味した実河川における報告例は少ない．そこで，河床付着物の状態の違いに着目した掃流特性の違いを明らかにするため，相模川水系中津川宮ヶ瀬ダムにおいて 2005 年 10 月に実施された弾力的管理試験（以下，フラッシュ放流とする）を対象に調査を行った．

5．2　方法

5．2．1　フラッシュ放流の概要

相模川水系中津川宮ヶ瀬ダムは，2000 年に竣工した多目的ダムで，集水面積は 101.4km^2，貯水容量は 183000 千m^{3}である．

調査は，2005 年 10 月 15 日に実施されたフラッシュ放流を対象とした．フラッシュ放流は，放流前の流量 15m^3/sを 3 時間かけて最大流量 100 m^3/sまで増加させ、これを 2 時間継続させた後，4 時間かけて 2m^3/sまで低下させた（図 5.1）。なお，フラッシュ放流前のダムからの放流量は，流入量にほぼ近似した流量であったが，フラッシュ放流の数日前から段階的に増量され，放流前日には 15m^3/sとされ，これは過去１ヶ月間では最も高い流量であった．一方，フラッシュ放流後の放流量は，約 2m^3/sの一定流量となり，流入量と比較すると非常に制御されていた（図 5.2）．



図5.1　放流波形

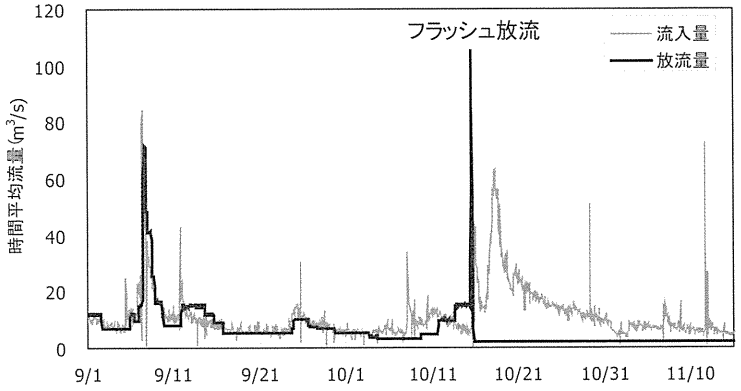


図5.2　フラッシュ放流前後の流入量と放流量（時間平均流量）

５．２．２　方法

（１）調査地点

調査地点は，水理量が異なるダム下流約 3km 地点愛川橋下流における平瀬，早瀬，水際部，及び早瀬とした．なお，早瀬は，小支川（細流）から流出した小礫が右岸側に堆積している平瀬の下流側に位置し，フラッシュ放流時に堆積土砂の流下が期待される左岸寄りと，期待できないと予想される右岸寄りにそれぞれ調査地点を設けた．なお，調査地点の河床付着物は，特に景観的な課題やアユの餌資源としての質の悪化は生じていなかった．

（２）調査方法

調査は，放流前日から，放流後，付着藻類現存量が最大値に達した約１ヶ月後まで計６回実施した．河床付着物は，河床から径 10～15cm程度の河床材料を各地点３つずつ選定し，上面の 5×5cmの範囲から採取した．また，同時に，調査地点の水深と６割水深地点における流速，及び水温，pH，電気伝導度等を測定した．採取した試料は，冷暗所で保管し実験室に持ち帰り，半量を用いて、クロロフィルa及びフェオフィチン（Lorenzen（1967）の方法（標準法１（単波長吸光光度法）[8]），乾燥重量(60° 24 時間加熱)，強熱減量（550° 3 時間燃焼）等を分析し，半量は，ホルマリンで固定した後，種の同定及び細胞数の計数を行った．なお，糸状体を形成し，細胞数での計数が困難な種については，１つの糸状体を１として計数した．

５．３　結果及び考察

５．３．１　環境条件

表 5.1 に，放流前後の各地点の水深・流速を平均値で示した．また，調査期間中の水温，pH，電気伝導度の平均値及び標準偏差（N=6）は，それぞれ，16.5±1.8℃，7.3±0.3，8.9±0.7μs/m であった．

表 5.1　各調査地点の水深及び流速（平均値）

	放流前日（流量；15m³/s）		放流後（流量；2m³/s）	
	水深（m）	流速（m/s）	水深（m）	流速（m/s）
水際	0.59	0.38	0.4	0.06
平瀬	0.53	1.13	0.26	0.32
早瀬	0.57	1.2	0.24	0.61

５．３．２　放流前後の藻類現存量の変化

図 5.3 に，放流前後のクロロフィルａ量の変化を平均値及び標準偏差（N=3）を示した．平均値を用いてクロロフィルａ減少率（減少量／放流前のクロロフィルａ量）を算出すると，水際は 0.80，平瀬は 0.41，早瀬は 0.20，早瀬（土砂）は 0.87 であり，各ユニットで異なっていた．土砂の流下が期待された早瀬（土砂）の高い減少率については，瀬上流側の小礫～中礫程度の河床材料が放流により流下したことにより，衝突作用や，河床材料の移動が促進された結果であると考えられた．

5．3．3　付着藻類の減少に関与する要因

放流前後の河床付着物の減少に関与する要因には，放流前の河床付着物の状態と放流時に河床に作用する掃流力等があげられる．

河床付着物の状態の量・質的状態の違いを示す指標としては，藻類現存量（藻類の現存量等），生きている藻類の割合（chla／（chl.a+フェオフィチン））や有機物に対する藻類の割合（chl.a／有機物量），シルト等の細粒土砂量（無機物量）や強熱減量（%），付着藻類群集等があげられる（表 5.2）[7]．また，これらに影響を及ぼす水理的要因の一つとして，流速や摩擦速度等があげられる．図 5.4 に，放流前の摩擦速度とクロロフィル減少率との関係を示した．放流前の摩擦速度とクロロフィル減少率との間には，負の関係がみられた．また，各ユニットの河床付着物の状態を表す項目のうち，乾燥重量，無機物量（細粒土砂量），強熱減量（%），chl.a／有機物量で違いがみられた（表 5.2）．図 5.5，表 5.3 には，放流前の藻類の全細胞数（一部、糸状体数を含む）に対する藍藻，珪藻，緑藻の割合及び優占種を示した．これらをもとに，各ユニットの河床付着物の状態の特徴を以下に記述する．

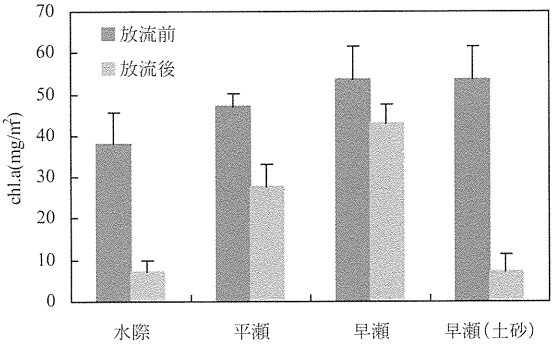


図5．3　放流前後のｸﾛﾛﾌｨﾙa量

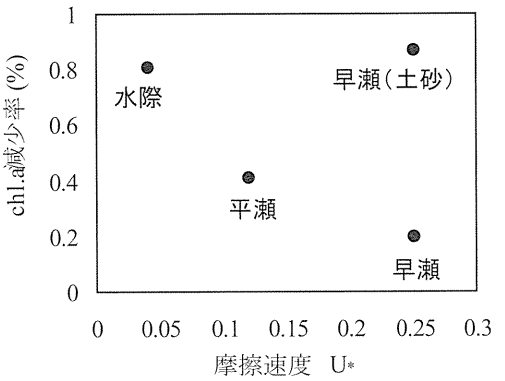


図5．4　放流によるｸﾛﾛﾌｨﾙa量減少率と放流前の摩擦速度との関係

① 水際では，細粒土砂量が高く，有機物量に対する藻類現存量の割合が低く，*Cymbella lacustris*（クチビルケイソウ），*Achnanthes ministissima*（マガリケイソウ）などの珪藻が優占する．

② 平瀬や早瀬では，水際と比較すると，細粒土砂量が低く，有機物量に対する藻類現存量の割合が高く，*Achnanthes ministissima* 及び藍藻の *Homoeothrix janthina*（ビロウドランソウ）が優占する．特に早瀬では，平瀬よりも *Homoeothrix janthina* の割合が高い．

表 5.2　放流前の河床付着物の状態（平均値±標準偏差）

	水際	平瀬	早瀬
乾燥重量 (g/m^2)	73.6±10.4	16.9±2.5	14.0±2.5
強熱減量(有機物量) (g/m^2)	10.9±0.8	9.8±0.6	9.9±1.1
細粒土砂量(無機物量) (g/m^2)	62.7±11.2	7.1±3.1	4.2±2.5
chl.a (mg/m^2)	38.0±6.6	54.9±3.0	53.7±7.8
chl.a／(chl.a+ﾌｪｵﾌｨﾁﾝ) (mg/m^2)	0.79±0.02	0.79±0.06	0.75±0.02
chl.a／強熱減量 (%)	0.30±0.04	0.48±0.04	0.46±0.02
強熱減量 (%)	15.1±3.1	59.2±12.5	71.5±12.6

表 5.3　優占種（全細胞数（一部，糸状体数）の 10%以上を占めた種）とその割合(%)

		水際	平瀬	早瀬
藍藻	*Homoeothrix janthina**		11	34
珪藻	*Achnanthes japonica*	30	76	60
	Cymbella lacustris	10		
	Achnanthes minitissima	14		

*：糸状体数で計数した種

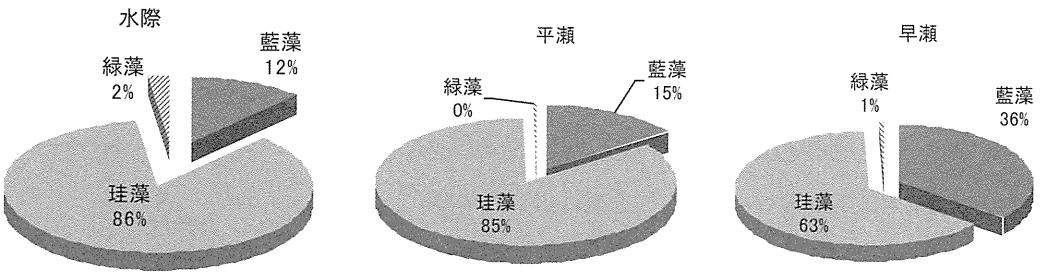


図 5.5　放流前の付着藻類群集の組成
（全細胞数（一部，糸状体数に占める藍藻、珪藻、緑藻の割合）

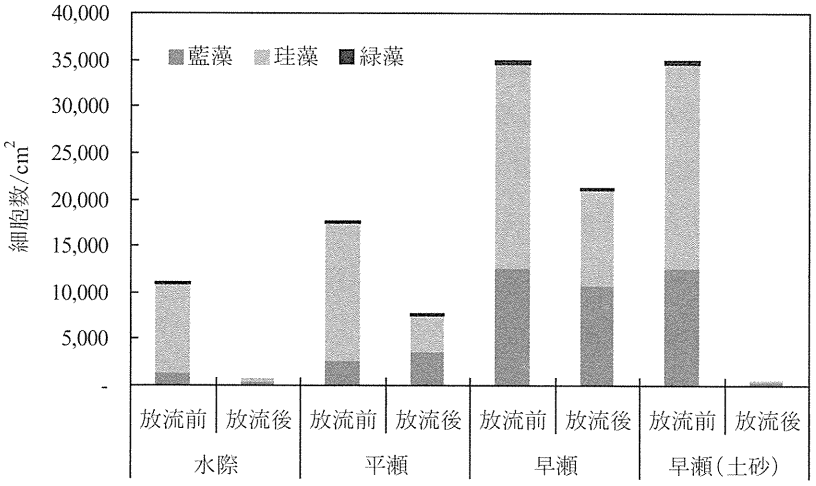


図5.6　放流前後の藍藻、珪藻、緑藻の変化

図 5.6 には，放流前後の藍藻，珪藻，緑藻の細胞数の変化を示した．各ユニットにおいて珪藻は減少しているのに対し，藍藻はほとんど減少していないことがわかる．これらの特徴と図 5.4 に示した摩擦速度とchl.a減少率との関係を照らし合わせてみると，各ユニットの摩擦速度等の水理量の違いにより，細粒土砂量や藻類群集構造等の河床付着物の状態（細粒土砂量や付着藻類群集など）は異なり，これが掃流の程度を規定する一要因であることが読みとれる．すなわち，水際では，細粒土砂量や基質への付着力が強くない藻類が多い河床付着物が形成されるため，掃流しやすく，平瀬や早瀬では，基質への付着力が強い藍藻*Homoeothrix janthina*が優占するため，掃流しにくいものと推察される．細粒土砂量が多いと珪藻が多

く，掃流しやすいという傾向は，既に実験河川を用いた検討によっても示されており[7]，これを支持する結果が実河川においても得られたものと評価される．

また，chl.a／有機物量については，Biggsらによって，デトリタスが多く含まれる有機物よりも活性が高い藻類群の方が出水に対する抵抗が大きいことが示されている[9]．水際においては，シルトや有機物の堆積等により，マット内部の活性が低く，掃流しやすい状態にあると考えられた．

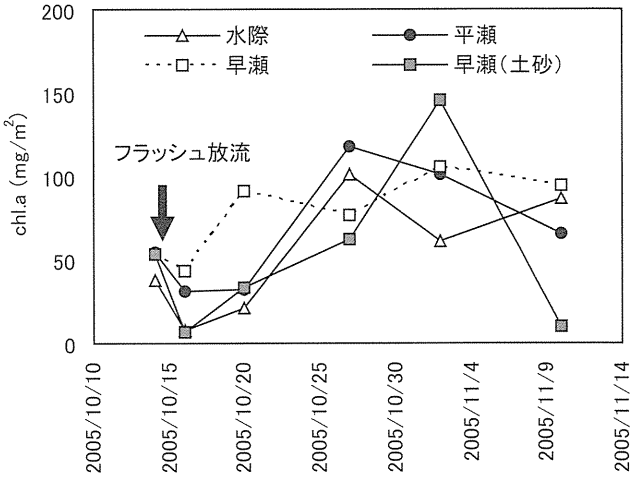


図5.7　藻類現存量（chl.a）の動向

なお，放流時に作用した摩擦速度は，早瀬の方が平瀬より高く，強い力が河床に作用していたと考えられるが，早瀬での chl.a 減少率は平瀬よりも低かった．今回実施された放流においては，付着藻類の掃流の程度は，摩擦速度の違いより，むしろ河床付着物の状態の違いが関与していたと考えることができる．

５．３．４　放流後の動向

（１）藻類現存量

フラッシュ放流から約１ヶ月後までの付着藻類現存量（平均値）の動向を図 5.7 に示す．放流後，藻類現存量は，速やかに回復し，早瀬では放流から５日後，水際，平瀬では，11 日後には，放流前の現存量を上回った．また，最大現存量に達するまでの期間は，水際及び平瀬では 12 日後，早瀬では５日後，早瀬（土砂）はやや遅れて 18 日後であった．

付着藻類現存量を増加させる要因は，主に，水温，照度，栄養塩濃度，減少させる要因は摩擦速度，攪乱，摂食圧があげられる[11]（Biggs　1996）．調査期間中の水温は，平均 16.1℃（N=5）であり，藻類の生産は活発であるが，減少要因である攪乱は，一定流量が放流されていたため与えられていないこと，また，採取した石表面には，代表的な藻類食者で強い摂食圧を与えるヤマトビケラ属[10]などの底生動物やアユのハミ跡は確認されなかった．また，出水をうけた後は，光条件や栄養塩の供給が改善され，藻類群集の発達は促進される[12][13]．このため，藻類現存量は，速やかに現存量が増加したものと考えられた．

５．４　まとめ

河床付着物の掃流特性について，宮ヶ瀬ダムで実施された放流を対象に調査した．放流による chl. a 減少率は、水際，平瀬，早瀬で異なり，放流前の摩擦速度と負の相関があること，摩擦速度の違いにより，河床付着物の状態，例えば，細粒土砂量，付着藻類群集の違い，有機物量に対する藻類現存量の違いに起因し，付着藻類の基質への付着力が異なることが影響していることを示した．

参考文献

1) 足立俊之・高橋和也：ダム運用に伴う下流河川の河床状態及び底生動物群集への影響と環境影響評価の課題，環境システム研究 vol24.pp.336-342,1997.

2) (松森 2005)

3) 角哲也・塚原千明・柏井条介：ダムによる河川流況の変化とフラッシュ放流に関する考察，ダム技術 No.143，pp.40-51,1998.

4) 塚原千明・箱石憲昭：五十里ダムにおけるフラッシュ放流調査，土木技術資料 41(9)：2-3. 1999.

5) 徳道修二：宮ヶ瀬ダムのフラッシュ放流，ダム技術 191：62-66.,2002.

6) 皆川朋子・福島悟・萱場祐一：出水が河床付着物の及ぼす影響，河川技術に関する論文集 vol.9, pp.475-480,2003.

7) 平成 16 年度自然共生研究センター研究報告書：河床付着物の状態に起因した小規模出水による剥離特性：土木研究所資料第 3988 号，pp.9-21,2005.

8) 建設省河川局監修：河川水質試験法（案）[1997 年版] 試験方法編，技法堂出版，1997.

9) Biggs, B. F. and Close , M. E. : Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effect of flows and nutrients, Freshwater Biology, Vol.22, pp.209-231, 1989.

10) Joseph R. McAuliffe : Resource depression by a stream herbivore: effect on distributions and abundance of other grazers, OIKOS 42, pp.327-333, 1984.

11) Biggs, B. F : Patterns in benthic algae of streams. In: , R.J.Steavenson (eds) Algal Ecology. pp. 31-56,1996.

12) Horner R.R., Welch E.B., Seeley M.R. & Jacoby J.M. : Responses of periphyton to change in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. Freshwater Biology 24:215-232,1990.

13) Stevenson R.J. : Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. Journal of North American Benthological Society 9, pp.277-288, 1990.

14) Minagawa T, Fukushima S., Tashiro T. and Kayaba Y : Effect of artificially augmented discharge on periphytic algal communities in a regulated river (River Nakatsu, Japan), Proceedings of the international conference on ecological restoration in east asia2006, Osaka, 199 p. ,2006

6．ダム下流における底生動物の棲み込みによる河床固化の実態

6．1　はじめに

ダム下流などの人為的影響を強く受けた礫床河川では，糸状緑藻が繁茂し，底生動物の群集組成が変化するなど生態系の変質が生じており[1]，こうした原因のひとつとして低攪乱な河床の存在が挙げられている[2]．河床の低攪乱化は，粒度組成の変化を伴ういわゆるアーマー化などの物理的要因によって概略的には説明できる．例えば，北村ら[2]は，掃流力が河床材料の移動限界を超過した日数の経年変化を数えることによって河床攪乱頻度の低下を表現し，生物相の変化と対応付けた．こうした流量変動などを伴う河川の攪乱レジームが生態系を規定する重要な要素であるという考え方は，近年，様々な視点から支持されており[3]，物理的攪乱が生物に与えるインパクトを適正に評価することが今後の河川管理において不可欠であるとの認識が広まってきている．

ところで，実際の河川においては，生物による活動が物理環境を改変することも少なくない．したがって，物理的環境と生物との相互作用系メカニズムに対する本質的な理解が必要になってくる場合も想定される．従来の河川工学では，例えば，植生群落が周囲の微地形に与える影響については進展させられてきた[4]が，植生群落の消長との相互作用までは考慮されていない．まして，魚類や底生動物といった水中の生物が物理環境を改変させるといった影響については意識すらされてこなかったといって良い．一方，生態学分野においては，Jones *et al.*[5]が'ecosystem engineer'と名付けたことに始まり，河川でもいくつかの動植物について調査がなされてきた[6]．谷田[7]が指摘した河床間隙に棲み込む造網型トビケラによる環境変更作用は，当初，他の生物にとっての間隙空間の減少を意図したものであったが，材料同士を絹糸で結び付けて営巣する特性から土砂の流送特性へ及ぼす影響に視点が移っていった．既に実験水路においては，Statzner *et al.*[7]およびCardinale *et al.*[8]による検討が行われ，造網型トビケラの営巣による顕著な流送土砂の減少が確認された．しかし，これらは水理学的諸量の取扱が不十分であるために汎用性に乏しいと言わざるを得ない．

以上に鑑みれば，河床の低攪乱化を理解する際にも物理的要因のみならず，生物的要因に対する検討が必要である．前述した室内の実験水路における事例[7,8]については，新たに田代ら[9]によって実験が行われ，造網型トビケラの棲み込みによる「河床固化」について水理学的評価がなされた．そこで本研究では，実河道における，造網型トビケラを始めとする底生動物の棲み込みによって引き起こされる河床固化の実態把握を目的とする．低攪乱状態にある河道における現地観測をもとに定量評価を行ったうえで統計解析を援用することで，河床固化の影響要因について考察した．これらの手順はメカニズムの解明を目的とした素過程を抽出する上でも有用なものと思われる．

6．2　材料と方法

6．2．1　調査地および日程

調査地は，神奈川県愛甲郡愛川町を流れる相模川水系中津川の平瀬であり，宮ヶ瀬ダム下流約 1.5 km地点に架かる愛川大橋の直上流に位置する．現地河床は大礫（64-256mm）や巨礫（>256mm）の割合が多く（>60 %），水際死水域を除いて河床固化が見受けられる．宮ヶ瀬ダムは 1999 年から運用が開始された

首都圏最大級の多目的ダムであり，河川環境の改善を目的としたフラッシュ放流が計画されている[11]．本研究は2005/2/22に行われた放流に関する影響調査の一環として行われた．

６．２．２　調査方法

同一ユニット（平瀬，約10 m×10 m）に位置する河床材料をランダムに15個選定し，各対象材料の3軸径（長径，中径，短径）および河床固化度を計測し，近傍の流速（6割水深点），水深を調べた．河床固化の計測には，既往の研究[12),13)]を参考に，写真6.1に示す装置を作成し用いた．計測対象とする材料を熊手により捕捉し，流れと同方向に徐々に力を加えながらこれが移動するまで引っ張り続け，移動時点での引張力F_{before}（底生動物除去前）を記録した．この際，流下物の流失を防ぐために材料の下流にサーバーネット（網目 0.25 mm）を設置しながら行い，ここでの集積物に移動後の材料から採取した付着物を併せて対象材料ごとの付着物サンプルとした．このサンプルを分析することで対象材料ごとの底生動物の現存量（湿潤重量）を把握した．これは礫単位での底生動物の定量調査を行うことに相当する．さらに，付着物除去後の対象材料を元の位置に戻し，再度，移動に必要な引張力F_{after}（底生動物除去後）を計測した．これら2種の引張力から，底生動物の棲み込みによる材料の移動限界の変化を推定した．上記の調査は，フラッシュ放流によるインパクトを受ける前の2005/2/21に行われた．

また，調査地におけるフラッシュ放流によるインパクトを推定するために，現地で採取した材料を着色した上で河床上に横断的に設置し，放流前後での変位状況を追跡した．これらの着色礫をサイズによって大小の2クラスに区分し，それぞれのサンプル数は各10とした．なお，各クラスの材料サイズ（平均値±標準偏差）は，大：13.6±1.2 cm，小：8.6±0.6 cmである．



写真6.1　河床固化の測定装置．ばねばかり（置針式丸型テンションゲージ，㈱大場計器製作所製）と熊手にて作成．径 10 cm程度の礫には 100 N程度の秤量が必要であること[13)]から，秤量200 N（最小2 N）で瞬間最高値を計測可能な置針式を採用．

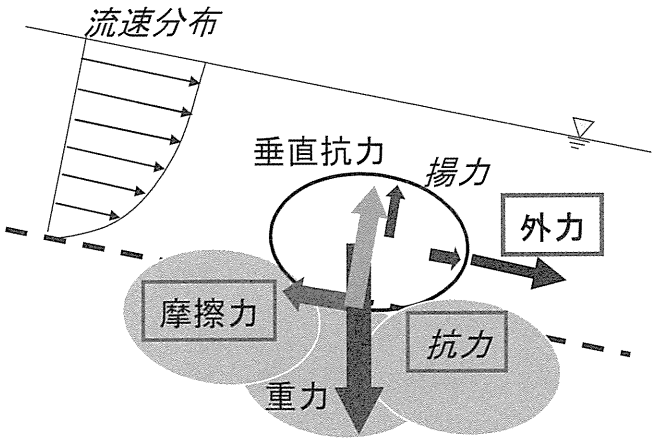


図 6.1　流水中の河床材料の力の釣り合い

表 6.1　調査地の物理環境

	平均	標準偏差
水深 (cm)	20.9	6.2
流速 (cm/s)	33.0	14.1
礫径 (cm)	18.8	2.9
形状係数	0.54	0.14
接着部面積 (cm^2)	217.0	96.8
引張力・前 (N)	80.8	19.9
引張力・後 (N)	32.8	16.2
底生動物現存量 (g)	1.43	0.92
造網型係数	0.80	0.23

6．2．3　河床固化の定量評価

対象材料にかかる力の釣り合いを考え，移動限界掃流力を算定した．流れ方向に関する力の釣り合いは流体力による抗力，底面に沿って働く摩擦力によって成り立つが，本調査における引張力（外力）が加わると図 6.1 のように書ける．式(1)には対象材料の移動限界状態における関係を，式(2)には本研究に用いた Manning-Strickler の式を示した．

$$\tau_{*cx} = \tau_* + \frac{F_x}{A} \cdot \frac{1}{\rho(\sigma/\rho - 1)gd} \qquad (1)$$

$$\tau_* = \rho u_*^2, \quad \frac{U}{u_*} = 7.66\left(\frac{h}{d}\right)^{1/6} \qquad (2)$$

ここで，$\tau_{*(c)}$：無次元（限界）掃流力，x：底生動物除去前or後を表す添え字，F：材料移動に必要な引張力，A：接着部の面積，ρ / σ：水密度 / 材料密度，g：重力加速度，d：材料径，u_*：摩擦速度，U：断面平均流速，h：水深である．はじめに，底生動物除去後の移動限界を対象とし，岩垣[14]の式から$\tau_{*c/after}$ (=0.05) を，計測した流速，水深，粒径（3 軸の平均）からτ_*を求め，実測したF_{after}とともに式(1)に代入することで接着部の面積Aを算定した．この接着部面積は実測不可能ではないが，現地の不攪乱材料を対象とした場合には引き剥がした後に接着部を判定することが困難であるため，この算定方法を採用するものとした．ここで得られたτ_*，AとF_{before}から，再度式(1)を用いて$\tau_{*c/before}$を逆算した．この無次元限界掃流力$\tau_{*c/before}$が底生動物の棲み込みによって引き起こされた河床固化を評価する指標となる．

6．2．4　統計解析を用いた河床固化要因の推定

河床固化と物理環境および底生動物の棲み込み状況との関係を総合的に解釈するために，はじめに 2 変量の相関関係の検定を行い，次いで多変量解析を行った．相関関係の検定（ピアソンの相関係数の検定，有意水準 5 %）は調査時に計測された各種の変量について行った．多変量解析は，はじめに環境の類型化を目的としたクラスター分析（ウォード法，ユークリッド距離を採用）を行い，ついで因子間の相互関係

について考察するために主成分分析を行った．解析に用いた因子は，相関関係の検定の結果を踏まえて共線性を有する（$r>0.8$）因子を排除して選定した．選定された8因子は次の通りである．これらはそれぞれ，水理条件，河床材料，底質の構成・構造，底生動物の棲み込み状況についての特性を示唆するものと考えられる．

- 水深，流速（6割水深点）
- 河床材料粒径（3軸径の平均値）および材料の形状係数[15]
- 材料同士の接着部面積，底生動物除去後の材料移動に必要な引張力
- 底生動物の現存量および造網型係数[16]

ここで，材料の形状係数はMcNown and Malaika[15]にしたがい，短軸径を長軸と中軸の幾何平均で除すことにより得た．また，造網型係数は津田[16]にしたがい，造網型昆虫の全重量に占める割合を算定することにより得た．なお，多変量解析は統計ソフトSTATISTICA（StatSoft Japan株式会社）を用いて行った．

6．3　結果と考察

表6.1には，調査地の物理環境として物理量データ（N=15）および材料単位の底生動物量データ（N=13）の平均と標準偏差を併記した．調査を行った計15地点のうち，2点については底生動物量を把握できなかったためである．図6.2には，底生動物除去前後における礫の移動に必要な引張力の計測結果を示した．両者の分布とも正規性が確認されたことから，対応のあるt検定を行うとこれら2者の間には有意な差が確認された（$P = 1.44\times10^{-9}$）．材料の移動に必要な引張力は，中央値レベルでも1/3程度に減じられていることが分かり，河床固化の顕在化を示唆する結果となった．

河床固化要因の推定に当たっては，全変量が計測できた13地点分を有効データとした．2(3)の手法により算定された底生動物除去前の無次元限界掃流力を対象に，その他の11変数（水深，流速，河床材料粒径（長・中・短径）および形状係数，材料同士の接着部面積，底生動物除去前・後の材料移動に必要な引張力，底生動物現存量，造網型係数）との相関関係について検定したところ，材料同士の接着部面積，底生動物除去後の材料移動に必要な引張力との間にのみ，それぞれ有意な相関関係があることが確認された．これらはともに底質の構成・構造の特性に関わるものと考えられるところが興味深い．図6.3には，河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力と材料同士の接着部面積および底生動物除去後の材料移動に必要な引張力との関係を示す．それぞれ両者の関係には負の相関があり，材料の接着面積が小さい，あるいは，材料移動に必要な引張力が小さいと無次元限界掃流力が大きくなった．小さな引張力で移動させられるということは対象とした材料が周囲の材料との間に嵌まり込んでいないことを意味するものと考えられる．したがって，材料間の空隙が大きく，周囲の材料と噛み合っていない状態にあると河床固化の影響が大きくなることを示しており，いわゆる浮き石において河床固化が顕在化しやすいことを示す結果になった．

また，ここで見積もられた無次元限界掃流力は，既往の研究における数値（τ_{*c}= 0.05～0.2）[10]を上回った．ただし，これは実験水路で確認された結果であって，造網型トビケラ（ヒゲナガカワトビケラ属*Stenopsyche* sp.，オオシマトビケラ*Macrostemum radiatum*）のみを扱い，かつ，安定した低流速（10 cm/s程度）条件下で制御しやすい人工タイルなどに営巣させたもの[10]である．実験水路においてさえ，ヒゲナ

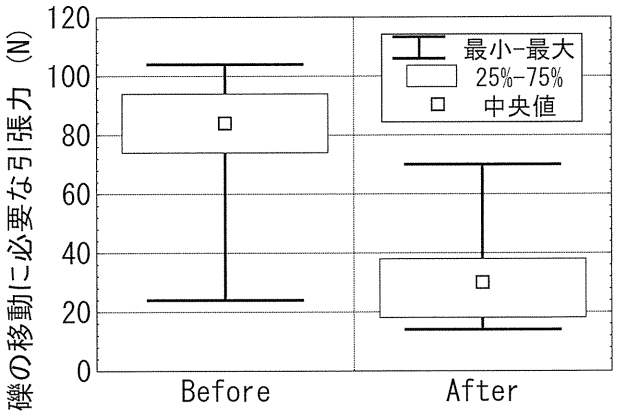


図 6.2　底生動物除去前後で異なる材料の移動に必要な引張力

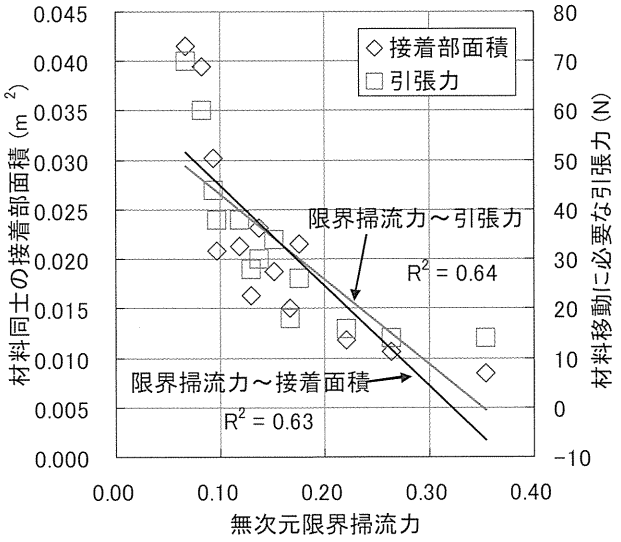


図 6.3　底生動物除去前の無次元限界掃流力*と材料同士の接着面積および除去後の移動に必要な引張力**との関係（*：$P<0.01$，**：$P<0.001$）

ガカワトビケラ属については，水温の差異によって固化の程度に差が見られることが確認されている[10]ことから，流速，材料など営巣場所の物理条件によって固化の程度に差が現れることは十分に考えられる．その他，多用な生物が生息することによって異種間の餌資源をめぐる競争など[17]が固化に影響した可能性も考えられる．したがって，今回，見積もられた無次元限界掃流力が大きくなったのは，実河道という多様な環境条件下における観測結果であったためと考えられ，河床固化という問題の複雑さ，深刻さを改めて裏付けているものと考えられた．

次に，調査地点の環境の類型化を目的としたクラスター分析を行った結果，(1)No. 1, 8, 11, 3, 9 からなるもの，(2)No. 10, 12, 13 からなるもの，(3)No. 5, 7, 6, 14, 15 からなるものに三分された．図 6.4 には結果として得られたデンドログラムを示す．(1)～(3)のクラスターにおける河床固化状況について，無次元限界掃流力を対象としたクラスカル・ワーリス検定を行ったところ，危険率 5%で帰無仮説が棄却され，クラスターによって無次元限界掃流力に有意な差が確認された．クラスター分析は教師なしの判別分析と呼ばれる[18]ように，その要因について考察することはできないが，河床固化状況の観点から調査地の環境を類型化できたものと考えられる．

河床固化に対する環境因子の複合的要因を考察するために主成分分析を行った結果，第 3 主成分までの固有値が大きく累積寄与率が 74 %に達した．表 6.2 には，使用 8 変数に対する各主成分の因子負荷量と寄与率を示す．第 1 主成分（PC1）には水深，（底生動物除去後の）引張力，造網型係数，第 2 主成分（PC2）には接着部面積，第 3 主成分（PC3）には形状係数が大きく寄与した．これら 3 軸（PC1~3）によって展開されたバブルチャートを図 6.5 に示す．図中のプロットはそれぞれの地点（図中に枠付で表示）に対応し，バブルの大きさは，固化の影響を受けない岩垣[14]の無次元限界掃流力を 1.0 としてその増分に応じて重み付けられたもので，付記された数値はその比を表す．また，図中のプロットを頂点として描かれた多角形

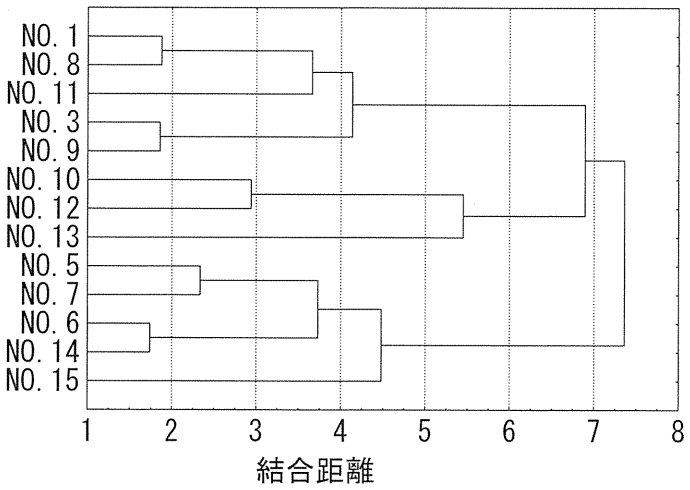


図 6.4　クラスター分析による中津川平瀬における調査地点（13 箇所）のデンドログラム

表 6.2　主成分分析における各変数に対する各主成分の因子負荷量と寄与率（*：$P<0.05$ で有意）

	PC1	PC2	PC3
礫径平均	−0.574	−0.677	0.163
形状係数	−0.192	−0.001	−0.921*
接着部面積	−0.356	0.897*	−0.031
水深	−0.712*	0.048	0.441
流速	−0.262	−0.338	−0.440
引張力・後	−0.845*	0.380	0.069
底生動物現存量	0.632	0.452	−0.072
造網型係数	0.834*	−0.106	0.250
寄与率（%）	36.0	21.7	16.7

は，先のクラスター分析の結果に基づき，分類された 3 類型を囲ったものである．各主成分の数値のバラツキとバブルの大きさの関係に着目すると，PC1 が大きいほど無次元限界掃流力も大きくなる傾向が見てとれたが，PC2 および PC3 ではその傾向が明確でなかった．表中の因子負荷量と併せて考えると，水深および材料を移動させるための引張力が比較的小さく，造網型係数が大きい地点で無次元限界掃流力の数値は大きくなっていた．つまり，水深の浅い浮き石帯に造網型昆虫が多く生息する条件において河床固化が顕在化することを示唆しており，現地での観察結果と一致する結果となった．これは 2 変量間の相関関係の解析からは導き得なかった結果であり，多変量解析の有用性を示すものと思われる．一方で，無次元掃流力との有意な相関が認められた材料同士の接着部面積は，PC2 の数値の挙動をほぼ規定しているにもかかわらず，この主成分分析においては明確な傾向が表れなかった．これについては両者の相関関係が先に偶然検出されたという可能性も否定しきれないが，本調査の分析だけでは結論付けられない．今後，追加調査を行って検証していく必要があるものと思われる．また，PC3 に大きく寄与した材料の形状係数も，扁平な材料か否かを判断する基準になり得るため，今後の更なる検討が求められる指標といえよう．

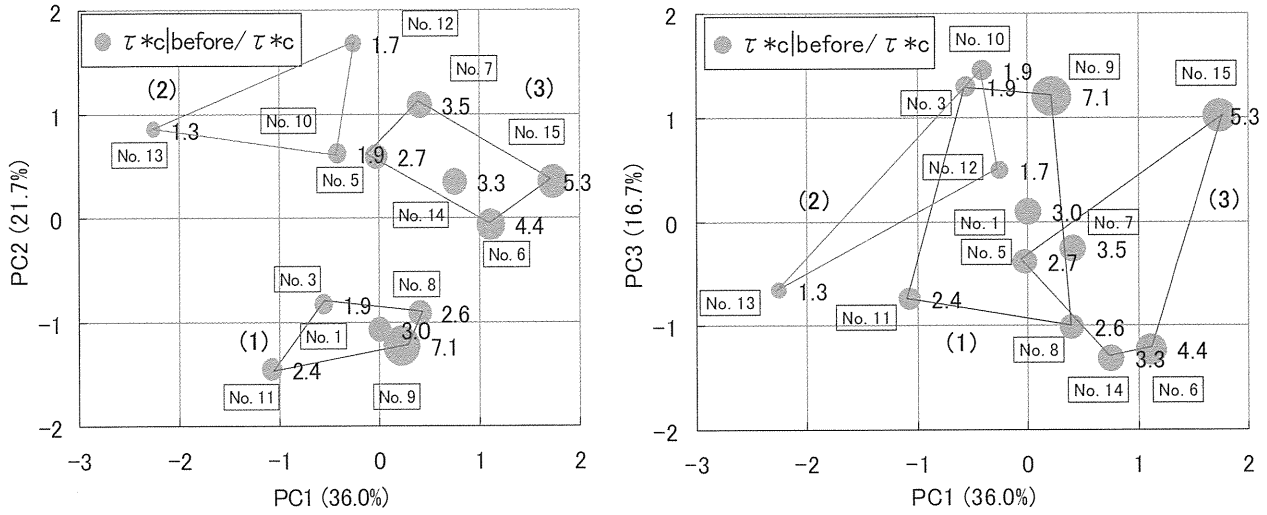


図 6.5　河床固化の影響要因に関する主成分分析（括弧内は各主成分の寄与率を示す）

さらに，図中に示される先に類型化された(1)～(3)のクラスターにおける「無次元限界掃流力比」と各主成分の関係を見ると，次のような見方ができる．図 6.5 の上図（PC1~PC2）によれば，PC2 が正の領域においては PC1 の数値に応じてクラスター(2)より(3)の方で無次元掃流力が大きくなる傾向にあったが，負の領域にあるクラスター(1)においては無次元掃流力のバラツキが大きかった．また，下図（PC1~PC3）より，PC3 では 3 つのクラスターを分離できなかった．以上から，各クラスターの環境特性は，大まかに次のように類型化することができる．すなわち，(1)は材料の接着部の小さいが移動に要する外力は程々であることから，やや嵌まり込んだ浮き石状であって，水深，造網型係数も中程度である．(2)は，材料の接着部が大きく移動に要する力も大きいことから嵌り具合の大きい沈み石状であって，水深はやや大きく造網型係数は小さい．(3)は，材料の接着部がやや大きいものの移動に要する力は小さいことから嵌り込みの少ない載り石状（浮き石～沈み石の中間的状態）であって，水深はやや小さく造網型係数は大きい．固化の程度は，図より(2)→(1)→(3)の順に大きくなると考えられ，嵌り込みの少ない材料に造網型昆虫が多く生息することが河床固化の顕在化の条件になるものと推察された．

ところで，フラッシュ放流による影響については，用意した着色礫 20 個（10 地点）のうち流芯に近い 5 地点で 9 サンプル，その他にも 1 サンプルが最大で 2.0 m程度移動した．調査時の流量は 2.7 m^3/sであり，その後のフラッシュ放流時には 100.0 m^3/sにまで達したが，今回の放流規模は，底生動物による影響を受けていない着色礫が移動し得ない程度であり，放流が河床固化に与える影響については無視できるものと考えられた．なお，今回の放流時水位は，調査地の横断面形状に水面勾配（1/625）に粗度条件（n = 0.0207）を与えて行った等流計算により再現できたが，本試算も上記を裏付けている．すなわち，100 m^3/s流量時における無次元掃流力は，13.6 cm径（着色礫大クラス平均径）の礫に対して 0.009，8.6 cm径（同小クラス平均径）の礫に対しても 0.014 と見積もられ，移動限界値（0.05）とは大きな隔たりがあった．また，固化の影響を受けない礫（着色礫最小の 7.7 cm径）の移動にさえ，670～850 m^3/s程度の流量規模が必要であると推定され，影響を受けた材料についてはより大きな流量を必要とすることが予想された．

調査地においてこれだけの規模のフラッシュ放流は現実的でなく，流量をコントロールするだけで河川環境を再生していくことには限界がある．今後は歴史的な改修の経緯などを振り返りながら，河川の規模に合った断面形状の見直しなども併せた複合的な検討が必要かも知れない．

６．４　おわりに

本研究では，簡易な計測装置を用いた調査結果とその解析から，実河道における底生動物の棲み込みによる河床固化の実態把握とその影響要因の推定を試みた．得られた結論は以下に集約される．

- 観測結果から，固化が生じている礫の移動要する力は，生じていない礫の約3倍に達した．
- 底生動物除去前後における材料についての力の釣合を考慮することにより，固化された材料の無次元限界掃流力を推定した．
- 本観測では河床固化の影響を受けた無次元限界掃流力は0.07~0.35と推定され，既往の室内実験のそれ（0.05~0.20）[10]よりも大きかった．本結果は実河道の多様な環境の存在が影響したものと考えられた．
- 相関分析から無次元限界掃流力と有意な関係が見出されたのは，材料間の接着面積と底生動物除去後の材料移動に必要な引張力だけであった．
- 調査地内の13地点を対象に，材料粒径および形状係数，材料間の接着部面積，底生動物除去後の材料移動に必要な引張力，水深，流速，底生動物の現存量および造網型係数の8変数を用いてクラスター分析を行ったところ，3類型（浮き石，沈み石，載り石）に区分された．
- 上記3類型における無次元限界掃流力について，クラスカル・ワーリス検定を行ったところ，危険率5％で類型間に有意な差が検出された．
- さらに，前述の8変数を用いた主成分分析により，水深が小さく嵌り込みの少ない材料に造網型昆虫が多いと河床固化が顕在化することが示唆された．

以上より，実河道における河床固化は，実験水路などで想定されたよりも顕著な現象であると推察された．

ただし，本検討はダム下流で低攪乱化が進行した河川を対象として，冬季に限って行われた調査についてのものである．そのため，人為的影響の少ない河川においての実態は不明であるし，季節変化に応じてどのような挙動を示すかについても明らかにはされていない．また，計測した礫そのものの固化を扱っただけであって，河道全体に占める固化の割合がどの程度あるのか，周辺に存在する礫の状態によってどのような影響を被るのかについては把握できていない．今後は，他河川での調査事例を追加していくとともに，季節変化，物理環境の差異や底生動物の群集組成の違いによる影響などについても検討を進めながら，河床固化の実態把握に努めていきたい．

最後に，現地調査に際し，横浜市環境科学研究所福嶋悟博士，前（独）土木研究所河川生態チーム（現産業技術総合研究所）対馬孝治博士にご助力いただいた．ここに記して御礼申し上げる．

参考文献

1) 谷田一三，竹門康弘：ダムが河川の底生動物へ与える影響，応用生態工学，Vol.2，pp.153-164，1999.

2) 北村忠紀，田代喬，辻本哲郎：生息場評価指標としての河床攪乱頻度について，河川技術論文集，Vol.7，pp. 297-302, 2001.

3) 小倉紀雄，山本晃一編著：自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系，技報堂出版，東京，362p.

4) 辻本哲郎：植生を伴う流れの水理，土木学会水理委員会・水工学夏期研修会テキスト，第27回, A-5, 22p., 1991.

5) Jones, C.G., J.H. Lawton and M. Shachak: Organisms as ecosystem engineers, *Oikos*, Vol.69, pp.373-386, 1994.

6) Statzner, B., Sagnes, P., Champagne, J.Y. and Viboud, S.: Contribution of benthic fish to the patch dynamics of gravel and sand transport in streams, *Water Resources Res.*, Vol. 39, pp.1309-1325, 2003.

7) 谷田一三：河川ベントスの棲み込み関係キースピーシーズとしてのトビケラ，棲み場所の生態学（竹門康弘，谷田一三，玉置昭夫，向井宏，川端善一郎著），共生の生態学シリーズ7，平凡社，東京，pp.95-128，1995.

8) Statzner, B., Arens, M.F., Champagne, J.Y., Morel, R. and Herouin, E.: Silk-producing stream insects and gravel erosion: Significant biological effects shear stress, *Water Resources Res.* Vol. 35, pp.3495-3506, 1999.

9) Cardinale, B.J., Gelmann, E.R. and Palmer, M.A.: Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of Hydropsyche on benthic substrate stability, *Functional Ecology*, Vol. 18, pp.381-387, 2004.

10) 田代喬，渡邉慎多郎，辻本哲郎：造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化，河川技術論文集，Vol. 10，pp.489-494, 2004.

11) 国土交通省関東地方整備局相模川水系広域ダム管理事務所：宮ヶ瀬ダムのフラッシュ放流，http://www.ktr.mlit.go.jp/sagami/topics/2004/flash/main.htm.

12) Downes, B.J., Glaister, A. and Lake, P.S.: Spatial variation in the force required to initiate rock movement in 4 upland streams: implications for estimating disturbance frequencies, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, Vol. 16, pp.203-220, 1997.

13) 高尾彰，布川雅典，五味高志，根岸淳二郎，中原修：北海道北部の小河川におけるヒゲナガカワトビケラ（*Stenopsyche marmorata*）の巣網が河床礫安定性に及ぼす影響，応用生態工学会第7回研究発表会講演集，pp.5-8，2003.

14) 岩垣雄一，限界掃流力に関する流体力学的研究，土木学会論文集，第41号，pp.1-21，1956.

15) McNown, J.S. and Malaika, J.: Effect of particle shape of settling velocity at low Reynolds number, *Trans. AGU*, Vol.31, pp.74-82, 1950.

16) 津田松苗：川の底棲動物の現存量をめぐる諸問題　特に造網型昆虫の重要性について，陸水学雑誌, Vol. 20, pp.86-92, 1959.

17) Hemphill, N.: Competition between two stream dwelling filter-feeders, *Hydropsyche oslari* and *Simulium virgatum*, *Oecologia*, Vol.70, pp.73-80, 1988.

18) 新村秀一：パソコンによるデータ解析 - 統計ソフトを使いこなす - , ブルーバックスB-1095, 講談社, 東京, 318p., 1995.

７．河床大気暴露が付着藻類と底生動物に及ぼす影響
－冬季の中津川（神奈川県）を対象に－

７．１　はじめに

大気に暴露された河川の付着藻群集では現存量が減少し[1・2]，しばしば大気に暴露される環境下で付着藻類群集はほとんど発達しないことが観察されている[3]．また，大気暴露が特定の藻類に及ぼす影響については珪藻群集[4～6]，緑藻類のシオグサ*Cladophora*を対象とした検討が行われている[4・7～10]．

ダム下流河川の藻類対策への適用を目的とした研究では，大気暴露により珪藻群集の現存量は良好な景観として許容されるレベルまで減少し[11]，大気暴露による現存量のコントロール効果は出水に比べて長く持続し[12]，藻類対策方法として大気暴露が有効であることが指摘されている[12・13]．珪藻群集を対象としたこのような研究は少ないが，他の藻類群集を対象とした研究も僅かである[14・15]．また，対象外の生物群に大気暴露が及ぼす影響について視点を当てた研究も少ない[2・9・14・15]．

本研究は，低水温期の河川に大発生する黄色鞭毛藻類のミズオ*Hydrurus foetidus*が優占する藻類群集に対する大気暴露の現存量コントロール効果と，大気暴露が底生動物群集に及ぼす影響を明らかにするために行った．

７．２　実験方法

大気暴露実験は，中津川（相模川水系）の宮ケ瀬ダム上流部，中津川の宮ケ瀬湖への流入点より上流側約600m区間（北緯35度29分38秒，東経139度13分15秒）で，河川水位を低下させて実施した．河川水は砂防堰堤の導水路を利用して宮ケ瀬湖に導水して表流水の流れを遮断し，実験区間の河床を大気に暴露した（写真７．１，写真７．２）．実験は2005年１月17日から３月６日まで行い，大気暴露期間は2005年１月18日から20日までの48時間とした．表流水の遮断により，河川流量は1.1m^3/sから0.04 m^3/sとなり約４％に減少した．それにより下流側の水位は約12cm低下し，河床の約22％が大気に暴露された（写真７．３，写真７．４）．大気暴露期間中の天気は晴れで，平地の日照時間は５～９時間であったが，実験区間は渓谷となり，斜面により日射が遮断されるため，大気に暴露された河床部分へ日射が当たる時間は平地より短い．１～３月までの実験期間中の水温は4.5～6.5℃であった．

付着藻類の大気暴露は，表流水の遮断により水面上に出た石を水際に移動して行った．暴露の対象としたのは，構成鉱物が密で表面が平滑な石（表面が平滑な石）と，風化が進み空間が多くなり水を吸収しやすい石（表面が粗い石）の２ケースである．大気暴露終了時に表面が平滑な石は乾燥していたが，表面が粗い石は水分を保持していた．大気暴露終了後に両ケースの石を水際から約１m流心寄りの河床に設置した．

実験期間中に付着藻類は大気暴露前１回と暴露後６回の計７回採取し，底生動物は暴露前１回と暴露後３回の計４回，流下動物は大気暴露前と暴露終了後の水位回復時の２回採集した．

付着藻類は砂防堰堤上流の対照区間では表面が平滑な石，実験区間では２ケースの大気暴露したそれぞれの石から採取した．付着藻類は各採取時に３個の石の表面から，それぞれ25あるいは50cm^2の付着物を，ナイロンブラシで擦り落として採取した．採取した試料はその場で２分割し，一方は冷暗所に保

存しクロロフィル*a*量をSCOR/UNESCOの方法で測定して藻類現存量とした．他の試料にはホルムアルデヒド溶液を５％濃度になるように加え，顕微鏡観察に供した．群集構造は総合倍率 600 倍の顕微鏡下で生細胞を種別に計数して求めた．また，珪藻類については，殻だけとなったものや，原形質が小さくなったもの，大気暴露により原形質が変形したものを死細胞として区分し，検鏡時に死細胞も別に計数して，生細胞と死細胞の割合を求めた．

底生動物はサーバーネット（編目 NGG 40）を用いて実験区間の３箇所から採集し，大気暴露後は大気に暴露された河床部分から採集した．流下動物は実験区間で各採集時に，サーバーネットを河床に垂直に設置して５分間ずつ３回採集した．採集した底生動物と流下動物試料に，ホルムアルデヒド溶液を約５％濃度になるように加えて固定した．室内で試料を水洗した後，底生動物を選別して，湿重量により群集構造と密度を求めた．

付着藻類については各調査時の現存量について*t*-検定で有意差の有無を検討した．底生動物は大気暴露前と暴露後の各調査時で群集構造の類似性をC_λ法で比較した．

７．３　結 果

(1) 藻類群集

期間中の付着藻類現存量の変化について図７．１に示した．表面が平滑な石の藻類現存量は，大気暴露後の水位が回復した後に極めて少なくなった．その後，45 日間の調査期間中の藻類現存量は 15 chl.*a* mg/m^{2}以下の少ない状態が維持され，明瞭なピークは認められなかった．表面が粗い石の場合，水位が回復した後の藻類現存量は表面が平滑な石より多く，大気暴露による減少率は小さかった．その後，表面が

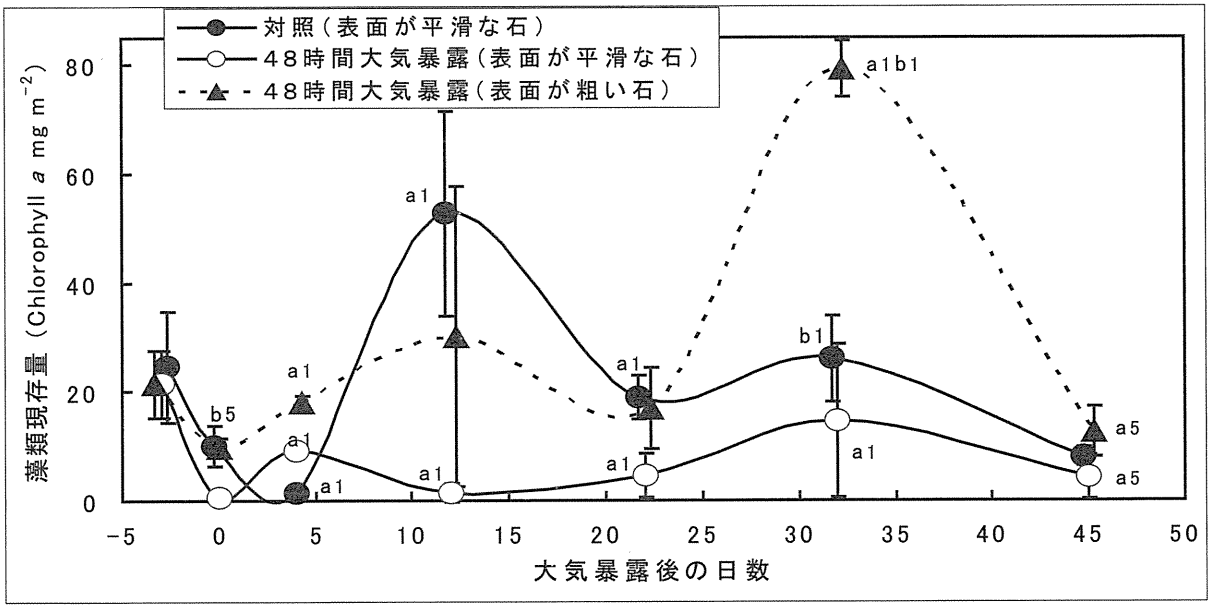


図７．１　大気暴露による藻類現存量（means±1SD，n=3）の変化，０日は大気暴露終了後の水位が回復して１時間後，ａとｂの同スペルは有意差有り（１：$P<0.01$，５：$P<0.05$）を示す

表７．１　大気暴露前後の代表的藻類出現率（means±1SD，n=3），
＋は平均出現率１％以下を示す

		大気暴露前	大気暴露後32日
藍藻類	*Homoeothrix janthina* (*)	2.7±1.2	
黄色鞭毛藻類	*Hydrurus foetidus*	88.7±4.9	42.7±2.5
珪藻類	*Achnanthidium japonicum*	2.3±0.6	+
	Achnanthidium pyrenaicum	3.9±1.0	+
	Ceratoneis arcus var. *recta*	+	5.6±0.5
	Cymbella minuta	+	16.2±1.6
	Diatoma mesodon	+	24.7±4.2
	Gomphonema parvulum	1.3±0.6	
	Gomphonema quadripunctatum	+	7.0±1.0

粗い石の藻類現存量は表面の平滑な石に比べて多く，32 日後に 79 chl.*a* mg/m^{2}のピークに到達した．期間中の対照のピークは 53 chl.*a* mg/m2 で，表面が粗い石のピークは対照より大きくなった．

表７．１に表面が平滑な石の大気暴露前後における群集構造を示したが，大気暴露する前の藻類群集は，黄色鞭毛藻類のミズオ *Hydrurus foetidus* が優占し，全体に占める割合は約 90%と極めて大きかった．大気暴露から約１ヶ月後の現存量が増加したときの群集は，ミズオ *H. foetidus* が優占していたが，その割合は 50%以下に減少し，珪藻類のイタケイソウ *Diatoma mesodon* とクチビルケイソウ *Cymbella minuta*, の割合が明瞭に増加し，クサビケイソウ *Gomphonema quadripunctatum* とハラケイソウ *Ceratoneis arcus* var. *recta*, も増加した．

珪藻類の生死区分により求めた生細胞の割合の変化を図７．２にまとめたが，大気暴露前には大気暴露区間と対照区間で共に，生細胞の割合はかなり大きく 73%あるいは 66%を占めた．大気暴露した石では暴露後の生細胞はほとんどなくなり，その後は増加するが，12 日間は 12%以下の低い割合となり，22 日後には大気暴露前とほぼ同じ水準に戻った．また，対照区間における生細胞の割合は，期間中高い割合が維持され，多くの調査時でのその割合は 60%を超えていた．

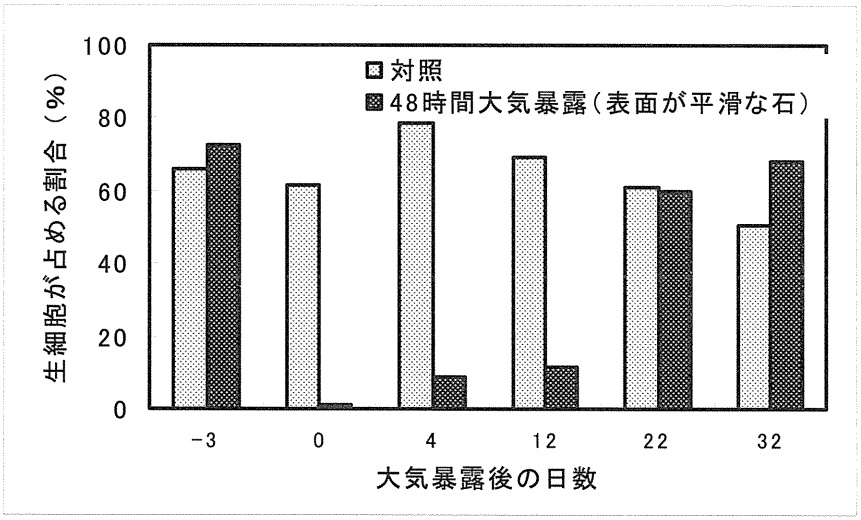


図７．２　藻類群集を構成する珪藻類全体で生細胞が占める割合の変化

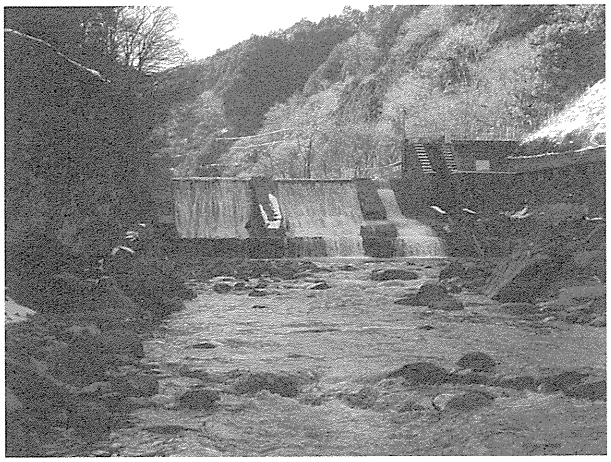


写真７．１　中津川の砂防堰堤，右側の導水路に河川水を導水して下流側の水位を低下させて大気暴露実験を行った



写真７．２　中津川の大気暴露実験区間における実験前の状況



写真７．３　大気暴露終了から１時間後の河床状況，大気に48時間暴露された河床（左側）は白色化している



写真７．４　中津川の大気暴露実験区間における大気暴露期間中の状況

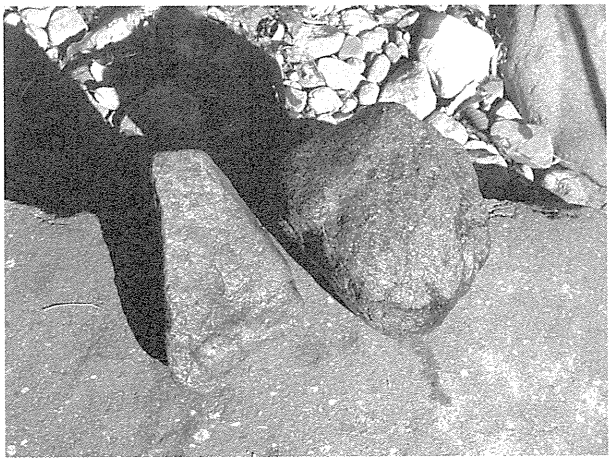


写真７．５　48時間大気暴露された表面が平滑な石

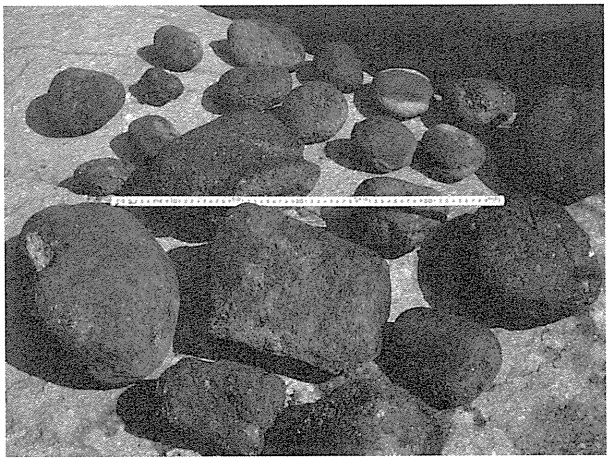


写真７．６　48時間大気暴露された表面が粗い石，表面は乾燥していない

（2） 底生動物群集

底生動物の群集構造については図７．３にまとめたが，大気暴露前の群集では，ハエ目とカワゲラ目の密度が大きかった．大気暴露後にカワゲラ目は半分以下に，カゲロウ目とハエ目は半分程度に減少し，全体の群集密度は半分程度に減少した．大気暴露終了から 12 日後の群集密度も小さかったが，45 日後の３月６日には暴露前の水準に回復した．

大気暴露前に比べて 45 日後の群集は，カゲロウ目が増加したのに対して，カワゲラ目とハエ目は減少した．大気暴露前と暴露後の各調査時における群集の類似性は低く（表７．２），各調査時で群集構造は異なっていた．大気暴露直後の水位復旧時に採集された流下動物は，底生動物群集で大気暴露直後に明瞭に減少したカゲロウ目，カワゲラ目，ハエ目の量が多かった（表７．３）．

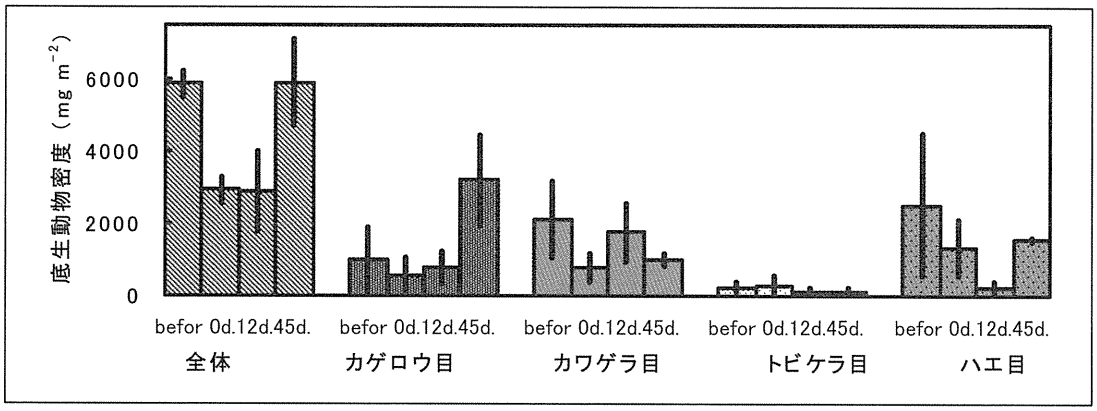


図７．３　大気暴露による底生動物密度（means±1SD，n=3）の変化，
０d.は大気暴露終了後の水位が回復した１時間後

表７．２　大気暴露前後における底生動物群集の類似度（C_λ指数）

	大気暴露後		
	0日	12日	45日
大気暴露前	0.34	0.48	0.38

表７．３　大気暴露前後の流下動物量（wg means±1SD, n=3），
０日は大気暴露終了後の水位復旧時，５分間採集

		大気暴露前	大気暴露後 0日
カゲロウ目	Ephemeroptera	1.4±1.5	182±242
カワゲラ目	Plecoptera	0.1±0.3	173±211
トビケラ目	Trichoptera		21±30
ハエ目	Diptera	0.3±0.5	67±84
	Total	1.9±1.9	443±567

７．４　考　察

大気暴露の対象となった藻類群集は，黄色鞭毛藻類のミズオ*Hydrurus foetidus*が優占する構造であった．*H. foetidus*は冷水性の藻類で[16・17]，高緯度地域では平地の河川に広く分布し[18]，氷河から流れ出す河川では藻類群集の代表的な種類となっている[19]．本種は冬季から春季の水温が低い季節に発達し，夏季には出現しないこと[20]，温排水が流入する場所では出現しなくなることが報告されている[21]．大気暴露後に出現するようになった種類のうち*Diatoma mesodon*と*Gomphonema quadripunctatum*は冷水性種とされ[22]，*Cymbella minuta*も冬季における特徴種と位置付けられている[23]．

*H. foetidus*は水温が低いダム下流河川でも出現し[24~26]，冬季に優占的になったことが報告されている[27]．また，出水に対する抵抗力が大きく[28]，類食性の水生昆虫にほとんど摂食されない[29]．このような生態的な特徴から，*H. foetidus*は水温の低いダム下流河川で大発生する可能性が高く，フラッシュ放流で減少させることは容易ではないことを示している．

*H. foetidus*は，寒天質に多くの細胞が包まれた塊，あるいは葉状体となって，基質に付着している．粘性質物は藻類の乾燥を防ぐ作用があるが[30]，48時間大気暴露した表面が平滑な石の藻類現存量は明瞭に減少した．このような傾向は，珪藻類が優占する群集でも認められている[11・12]．また，暴露後の藻類現存量は，長期間にわたり増加せず，45 日後までの期間中にピークに到達しなかった．それに対して，珪藻類が優占する群集の現存量は，大気暴露してから４日後にピークに到達したが，期間中の水温は約28℃と高かった[12]．本研究は冬季に行われ，期間中に測定された水温の平均値は5.5℃と低かった．冬季における藻類の増殖速度は小さく[31]，夏季あるいは秋季より冬季から春季に洪水後の回復は遅い[32]ように，低い水温が大気暴露後における藻類現存量の変化に影響を及ぼしたと考えられる．

大気暴露された群集では，死滅した藻類が石に付着し，死滅した藻類の剥離はある程度の期間続くことが図２に示されている．大気暴露後に現存量の小さい状態が長く持続した主な要因は，死細胞の変化に示されているように，大気暴露により乾燥した生物膜が石表面に固着し，それが藻類の付着基質となるが，水流により徐々に剥離するためと考えられる．水温が高い時期の実験では[12]，大気暴露後の増殖速度が大きく，乾燥した生物膜の剥

離が進む前に，藻類現存量がピークに到達したと思われる．

風化が進んだ表面の粗い石では，大気暴露終了時に石の表面は乾燥しなかった．このような石では，大気暴露後に現存量は減少したが，表面が平滑な石に比べて現存量の大きい状態が続き，32 日後にピークに到達し，大気暴露する前あるいは対照の最大値よりピークは大きくなった．フラッシュ放流後に，藻類成長速度と現存量のピークが大きくなった要因として，藻類群集内に取り込まれた無機物や有機物の減少が挙げられており[33]，流速の増加あるいは出水による有機物と無機物の減少が指摘されている[34・35]．群集の発達に伴い流れにより運ばれる無機物が蓄積し[35]，群集の下層の環境が悪化するが，フラッシュ放流は群集の活性化に寄与する．表面が粗い石では，大気暴露後の水位回復時における流速の増大により，死滅した藻類と共に有機物や無機物も掃流されて，石の表面に残った群集の活性が大きくなったことにより，大気暴露後のピークが大きくなった可能性がある．

大気暴露後の水位の回復時に多く流下した底生動物が，暴露後の底生動物群集で減少したが，45 日後には移動力の大きなカゲロウ目の密度は大気暴露前より大きくなった．カゲロウ目の増加は，大気暴露区間あるいは上流側の流れが維持されていた部分からの移動によるものと考えられる．移動力の小さなカワゲラ目とハエ目の密度は，暴露前に比べると減少したが，これらの密度はカゲロウ目に次いで大きかった．大気暴露後に短期間で群集密度が回復した例では，移動力の大きな巻貝とヨコエビ類の回復が早期に始まったことが，石に付着した水生動物の変化から指摘されている[8]．また，水位の低下により 2 日間大気暴露された部分の底生動物群集では，暴露前に巻貝とユスリカ類の密度が大きかったが，約 2 週間後の密度は小さいことが報告されている[2]．底生動物群集全体の密度が，45 日後に暴露前の水準に回復していたことは，大気暴露による底生動物群集への影響は限定的であることを示している．底生動物は河床構成物の表層部分だけでなく，ある程度の深さまで生息している[36・37]．水位の低下により河床表面は大気に暴露されても，底質内部では間隙水が維持されており，底質内部が底生動物の避難場所となる[38・39]．河床内部が底生動物の生息場として利用されることも，大気暴露による影響の軽減に寄与していると思われる．

大気暴露とフラッシュ放流は共に河川の付着藻類を減少させる効果がある．付着藻類群集を形成する付着力の大きい層と小さい層の現存量は流速により異なり[40]，藻類の付着力は細胞の形態や付着形態と密接に関連している[41]．藻類群集の付着強度は，生育環境や群集構造により異なり，フラッシュ放流による藻類の減少に影響を及ぼす．また，フラッシュ放流による藻類の減少率は遷移段階により異なることも指摘されている[32]．このような藻類群集の特性は，河川形態や石の大きさにより，フラッシュ放流による藻類の減少に相違が生じ，目的を達成できないこともあることを示唆している．長期間の大気暴露は河川の藻類対策に有効な手段であることが指摘されている[5]が，48 時間の大気暴露で現存量の少ない期間が長く持続したことは，短期間の大気暴露も藻類対策手法として有効なものであることを示している．また，水位低下により大気に暴露され，乾燥した部分の藻類は死滅するため，水位コントロールにより目的に応じた藻類対策が可能となる．

水位の低下により，水際から流心までの勾配が緩い河川部分では，広い範囲の藻類現存量を減少させることができ，良好な河川景観の維持に寄与する．また，大きな石の藻類現存量は多く[42・43]，このような石が多い環境では，水位の低下により，河床面から高い位置にある多くの石が大気に暴露され，暴露された部分では藻類現存量が減少する．大気暴露により河床面より高い部分の藻類群集を更新することは，内水面漁業の主な対象生物であるアユの摂餌環境を良好な状態に維持することにも寄与する．

7．5　まとめ

河川水位の低下により48時間大気に暴露された河床の付着藻類と底生動物群集の変化について検討した．付着藻類群集の優占種は黄色鞭毛藻類の *Hydrurus foetidus* であった．表面が平滑で風化が進んでいない石は，大気暴露により表面が乾燥したが，風化が進んだ表面が粗い石では暴露終了時に水分を保持していた．表面が平滑な石では暴露後に藻類現存量は明瞭に減少し，現存量の小さい状態が45日後までの期間中持続した．表面が粗い石では大気暴露による現存量の減少は小さく，32日後にピークに到達した．大気暴露により珪藻類の生細胞は減少し死細胞の割合が増加し，その後に死細胞の割合は減少する傾向が示された．大気暴露後に現存量の小さい状態が長く持続する要因として，珪藻類の生細胞と死細胞の変化から，大気暴露により乾燥して石表面に固着した生物膜が，水流により徐々に剥離ことが考えられた．

底生動物群集密度は大気暴露後に減少し，12日後の密度も小さかった．45日後に大気暴露前と同じ水準に群集密度は回復し，暴露前よりカゲロウ目が増加したのに対してカワゲラ目とハエ目は減少して，大気暴露前と回復時とは異なる構造の群集となった．

引用文献

1）Douglas, B. : The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream, Journal of Ecology 46, pp295-322, 1958.

2）McKinney, T., Rogers, R. S. and Persons, W. R. : Effects of flow reductions on aquatic biota of Colorado River below Glen Canyon Dam, Arizona, North American Journal of Fisheries Management 19, pp984-991, 1999.

3）Bruns, A. and Walker, K. F. : Effects of water level regulation on algal biofilms in the River Murray, South Australia, Regulated Rivers: Research & Management 16, pp433-444, 2000.

4）Benenati, P. L., Shannon, J. P. and Blinn, D. W. : Desiccation and recolonization of phytobenthos in a regulated desert river: Colorado River at Lees Ferry, Arizona USA, Regulated Rivers: Research & Management 14, pp519-532, 1998.

5）Mosischi, T. D. : Effects of desiccation on stream epilithic algae, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 35, pp173-179, 2001.

6) Peterson, C. G. : Influences of flow regime on development and desiccation response of lotic diatom communities. Ecology 68, pp946-954, 1987.
7) Usher, H. D. and Blinn, D. W. : Influence of various exposure period on the biomass and chlorophyll *a* of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta), Journal of Phycology 26, pp244-249, 1990.
8) Angradi, T. R. and Kubly, D. M. : Effects of atmospheric exposure on chlorophyll *a*, biomass and productivity of the epilithon of a tailwater river, Regulated Rivers: Research & Management 8, pp345-358, 1993.
8) Blinn, D. W., Shannon, J. P., Stevens, L. E. and Carder, J. P. : Consequences of fluctuating discharge for lotic communities. Journal of the North American Benthological Society 14, pp233-248, 1995.
10) Shaver, M. L., Shannon, J. P., Wilson, K. P., Benenati, P. L., and Blinn, D. W. : Effects of suspended sediment and desiccation on the benthic tailwater community in the Colorado River, USA, Hydrobiologia 357 pp63-72, 1997.
11) 福嶋悟・皆川朋子：藻類と川の風景，第８回日本水環境学会シンポジウム講演集，p54, 2005.
12)福嶋悟：大気暴露が珪藻類の優占する人工水路の付着藻類群集に及ぼす影響，平成 16 年度自然共生研究センター報告書，pp67-76，独立行政法人土木研究所，2005.
13) 福嶋悟・皆川朋子：大気暴露が珪藻類の優占する付着藻類群集の遷移に及ぼす影響，日本珪藻学会第 25 回大会講演要旨集，p4，2004.
14) 福嶋悟・皆川朋子・日野洋一：河川流量の減少による大気暴露が付着藻類と底生動物に及ぼす影響，応用生態工学会第９回研究発表会講演集，pp129-132，2005.
15) 福嶋悟・皆川朋子・日野洋一：河川流量の減少による大気暴露が付着藻類と底生動物に及ぼす影響（２），応用生態工学会第 10 回研究発表会講演集，pp103-106，2006.
16) Blum, J. L. : Algal populations in flowing waters, pp11-21, *In*: Tryon, C. A. and Hartman, R. T. (eds) The ecology of algae, Special publication Number 2, Pymatuning Laboratory of Field Biology, University of Pittsburgh, 1960.
17) Whitton, B. A. : Algae, pp81-105, *In*: Whitton, B.A. (ed.) River ecology, University of California Press, Berkeley, L.A., 1975.
18) Sheath, R. G., Morison, M. O., Korch, J. E., Kaczmarczyk, D. and Cole, K. M. : Distribution of stream macroalgae in south-central Alaska, Hydrobiologia 135, pp259-269, 1986.
19) Battin, T. J., Wille, A., Psenner, R. and Richter, A. : Large-scale environmental controls on microbial biofilms in high-alpine streams, Biogeosciences 1, pp159-171, 2004.
20) Kawecka, B. : Ecological characteristics of sessile algal communities in streams

flowing from the Tatra Mountains in the area of Zakopane (southern Poland) with special consideration of their requirements with regard to nutrients, Acta Hydrobiologica 35, pp295-306, 1993.

21) Squires, L. E., Rushforth, S. R. and Brotherson, J. D. : Algal response to a thermal effluent: study of a power station on the Provo River, Utah, USA, Hydrobiologia 63, pp17-32, 1979.

22) Patrick, R. and Reimer, C. W. : The diatoms of the United States Exclusive of Alaska and Hawaii, Vol. 1. 688pp. Academy of Natural Sciences, Philadelphia, 1966.

23) Eulin, A. and LeCohu, R. : Epilithic diatom communities during the colonization of artificial substrates in the River Garonne (France). Comparison with the natural communities, Archiv für Hydrobiologie 143, pp79-106, 1998.

24) Lowe, R. L. : Phytobenthic ecology and regulated streams, *in* Wardand, J. V. and Stanford, J. A. (Eds) The ecology of regulated streams, pp25-34, Plemum Press, New York, 1979.

25) Jakob, C., Robinson, C. T. and Uehlinger, U. : Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos from a large dam, Aquatic Sciences 65, pp223-231, 2003.

26) Uehlinger, U., Kawecka, B. and Robinson, C.T. : Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl), Aquatic Sciences 65, pp199-209, 2003.

27) Robinson, C. T., Uehlinger, U. and Monaghan, M. T. : Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir, River Research and Applications 20, pp359-377, 2003.

28) Wellnitz, T. and Rader, R. B. : Mechanisms influencing community composition and succession in mountain stream periphyton: interactions between scouring history, grazing, and irradiance, Journal of North American Benthological Society 22, pp528-541, 2003.

29) Villanueva, V. D. and Albariño, R. J. : Feeding habitat of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina, Hydrobiologia 412, pp43-52, 1999.

30) Shephard, K. L. : Evaporation of water from the mucilage of a gelatinous algal community, British Phycological Journal 22, pp181-185, 1987.

31) DeNicola, D. M. : Periphyton responses to temperature at different ecological levels, pp149-181. *In* Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds) Algal Ecology, Academic Press, San Diego, 1996.

32) Grimm, N. B. and Fisher, S. D. : Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream, Journal of North American

Benthological Society 8, pp293-307, 1989.
33) 皆川朋子・福嶋悟・萱場祐一・尾澤卓思：出水と川床付着物の剥離に関する実験的検討，応用生態工学研究会第６回研究発表会講演集，pp7-10，2002.
34) Biggs, B. J. F. and Thomsen, H. A. : Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance, Journal of Phycology 31, pp233-241, 1995.
35) Jowett, I. G. and Biggs, B. J. F. : Flood and velocity effects on periphyton and silt accumulation in two New Zealand rivers, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31, pp287-300, 1997.
36) Coleman, M. J. and Hynes, H. B. N. : The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream, Limnology and Oceanography 15, pp31-40, 1970.
37) Bishop, J. E. : Observations on the vertical distribution of the benthos in a Malaysian stream, Freshwater Biology 3, pp147-156, 1973.
38) Hynes, H. B. N. : Further studies on the distribution of stream animals within the substratum, Limnology and Oceanography 19, pp92-99, 1974.
39) Griffith, M. B. and Perry, S. A. : The distribution of macroinvertebrates in the hyporheic zone of two small Appalatian headwater streams, Archiv für Hydrobiologie 126, pp373-384, 1993.
40) Abe, S., Nagumo, T. and Tanaka, J. : Effects of current on the development of loosely and tightly attached layers in periphyton communities, Phycological Research 48, pp261-265, 2000.
41) Tanaka, N. : Adhesive strength of epiphytic diatoms on various seaweeds, Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 52, pp817-821, 1986.
42) Uehlinger, U. : Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland), Archiv für Hydrobiologie 123, pp219-237, 1991.
43) Ledger, M. E. and Hildrew, A. G. : Temporal and spatial variation in the epilithic biofilm of an acid stream, Freshwater Biology 40, pp655-670, 1998.

８．水際植生の生態的機能に関する研究Ⅱ

８．１　自然河岸における草本植生の有無と河道地形との関係

８．１．１ はじめに

一般に河川の水際に形成される低流速域は、遊泳力の弱い稚仔魚の重要な生息空間となっている[1)]。また、このような環境は平常時だけでなく増水時においても維持されることが魚類の生息場を保全する上で重要だと考えられる。したがって、河川改修を行う際には、平常時の水際から増水時の水際までの一連の区間について保全手法が検討されることが望まれる。中小河川中流域の水際を対象とした既往研究により、水際に繁茂する植物には流速や照度を減少させるなど生息環境を改善する[2) 3)]機能があることが知られているが、同一河道内の河岸において植生が発達している場合と裸地状態が維持されている場合がみられ、これらを左右する要因や河岸形状の特徴を捉え、どのような河道地形で植生が繁茂するのかを推定することは河川管理上、あるいは多自然型川づくりにおいて断面形状を検討する際に有益であると考えられる。本研究では河川中流域に典型的にみられる抽水植物であるツルヨシを対象に、植生の有無と河道地形との関係を調査したのでこれを報告する。

８．１．２　研究目的

自然状態の河岸における草本植生の有無と繁茂状態に着目し、それらを分ける要因を水面幅や水深、湾曲度など河川計画において管理可能と考えられる河道地形ｄを表す指標を用いて明らかにすることを目的とする。

８．１．３　研究方法

(1) 調査地

調査は一級河川木曽川水系牧田川の護岸や横断工作物が存在しない自然状態の河道がおよそ 3km に渡って連続する多良峡（岐阜県上石津町）において、平成 17 年 9 月 1～3 日に行った。各日の調査開始前には流量を観測し、各日とも 2.1～2.2 m^3/sec の範囲であり、調査日による水位の増減はほとんどなかったことを確認した。

(2) 調査方法

調査は、河道の空間形状を把握するために、トータルステーションを用いて縦断測量と横断測量を実施した。測量作業と同時に水際の状態により、図 8.1.1 に示す水際に植生が繁茂する区間（Type1）、水際は裸地だが陸上に植生がある区間（Type2）、植生がない裸地区間（Type3）、および山付区間（Type4）の４タイプに区分しこれを記録した。また Type1 には陸上部が裸地のケースと植生があるケースが含まれている。縦断測量は瀬や淵の境界およ

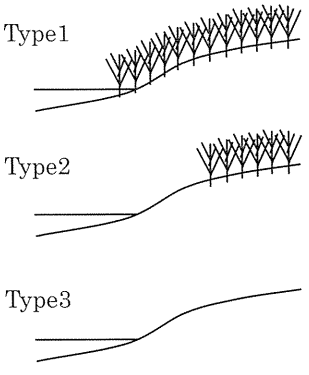


図 8.1.1　河岸タイプ区分

び水際タイプの代表点または変化点で実施し、横断測量は縦断測量実施地点における水際、横断勾配変化点（水中、陸上）、植生と裸地の境界点で実施したが、河道屈曲部や中州など必要に応じて測量地点を追加し、詳細な河道形状把握に努めた。

(3) データ整理・解析方法

測量によって得られた3次元座標データを用いて各断面の水面幅:B(m)、高水敷幅:W(m)、高水敷高:Lh（m)、平均水深:H（m)、水面勾配:I、斜面角度（水際から陸上部の勾配変化点までの角度）:θ（°）を算出し、さらにＣＡＤ上で交互砂州や湾曲部内岸に形成された砂礫州の水際線を単曲線で近似し、曲率半径:R(m)、湾曲角:A(°)、および砂州上流端から砂州内の測量地点までの区間湾曲角:a(°)を取得し、測量地点の砂州内の位置をa/Aで表した。さらに、水面幅水深比:B/Hと湾曲率:R/Bを指標に加え、各河岸タイプと物理変量との関係を一元配置分散分析により比較し、有意性が確認された際にはFisher's PLSD検定による事後比較を行った。さらに、河岸タイプと各物理変量を対応付けるため、「分類樹木(Classification tree)」と呼ばれる手法を用いて、カテゴリー（河岸タイプ）を複数の説明変数（河道地形要素）により説明するモデルを作成することを試みた。この手法は、説明変数の一つを指標に用いて、サンプルを2つのグループに分割する手順を反復することで行われ、応答変数（カテゴリー）のばらつきが出来るだけ小さくなるように説明変数が選択され分割基準（ある値よりも大か小か）を決定し、終了条件まで繰り返すものである[4]。

8．1．4　結果

最終的に河道延長 2,190m（澪筋距離）を測量し 120 箇所の横断データを得た。この区間の平均水面幅は 13.0m、平均河床勾配は 1/220 であった。

調査区間における 4 タイプの水際各距離の全体に占める割合を図 8.1.2 に示す。山付部（Type4）を除くと裸地である Type3 が圧倒的に多く 42%を占め、水際に植生がある Type1 は全体の 11%、陸上にのみ植生がある Type2 は 15%に過ぎない。

山付部である Type4 を除いた Type1 から Type3 までの 3 タイプの各河岸タイプの河道地形にどのような特徴

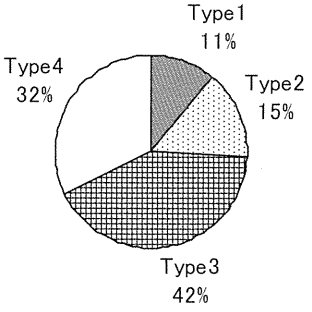


図 8.1.2　河岸タイプの分布割合

表 8.1.1　各河岸タイプの物理量

同一添字は有意性なし(P>0.05)

	Type1	Type2	Type3
水面幅(m)	a 15.45 ± 3.85	b 11.40 ± 2.75	b 12.39 ± 3.89
平均水深(m)	b 0.21 ± 0.05	a 0.39 ± 0.22	b 0.28 ± 0.16
水面幅水深比	a 75.20 ± 21.52	c 36.86 ± 18.24	b 56.65 ± 32.18
斜面角度(°)	a 21.58 ± 12.33	b 9.51 ± 7.01	b 9.14 ± 8.24
水面勾配	0.0066 ± 0.0049	0.0053 ± 0.0059	0.0061 ± 0.0057
高水敷幅(m)	a 23.12 ± 7.91	a 23.82 ± 7.62	b 16.47 ± 8.32
高水敷高(m)	a 1.62 ± 0.58	b 0.99 ± 0.37	b 0.85 ± 0.42
湾曲率	c 7.13 ± 3.41	a 13.49 ± 5.11	b 10.40 ± 4.69

があるかを把握するため、この調査区間内において、比較的明瞭な形状の砂礫州が形成されていた 8 箇所を選定し、その区間で得られている水面幅、平均水深、水面幅水深比、斜面角度、水面勾配、高水敷幅、高水敷高、湾曲率の 8 変数を比較したところ（表 8.1.1）、水面勾配を除く全ての物理量に河岸タイプによる違いがみられた。Type1 では Type2 と Type3 に比べ水面幅、水面幅水深比、斜面角度が大きく、湾曲率が小さい傾向がみられた。

次に、これら複数の因子が相互に影響し各河岸タイプを形成していることが考えられるため、河岸タイプと物理変量を対応付けるため、「分類樹木」を用いて検討する。説明変数には上記のほか砂州内の位置を示す a/A を加え 9 変数とした。Type1、2、3 のサンプル数はそれぞれ、n=11、21、23 であり、最終的に 4 変数による 5 回の分割により全体の 85.5%が説明された。これにより得られた結果は、二進木の形で示されるが（参考資料参照）、ここでは散布図を用いて図 8.1.3 にまとめた。図中の破線①～⑤は各変数の分割基準を示している。これによると、まず高水敷高が 0.62m（①）以下のケースは全て Type3（23 箇所中 9 箇所）であり、裸地領域と判定された。2 回目の分割には湾曲率が選択され、7.29（②）以下の領域では Type1 の 11 箇所中 8 箇所と Type2 が一部（23 箇所中 2 箇所）含まれた。（図中において以上の説明済みのプロットは視認性を確保するため省略してある。）　これは、曲率半径が水面幅に比し小さいところ（急な曲がり）で水際植生が発達していたことを示している。続いて、砂州内の位置よって分類され、a/A が 0.69（③）以上と 0.21（④）以下、すなわち砂州の下流側 31%と上流側 21%の範囲では裸地（Type3）であることが多く、砂州中央部 21～69%の範囲では、分割の最終回となった 5 回目において、水面幅水深比＞76.7（⑤）で Type1、≦76.7 で Type2 となり分析を終えた。

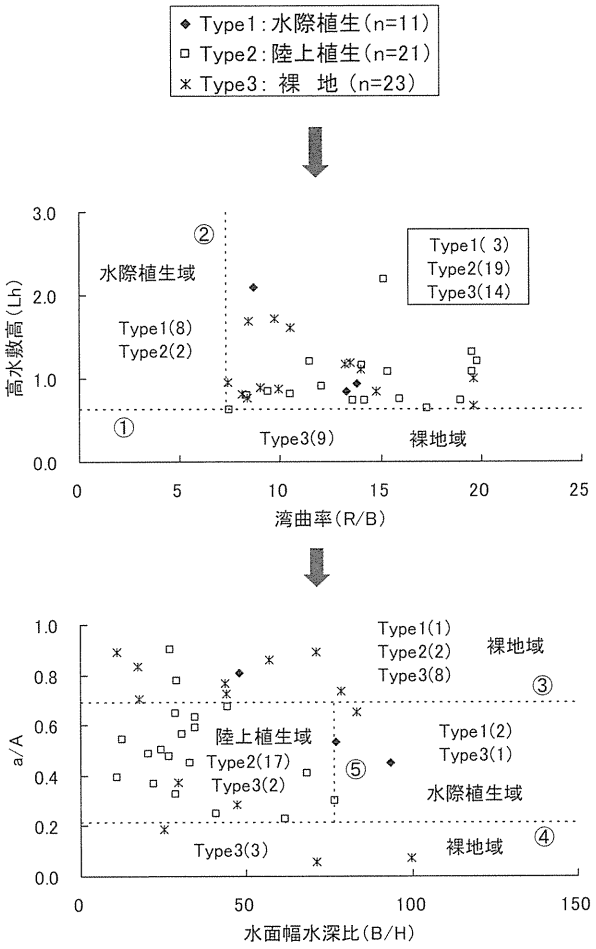


図 8.1.3　分類樹木による判別結果

８．１．５　考察

以上のように、「分類樹木」を用いて自然河岸にみられた水際タイプの形成条件を複数の指標により説明するモデルを作成した。

複数種の草本植生を対象にその発達の有無を分ける要因について検討された既往研究[5]では、表層マトリクスの細粒土砂含有率が支配的要因であることが示されているが、ツルヨシとオオイヌタデは例外とされ、地下水位からの比高が小さければ群落を形成できるとされている。しかし、今回の結果からは高水敷全体（横断方向に）の水面からの比高が低いところでは裸地となっており、冠水しやすい場所では植生が発達しにくいことが考えられる。2回目の分割では湾曲率が選択されたが、既往研究において湾曲に伴う河岸形成（植生がある場合のみを河岸として定義している）の条件の一つとして、湾曲率は14以下であったことが示されている[6]。本調査地においてもType1の湾曲率は最大で13.8であり、この結果を支持した。3回目および4回目の分割では、砂州の下流側と上流側においてはType3となるケースが多かったが、ここでは増水時に形成される二次流路の出口（入口）となることも予想され、高水敷高と同様に冠水頻度と関係していることが考えられる。Type3については水面幅や水深、湾曲度といった流水部の環境はType1とType2がとった領域を全てカバーしていたことからも、陸上部の形状によって規定されたといえる。5回目の分割では水面幅水深比により、陸上にのみ植生があるType2の形成条件が決定されたが、Type2における水面幅水深比はType1、Type3よりも明瞭に小さい値をとっていることから（表 8.1.1)、Type2の状態から洪水時に砂礫部分が消失することよって川幅が拡大し、流況の安定に伴い植生が水際まで発達しType1が形成され、比較的小規模な洪水時に再び砂礫が堆積することで川幅を縮小させType2の状態に戻る変化過程が考えられる。このことは水際に植物があるType1の斜面角度が、水際が裸地であるType2とType3より有意に大きいことからも侵食の影響が伺える。水面幅水深比が小さいType2の状態において植生が水際まで発達しType1へと変化する過程は本調査地においては一般的ではないように思われた。したがって、流水域の形状を示す指標の内、水面幅水深比は水際に植生が繁茂するか否かを分ける要素であると考えられるが、水面勾配は砂礫州上に植生が繁茂する要因としては関連性が低いことが示唆された。また水面勾配は早瀬、平瀬、淵の順で小さい値をとる[7]ことから、瀬淵構造とも関連性が低いといえる。

８．１．６　結論

本研究では、牧田川における現地測量から得られたデータと「分類樹木」を用いて、植生の繁茂状態によって区分した河岸タイプの形成条件をモデル化した。以下に結果をまとめる。

①水際に植生が発達するところは、高水敷の水面からの高さが比較的高く（>0.62m)、かつ湾曲率が小さい（$R/B<7.29$）か、砂州中央部（$0.21<a/A<0.69$）で水面幅水深比が大きい（$B/H>76.69$）ところであった。

②陸上にのみ植生が発達するところは、高水敷の水面からの高さが比較的高く（＞0.62m）、かつ砂州中央部（0.21＜a/A＜0.69）で水面幅水深比が比較的小さい（B/H＜76.69）ところであった。

③裸地となっているところは、高水敷の水面からの高さが低い（＜0.62m）、または砂州の下流側（a/A＞0.69）および上流側（a/A＜0.21）であった。

以上のように、高水敷の幅や高さといった陸域の地形要素は冠水頻度と密接な関係があり、高水敷上に植生が繁茂するかどうかを分ける主要因となるが、水際まで植生が繁茂するためには水域の要素である水面幅水深比が大きいことが必要条件と考えられる。したがって、多自然型川づくりにおいて魚類生息場を保全するためには、水際処理の工夫だけではなく、水域から陸域までの河道幅全体について検討することが重要である。

＜参考文献＞

1) 佐川志朗・萱場祐一・荒井浩昭・天野邦彦「コイ科稚仔魚の生息場所選択－人工増水と生息場所の関係－」, 応用生態工学 7(2), pp. 129-138, 2005

2) 河口洋一「水辺の植物が河川性魚類の生態に及ぼす影響」, 海洋と生物 149(25-6), pp. 452-458, 2003

3) 萱場祐一・吉田桂治・田村秀夫・剣持浩高・高木茂知・林尚「水際における生息場所タイプと魚類の生息分布－砂鉄川における現地調査結果から－」河川技術論文集, 第 11 巻, pp. 31-34, 2005

4) 加藤和弘・一ノ瀬友博・高橋俊守「分類樹木を用いた生物生息場所の分類　河川水辺の鳥類を対象とした事例研究」, 応用生態工学 5(2), pp. 189-201, 2003

5) 渡辺敏・藤田光一・塚原隆夫「安定した砂礫州における草本植生発達の有無を分ける要因」, 水工学論文集, 第 42 巻, pp. 439-444, 1998

6) 斉木雅邦・戸谷三知郎・水野徹・萱場祐一・伊藤幸義・千田庸哉「土砂堆積に伴う河岸形成の実態と予測手法 - 東海 4 県の中小河川中流域を対象として - 」, 河川技術論文集, 第 10 巻, pp. 393-398, 2004

7) 萱場祐一・千葉武夫・力山基・尾澤卓思「中小河川中流域における魚類生息場所の分布と構造」河川技術論文集, 第 9 巻, pp. 421-426, 2003

８．２　牧田川における水際のタイプと魚類の生息分布

８．２．１　はじめに

自然共生研究センターでは、平成 14 年度より水際域を対象とした研究として、実験河川を用いた野外操作実験を行い、水際植物が持つ生態的機能を解明するための研究が実施されてきた[1) 2)]。また平成 16 年度には実河川において植生河岸と入り組み河岸、およびコンクリート河岸の 3 タイプの河岸において、それぞれの物理環境の特徴と魚類の生息量との関係を調査した[3)]。しかしながら実際の河川にはこれら以外にも様々な水際タイプがみられ、より多くの水際環境を調査し魚類生息場としての機能を明らかにしていくことが川づくりをより効果的に進めていくために重要となる。本研究では木曽川水系揖斐川の右支川である牧田川（流路延長 37.2km、流域面積 397.6km^2）において、水際植物の繁茂状態が異なる複数のタイプの水際をとりあげ、それぞれの水際タイプの魚類相と物理環境の関係を明らかにすることを目的として現地調査を実施し、その傾向について検討を行った。

８．２．２　方法

(1) 調査地

調査地は、本報告書 8.1 と同じ区間において、平成 17 年 10 月 27 日から 11 月 3 日に行った。　調査対象とした水際は、図 8.2.1 に示す 5 タイプとし、それぞれ 5 箇所を選定した。Type1 は岩盤が露出し水際がほぼ固定された水際、Type2 は山付部で水面を覆う木本類があり、その一部が水中に没している水際である。Type3 は水中から陸上まで砂礫（裸地）、Type4 は陸上部にのみ植物があり、Type5 は水中から陸上まで植物がある水際である。

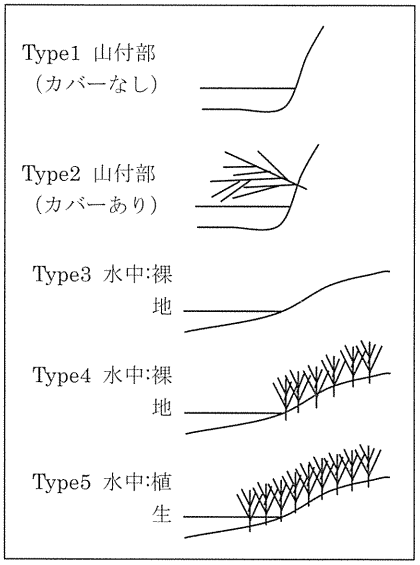


図 8.2.1　水際タイプ区分

(2) 調査方法

1 調査区は縦断方向 6m、横断方向 2m（水際から）のコドラートを設置し、魚類調査および物理環境調査を行った。

魚類調査はコドラートを縦断方向 2mのセルに 3 分割し、潜水観察にて魚種、個体数、全長（Ⅰ:<3cm、Ⅱ:3～5cm、Ⅲ:5～10cm、Ⅳ:10～20cm、Ⅴ:>20cm）を記録した。魚類調査は 3 人の調査員により各セルを同時計測した。

物理環境調査の測定項目は水深(cm)、流速(cm/sec)、相対照度(%)、カバー被度(%)、河床材料割合(%)とした。水深と流速は、縦断方向 1.0m、横断方向 0.25m間隔で測定し、照度は各セル中央の水際から 0.25mと 1.00mの位置の水面下 1cm にて測定した。河床材料は 50cm×50cm の方形枠を用いて底質を 1:シルト、2:砂 <2mm、3:小礫 2-16mm、4:中礫 17-64mm、5:大礫 65-256mm、6:巨礫 >256mm、7:岩盤に区分し構成割合を記録した。なお流速は 6 割

水深にて測定した。

個体数、および各物理変量は各グループ間で一元配置分散分析を行い有意な差が認められた際には、Fisher's PLSD 検定により群間の多重比較を行った。有意水準は全て 5%とした。

8．2．3　結果と考察

(1) 魚類調査結果

①確認魚種

潜水観察によって、全 7 種 3,817 個体の魚類を確認した。遊泳魚ではカワムツが 1,586 個体と最も多く、底生魚ではヨシノボリ類が 815 個体で最も多く、次いでアジメドジョウが 423 個体であった。

②魚類生息量の比較

図 8.2.2 に各水際タイプの 1 セル当たりの平均個体数を示す。水際タイプが異なることによって個体数に違いが見られ、Type2（山付部カバー有）で最も多く、次いで Type2（水中と陸上に植生有）＞Type3＞Type1 となり Type4（陸上のみ植生有）で最も少なかった。しかし、同タイプ内の 5 コドラート間における個体数のばらつきは非常に大きいものであった。遊泳魚と底生魚の割合（図 8.2.3）は、個体数の多い水際タイプほど遊泳魚が優占する傾向がみられ、Type2 では遊泳魚が 89%を占めたのに対し、Type4 では底生魚が 81%を占めた。

③魚類の全長構成の比較

各水際タイプで 3cm 以下の個体が優占し、タイプ間で明瞭な特徴はみられないが、Type2 では他タイプより大きな個体が比較的多く確認された（図 8.2.4）。

(2) 物理環境調査結果

各水際タイプの水際部と流心部における平均水深と平均流速をそれぞれ図 8.2.5、図

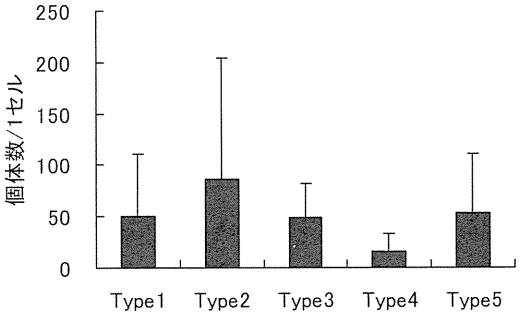


図 8.2.2　魚類個体数

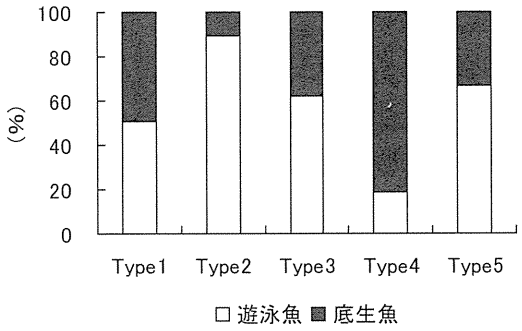


図 8.2.3　遊泳魚と底生魚の割

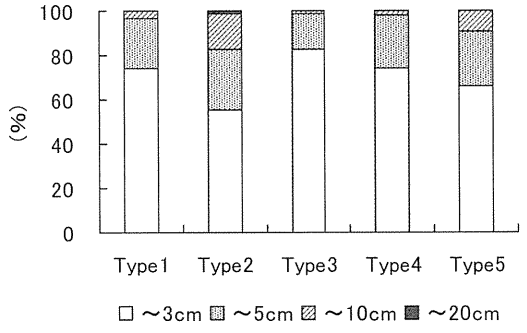


図 8.2.4　魚類の全長構成

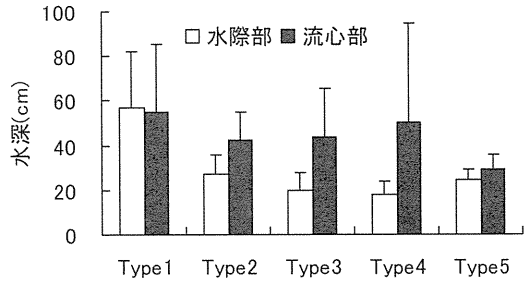


図 8.2.5　水際部と流心部の水深

8.2.6 に示す。水際部における水深は、山付部である Type1 で最も大きかったが、その他のタイプに明瞭な差はない。また水際部における流速にも大きな差はみられないが Type3（裸地）でやや小さい傾向がみられる。相対照度（図 8.2.7）は水中に植生がある Type5 と、山付部でカバーのある Type2 で低い値となっており、植物による照度の低減効果が伺えるが、繁茂状態や地形によっては 100%を超える（流心部よりも明るい）セルもあり、ばらつきは大きかった。

(3) 魚類生息量と物理環境の関係

これまでの結果は、同タイプの水際であっても各コドラートで生息量や物理環境が大きく異なるケースがみられたため、必ずしも各水際タイプを特徴付けるものとは言えない。また、魚類の選好流速と体長に関する既往研究において、カワムツで 40mm以上、ヨシノボリで 30mm以上になると急速に選好流速を拡大することが報告されている[4]ことからも、魚種や生育段階によって選好する物理環境が異なることが考えられる。そこで、全 75 セル（5 タイプ×5 コドラート×3 セル）のデータを遊泳魚と底生魚別に、個体数と生育段階（全長）によって区分し、物理環境因子との関連性を検証した。個体数による区分は、全セルの平均値より多いか少ないかによって、生育段階による区分は、全長 3cmより小さい（Ⅰ）か、大きいか（Ⅱ～Ⅳ（Ⅴのサイズは魚類調査で確認されていない））によって 4 グループに区分した。表 8.2.1 は、各グループの個体数の範囲とそのグループに属する水際タイプのセル数を示したものである。

各生育段階における個体数が多く確認さ

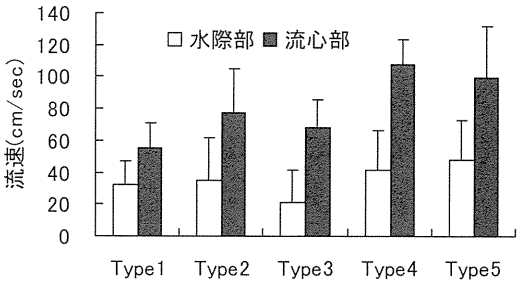


図 8.2.6　水際部と流心部の流速

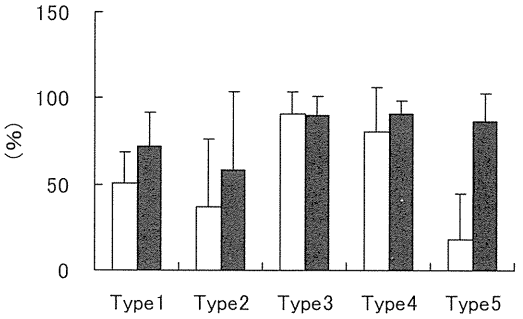


図 8.2.7　相対照度

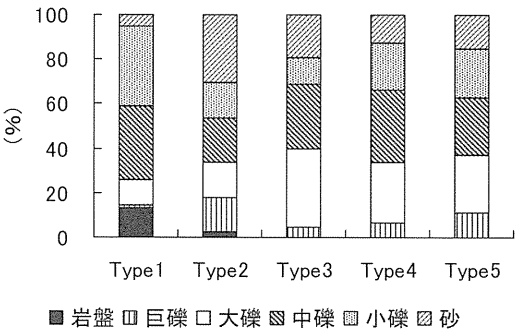


図 8.2.8　礫サイズ別面積占有率

表 8.2.1　個体数別グループと各水際タイプのセル数

遊泳魚

	個体数		セル数					
	Ⅰ	Ⅱ～Ⅳ		Type1	Type2	Type3	Type4	Type5
Group1	30～200	15～132	10	1	4	1	0	4
Group2	30～150	0～8	10	3	0	5	0	2
Group3	0～15	10～31	10	0	8	0	0	2
Group4	0～20	0～8	45	11	3	9	15	7

底生魚

	個体数		セル数					
	Ⅰ	Ⅱ～Ⅳ		Type1	Type2	Type3	Type4	Type5
Group1	10～50	9～30	16	6	1	4	2	3
Group2	10～25	0～6	9	0	0	5	4	0
Group3	0～8	7～24	12	1	5	2	0	4
Group4	0～5	0～6	38	8	9	4	9	8

れたグループ（Group1）には、遊泳魚では水際 Type2（山付部カバーあり）と Type5（水中・陸上:植生）のセルが 4 セルと最も多く、底生魚では水際 Type1（山付部カバーなし）のセルが 6 セルと最も多く属している。また水際 Type4（水中:裸地、陸上:植生）では遊泳魚の全セルが Group4 であったのに対し、底生魚では Group1、2 に属するセルがあるなど、遊泳魚と底生魚では選好する環境が異なる傾向が伺える。表 8.2.2 は各グループの個体数と物理量を示したものである。遊泳魚では流速、カバー被度、相対照度、大礫以下の割合で、底生魚では水深、相対照度、大礫割合でグループ毎に特徴的な傾向がみられた。まず、遊泳魚では Group1 と Group2 における流速は他グループより明瞭に小さく、流速が小さいことは稚仔魚だけではなく、さらに成長の進んだ魚類にとっても重要であることが示唆された。また Group3 では流速、被度が大きく、相対照度が低い環境であったことから、成長とともに遊泳力を増した魚類には、水面を覆う植物によって形成される遮蔽環境が重要であったと考えられる。しかし、水際 Type4 の全セルが Group4 に属したことは、陸上にのみ植生があっても水面の照度に影響を与えるほどの効果がなかったことが考えられる。一方、底生魚では 3cm 以下の個体が多い Group1、Group2 において流速が小さい傾向はみられるものの、他グループと明瞭な違いはなく、また相対照度は各生育段階の個体数が少ない Group4 よりも高い環境であった。水際において植物により照度が低下する環境は水温上昇の抑制や捕食圧の低減など生息場の環境を改善する効果があると考えられるが、底生魚に対しては、水面付近の照度よりも粒径の大きな礫によって河床近傍、あるいは礫の隙間といった極めて小さな空間の

表 8.2.2　各グループの個体数と物理量
（平均値±標準偏差）
（同一添字は有意性なし:P>0.05）

遊泳魚

	Group 1	Group 2	Group 3	Group 4
個体数（Ⅰ）	a 93.0 ± 75.1	a 75.0 ± 40.9	b 3.2 ± 5.7	b 3.0 ± 5.0
個体数（Ⅱ～Ⅳ）	a 16.5 ± 6.7	c 3.3 ± 2.2	b 11.0 ± 5.1	c 2.3 ± 1.8
水深(cm)	29.1 ± 15.6	34.4 ± 23.5	29.7 ± 5.0	27.9 ± 20.8
流速(cm/sec)	b 18.5 ± 10.3	b 18.0 ± 16.3	a 42.2 ± 18.0	a 41.3 ± 16.6
被度(%)	ab 46.6 ± 37.0	c 24.0 ± 40.5	a 52.0 ± 32.4	bc 23.8 ± 28.9
相対照度(%)	a 77.3 ± 36.4	a 71.1 ± 25.9	b 33.7 ± 20.3	a 72.0 ± 22.8
岩盤(%)	4.1 ± 8.7	4.7 ± 11.2	0.7 ± 2.2	3.2 ± 7.0
巨礫(%)	10.0 ± 7.9	8.7 ± 11.5	13.5 ± 11.9	5.8 ± 8.5
大礫(%)	ab 19.0 ± 10.6	b 19.0 ± 17.8	b 16.3 ± 12.9	a 26.3 ± 14.3
中礫(%)	b 25.2 ± 19.7	b 24.7 ± 19.7	ab 23.7 ± 6.4	a 30.9 ± 9.5
小礫(%)	b 12.8 ± 5.9	ab 20.6 ± 17.8	ab 17.4 ± 7.9	a 23.9 ± 13.3
砂(%)	a 29.1 ± 22.3	ab 22.3 ± 27.9	a 28.5 ± 26.7	b 10.0 ± 9.2

底生魚

	Group 1	Group 2	Group 3	Group 4
個体数（Ⅰ）	a 30.2 ± 14.0	a 18.3 ± 4.9	b 2.6 ± 3.1	b 1.4 ± 1.8
個体数（Ⅱ～Ⅳ）	a 16.5 ± 6.7	b 3.3 ± 2.2	a 11.0 ± 5.1	b 2.3 ± 1.8
水深(cm)	a 46.9 ± 30.7	c 15.9 ± 2.2	ab 28.8 ± 5.5	b 25.0 ± 11.5
流速(cm/sec)	30.8 ± 10.8	26.4 ± 7.5	33.2 ± 21.8	39.9 ± 21.4
被度(%)	46.5 ± 43.5	17.7 ± 30.8	28.4 ± 25.1	27.7 ± 30.3
相対照度(%)	a 77.7 ± 19.1	a 88.4 ± 12.5	ab 60.8 ± 37.3	b 60.3 ± 27.5
岩盤(%)	7.5 ± 11.3	0.0 ± 0.0	1.9 ± 6.5	2.5 ± 5.9
巨礫(%)	4.8 ± 5.3	7.6 ± 7.9	12.7 ± 10.1	7.5 ± 10.8
大礫(%)	ab 25.6 ± 14.7	a 41.2 ± 12.4	ab 21.9 ± 10.0	b 17.9 ± 12.7
中礫(%)	30.3 ± 11.4	27.4 ± 8.0	28.8 ± 15.7	27.6 ± 13.6
小礫(%)	17.5 ± 10.2	12.8 ± 4.2	19.3 ± 10.0	25.2 ± 15.0
砂(%)	14.6 ± 10.7	11.0 ± 9.7	15.5 ± 13.4	19.2 ± 24.2

照度や流速を低下させる環境が重要であることが考えられる。

以上のように、今回の調査で魚類が多く確認された山付部カバー有の Type2 や水中と陸上に植生が繁茂する Type5 においても、そこでの流速や底質の条件によって魚類相や生息量が大きく異なった。したがって川づくりにおいて水際処理を検討する際にはこれらのことに十分留意し、水際に植物があっても流速が十分に減少しないと予測される場合にはさらなる復元手法や断面形状を検討するなどの工夫が必要であろう。

<参考文献>

1) 自然共生研究センター：平成 14 年度研究報告書, 土木研究所資料第 3915 号, 2003

2) 自然共生研究センター：平成 15 年度研究報告書, 土木研究所資料第 3946 号, 2004

3) 長谷川浩二・河口洋一・萱場祐一・佐川志朗・田代喬：実河川における水際域の機能評価, 応用生態工学会第 9 回研究発表会講演集, 109-112, 2005

4) 鈴木興道：魚の住みやすい川づくりに資する魚類の生息分布とその場の流速, 土木学会論文集 No. 593/Ⅱ-43, 21-29, 1998

９．中小河川における希少魚ネコギギの生息環境Ⅱ

ネコギギ（*Pseudobagrus ichikawai*）は伊勢湾・三河湾に注ぐ河川にのみ生息しているナマズ目ギギ科の日本固有の純淡水魚である[1]．その分布域の狭さと学術的な貴重性から1977年に天然記念物に指定された．さらに近年では，生息場所および個体群サイズの縮小が著しく，絶滅危惧種として選定（1998年に水産庁，1999年に環境庁）されている[2),3)]．ネコギギの生息場所は流れの緩やかな清流の平瀬から淵であり，水質変化や河川改修などによる生息場所の改変によって大きな影響を被っているとされている[4)]．実際に，本種の生息河川の減少[5)]，各個体群サイズが矮小化した事例[6),7),8)]が報告されるなど，本種の保全は重要な命題のひとつとなっている．既に人工増殖はある程度成果を挙げ始めており[9)]，それに追随した生息場所の改善が求められている中にあって新たな生息場所の創出も試みられている[6),7)]が，十分な科学的裏付も無いままに対策を講じているのが現状である．多くの河川で人為的な環境改変がなされている今日，環境変化に対する耐性が極端に低いとされるネコギギのような生物の生息環境を保全していくことは，種の保全といった直接的観点のみならず，生態系を支える多様な河川空間を保持していく上で重要であると思われる．本研究は，ネコギギ生息場の再生・創出の実現のため，既往知見の少ない物理的生息場所に関する知見の取得と潜在的生息場所の予測手法の確立を目的とする．

ネコギギの生息場所に関する知見については，活動的な夜間に流れの緩やかな平瀬や淵を遊泳する一方，昼間には緩流部に堆積した巨礫や岩などの隙間に潜むことが経験的に知られている[4)-8),10)]．こうした記載が多くあるにもかかわらず，定量的基準を記述した事例は少なく，そのわずかな事例も淵サイズと生息密度の関係[10)]を記していたに過ぎない．昨年度，自然共生研究センターでは生息環境の保全・修復に資する知見の取得を目的とした調査がなされ，昼間の棲み場所に関する観測結果から，リーチスケールにおける潜在的生息域の分布と流速，水深，底質などの物理環境指標におけるその適性範囲が推定された[11)-13)]．これにより，微小なスケール（マイクロユニット）での平常流量時における生息場所特性についてはある程度明らかにされたと言えるが，実際に生息場を再生し，維持・管理していくに当たっては，①広範なスケールから再生すべき場所を見出していく必要があるし，②そこに再生した際には洪水などの流量変動時にどのような影響を受けるのかを知る必要がある．本章はこの２点に着目した検討について報告するものである．

９．１　河道の物理特性から見た希少魚ネコギギの分布

９．１．１　はじめに

河川における生息場の物理特性は，Frissel et al.[14)]が提示したように，スケールの大きさから順に，流域，セグメント，リーチ，チャネルユニット，マイクロユニットにおいて各地形要素が互いに連携しながら成立することが知られている．生息場特性の理解にはマイクロユニットへの着目が不可欠だが，実際にマイクロスケールを対象とした観測を全流域

で実施するのは時間的にも費用的にも不可能であるため，比較的入手の容易なマクロスケールの情報（数値地図，数値地質図など）を用いて実施可能な生息場スクリーニングを確立する必要がある．このシステム構築に当たっては，例えば，流域の地図情報から早瀬の局所流速を推定することは不可能であるように，マイクロな情報とマクロな情報を直接関連付けることは難しい．しかし，両者の間を繋ぐ河床勾配のようなメソスケールの情報があるとマイクロとマクロな情報を系統付けて解釈できることから，メソスケールの物理特性から生息場を理解することは重要であると考えられる．このような河川の生息場における階層性はその密接な関連性が重要であると認識されつつも，スケールの異なる物理特性を重ね合わせて整理したものは少なく，一柳ら[15]による先駆的な事例などがあるに過ぎない．

以上に鑑み，本節ではネコギギ生息場を題材に，既にマイクロユニットスケールにおける物理特性はある程度整理されたこと[11)-13)]を踏まえ，リーチ，チャネルユニットといったメソスケールの情報からの生息場特性の抽出を目的としたものである．なお，ここでは，異なるスケールの物理特性を関連付ける際，人為的外力によらず自然条件によって形成されたケースを対象とした方が相互関係を理解しやすいものと考え，人為的影響の少ない河道を対象とすることとした．

９．１．２　材料と方法

（１）調査地

調査は，岐阜県西部を流れる木曽川水系の一支川（流域面積 392.7km^2）から，人為的改変の少ない区間（河道延長：2.2km，上流端地点での流域面積：92.0km^2）を設定し行った．調査区間は，局所的に湾曲，蛇行し緩やかに拘束された渓谷に位置しており，土砂供給も豊富であるため，低水路では草本植生の繁茂が見られる砂礫堆が発達している．平常時（非出水時）には，草本植生，河畔林，砂礫堆，基岩などによって構成される多様な水際景観を呈することが特徴的である．

（２）物理環境調査

早瀬，平瀬，淵といったチャネルユニット（河床型）とその特性把握のため，調査区間全域にわたり，トータルステーション（TOPCON 社製）を用いた数値地形測量を 2005/9/1-3 にかけて行った．なお，測量の際には調査区間内のチャネルユニット分布も記録することとした．調査期間中の降雨は無く，大きな水位の変化は確認されなかった．

表 9.1.1　解析に使用した物理環境指標

Variables	Definitions
B	Width of water surface
H	Water depth
I	Gradient of water level
LHU	Length of habitat unit
DX	Longitudinal distance from the nearest habitat unit
RCM	Radius of channel meandering
CACM	Central angle of channel meandering
S	Riparian slope
B/H	Channel width/depth ratio
B/RCM	Channel width/meandering ratio

全長 2.2 km の流路延長に対し，合計 122 の横断面での水際位置，最深点位置を記録するとともに，86 断面においては陸域を含む横断形状を調査した．この測量結果から，水面幅（B）と水深（H），澪筋に沿った縦断図をもとに水面勾配（I）と河床勾配，河道と澪筋の平面形状をもとに蛇行半径（RCM）・中心角（CACM），水際の陸域横断形状をもとに左右両岸の河岸勾配（S）を得た．これら諸量算出に際しては，CAD ソフトウェア AutoCAD を用いた．**表 9.1.1** には，河道特性把握に有用で二次的に算定される河幅水深比（B / H），湾曲度（B / RCM），後述する生息場ユニットの延長（LHU），隣接する生息場ユニットとの距離（DX）を加え，解析に使用した物理環境指標を記載した．

（3）生息確認調査

調査は，ネコギギの活動拠点である淵を中心とする上下流の早瀬によって挟まれた領域を生息場ユニット（Habitat unit，N= 21）として，昼夜の潜水目視により行った．調査区間全域にわたり，昼間は 2005/6/7-7/20 にかけて調査員 1 名で延べ 10 時間（3 日間）を，夜間は 2005/10/11, 12, 20 に調査員 3 名で延べ 7.5 時間を費やして行った．昼間には遊泳する個体は確認できなかったため，下流より必要に応じて河床材料を捲りながら礫の隙間などに潜むネコギギ個体を探し，発見した場合にはその位置を記録するとともに確認個体の全長を計測した．夜間調査では，各生息場ユニットにおいて遊泳するネコギギ個体について当歳魚とそれ以外に分けて個体数を計数した．当歳魚の判定は，2005/9/12 に同箇所で行った調査（未発表）における体長分布（当歳魚≦40 mm，その他>60 mm）を参考に体長 50 mm を判断基準として行った．なお，調査の際は必要に応じて水中ライト（technisub ルーメン X4）を使用した．

9．1．3　結果と考察

生息確認調査の結果，昼間には 12 地点（生息場ユニット数 11）で計 30 個体が確認されたが，そのうち 9 地点では各 1 個体が確認されたに過ぎなかったのに対し，夜間では計 638 個体（生息場ユニット数 20）に及んだ．なお，昼夜ともに 1 箇所では生息確認できなかった．

以下では，昼間の確認個体数が夜間のそれの 5 %程度であることに鑑み，夜間に確認されたネコギギ個体数対象として，これを各生息場ユニットの延長で除したものを「生息密度（Ind. / m）」と定義し，検討に用いた．

（1）昼間と夜間の生息場所

図 9.1.1 には，ネコギギの当歳魚（Juvenile）とそれ以外の年級群（Adult）について，昼間の生息確認の有無による生息密度の違いを示す．図中の 4 ケースについてクラスカル・ワーリス検定を行ったところ，有意な差が認められ（P< 0.001），さらに，各ケース間の多重比較検定を行ったところ，昼間確認地点での当歳魚の生息密度とその他の生息密度との間に有意な差が認められた（Scheffe's F test，図中英小文字：P< 0.01）．これらの結果から，昼間に発見できる個体，あるいは，調査できる隠れ処は一部に過ぎないことが分かっ

たが，昼間の確認箇所では夜間に確認できる個体（特に当歳魚）が多くなることから，昼間の確認箇所は相対的に良好な生息場所であると推察された．

次に，昼夜の生息場の物理特性を比較するため，①夜間のみ確認（N=11），②昼夜とも確認（N=10），③昼夜いずれかで確認（N=20）の3ケースを対象として，**表 9.1.1** に示す物理環境指標についてクラスカル・ワーリス検定を行ったところ，いずれの物理環境指標においてもケース間に有意な差は確認されなかった．したがって，今回検討したチャネルユニットスケールにおいては昼間の生息確認の有無による夜間の生息場の物理特性に差異は無く，昼間の調査も生息適性を議論する重要な材料になるものと考えられた．先の著者らの成果)-)は昼間の調査結果だけを対象としたものだが，この結果は本成果の一般性を支持するものと思われる．また，このことは昼間のみ確認されたケースが無かった今回の調査結果にも反しない．ただし，実際の観察では，昼間に河床や河岸などの間隙に潜み，夜には索餌のために遊泳することが確認されていることから，昼夜の生息場特性を考察するにはより小規模なスケールの物理特性を含めた検討が必要になるものと思われる．

（2）河道平面形状による生息状況の違い

図 9.1.2 には，ネコギギの当歳魚（Juvenile）とそれ以外の年級群（Adult）について，蛇行河道と直線河道による生息密度の違いを示す．図中の 4 ケースについてクラスカル・ワーリス検定を行ったところ，有意な差が認められ（P< 0.001），さらに，各ケース間の多重比較検定を行ったところ，蛇行河道での当歳魚の生息密度とその他の生息密度との間に有意な差が認められた（Scheffe's Ftest，図中英小文字：P< 0.01）．さらに，蛇行区（N= 10）と直線区（N = 11）における物理環境特性（**表 9.1.1** 中の諸量）について，それぞれの正規性，等分散性が確認された水面幅（B），水深（H），生息場ユニット長（LHU），隣接生息場ユニットとの距離（DX），河岸勾配（S），河幅水深比（B / H）については Student's t test を，水面勾配（I），蛇行半径（RCM），蛇行中心角（CACM），湾曲度（B / RCM）については Mann-Whitney's Utest を行ったところ，水深（H），生息場ユニット長（LHU），蛇行半径（RCM），蛇行中心角（CACM），湾曲度（B / RCM）について有意な差が確認された．**表 9.1.2** にはこれらの平均値と標準偏差を示した．前述のとおり，生息密度に有意な差が確認されたのは当歳魚だけであったが，それ以外の年級群についても蛇行部の生息密度の方が大きかった．したがって，蛇行部に形成される広くて深い淵がネコギギの有効な生息場として機能すると考えられた．

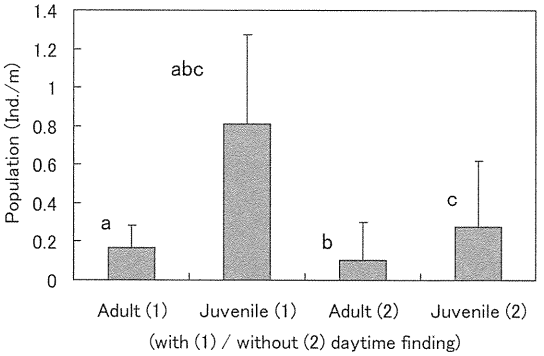


図 9.1.1　昼間の生息確認状況（(1)：確認，(2)：未確認）による生息密度の違い

9．1．4　おわりに

本節で得られた，メソスケールにおけるネコギギ生息場の物理特性は以下に集約される．

- 昼間の調査による生息確認場所では夜間の当歳魚の生息密度が有意に大きく，良好な生息場が形成されているものと推察された．
- 夜間のみ生息が確認された場所と昼夜ともに生息が確認された場所では，物理環境指標に有意な差は無く，メソスケールでの昼夜の生息場選好状況に差は見られなかった．
- 河道平面形状による生息状況の違いについては，蛇行部における生息密度の方が相対的に大きく，蛇行部に形成される広くて深い淵がネコギギの有効な生息場として機能すると考えられた．

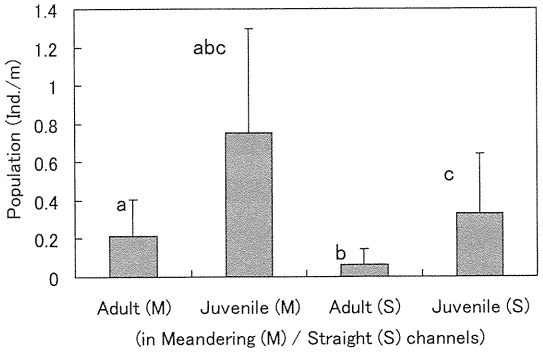


図 9.1.2　河道平面形状（蛇行区(M)，直線区(S)）による生息密度の違い

表 9.1.2　河道平面形状による差が有意な物理環境指標の平均値（Ave.）と標準偏差（SD）

	Meandering		Straight	
	Ave.	SD	Ave.	SD
H (cm)*	113.2	20.5	83.5	37.8
LHU (m)**	54.9	25.4	26.3	16.6
RCM (m)***	78.6	31.1	197.8	144.4
CACM (degree)***	70.6	24.4	31.1	15.6

（ただし，* : P<0.05, ** : P<0.01, *** : P<0.001）

9．2　IFIM の適用によるネコギギ生息河川の評価

9．2．1　はじめに

IFIMはInstream Flow Incremental Methodology（Bovee[16]）の略称で，「流量漸増式生息域評価法」と訳される[17]ことがあるように，流量によって変化する河道内の生息場適性分布を評価できる手法群である．正常流量を検討する目的で1980年代初めに開発されて以来，欧米諸国を中心に世界中に広まってきた[17),18)]．生息場の物理特性の理解や平面 2 次元水理解析モデルの進展と連動して，実際に調査することが難しい大河川での潜在生息場所の推定[19)]や洪水時における避難場所の予測[20)]などに活用されてきた．

本節では，ネコギギ生息環境の再生箇所がスクリーニングされた際の実際の創出方法の検討に供することを目指し，既に詳細な地形情報，水理量分布が得られているネコギギ生息河川のリーチにおいて流量による生息場適性の変化を試算し考察を加えるものである．

（１）対象河道

対象河道は員弁川水系A川，宮川水系B川に位置し，A川から２区間（A-1，A-2），B川から１区間（B-1）の計３リーチである．ネコギギ地域個体群の絶滅が危惧されている員弁川水系に対し，宮川水系では現在も尚，豊富な生息が確認されている[21]．A川は約 14 kmの流路延長を有し，員弁川の 1 支川に合流する小河川である．かつての空中写真によれば明瞭な交互砂州を形成しており，縦断方向に約 200 m間隔で低堰堤が高密度に存在するがいずれの堰堤も老朽化が進んでいる．本川のネコギギの分布は合流点より上流約 1.5 kmの区間に限られ[21),22)]，1990 年代の台風による土砂災害とその後の復旧事業により，生息域が減少したと目されている[21),22)]．一方，B川はA川よりは若干長く約 20 kmの流路延長を有し宮川に注いでおり，河床に散在する「岩」が特徴的な景観を形成している[11)-13)]．

対象河道（A-1，A-2，B-1）は３地区とも同程度の流量（1.0 m^3/s程度），水面幅（10～20 m）を有し，堰堤の上流に位置するA-2 を除けば，水面・河床勾配もほぼ同様（A-1 : 1/100～1/130，B-1 : 1/125）であった．さらに，昨年度行った物理環境調査（約 80 m区間において縦断方向 5 m間隔で横断測量を実施）により地形情報が既知であること[11)-13)]から，本検討ではこれを用いた．

（２）平面２次元水理解析

河川における複雑な地形的境界条件のもとで，表面流ならびに伏流の平面 2 次元的挙動を解析するソルバーであるNH2Dモデル（Nagoya Hydraulics 2 Dimensional flow simulation model）[23)-27)]を用いた．本手法は実河川での流れの解析に実績があり，礫床河川である矢作川[23)-25),27)]，砂床河川である木津川[26)]で用いられてきた．

計算条件として，数値解の安定を得るために，約 40 m（縦 10 セル）の直線区間を助走区間として，A-1 およびB-1 では対象河道の上下流に，A-2 では対象河道の上流に設定した．したがって，縦 60×横 50（A-1 およびB-1）/ 縦 50×横 50（A-2）のセルに分割された約 160 m（A-1 およびB-1）/ 約 120 m（A-2）の区間が計算対象となる．助走区間の河床は，上・下流ともにそれぞれ実測された水面勾配に沿って勾配を与え，横断形状は対象河道上・下流端のものを一様に与えた．河床粗度については，現況の対象区間（2004/12/13-16 時点）における実測値（平均粒径d_m = 0.13 m（A-1）/ 0.12 m（A-2）/ 0.43 m（B-1））とSchlichting の３次元粗度の実験結果[28)]から，相当砂粒粗度$k_s = 2.5d_m$として与えた．マニングの祖度係数nはストリックラーの式を適用して次のように与えるものとした．

$$n = 0.0417 k_s^{1/6} \tag{1}$$

なお，計算中は，区間上流端に流入流量を，下流端に水位を固定して与えた．水位は，A-1 およびB-1 では等流水深h_0を，堰堤の上流に位置するA-2 では限界水深h_cを次式により算定し，最深点に加算して与えた．

$$h_0 = \left(\frac{nq}{\sqrt{i_b}} \right)^{3/5}, \quad h_c = \sqrt[3]{\frac{q^2}{g}} \tag{2}$$

ここに，q：単位幅流量，i_b：河床勾配である．

（3）生息適性の評価

IFIMのモジュールのひとつであるPHABSIM（Physical Habitat Simulation）は，河道内で評価対象とするセルについて，流速，水深，底質などの物理環境指標（ξ_i）に対する適性値（Suitability Index，0~1）を掛け合わせて合成し評価値（*HSI*; Habitat Suitability Index）を得る手法である[16),17)]．生息適性を関数で表した選好曲線$f_j(\xi_i)$を作成する必要があるため，これまでに（Ⅰ）図鑑的知見から簡単な関数形を想定する方法の他，（Ⅱ）観測データからの出現頻度分布に基づいて決める方法が採用されてきた[16),17)]．本検討では，著者ら[11)-13)]が推定したネコギギ潜在生息域における物理環境指標分布を援用することとした．図 9.2.3 には箱ヒゲ図（Box whisker plot）を用いた選好曲線の設定方法についての概念図を示す．また，今回の試算では地形情報に基づき流量を与えて行った水理解析シミュレーションの結果を材料としており，地形や河床材料の変化は考慮しないことから，流速，水深の変化に対する評価値の応答に着目した．図 9.2.4 には作成した選好曲線を示すが，以下の議論では「Family」を対象として得られた結果について考察するものとした．

各セルにおける評価値の算定に際して，物理環境指標ごとに得られる適性値の合成方法は，単純な掛け合わせが古典的である)が，本検討では基準化して評価できる辻本ら[20)]の評価値 Ξ_k（式(3)）を用いた．

$$\Xi_k = \sqrt[p]{\prod_{j=1}^{p} f_j(\xi_{jk})} \tag{3}$$

ここに，p：指標の個数である．また，各セルの面積と評価値を掛け合わせた対象河道の重みつき利用可能面積*WUA*（Weighted Usable Area）[16),17)]には，区間内の全水域面積で除して無次元化した*WUA**[20)]を用いた．

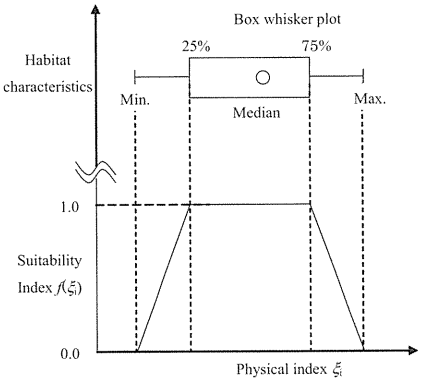


図 9.2.3　箱ヒゲ図からの選好曲線作成方法

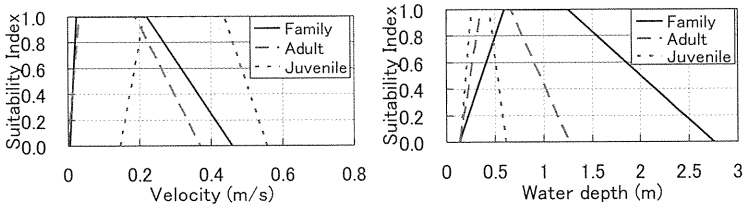


図 9.2.4　流速，水深に対するネコギギの選好曲線

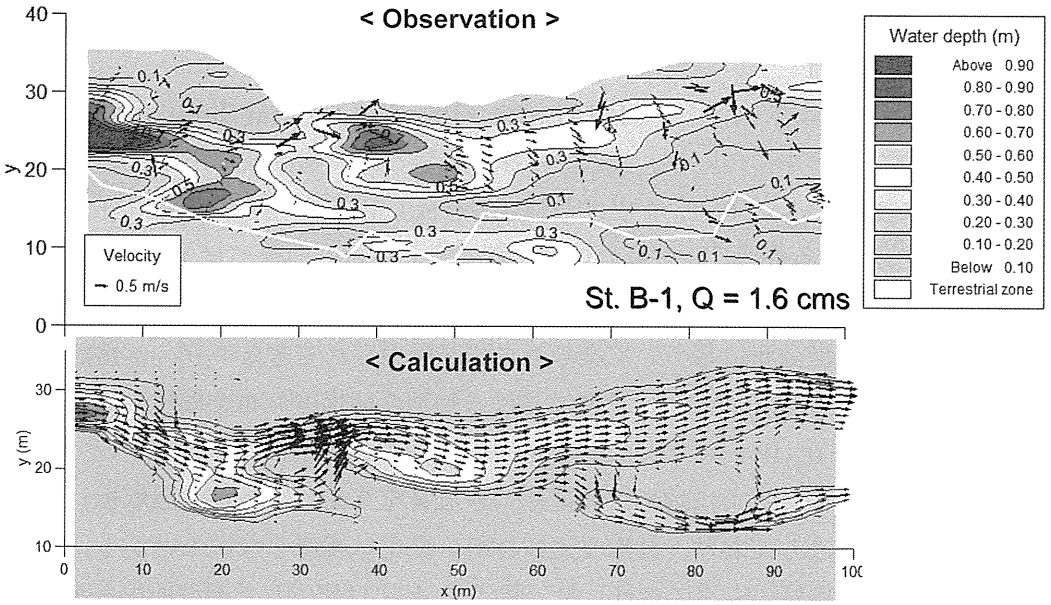


図 9.2.5　St. B-1 における流量 1.6 m³/s条件下の水深コンターと流速ベクトル図
—観測結果（上，2004/12/13-14 に実施）と計算結果（下）の比較—

９．２．３　結果と考察

（１）平面２次元水理解析

対象河道における水理解析シミュレーションの一例として，図 9.2.5 にはSt. B-1 における水深コンターに流速ベクトルを重ねて示した．図中の上段が観測結果，下段が計算結果となっており，局所的な不一致は存在するものの全体的な流れの傾向については良好な一致が見られ，この傾向は他の対象河道（A-1，A-2）においても同様であった．従来の水理学において，山地渓流などで見られる粗度要素の大きな流れ場や河床変動について取り扱った知見[29),30)]は少ないが，平面 2 次元の水理で扱う水深平均した流れ場で見れば，既往の水理モデルでもある程度の再現性を確保できるものと思われた．

（２）生息適性の評価

対象河道における流況はわが国の多くの中小河川と同様に未整備であるが，おおよそ同規模の河幅（20 m程度），河床勾配（1/100 前後）であったため，単位幅流量をパラメータとして生息適性評価の応答について考察するものとした．図 9.2.6 には対象河道における生息適性評価の一例として，堰堤上流に位置し単調な流れ場を有するSt. A-2 と豊富なネコギギの生息が確認されているSt. B-1 における評価値Ξ_kの分布とWUA^*を併記した．下段の低水条件（単位幅流量 0.05 m³/s）においては，St. A-2 の評価値が総じて大きいが，上段（単位幅流量 0.5 および 2.0 m³/s）へと増水していくにつれ，評価値が激減するとともにその分布についても大きく変化した．一方，St. B-1 では下段の低水時の評価値こそSt. A-2 より小さいが，増水した際の評価値の減少幅は比較的小さく抑えられ，低水時に評価値の高い箇所は増水しても維持される傾向にあった．しかも，St. A-2 ではネコギギの生息が確認でき

ないのに対し，St. B-1 における評価値が高く維持される箇所の中には実際にネコギギの生息が確認されたところもあった（著者ら，未発表）．これらの結果は，ネコギギの生息にとって，出水時における生息場の状況を考慮することが重要であることを示唆している．

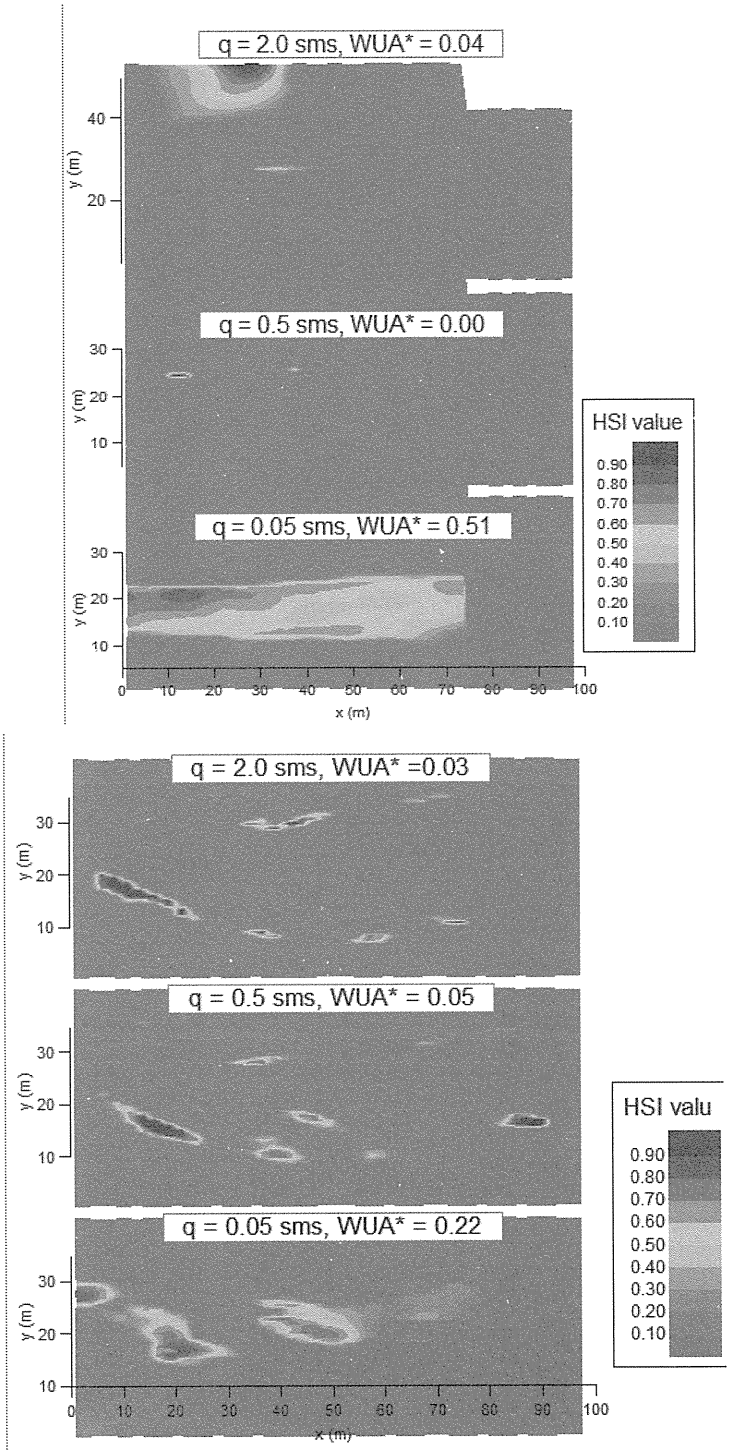


図 9.2.6　St. A-2（左）とSt. B-1（右）における生息適性評価値の比較（単位幅流量 0.05, 0.5, 2.0 m^2/s）

ところで，著者ら[11)-13)]が同じ河道において現地観測結果から推定した潜在生息域の分布では，St. B-1 の方がSt. A-2 よりはるかに生息可能セルの割合が大きく（36 % : 5 %），この違いは大きな河床材料と空隙の存在状況の違いによるものと考えられていた．昼間の生息確認調査での発見個体が夜間のごく一部に過ぎないことを念頭において，本検討における評価値分布の変化を鑑みるに，仮に河床材料や空隙の存在を考えなかったとしても，増水時にも遊泳可能な生息場が低水時と同じ箇所に維持されるように工夫すれば，ネコギギ生息場を再生できることを暗示しているのかも知れない．

図 9.2.7 には，単位幅流量をパラメータとする生息適性評価について感度分析を行った結果を示す．図 9.2.6 の結果とも重複するが，St. A-2 の評価値は流量によって大きく変動する一方，St. A-1，B-1 の評価値は比較的安定していた．また，St. A-1 における評価値は総じて相対的に小さかった．この結果と潜在生息可能セル[11)-13)]の大小関係，St. B-1 > A-1 > A-2（36 % : 14 % : 5 %）を合わせて考えても，流量変動の生息適性の応答に着目することの重要性が改めて示唆されたものと考えられた．

９．２．４　おわりに

本節では IFIM を適用することにより，流量変動時におけるネコギギ生息適性について定量的に評価することができた．得られた結論は以下に集約される．

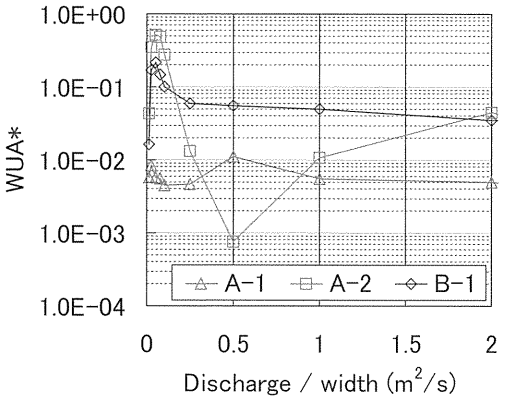


図 9.2.7　単位幅流量によるWUA*の変化

- NH2D モデルによる平面２次元水理解析は，粗度要素の極端に大きな渓流河川においても流れ場の総体的な再現性を有していた．
- ネコギギの生息適性評価において，堰堤上流等に見られる単調に流れる河道では，局時的に評価値が高くなることはあっても流量によって評価値が大きく変動しがちであるのに対し，チャネルユニットがはっきりした河道では，流量による評価値の変動が小さく，低水時に評価値の高い箇所が増水しても維持される傾向が見られた．
- 流速，水深を物理環境指標とする生息適性評価であったが，流量変動を考慮することによって河床材料や空隙の分布など詳細な現地観測から推定された潜在生息域の分布と同様の結果を類推することができた．

謝辞：本章の一部は，天然記念物ネコギギ保護増殖事業（事務局：三重県いなべ市教育委員会）の一貫として行われた．森誠一教授（岐阜経済大），渡辺勝敏助教授（京都大）を始

め同事業の指導委員諸氏には有用な助言を頂いた．村岡一幸氏を始め三重県教育委員会の方々には調査の便宜を図って頂いた．御礼申し上げる．

参考文献

1) Okada, Y. and Kubota, S.: Description of a new freshwater cat-fish *Coreobagrus ichikawai*, with an emendation of the genus Coreobagrus Mori, *Japanese Journal of Ichthyology*, Vol. 5, pp.143-145, 1957.

2) 環境庁編：日本の絶滅のおそれのある野生生物，脊椎動物編，日本野生生物研究センター，東京，1991.

3) 水産庁：日本の希少な野生水生生物に関するデータブック，社団法人日本水産資源保護協会，東京，1998.

4) 清水実, 清水義孝：○○川に生息するネコギギの分布環境調査, 関西自然保護機構会報 8: 13-24, 1982.

5) 清水義孝：ネコギギの生態と保護，淡水魚保護，Vol. 1，pp. 63-66，1988.

6) 渡辺勝敏：ネコギギ生息地の保全対策 -岐阜県□□川における護岸災害復旧工事に際して-，淡水魚保護，Vol. 4，pp.87-90，1991.

7) 渡辺勝敏，森誠一：橋の架け替え工事に伴うネコギギ生息場所の変化，魚から見た水環境-復元生態学に向けて/河川編-（森誠一編），pp161-176, 信山社サイテック，東京，1998.

8) 宮本敦史，西村昭史，藤吉利彦，水野知巳：三重県におけるネコギギ分布の現状，三重県科学技術振興センター水産研究部研究報告，第11号，pp.57-66，2004.

9) いなべ市役所：員弁川水系ネコギギ（天然記念物　淡水魚）の平成１８年度保護増殖の取組み，http://www.city.inabe.mie.jp/pages/1170_0.html

10) 森誠一：道路計画地におけるネコギギの実態調査と行政の対応, 環境保全の理論と実践Ⅰ（森誠一編）,信山社サイテック，東京，pp.67-82，2000.

11) 田代喬，佐川志朗，萱場祐一，齊木雅邦，長谷川浩二：中小河川における希少魚ネコギギの生息環境，河川技術論文集（土木学会），Vol. 11，pp.471-476，2005.

12) 田代喬，佐川志朗：中小河川における希少魚ネコギギの生息環境，平成16年度自然共生研究センター報告書，土木研究所資料第3988号，pp.48-66，2006.

13) 萱場祐一，田代喬，佐川志朗：ネコギギの生息環境特性と潜在的生息域，員弁川水系天然記念物ネコギギ保護増殖事業報告書—絶滅が危惧されるネコギギ個体群の保護増殖・再導入計画（第1期）—，三重県教育委員会，pp.18-23，2006.

14) Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren and M. D. Hurley: A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context, *Env. Manage.*, Vol. 10, pp.199-214, 1986.

15) 一柳英隆，森誠一，渡辺勝敏：ネコギギ(ナマズ目ギギ科)の生息地評価～環境要因の構成と他種との関係を含めて生息地を評価する試み～，応用生態工学会第9回研究発表会講演集，

pp.213-216, 2006.

16) Bovee, K.D.: A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. FWS/OBS-82/26. U.S Wildl. Serv., Coop. Instream Flow Serv. Grp., Fort Collins, CO. 248p., 1982.

17) 玉井信行・奥田重俊・中村俊六編：河川生態環境評価法，東京大学出版会，270p.，2000.

18) Maddock, I.P., Bickerton, M.A., Spence, R. and Pickering, T.: Reallocation of compensation releases to restore river flows and improve instream habitat availability in the upper Derwent catshment, Derbyshire, UK, *Regulated Rivers: Research & Management,* Vol.17, pp.417-441, 2001.

19) Lamouroux, N. and Souchon, Y.: Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams, *Freshwater Biology*, Vol.47, pp.1531-1542, 2002.

20) 辻本哲郎，田代喬，伊藤壮志：生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価，河川技術に関する論文集（土木学会），Vol. 6，pp.167-172，2000.

21) 三重県教育委員会，東海淡水生物研究会：天然記念物ネコギギ-三重県における分布・生態調査報告-，1993.

22) 三重県教育委員会，三重県科学技術振興センター：天然記念物ネコギギ緊急調査報告書，2003.

23) 田代喬，加賀真介，辻本哲郎：河床付着性藻類群の繁茂動態のモデル化と実河道への適用，河川技術論文集（土木学会），Vol. 9，pp.91-96，2003.

24) 田代喬，辻本哲郎：低攪乱礫床における付着藻類剥離効果の評価とそれに基づく繁茂動態モデルの構築，水工学論文集（土木学会），第48巻，pp.1537-1542，2004.

25) 田代喬，渡邉慎多郎，辻本哲郎：低攪乱な礫床河川に優占する造網型トビケラの個体群動態とそれに伴う河床固化に関する解析，水工学論文集（土木学会），第49巻，pp.1453-1458，2005.

26) 寺本敦子，辻本哲郎：植生域を伴う砂州の地形変化 -木津川下流域を例として-，水工学論文集（土木学会），第49巻，pp.1021-1026，2005.

27) Tsujimoto, T., and Tashiro, T.: Application of Population Dynamics Modeling to Habitat Evaluation –Growth of Some Species of Attached Algae and Its Detachment by Transported Sediment-, *Hydroecologie Applique*, Tome 14, Vol. 1, pp.161-174, 2004.

28) Schlichting, H. (1936) Experimentelle Untersuchungen zum Rauhigkeitsprobrem, *Ing.-Arch.*, 7, pp.1-34, 1936.

29) 竜澤宏昌，林日出喜，長谷川和義：渓流の小規模河床形状に関する研究-魚類等の生息環境保全対策への応用を目指して-，土木学会論文集，No.656/II-52，pp.83-101，2000.

30) 田中航太・竜澤宏昌・長谷川和義：最大径礫移動限界を超える流量による大波高礫列・礫段の形成，水工学論文集（土木学会），第45巻，pp.745-750，2001.

１０．　沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について

１０．１　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。

１０．２　方法

１０．２．１　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各務原市にある（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 10.1)。池は楕円形で、法肩から法肩までの距離が長軸で 40 m、短軸で 26 mである。実験時の水深は約 1 m、湛水量 500 m^3であった。

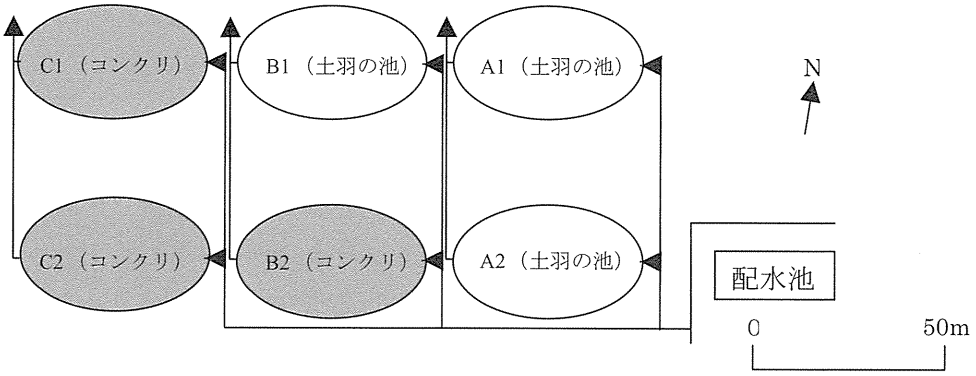


図 10.1　実験池の概要と配置

１０．２．２　実験条件

観測は、2005 年 9 月 14 日から 2005 年 12 月 21 日に実施した。観測に先立ち実験準備として、以下のことを実施した。2005 年 6 月 3 日にすべての池の水を排水し、その後、土羽池については湛水し、コンクリ池については、アオミドロの除去および池底および法面の土砂の除去を行った上で湛水した。その後、土羽池において、沈水植物の生長が芳しくないため、池底の汚泥が要因と判断し、7 月 12 日にバックホウを使用して、表土の泥土を 10cm 程度除去した。その後 7 月 14 日にすべての池を排水した後湛水した。7 月 22 日からは実験時に近い約 0.5 L/s の流量とした。その後、8 月下旬には、土羽池において水生植物のクロモの生育が確認できた。9 月 5 日に一度排水を行い、再湛水することですべての池の流入水条件を同じとし、8 日から、実験条件である 1 池当たり約 0.5 L/s の流量で馴致し、14 日から観測を行った。

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。実験期間中の配水池のCOD、全窒素(TN)、全リン(TP)は平均でそれぞれ、3.5 mg l^{-1}、2.12 mg l^{-1}、0.138 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 0.5 L s^{-1} で、滞留時間(HRT)は、約 12 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。

１０．２．３　調査項目

調査項目を表 10.1 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 2005 年 9 月 14 日から 2005 年 12 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）、フェオフィチンである。底質について、土羽池のみで約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。

植生の繁茂を表す指標としてここではPVI(Percent Volume Infested)(Canfield et al. 1984)を使用した。PVIは池容積に占める大型水生植物の占める体積百分率でCanfieldらが用いて以来、「浅い湖沼(shallow lake)」の研究者らに多く用いられている。PVI調査は実験終了後の1月7日に1回実施した。PVIの測定は以下のように行った。まず、実験池の上にロープを縦方向、横方向に5m間隔で設置し、38区画、26格子点を設定した。次に、水深と植生の高さを各格子点において測定した。その次に、各区画における沈水植物の被度を10%間隔で目視により測定した。PVIは各区画における水量と植生の体積の比として計算される。植生の体積は、被度とその区画を取り囲む格子点の植生の高さの平均値の積として計算した。

表10.1　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PVI調査）

１０．３　結果と考察

１０．３．１　水質

透視度は調査期間においてほぼ100cm以上であり、土羽池、コンクリ池ともに清浄な状態が保たれた。コンクリ池においてはアオミドロを中心とした糸状藻類の影響、土羽池においては水生植物であるクロモおよびアオミドロの影響によって、透視度の高い状態が保たれたと考えられる。昨年度と比較すると土羽池が清浄であった。これは、水生植物の繁茂効果によりclear water state(清浄な水の状態)を作りだすことができたと考えられる。

水温の経時変化を図10.2に示す。夏季の水温に関しては、配水池よりも実験池が高く、

実験池において水温が上昇していた。平均値ではコンクリ池に比して、0.7℃土羽池が低い。これは、土羽池の比熱が大きく水が温まりにくいこと、また植生帯によって被陰されていることが原因と考えられる。

pH および溶存酸素飽和度の経時変化を図 10.3、図 10.4 に示す。この両者は比較的同じような傾向を示した。コンクリ池では、土壌がないために土壌細菌による酸素消費が少なく、DO および pH が土羽池と比べて高くなったと考えられる。さらに土壌細菌である硝化にかかわる細菌群の影響もあると考えられる。加えて、定量的データではないが、アオミドロの消長がこの結果に影響したと考えられる。コンクリ池においてはアオミドロの増殖とともに DO、pH が上昇する傾向があった。土羽池における 11/20 と 11/30 の高い pH、DO はクロモの周辺にアオミドロの繁茂が観察された時期であり、結果と一致する。このように、pH および DO の変化にはアオミドロが作用していることが示唆された。

濁度は、土羽池においてコンクリ池より多少高いものの、全体的に低い値であった。

COD（図 10.5）については、全般に低く、土羽池とコンクリ池の差は見られなかった。

全窒素（図 10.6）に関しては、配水池に比して、すべての池で低い傾向があったが、土羽池とコンクリ池の差はなかった。しかし、12 月の比較的流入窒素量が多い時期のアンモニア(図 10.7)についてはコンクリ池が土羽池に比して高い傾向があり、その反対に亜硝酸は土羽池が高い傾向があった。このことから、土壌のないコンクリ池においては、急激に上昇したアンモニア態窒素に対する緩衝能が低いことが示された。したがって、アンモニア態窒素を忌避する魚類にとっては、土壌が重要な意味を持っていることが示唆された。

クロロフィル a については、全体的に値は小さかったものの、土羽池においてコンクリ池より有意に大きかった($P<0.05$, マン・ホイットニ検定)。

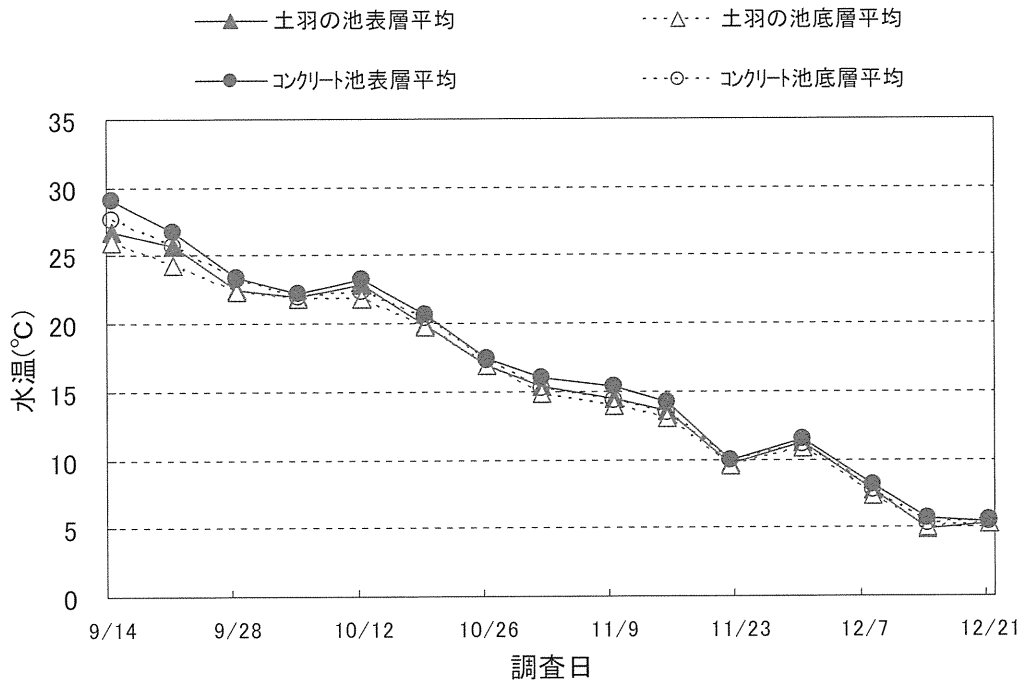


図 10.2　実験池の水温の変化

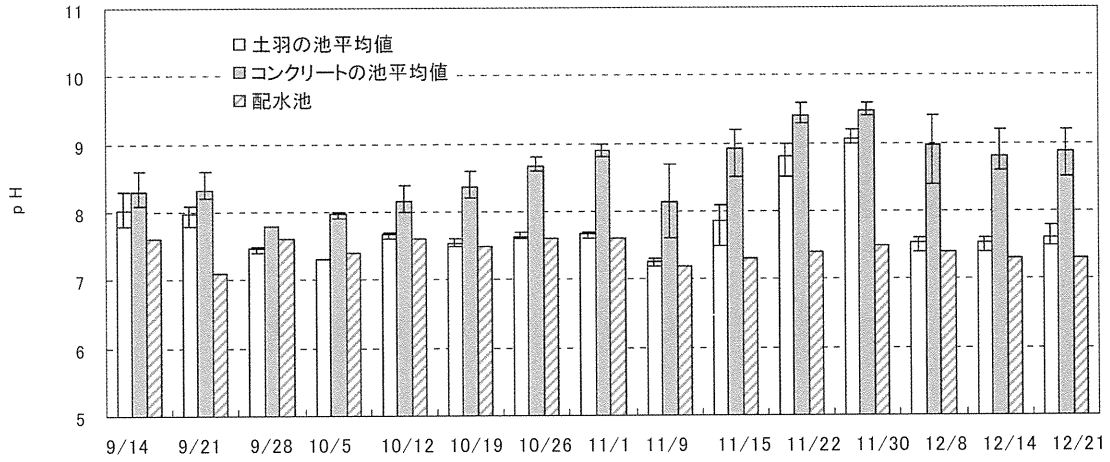


図 10.3 実験池の pH の変化

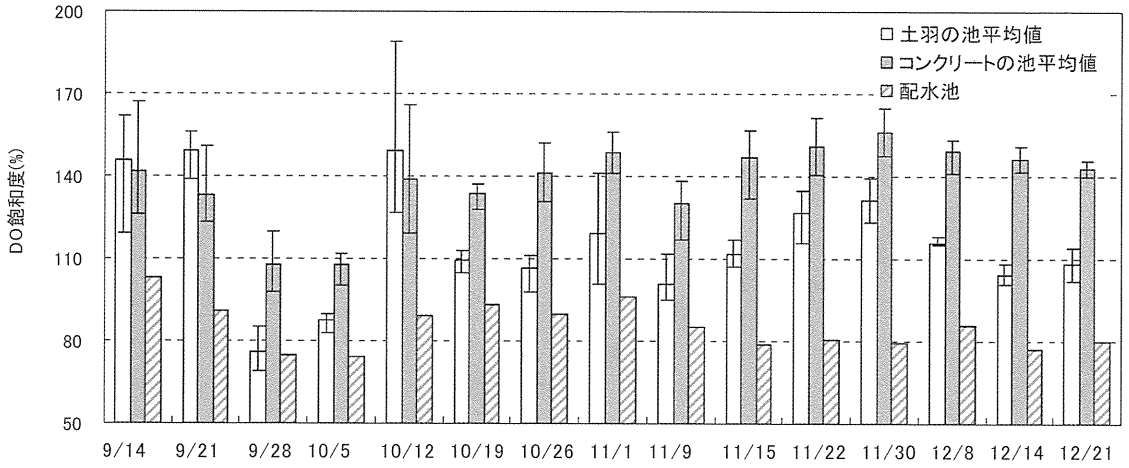


図 10.4　実験池の DO 飽和度（%）の変化

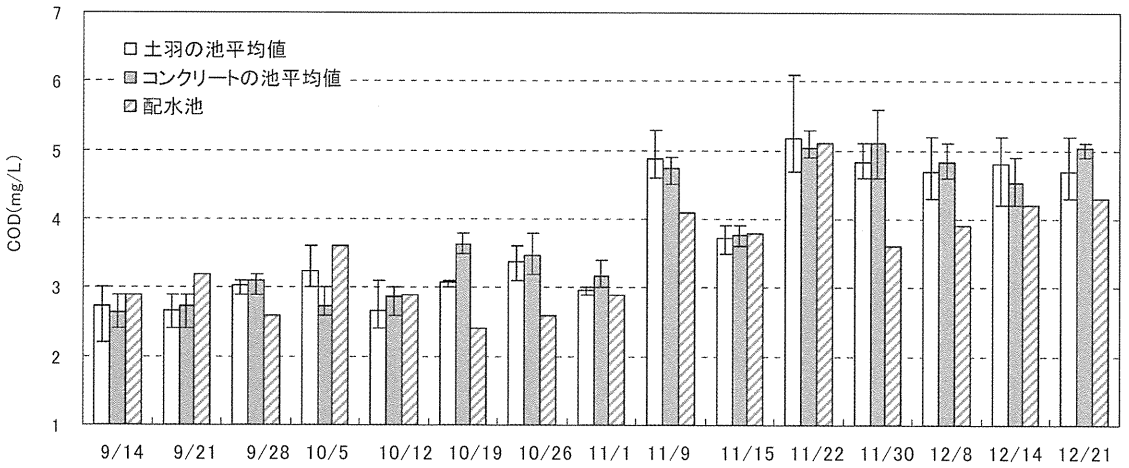


図 10.5　土羽池とコンクリ池の COD の経時変化

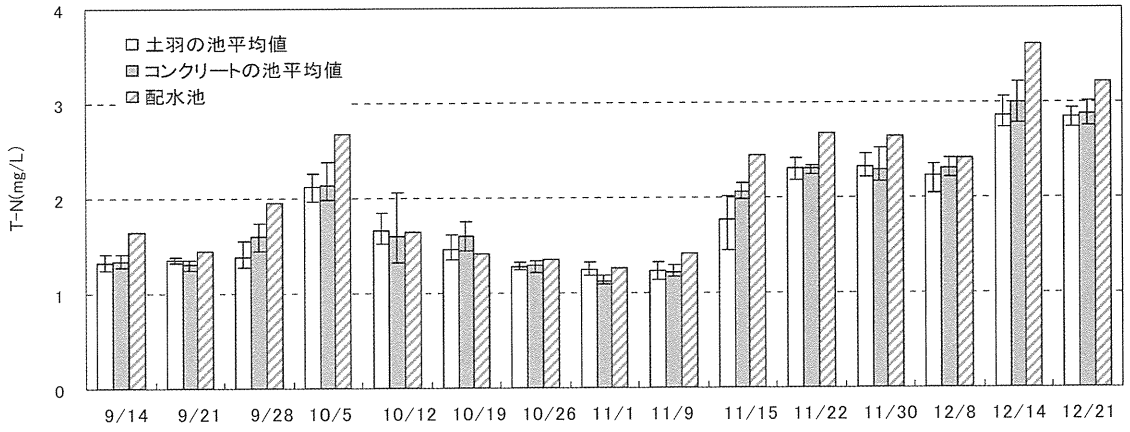


図 10.6　土羽池とコンクリ池の全窒素(TN)の経時変化

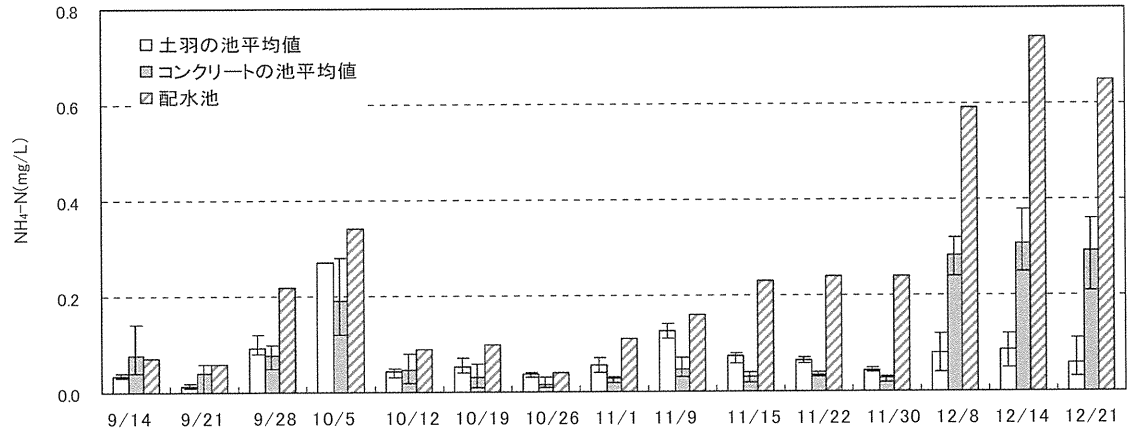


図 10.7　土羽池とコンクリ池のアンモニア態窒素(NH_4-N)の経時変化

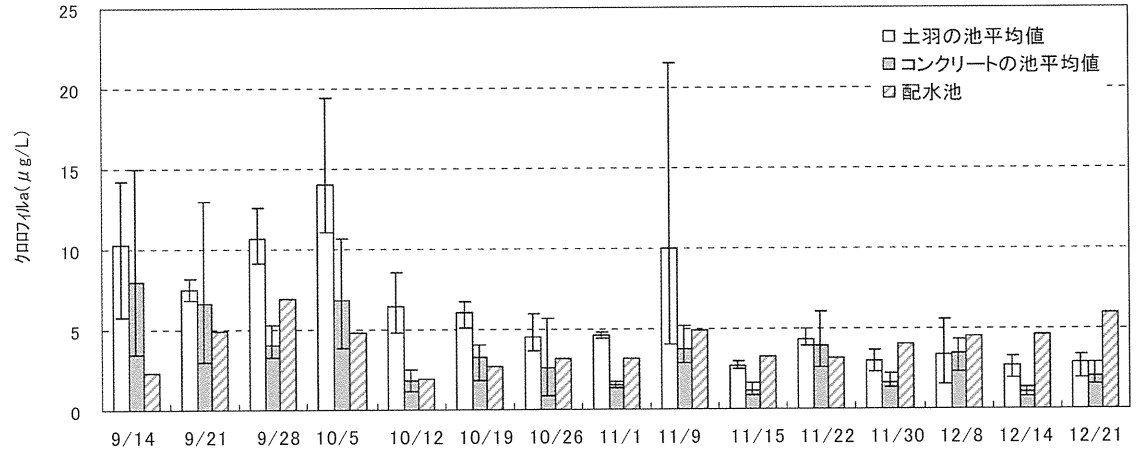


図 10.8　土羽池とコンクリ池のクロロフィル a の経時変化

１０．３．２　動・植物プランクトン、植生および糸状藻類

植物プランクトンの細胞数については、やや土羽池が多くなったが大きな差は無かった。昨年度と比較すると土羽池のクロロフィル a がかなり低く、種類数も土羽池では少なくなった。この要因としては、土羽池の水生植物の現存量が高く、透視度が高かったことが考えられる。種としては緑藻が中心で、セネデスムス、クラミドモナス、パンドリナなどが優先した。珪藻ではメロシラが多く観察された。藍藻類は少ないが、コンクリ池において、一時期、クロオコックスが観察された（図 10.9)。

動物プランクトンについては、現存量が極めて少なかったが、コンクリ池において、種類数、個体数ともに多い傾向があった(図 10.10)。コンクリ池でゾウミジンコやタマミジンコ属などの節足動物が多く観察されが、その原因については定かではない。

土羽池の植生については、例年通り、クロモが優占した。土羽池の PVI は、３池とも 1%であった。PVI の調査が、豪雪の影響などもあり、調査後の 2006 年 1 月となり、すでに植物が減退しており、調査期間中よりもかなり低い結果となった。実際は、調査期間の特に前半は、植物はかなり繁茂しており、10%は越えていたと推測される。平成 16 年度の調査と異なり、土羽池において平成 17 年度はほぼ clear water state（清浄な水の状態)を作り出すことができた。平成 16 年度には底部に汚泥がかなり堆積しており、そのことが沈水植物の生育を妨げたと考えられる。平成 17 年度は調査前に実施した底部の汚泥除去により、水生植物が生育しやすい池底状態および光条件となったと考えられる。そのために水生植物が繁茂し、清浄な状態となった。しかしながら、底質を比較すると平成 16 年度と平成 17 年度の差はほとんど無く、7 月に底泥を除去した後の 2 ヶ月間に、植生が繁茂したことによって、沈降が促進され、再堆積したものと考えている。

一方、コンクリ池において、比較的清水状態を維持した要因として、そもそも池底に堆積物が無いことやアオミドロを中心とした池底における糸状藻類の繁茂により、栄養塩がプランクトンではなく糸状藻類に消費されたことが原因と考えられる。

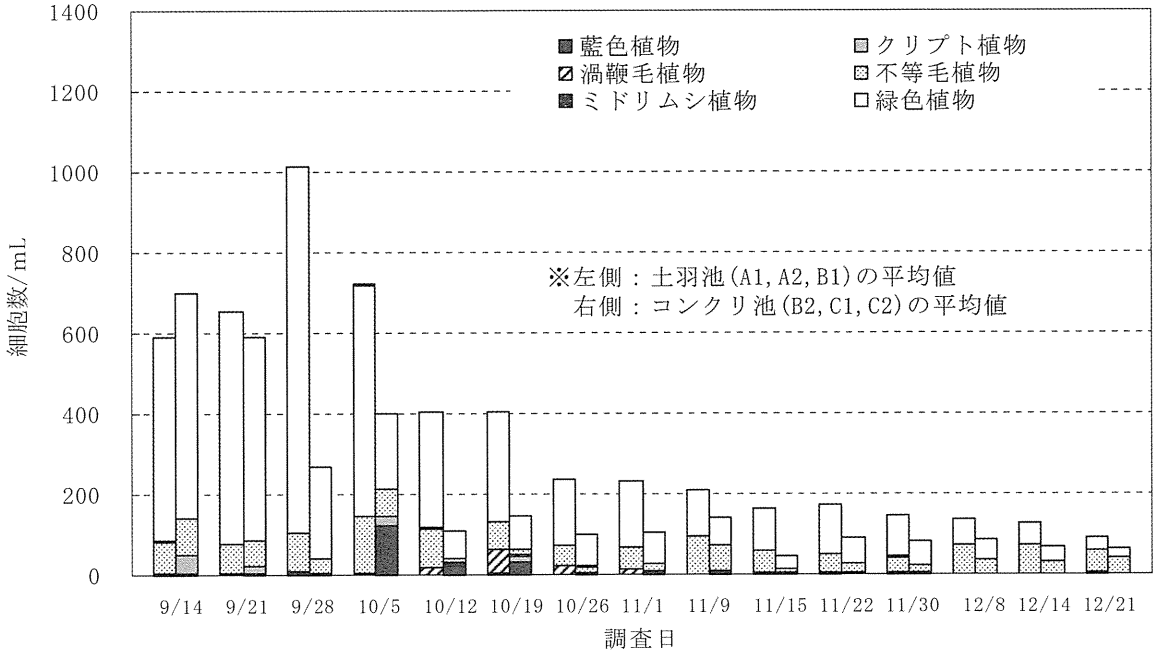


図 10.9 植物プランクトンの種類数の経時変化

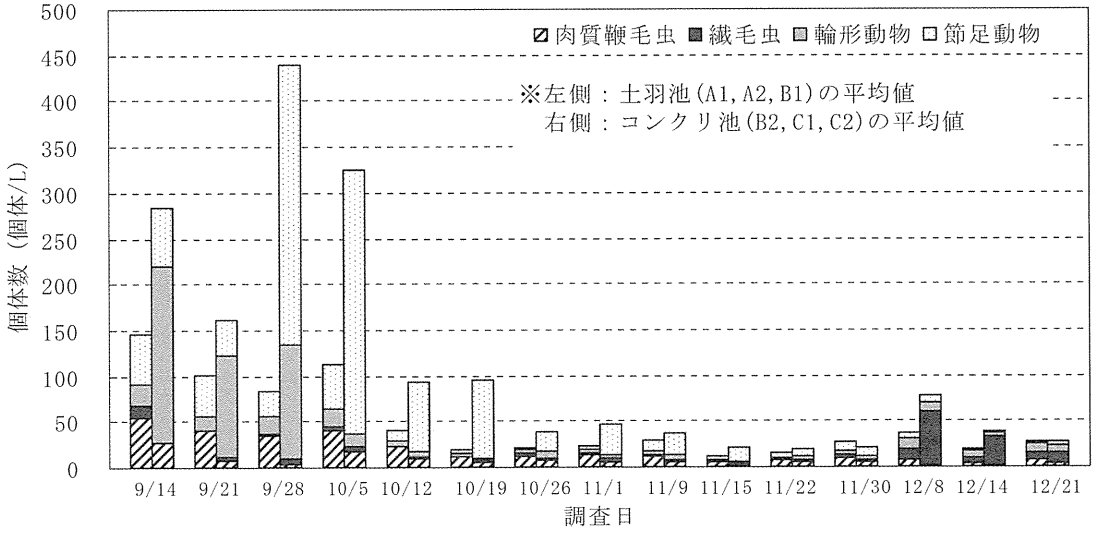


図 10.10 植物プランクトンの種類数の経時変化

表 10.2 PVI 調査結果

項目	単位	A1	A2	B1
池の水量	(m^3)	496	501	496
水生植物の平均被度	(%)	11	9	10
水生植物の占める容積	(m^3)	5	4	3
PVI	(%)	1	1	1
主たる水生植物の種類	-	ｸﾛﾓ、ｶﾔﾂﾘｸﾞｻ	ｸﾛﾓ、ｶﾔﾂﾘｸﾞｻ	ｸﾛﾓ、ｶﾔﾂﾘｸﾞｻ

１０．３．３　コンクリート池と土羽池の違いについて

完全にコンクリートに覆われた池においては、池底からの再溶出や巻き上がりによる栄養塩の供給が無いため、水質は清浄となることが分かった。コンクリ池の特徴として、土壌がないことが挙げられる。このことが、水環境に及ぼす影響は大きく、なかでも窒素の動態に関しては、その影響が顕著である。硝化菌や脱窒菌は土壌細菌が多いので、コンクリ池においては、アンモニアの硝化、脱窒反応などは大きく制限される。したがって、アンモニア態窒素の値が上昇したときの緩衝能はコンクリ池で小さく、アンモニアを嫌う魚類に及ぼす影響は、コンクリ池で大きい。一方、溶存酸素から考えると、土壌がないコンクリ池においては、酸素消費量が少なく、貧酸素となるリスク、あるいはそれに関連して硫化水素が発生するリスクは小さいと考えられる。貧酸素はアンモニア態窒素を増加させるため、結局のところ、アンモニアの魚類に対するリスクについては、コンクリ池の影響は状況により異なると考えられる。実際の池においては、池底に泥土が堆積するため本研究のように単純な結果とならず、コンクリ池と土羽池の中間的様相を示すであろう。

一方、土羽池においては、水質や生態系は、平成 14 年度の結果でも示されているように水生植物の有無により大きく異なる。今回の調査から、池底に汚泥分が蓄積するとクロモの生長が悪くなることが示された。ただし、この要因が、汚泥という植物の生長基盤の質が問題なのか、汚泥が蓄積することにより、風浪などのかく乱により、濁度が上昇し、光条件が悪化したことにより生長が妨げられるのか、あるいはこの両方が影響しているのか明らかではない。どちらにしても、この汚泥分をある程度取り除くことにより、水生植物の生長が促進されることが、平成 17 年度の調査から明らかになった。このことは、沿岸帯のヘドロ分を何らかの方法により、除去する必要性があることを示している。実際の湖岸においては、自然の水位変動により、ヘドロ分（有機物）が除去されているという調査結果もある(Gottgens 1994)。

１０．４　まとめ

池の法面の状態が、水質、生物に及ぼす影響を調べるため、法面が土羽の池３つと法面と池底がコンクリートで覆われた池３つを比較した。その結果以下のようなことが分かった。

① コンクリ池においては土壌微生物の活動が無いために、酸素消費量が少なく、DO およびｐＨが高く保たれる。

② コンクリート池においては、土羽の池と比較して、比熱が小さいため水温がやや高くなる傾向があった。

③ コンクリート池においては、土壌がないために硝化作用が進まない。したがって、流入したアンモニア態窒素は、そのまま長く保たれる傾向がある。したがって、アンモニアを忌避する魚類にとっては問題となる可能性が示唆された。

④ 土羽池の水質は、池内の水生植物の現存量によって大きく変化した。水生植物が少なかった平成 16 年度の調査では、植物プランクトンが発生し、濁度が高かったが、水生植

物が比較的繁茂した平成 17 年度の調査においては、濁度が低く、植物プランクトンの発生量も小さかった。

⑤ 水生植物の生長にとって池底に過剰に有機物が蓄積し、ヘドロ的性状となることは好ましくない。このヘドロ的性状を示す汚泥を除去することが水生植物の生長にとって重要であることが分かった。

⑥ 実験池のような浅く、比較的かく乱の少ない池沼においては、アオミドロなどの糸状藻類およびウキクサも水質および生態系の中で大きな役割を演じていると考えられるが、今回の調査では十分評価できなかった。

参考文献

1) 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.
2) Canfield DE, Shireman JV, Colle DE, Haller WT, Watkins CE (1984) Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 41: 497-501.
3) Gottgens JF (1994) Redistribution of organic seidments in a shallow lake following a short-term drawdown. Arch. Hydrobiol. 130(2): 179-194.
4) 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.
5) 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.
6) 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.

１１．自然共生研究センターにおける環境教育活動

１１．１　はじめに

近年，水辺環境への関心の高まりに伴い，自然共生研究センター（以下，センター）においても，教育機関が環境教育の受講を目的として訪れるケースが増えている．環境教育が注目される背景としては，2002年に学校教育で「総合的な学習の時間」(以下，総合学習)が取り入れられたことや，2003年に「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」（以下，環境教育推進法）が制定されたこと，また，2002年のヨハネスブルグ・サミットで日本政府が「持続可能な開発のための教育の10年」（以下，ESDの10年：ESD＝Education for Sustainable Development）を提案し，2005年1月からESDの10年が始まったことなどがあげられる．その中でも，川を題材とした環境教育は，1996年に「水辺の楽校プロジェクト」で体験を通じた子ども達の健全な成長の場として河川を有効に活用してもらうこととなったのを始め，1999年に文部省・建設省・環境庁（当時）が連携して「子どもの水辺」再発見プロジェクトを推進していること，さらに，川をフィールドとする市民団体やNPOの活動を更に推進できるよう2002年に同プロジェクトを改善する等，その役割が期待されている．このように，河川に関する環境教育のニーズは非常に高く，環境教育プログラムの開発が求められている．

１１．２　センターにおける環境教育活動の取り組み

センターでは河川環境の保全・復元に関する調査・研究を進めるとともに，その成果を広く社会に発信していくことも重要な課題としている．これまで，施設見学の環境を整備するために実験河川へ見学者を円滑に誘導するためのサインや，研究成果と関連情報を解説する展示パネル等の開発を進めてきた[1,2]．平成17年度のセンターへの見学者は2398名，125団体で，その中でも教育機関（小中高大学）からの見学者が1104名であり，全体の46%を占めている．また，見学の目的別で集計すると，学習見学や研究視察の見学者は1418名に上り，全体の59%が環境教育や研究を目的とした見学であった．

この様な状況に鑑み，センターでは実験河川への見学案内だけでなく，河川を題材とした環境教育の活動も実施している．本年度の活動実績は，環境教育プログラムの実施が10例，イベントの実施が3例，展示会への出展が2例，講演が2例である．その一覧を表－11.1に示す．

１１．３　環境教育活動の実施例

（１）濾過実験　－見える汚れと見えない汚れ－

【プログラムの概要】

水の汚れの多くは濾過によって除去することが可能である．しかし，水の汚れには粒子のサイズによって人間の目に見える状態のものと見えないものが存在する．有機汚濁の原

因物質である栄養塩は，粒子サイズが１μｍ以下の溶解性であるため，濾過による除去が困難である．ここでは，パックテストを用いて濾過前と後の水質を比較し，水の汚れの原因となる物質が，人間の目に見えるものだけでなく，見えない汚れもあることに気づく様に構成した．

【活動の流れ】

①目に見える汚れた水と目に見えない汚れた水を用意して，目視で比較する．
②濾過器を用いて，各々の水を濾過する．
③濾過前の水と濾過後の水の水質を，パックテスト（リン酸体リン，アンモニウム体窒素，硝酸体窒素）で調べる．
④解説パネルを用いて，汚れの原因となる粒子には様々なサイズがあることを確認する．

【開発プログラム】

・実験に用いた汚れた水

目に見えない汚れた水を作るため，パックテストでリン酸体リン（PO_4-P）を調べる水にはリン酸二水素カリウム（KH_2PO_4）を，アンモニウム体窒素（NH_4-N）を調べる水には塩化アンモニウム（NH_4Cl）を，硝酸体窒素（NO_3-N）を調べる水には硝酸カリウム（KNO_3）をそれぞれ適量添加した．目に見える汚れた水は，腐葉土をスターラーで攪拌して作った．

・解説パネル「粒子の直径」

水の汚れの原因となっている粒子の大きさを説明するため，藻類やウイルス，分子の大きさを描いた図を作成した．

（２）地球上の水

【プログラムの概要】

地球は地表面の 71％を海で覆われた水の惑星である．しかし，人間が生活のために利用可能な水は河川や湖等ごく一部の淡水に限られ，その量は地球上に存在する水 13.86 億km^3のわずか 0.01％である[3, 4]．本プログラムでは，地球上に存在する全ての水をバケツ１杯（10ℓ）に例え，人間が利用可能な水である河川や湖沼がどれほどの割合であるかバケツの水を配分し，水が限られた資源であることを理解するよう構成した[5, 6]．

【活動の流れ】

①バケツに 10ℓの水を入れ，地球上に存在する全ての水と仮定する．
②10ℓのバケツの水から，人間が利用できない水（海水，氷河，地下水）を順に分けていく．
③バケツに残った最後の一滴の水（0.01％）が，人間の利用可能な水であることを伝える．

【開発プログラム】

・解説シート「地球上の水の量」

地球上に存在する様々な水の状態（海水と淡水，氷河（固体）と水（液体），地下水と河川水）とその割合を示したシートを作成した．

（３）ボトル・アクアリウム　－ミニ地球をつくろう－

【プログラムの概要】

ボトル・アクアリウムは「ミニ地球」とも呼ばれていて，水槽でエビ等の生物を飼育することを目的としている[7, 8]．ただし水槽は密封されているので，生物は外部から餌や空気を与えられることなく，また，濾過装置や水替えをすることなく生命を維持する必要がある．ボトル・アクアリウムには，光合成により有機物を生産して酸素を供給する水草と，有機物を分解する砂に混じった微生物がボトルの中に入っており，生産者と分解者，消費者が互いに支えあう生態系の仕組みを学ぶことができる．

【活動の流れ】

①生産者や消費者等が酸素や有機物等をどのように利用すると，ボトル・アクアリウムの中で生態系が成り立つのか，パネルを用いて解説する．

②水槽に入れる生物（消費者）を川で採捕．

③水草と砂，採捕した生物を水槽に入れて，蓋をして密封すれば完成．

【開発プログラム】

・解説パネル「ボトルの中の物質循環」

生態系や食物連鎖を理解してもらうため，これらを構成する生産者（水草），消費者（エビや魚），分解者（微生物）が，酸素と二酸化炭素，有機物と無機物をどの様に利用しているのかを示す解説パネルを作成した．

・生物採捕

ボトル・アクアリウムに入れる生物を確保するため，センターの近くを流れる木曽川で，タモ網を用いてミナミヌマエビ等の採捕を行った．

・ボトル・アクアリウムの作成セット

ボトル・アクアリウムは，透明な2ℓのペットボトル又は3ℓの広口Ｔ型瓶に水を入れ，生産者のオオカナダモと消費者のミナミヌマエビ，そして分解者として川砂を入れた．

（４）水のはたらき　－川の観察－

【プログラムの概要】

河川に見られる瀬や淵などの多様な空間は，流れる水の働きにより土砂の浸食・運搬・堆積の作用が生じて形成される．蛇行した河川では，流れの外側で流速が大きくなるために浸食を受け，内側では流速が小さいため石や砂などによる堆積が見られる．本プログラムでは，水の働きによって造られた河川の空間を学ぶため，センターの近くを流れる木曽川で浸食がすすむ河岸を見学し，川や流れや川原の特徴を観察する．

【活動の流れ】

①水辺共生体験館の河川模型を用いて，蛇行河川と直線河川の特徴を解説．

②木曽川水系の河川図で現在位置を確認し，各流程の特徴を紹介．

③浸食がすすんでいる河岸の状況や流況を観察．

④周辺の河原で見られる石の形や大きさ，河川構造物等を観察.

【開発プログラム】

・水辺共生体験館の河川模型を活用したプログラム

国土交通省水辺共生体験館の下流コーナーに設置してある河川模型を用いて，直線河川と蛇行河川の特徴を比較し，流れの特徴や生物の生息場所に関する解説を行った.

・水の働きがわかる川の観察

河岸の浸食や水の流れの状況，河原の石の様子について観察を行った.

（５）封入標本

【プログラムの概要】

封入標本は，自分で採集した生き物や植物をプラスティック樹脂で固めて作る標本で，樹脂に閉じ込められた生物は，透明な容器の中に浮かんでいる様に見える[9]．出来上がった標本は，生物の特徴を様々な角度から観察することができるので，教材としても活用することができる．本プログラムは，封入標本の作成方法を学びながら，水生生物への関心を高めてもらうことを目的に試行した.

【活動の流れ】

①事前準備として，標本に用いる魚や水生昆虫等をエタノールに 3 週間ほど浸し，体内に含まれる水分を置換する.

②ポリプロピレン製の容器に樹脂を３層に分けて流し込み，標本となる生物を閉じ込める.

③事後作業として，樹脂が硬化した後，サンドペーパーで標本の表面を磨く方法を伝える.

（６）川虫観察会

【プログラムの概要】

川虫は河川に生息する水生昆虫で，水質等の環境要因を示す指標生物として用いられている．川虫観察会では，水生昆虫の生活型や摂食機能群の分布を調べ，水質と生物との関係を知ることを目的としている．化学的な分析では水を採取した時点の状況しか判断できないが，水生昆虫は過去から現在までの時間的変化を推測することができるのが特徴である[10]．ここでは，水質の異なる二つの河川で川虫の観察を行い，水生昆虫の種数や個体数を比較する．また，同地点でパックテストを行い，化学的な水質の調査結果と水生昆虫との関係についても考察する.

【活動の流れ】

①水生昆虫の生態や指標生物について解説.

②新境川と木曽川本川に移動して川虫観察.

③同地点でパックテストを用いた水質調査.

【開発プログラム】

・生物相の違いを体験することのできる川虫観察

センター周辺を流れる木曽川本川は，水質保全に関する環境基準でＡに該当し，カワゲラ類をはじめ良好な水質に生息する種が多く確認できる．一方，新境川はBODの年平均値が 3.8mg/ℓと高いことから[11]，両者を比較することで生物相や水質の違い体験することができる．

・川虫観察ワークシート

調査で確認された生物を，カワゲラ類，カゲロウ類，トビケラ類，その他の 4 種類に分類して記入するシートを作成した．

（７）河川環境研修　－電気ショッカーを用いた魚類採捕実習－

【プログラムの概要】

河川関連業務を担当する国土交通省職員に対して，環境保全上必要な知識を習得するための河川環境研修が開催された．その一環として，センターでは電気ショッカーを用いた魚類採捕実習を行った．電気ショッカーは，携帯型のバッテリーを用いて 200～300V の電流を河川に通電し，魚類を感電させて採捕する機器である．河川の上中流など水深の小さな調査区で魚類を採捕する場合，効率的に調査を行うことができる．また，調査区を複数回電気ショッカーで採捕することで，調査区の推定個体数を算出することが可能である．本プログラムでは，電気ショッカーを用いた魚類調査手法を体験する．また，実験河川において水際植物が繁茂する区間とコンクリートで被覆された区間で魚類採捕を実施し，河岸の状況と魚類生息量の関係を体験通じて理解する構成とした．

【活動の流れ】

①電気ショッカーの構造や，使用方法を紹介．

②植生河岸とコンクリート河岸で電気ショッカーによる魚類調査を実施．

【開発プログラム】

・生息量の違いを体験できる魚類採捕実習

実験河川において，水際植物が繁茂する区間とコンクリートで被覆された区間で魚類採捕を実施し，河岸の状況と魚類生息量の関係について体験することができる．

（８）河川環境メッセ in 岐阜 2005　－水際植物がつくる影－

【展示会の概要】

河川環境メッセ in 岐阜は，岐阜県が進めている「自然の水辺復活プロジェクト」の一環で，平成 13 年度より開催されている展示会である．本年度は 7 月 14 日，15 日の 2 日間，岐阜メモリアルセンターで行なわれ，出展数は 89，来場者は 18658 人であった．

【展示の構成】

今回は「水際と流心との照度の違い」と題して，水際模型と映像を用いた展示物を作成した．中流域の河川では，河岸に植物が繁茂している場合，水際域では暗がりを形成するが，流心では日射が遮られないため明るい空間となる．センターでは照度と魚類の生息量

の関係を調べるため，実験河川で水際の照度をコントロールした実験を行った．その結果，魚類の生息量は照度の変化に対して影響を受けることが確認された[12]．そこで，河岸が水際植物で覆われた時につくられる空間を再現して，普段は見ることのできない水面下の状況を視覚的に体験できる展示物を作成した．

【開発プログラム】

・水際植物がつくる影を体験できる河岸模型

河岸模型のモデルにしたのは揖斐川支川の牧田川である．河岸がツルヨシで被覆されているこの区間は，多くの仔稚魚が生息していることが現地調査より確認されている．模型は河岸部分に紙で作成したツルヨシを配置し，水中部に確認魚種を紙で作成したものを水面から糸で吊るした．この河岸模型では，河岸部と流心部に設置した穴から，水中の観察と光環境が魚の視認性に影響して水際の魚を発見しにくくなることを体験できる．

・水際と流心との見え方を比較した映像

河岸がツルヨシで被覆された同河川において，水中撮影を行った．映像は2種類で構成されていて，まず，河岸から流心を撮影した映像では，流心が明るいため成魚の姿を容易に確認することができる．一方，流心から河岸を撮影した映像では，明るい流心部分から暗い水際部分を見ているため，光環境が魚の視認性に影響して水際にいる魚の存在を確認することが難しく，水際植物が魚の隠れ家になっていること確認することができる．

・展示解説パネル

展示解説パネルは，センターで行った水際に関する研究成果をはじめ，合計6枚のパネルを作成した．

（9）河川環境展 in 幕張 2005　－河岸形状と生態的な機能－

【展示会の概要】

河川環境展は，自然と調和した安全で美しい河川環境の実現と理解を目指すことを目的とした展示会で，今回で第8回を迎える．本年度は11月29日から12月2日の4日間，幕張メッセで行なわれ，出展数は51，来場者は10410人であった．

【展示の構成】

実際の河川で見られる自然の河岸形状と人為的に改変された河岸形状では，水生生物の生息状況が著しく異なる場合が多い．センターでは揖斐川支川の牧田川で見られた3種類の河岸について現地調査を行った結果，河岸形状によって支配される物理環境が魚類の分布状況と関連性が高いことを明らかにした[13]．そこで，本展示では「河岸形状と生態的な機能」をテーマに，模型と映像，解説パネルを用いて，各々の河岸が持つ生態的な役割を解説した上で，多自然型川づくりにおける水際の保全や修復技術に活用してもらうことを目的とした．3種類の水際タイプは，中小河川の中流域に典型的に見られる自然河岸（植生河岸）と法先に凹凸が見られる河岸（入り組み河岸），人工的に改変された河岸（コンクリート河岸）である．展示は実物大の河岸模型，流速と照度の物理環境図，河岸の水中映像

で構成されていて，3種類の河岸形状と物理環境を容易に比較することができる．

【開発プログラム】

・3種類の河岸模型と物理環境図

水生生物が生息場として利用する水際は，水面下であるため水中の構造を直接捉えることができない．また，水際の空間が持つ特徴と物理環境の関係を解説するには，模型の活用が効果的である．そこで，現地河川で見られた植生河岸と入り組み河岸，コンクリート河岸の模型を作成し，生息場として利用されている水際の空間構造を再現した．これにより，展示の解説を行う側と受ける側の両者が，説明の対象としている空間の位置関係を模型で認識し情報を共有することが可能になる．また，各々の河岸における物理環境の特徴を説明するため，河岸模型の床面に流速と照度の物理環境図を配置した．物理環境図は，実河川で得られた調査結果を河岸模型上で表すことで，河岸形状と物理環境の関係を有機的に結びつけることができる．

・3種類の河岸の水中映像

現地河川の状況や生物の空間利用の様子を補足するために，水際タイプの周辺環境，陸域と水域の様子，水生生物の空間利用の状況に関する動画を作成した．動画は各水際タイプともおよそ1分間に編集し，プロジェクターを用いて展示ブースの壁面に投影した．動画は模型では表現することの難しい質感や，水生生物の水際空間の利用状況を時系列情報として示すことができる．また，物理環境の調査結果と現地河川の状況を照らし合わせながら確認することも可能である．

１１．４　まとめ

本年度のセンターにおける環境教育活動は，河川環境の基礎的な理解に焦点を当て，環境教育プログラムの開発・実践を行った．河川環境に関する様々な事象は，人間活動による影響も大きく，その仕組みも複雑である．これらの事象を理解するには，科学的な知見を習得するだけでなく，断片的な情報を整理した上で，それらの知識や技能を有機的に結びつける作業が必要である．河川における環境教育は，河川環境の保全・再生を進める上で，地域住民と河川管理者等が情報を共有するための手段として重要な役割を担うと考えられる．今後は河川環境に関わる情報を体系的に整理して，断片的な知識の統合を図るプログラムの構成を開発するとともに，教育機関等のニーズに対応するこが重要な課題である．

なお，センターで実施した環境教育プログラムの一部については，岐阜県各務原市河川環境楽園内にある国土交通省水辺共生体験館において実施されており，今後の展開が期待される．

参考文献

1)　吉冨友恭・吉田健・松下幸司・前迫孝憲：利用者による評価・検証を組み込んだ展示開発－河川に関する研究開発パネルを例に－，環境システム研究論文集（30），2002.

2) 吉冨友恭・萱場祐一・尾澤卓思：河川における展示手法に関する研究－自然共生研究センターを事例として－，土木技術資料，44（10），pp.44-49，2002.
3) 国土交通省：平成16年版・日本の水資源，2004.
4) 財団法人河川環境管理財団：私たちと水，2005.
5) プロジェクトＷＥＴ Curriculum & Activity Guide「大海の一滴」，(財)河川環境管理財団，2004.
6) 米国環境教育協議会：プロジェクト・ワイルド－水辺編－活動ガイド「どのくらい地球はぬれているの？」，（財）公園緑地管理財団，1999.
7) 国土交通省武雄河川事務所牛津出張所：ボトル・アクアリウム.
8) 岐阜県立各務原高等学校理数科：「山と海を育む川の生態系」実施報告書，サイエンス・パートナーシップ・プログラム，研究者招へい講座「招371」，2004.
9) 三橋弘宗・森川正樹：水生昆虫の封入標本作成による川を題材とした総合学習の展開，学社融合事例集，兵庫県立人と自然の博物館，2001.
10) 谷田一三編：原色川虫図鑑，全国農村教育協会，2000.
11) 国土交通省河川局：日本河川水質年鑑，2002.
12) 新田良彦・河口洋一・斎木雅邦：自然共生研究センター活動レポート －平成16年度の成果から－，（独）土木研究所自然共生研究センター，2004.
13) 長谷川浩二・河口洋一：自然共生研究センター活動レポート －平成16年度の成果から－，（独）土木研究所自然共生研究センター，2004.

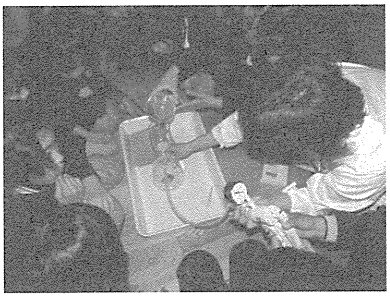
表－11.1　センターにおける環境教育活動の実績（平成 17 年度）

実施日	分類	タイトル	参加団体
4 月 25 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	濾過実験	小学校総合学習 5 年生 26 名
5 月 15 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	濾過実験	NPO 小学生 10 名
6 月 2 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	地球上の水，濾過実験	中学校総合学習 1 年生 26 名
6 月 19	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	濾過実験	ボーイスカウト 小学生 11 名
7 月 14 日～ 15 日	展示会	水際植物がつくる影	河川環境メッセ in 岐阜
8 月 8 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	地球上の水，濾過実験	中学校総合学習 1～3 年生 18 名
8 月 20 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	ボトル・アクアリウム	センター親子教室 親子 25 名
9 月 14 日	イベント	河川環境研修	国土交通省職員 河川業務担当者 25 名
10 月 4 日	イベント	川虫観察会	中学校総合学習 1 年生 120 名
10 月 24 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	ボトル・アクアリウム	文部科学省 SPP 事業 高校 1 年生 28 名
10 月 28 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	濾過実験	小学校総合学習 6 年生 27 名
11 月 1 日	講演	山と海を育む川の生態系	文部科学省 SPP 事業 高校 1 年生 28 名
11 月 2 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	水のはたらき	小学校総合学習 5 年生 13 名
11 月 4 日	環境教育ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑ	地球上の水	中学校総合学習 1 年生 40 名
11 月 13 日	イベント	封入標本	NPO 親子 20 名
11 月 29 日～ 12 月 2 日	展示会	河岸模型	河川環境展 in 幕張
2 月 17 日	講演	ボトル・アクアリムから考える川の生態学	高齢者大学 20 名

【活動の様子】濾過実験



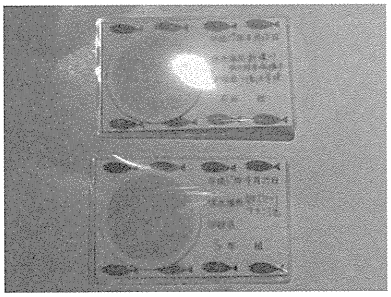
汚れた水を綺麗にする濾過について説明します.



ハンドポンプで空気を吸引して濾過します



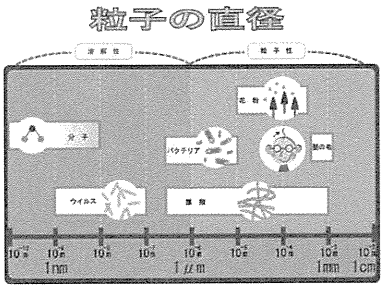
実験開始です．汚れた水を濾過します.



汚れの粒子は濾紙に吸着します.
色々な水を濾過しました.

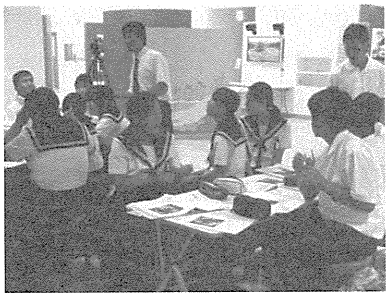


水質に変化があったのか，パックテストで確認しました.



粒子の大きさを説明するパネル.
濾過で除去できない汚れがあることを学びました.

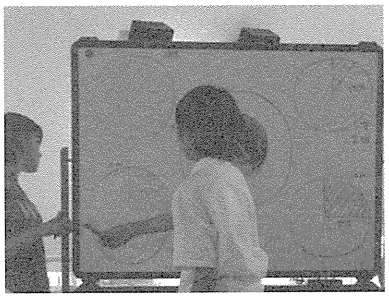
【活動の様子】地球上の水



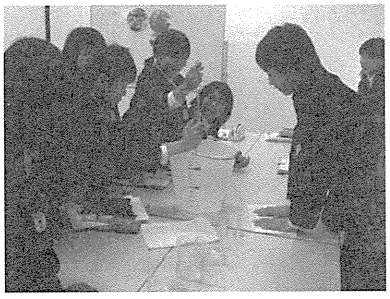
地球上に存在する水について，考えてもらいました.



人間が利用可能な水はどこにあるか，予想します.



人間が使える水の量を予想してもらいました.



バケツの水を地球上の水にたとえて，分けてみました.



10ℓあった水も，スポイトが必要なほど少なくなりました.

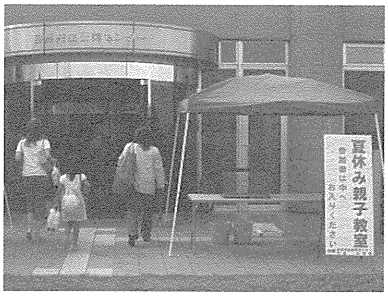


地球上の水の割合を示す解説シートをビーカーに貼りました.

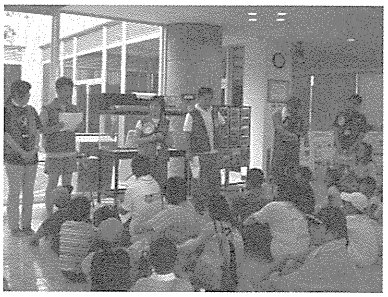
【活動の様子】ボトル・アクアリウム



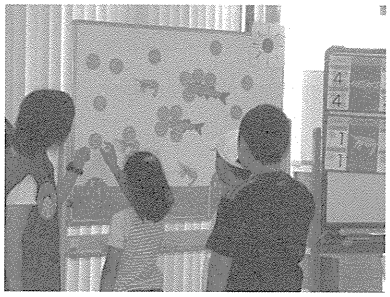
ボトル・アクアリウムです．容器の中に生物が入っています．



夏休み親子教室でボトル・アクアリウムをつくりました．



開会式です．25 名の親子が参加しました．



ボトルの中の酸素生産や消費についても考えます．



ボトル・アクアリウムの仕組み解説パネルで説明しました．



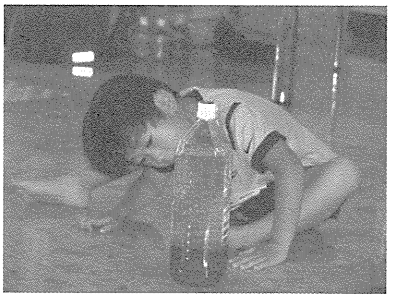
木曽川で，ボトルに入れる生物を採捕します．



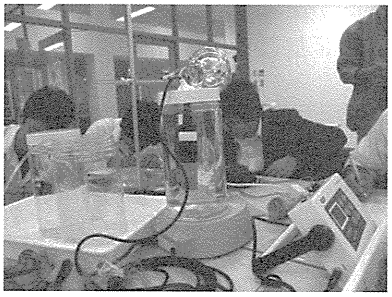
ボトルに生物と水草を入れて，



蓋をすれば完成です．



生物はどんな様子かな．じっくりと観察です．



高校生には，ボトル・アクアリウムを用いて実験を行いました．



DO メーターで，植物の酸素生産量を計測します．

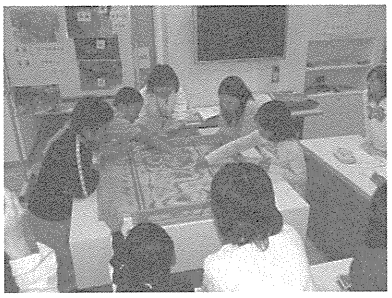


植物と生物の酸素消費量も計測して，ボトルに入れる生物の種類や量を考察しました．

【活動の様子】水のはたらき



水辺共生体験館の下流コーナーで水の流れについて考えます.



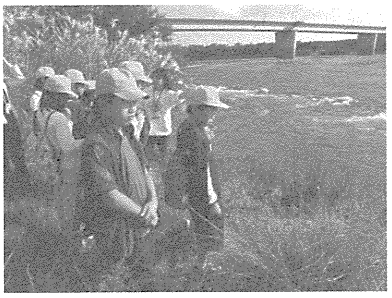
蛇行した河川の特徴を調べてみました.



次に，川の模型を蛇行から直線に変えてみます.



直線では水の流れが速くなった様です.



木曽川で浸食されている河岸の状況を観察しました.



川の流れの様子や河原の石の形について考えました.

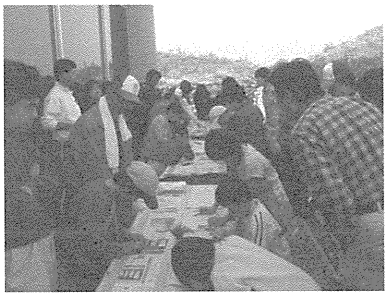
【活動の様子】封入標本



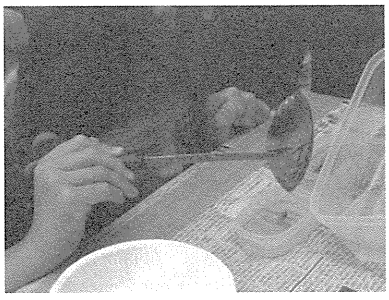
封入標本です．生物を樹脂で閉じ込めています.



はじめに，標本の作成行程を説明します.



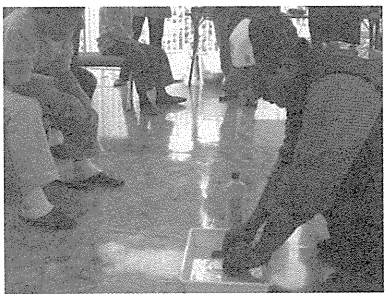
さっそく，作業開始です.



慎重に樹脂を流し込みます.

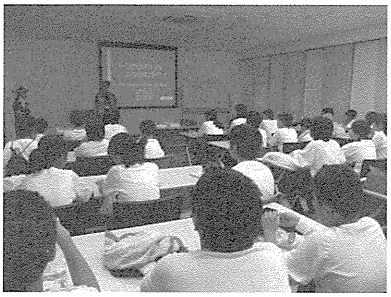


タモロコを封入しました．まだ樹脂は硬化していません.



硬化後に，標本をサンドペーパーで磨けば完成です.

【活動の様子】川虫観察会



まず，川虫について説明しました．



木曽川と新境川の合流点へ移動し，周辺環境を確認します．



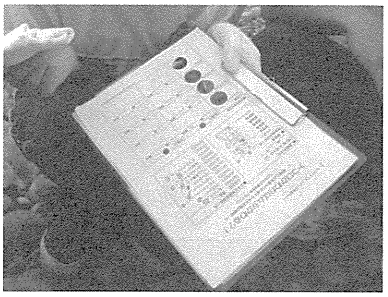
調査開始です．どの石を調べるか相談です．



大きな粒径の浮石を調べてみます．



石についた水生昆虫を探して，種類ごとに分類してみました．



調査シートに記録して，木曽川と新境川の比較をしました．

【活動の様子】河川環境研修



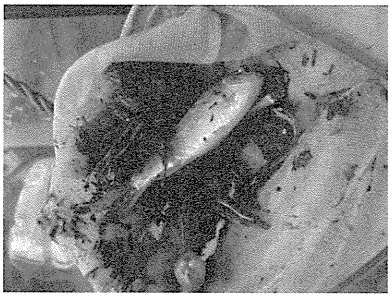
実験河川で魚類調査実習を行いました．



まず，電気ショッカーの調査手法を紹介しました．



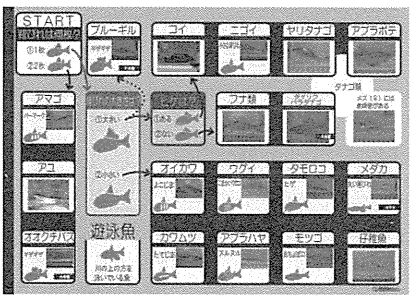
研修生の皆さんにも，体験してもらいました．



植生河岸では，多くの魚類が採捕されました．

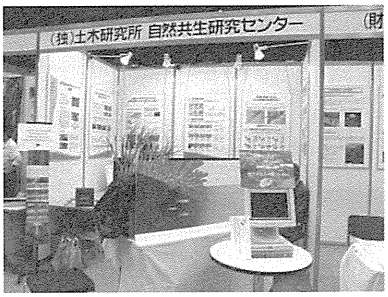


コンクリート河岸でも，同様に調査を行い，生息量の違いを確認しました．



魚種同定シートを用いて，採捕した種の分類も行いました．

【活動の様子】河川環境メッセ in 岐阜 2005



センターの出展ブース．水際植生がつくる影がテーマです．



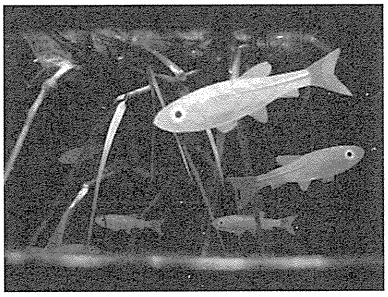
水際と流心と見え方の違いを体験できる模型を作成しました．



水際と流心から見え方の違いを比較できます．



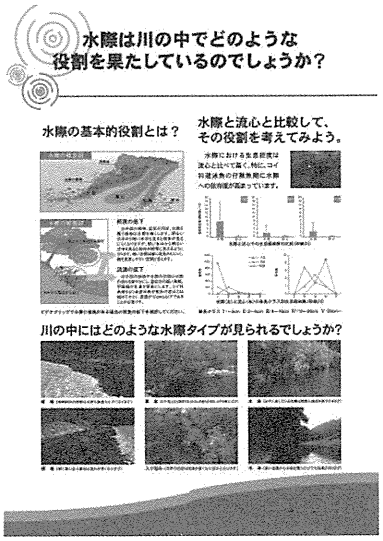
水際から流心を見る．流心側の魚は明るいのでよく見える．



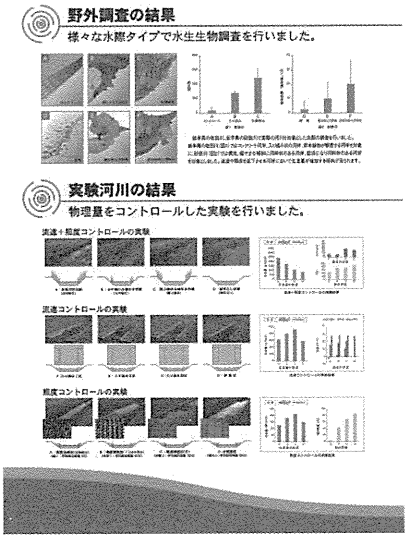
流心から水際を見る．水際側の魚は暗いので見えにくい．



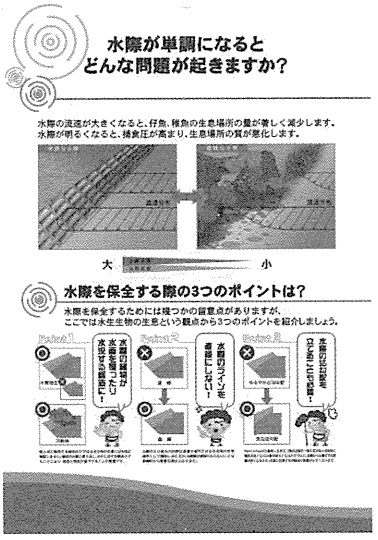
水際と流心の見え方を比較した映像も作成しました．



水際の役割をまとめたパネル．



現地河川と実験河川の水際に関する調査結果．



水際に関する問題点．

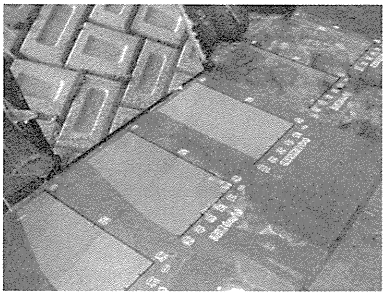
【活動の様子】河川環境展示 in 幕張 2005



センターの出展ブース．水際の形状と環境がテーマです．



３種類の実物大水際模型を作成しました．



物理環境データを河床部に配置しました．



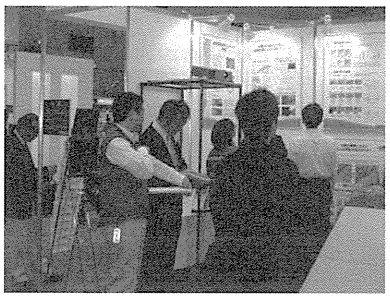
魚の模型．岩の間隙に生息する魚類を配置した様子．



水際植物では遊泳魚が多く見られました．



３種類の水際の様子を水中カメラで撮影しました．



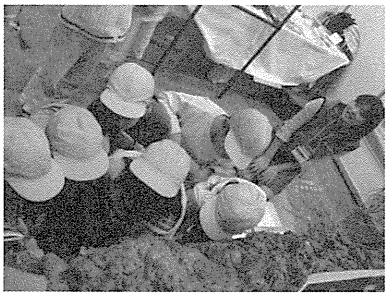
多くの見学者がセンターのブースを訪れました．



水際模型を用いて，生息環境の違いを説明します．



物理環境データを水際模型と組み合わせて解説．



子供達にも魚の棲み家について考えてもらいました．



岩の間隙に潜む魚を水中ライトで調べています．



水際は魚にとって大切な棲み家であることを知りました

１２．　実験河川を活用した小学校理科「流れる水のはたらき」の展開例

１２．１　はじめに

学校教育の現場では自然現象を題材とした学習において様々な方法が導入されている。主なものとしては、地域の現場に足を運んで行うフィールド観察、校庭や教室で現象を再現して確かめる操作実験等があげられる。2005年を目標に「全教室インターネット接続計画」が文部科学省により進められた結果、現在では多くの学校において映像等のデータを高速回線により受配信できる環境が整っている。そのような背景からも、近年、新たな学習支援手段の一つとして動画コンテンツを授業へ導入する動きがある。このような手段を既存の手段と組み合わせながら効果的な学習支援について検討していくことが期待されている。

河川は多くの学校における身近なフィールドであり、科学内容を中心に教科書の中にもとりあげられることの多い題材である。しかしながら、河川の自然環境は破壊と再生を繰り返す動的なシステムとして成り立っているため、学習においてはその特徴をふまえて学習支援手段を検討し、効果的に実践に取り入れていくことが求められる。このような取り組みについては学校教育の現場のみで行っていくことが難しく、河川に関する組織や機関による専門的な視点による支援が必要とされる。

自然共生研究センター（以下、センター）では、これまでの多くの学校関係者を受け入れ、総合的な学習の時間や理科の実践を行ってきた。本研究では、実験河川をフィールドとして、現場体験、操作実験、動画コンテンツを複合的に導入して継続的に行った小学校5年生理科「流れる水の働き」の過去の実践を分析し、センターと学校との連携した実践において実施した学習支援手段の特徴やその過程における児童の学びについて考察する。

１２．２　カリキュラム

１２．２．１　実践校

2002年度に岐阜県羽島郡川島町立川島小学校（現在、各務原市）、5年生の1クラス、36名が行った実践を対象とした。川島小学校は、木曽川の中州に位置する地理的な特徴からも河川との関わりが深く、学習活動の中でも河川を題材としてとりあげることの多い学校である。また、コンピューターを活用した教育のわが国の先進校であり、動画コンテンツを用いた学習を行うための環境が整っている。

１２．２．２　学習のねらいと内容

本研究では、以下の学習のねらいと内容に基づいて実践を行った。

単元名：小学校5年理科「流れる水のはたらき」（東京書籍）

学習指導要領の内容：Ｃ地球と宇宙（2）

地面を流れる水や川の様子を観察し、流れる水の速さや量による働きの違いを調べ、流れる水の働きと土地の変化の関係についての考えをもつようにする。ここでは、川に流れる水の働きとして，「浸食、運搬、堆積」の作用があることを理解することや、増水時には，「浸食、運搬、堆積」の作用が大きく働き、川の土地の様子が大きく変化することを理解することがねらいとする。

１２．３　実践

実践１　出水河川のフィールド観察（現場体験）

河川の流量の変化を観察するには、雨天に合わせなければならない等、臨場のタイミングが難しい。そこで、本研究ではセンターの実験河川において出水を行い現場体験の場とした。児童は、平常流量（0.1m³/s）→ピーク流量（1.5m³/s）の変化を上流から下流に移動しながら見学した。川沿いや橋の上から出水河川を観察し、デジタルカメラによる撮影、ノートへの記録を行った（写真 12.1）。



写真 12.1　出水河川の観察の様子

実践２　土砂を用いた流水実験（操作実験）

川島小学校の校庭において実施した。砂場の粒径約 0.5-1mm の土砂を利用し、斜面をつくってそこに水を流した。流量を増加させた条件も設定した。実験を観察し、流れの速いところと遅いところ、変化のあった場所等に旗を立て、その後、観察結果をノートに記録した。

実践３　動画コンテンツを用いた学習（映像の視聴）

素材として活用する映像の記録は、センターの実験河川のハビタット研究ゾーンで行った。現場体験と同規模の出水実験を実施し、クレーンを使った高所からの撮影、水際からの水面の撮影、潜水による水中の撮影を同時に行い、複数の角度から出水を捉え、増水してピークになり、減水して元に戻るまでの状況を記録した。

記録した映像素材の中から、今回の学習内容の理解に必要と考えられる部分を選定し、流速や水深の変化のデータ等を加えて編集した。開発した動画コンテンツはサーバー上に置き、教室内のコンピューターから閲覧できるようにした。

授業は学校の教室で行った。動画コンテンツは、コンピューターとプロジェクターを使ってスクリーンに表示した。児童らは写真 12.2 のような映像を繰り返し視聴し、映像から読みとったことについての意見交換を行った。

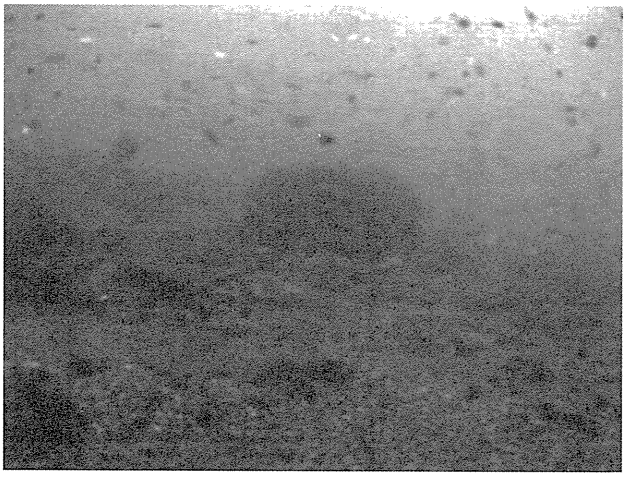


写真 12.2　動画コンテンツの一場面（出水時の水中の様子）

１２．４　結果

授業における各実践において記録した児童の発言、ならびに、一連の授業終了後に行った質問紙調査の結

果を分析した。質問紙の設問は、それぞれの手段を使った授業において、「心に残ったこと」「初めて知ったこと」「興味を持ったこと」について問うものであった。また、それぞれ他の２つの学習支援手段と比べてどのような点が良かったかについても質問した。各項目、最も回答の多かった内容を以下に示す。また、最後の質問については回答の内容が多岐に渡ったため代表的な回答を示す。

実践１　出水河川のフィールド観察（現場体験）

［授業での発言］水面幅の広がり、水の色等の変化に気づき、水の勢い（力）など増水時の変化した川の状況を感じとっている発言が聞かれた。

［心に残ったこと］水の色の変化（濁り）（9 人）

［初めて知ったこと］物（植物や昆虫等）が流されていくこと（16 人）

［興味を持ったこと］水の色の変化（濁り）（7 人）、水の量（7 人）

［出水河川のフィールド観察の良い点］「実物が見られる」、「激しさがわかる」、「音や色がはっきりわかる」等。

実践２　土砂を用いた流水実験（操作実験）

［授業での発言］流れの速さが、水の流れている場所の形状によって違うことや、流れと侵食や堆積との関係について発言する児童が多くみられた。

［心に残ったこと］土（砂）が削られること（13 人）

［初めて知ったこと］土（砂）が削られること（12 人）

［興味を持ったこと］土（砂）の様子（削られ方、土の行方等）（7 人）

［土砂を用いた流水実験の良い点］「削れるところと溜まるところがわかる」、「小さいから全体が見える」、「自分でやれるのが良い」等。

実践３　動画コンテンツを用いた学習（映像の閲覧）

［授業での発言］水中映像を視聴し、流量が増え、土砂が舞い上がること、そこにどのようなものが流れているのかについての発言が多く聞かれた。

［心に残ったこと］水中の物の運ばれ方（8 人）

［初めて知ったこと］土（砂）が運ばれている（13 人）

［興味を持ったこと］流れの強さ（7 人）、運ばれたものがどこへ行ったのか（7 人）

［動画コンテンツを用いた学習の良い点］「水中の様子が見える」、「何度も見られる」、「比べられる」等

１２．５　考察

各学習支援手段についての発言や回答から、

（１）河川の現場体験は、実際のスケールを感じた中で、その状況を視覚・聴覚等の多くの感覚にうったえかけ、現象を総合的に児童に印象づけている。

（2）校庭における土砂を用いた実験は、自ら操作を加減しながら行うことで現象の再現性を活かしながら現象を実感させる。

（3）水中映像等を用いた動画コンテンツは、現場や操作実験では視覚的に認識できない現象を明確に認識させる。

以上、それぞれの手段が特徴を持ち、異なる面から効果を発揮して流水現象の理解に役立っていることが確かめられた。

学習のねらいとしてあげられている「流れる水の作用」については、児童は土砂を用いた流水実験によって「浸食作用」を目に見える形で明確に理解し、動画コンテンツを用いた学習、中でも水中の映像によって「運搬作用」を明確に認識していることが示された。「堆積作用」については、児童により、実験で確認している場合、また動画を導入した段階で、より確かに認識している場合がみられた。

本研究では一連の実践の中で、段階的に理解が進むとともに、それぞれの手段が他の手段を補完し合い、総合的に学習に寄与しているものと思われる。まず、現場体験では、児童は実際のスケールにおいて水が増える情景を目にし、水の勢い（強さ）により川の空間が何らかの影響を受けていることを感じとっていると調査結果から読みとることができる。しかし、それは水面を中心とした情報からくるものであり、川全体の流れや水中の土砂の動き等、現場では見えない部分については確信できていない。これは河川が山等他の環境と比べ、空間・時間的に捉えにくい部分が多いという性質によるものと考えられ、河川特有の現場体験の特徴と捉えることができる。

その後、操作実験では、スケールを縮小した環境において児童自ら環境条件を制御し、現象を再現することで、浸食・堆積作用（または浸食作用のみ）を理解した。再現性を活用した自らの操作による実験は、現象の確かな理解に繋がっているものと考えられる。

さらに、動画コンテンツを活用したことで、現場スケールで認識できなかったことを、目に見える形として授業の中で初めて確認することが出来た。つまり、出水中の河川でいったいどのようなことが起こっているのか、現場で確認できなかった水中で起きている現象を初めてはっきりと観察することができた。また、操作実験と同様、動画コンテンツは現象を何度も繰り返してみることができる利点もある。実際に授業においては一度の提示で現象を捉えられなかった児童が、もう一度見せて欲しいと発言する場面もみられた。動画コンテンツによる理解は、先行経験となった現場体験における出水時の実際の水の色や流れの様子の理解、操作実験における浸食や堆積作用の理解が基となり、学習効果を発揮しているといえる。

１２．６　今後の課題

本実践では複合的な学習支援により、児童の学びは現象の断片的な理解から総合的な理解へと段階的に発展していったものと考えられた。また、本実践における一連の学習は、体験から実験へ、さらに未解明な部分の解決へと展開しているとも捉えることができ、課題設定から問題意識の持続、解決へと展開する学習であったとも捉えることができた。

以下（図 12.1）は本実践のフローを示したものである。一連の実践とその前後に行われた作業をみると、学校側としては、教師という人材、地域の子供、教育実践の現場等、施設側では、研究者という人材、実験施設、河川に関する知識・情報（流水の情報、水中映像等）等が相互に行き来し、それぞれの段階で双方が有する資源の交換がなされていることがわかる。例えば、提供された素材に関わる研究の専門用語を、小学校の児童に理解させるためには、どのような言葉を使えば良いのか、また図や映像を活用する際、専門的な視点で適切に伝えるためにはどのように編集すべきか等といった検討も繰り返されている。小学校側と施設側の幾度にも及ぶ意見交換、協働作業が何度も実施されて、この実践が成り立っていることがわかる。

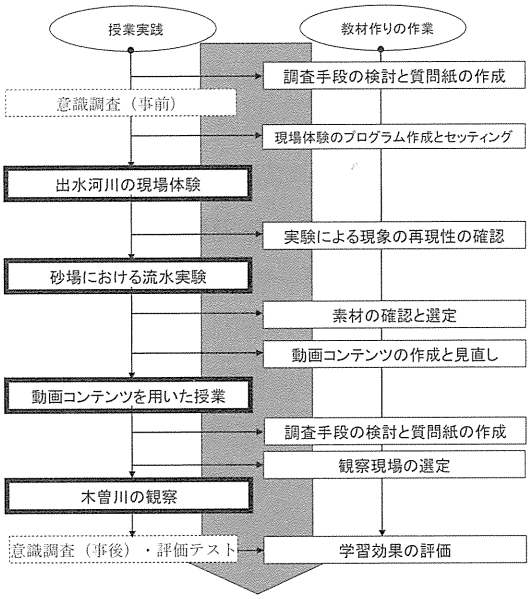


図 12.1　実践と作業のフロー

今後、センターと学校教育の現場と結びつき、双方の有効な資源交換が積極的に行われるよう、センターの側から学校へ施設利用や独自のカリキュラムの提案ついて積極的に呼びかけを行っていくとともに、学校側も地域に目を向け、継続的に施設を利用した学習の時間を設けられるよう検討し、意見交換や視察・見学を含め、双方の交流の機会を確保していくことが課題になると考えられる。

執筆者一覧

独立行政法人　土木研究所

水環境研究グループ　自然共生研究センター		センター長	萱場祐一	(1, 2, 3)
		主任研究員	皆川朋子	(4, 5)
		専門研究員	真田誠至	(11)
		前交流研究員	長谷川浩二*	(8)
		前専門研究員	田代　喬**	(6, 9)
		部外研究員	福嶋　悟***	(7)
		〃	吉冨友恭****	(12)
〃	河川生態チーム	主任研究員	中村圭吾	(10)

国土交通省中部地方整備局

中部技術事務所	環境共生課	係長	新田良彦	(8)

※（　）は主な執筆分担

---

*　交流研究期間：平成 16 年 4 月～平成 18 年 3 月，共和コンクリート株式会社

**　在職期間：平成 16 年 4 月～平成 18 年 3 月，名古屋大学大学院工学研究科　社会基盤工学専攻　水工学講座

***　横浜市環境科学研究所 基礎研究部門

****　東京学芸大学 環境教育実践施設