

1-27 河川が有する生態的機能の実験的把握手法の開発及び実験的解明に関する調査

研究予算：運営費交付金（治水勘定）

研究期間：平13～平17

担当チーム：自然共生研究センター

研究担当者：萱場祐一、皆川朋子、中村圭吾

【要旨】

本研究では自然共生研究センターの実験河川、実験池を用い、河川等の生態的機能を実験的に解明することを目的として、以下の研究テーマを実施した。①水域及び水際域における生息場所の構造と生態的機能の解明、②沈水植物などの大型水生植物と湖沼水質との関連性の解明、③河原固有植物の保全に関する研究、④河川生態情報の展示手法に関する研究。全ての研究テーマは基礎研究を概ね終了し、今後、具体的な評価手法や工法等の提案へと発展が期待できる結果となった。

キーワード：実験河川、実験池、生息場所、水際、環境展示

1. はじめに

本研究では自然共生研究センター内の実験河川、実験池を用いて、以下の研究小テーマを実施した。①水域及び水際域における生息場所の構造と生態的機能の解明、②沈水植物などの大型水生植物と湖沼水質との関連性の解明、③河原固有植物の保全に関する研究、④河川生態情報の展示手法に関する研究。それぞれについて実施研究内容を記す。

2. 実験河川における生息場所の構造

2.1 生息場所の構造の把握手法

2.1.1 目的

河川の自然環境管理には、河道内のハビタットの分布や各生息場所ハビタットの構造や質をできる限り定量的に把握し、ハビタットの評価を行うことが求められる。日本における生息場所の把握方法に関連する文献や研究事例は極めて少なく、系統的な調査方法、解析方法そして評価方法は未確立である。本研究ではハビタットを構成する最も基本的な要素である河道内微地形を対象とし、これを合理的に把握する方法について検討を行った。具体的には、河道内の一つの瀬や淵を特徴づけるような一定の物理特性を有する河道地形単位（Channel Geomorphic Units、以下、CGU）¹⁾に着目する。一つのCGU内の流速や水深、河床材料等の物理量は隣合うCGU内の物理量と比較すると比較的同一であり、一つのCGUは瀬、淵、とろといったハビタットタイプのいずれかと対応していると考えられる。しかし、河川において個々のCGUをどのように区分し、

そして、区分した各CGUをどのハビタットタイプに対応させるかについては、現場の技術者や研究者が目視により行っている場合が多い。本研究では、実験河川における河床形状、水面形状等の微地形の測定、目視によるCGUとハビタットタイプの把握、を行い、両者の関係を整理することにより、CGUとハビタットタイプを微地形等の測定結果から合理的に把握する手法について検討を行う。CGUの把握方法については幾つかのマニュアル^{1)、2)}があるが、CGUの特性を提示し、その合理性について言及したものは見当たらない。

2.1.2 方法

(1) 調査河川の分類

河道内微地形の調査の難易やハビタットの分布は河川特性により異なるため、調査方法もこれに応じて変化させる必要がある。ここでは、これらに関わる項目から河川を大まかに分類し、河道内微地形の把握手法を検討する際に対象とすべき分類群を絞り込んだ。

① 渡河できる河川とできない河川

渡河できる河川（wadable stream）と渡河できない河川（unwadable stream）は米国でも調査の容易性を示す一般的に用いられている分類である¹⁾。前者に分類されるのは中小河川の上流から中下流が、後者は中小河川の下流や大河川の中流から下流が該当する。

② 流路の数

流路の数とは、平常時に流水が縦断方向に継続して存在する水域の河道横断方向への数である。単一流路からなる河川は、2本流路、多列の流路からなる河川と比べ測定が容易である。これは、調査範囲が広がる

だけでなく流路が分岐もしくは連結する地点で測定値を併合する必要があるからである。

③河道内微地形の視認性

可児は河道内に見られる瀬と淵の分布やそれらの形態から、河川を Aa、Bb、Bc 型に分類している³⁾。Aa 型と Bb 型は河道内微地形、特に、河床の形状が水面形に影響を与えるため河道内微地形の視認性が高く調査が容易であるが、Bc 型は河床形状が水面形に影響を及ぼさないため河道内微地形の視認性が低く調査が難しくなる。また、Bc 型より下流では相対的に水深が大きくなるため、視認性の低さだけでなく、瀬や淵といった河道内微地形を測定する際の CGU 自体が定義できないといった問題が生じる。

(2) 調査対象河川

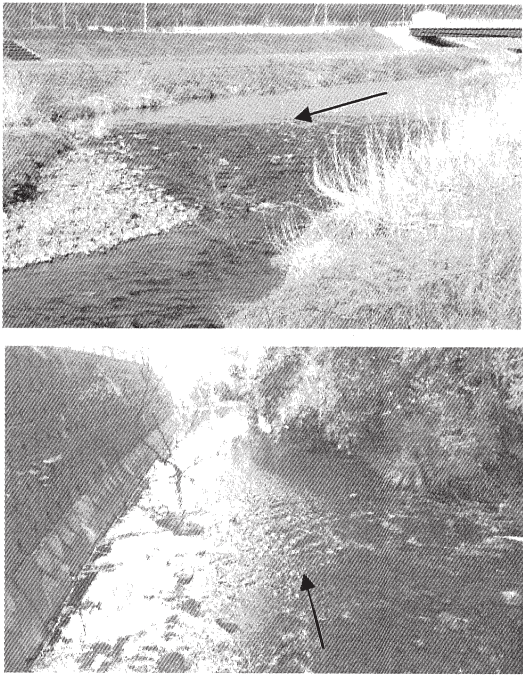
本研究で調査対象とした河川は、a)における「渡河できる河川」、「単一流路」、「Bb 型」の河川で、河道内微地形を測定する上では最も易しい河川に分類される。対象としたのは木曽川の 4 次支川川浦川（岐阜県美濃加茂市）と荒川の 4 次支川北川（東京都東村山市）である。表－1 に対象河川の概要を示した。また、写真－1 調査対象区間の状況を示す。調査対象区間は最低一つの湾曲を含み、かつ、瀬、淵、とろ等の幾つかのハビタットタイプが分布している程度の長さとした。両河川とも水面幅は概ね 10m 以下であり十分渡河することが可能である。また、対象区間の平均河床勾配は 1/300 より大きく、水面上から明瞭な CGU の区分を行うことができる。川浦川サイトは堤防及び低水路法線はほぼ直線で低水路河岸に一部コンクリート護岸が設置してあるが、みお筋は低水路内に形成された砂州により緩やかに蛇行している。北川サイトは北川公園内に位置する。対象区間の左岸側には連続してコンクリート護岸が設置してあるが、右岸側には河畔林のある自然河岸が連続している。河道法線は緩やかに湾曲し、対象区間のほぼ中央には明瞭な淵が見られる。

(3) 河道内微地形の測定と CGU、ハビタットタイプの特定

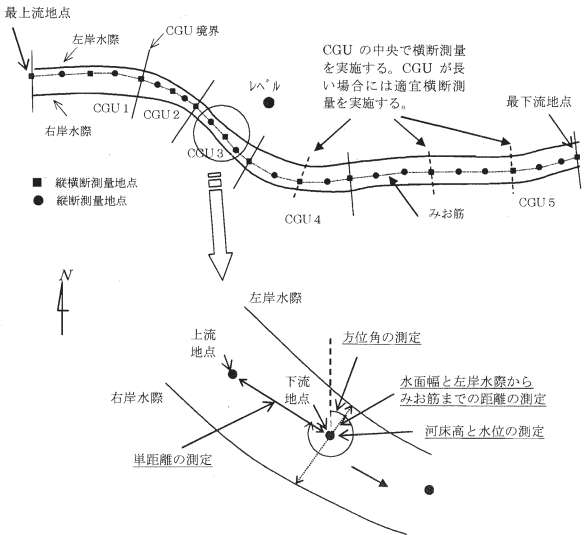
河道内微地形の測定は河床と水面の縦断形状、及び、水面幅について実施した。具体的な測定方法は、既存の文献等^{1)、2)、4)、5)}と著者が米国オハイオ州で参加したハビタットアセスメントの手法等を参考にして考案した。魚類生息場所の分布と構造の把握は、みお筋に沿った河床と水面高の縦断測量に適宜横断測量を組み合わせて行った^{6)、7)}。図－1 に測量方法を概念的に示した。測定は上流から下流に向かって行った。

表－1 河川及び対象区間の概要

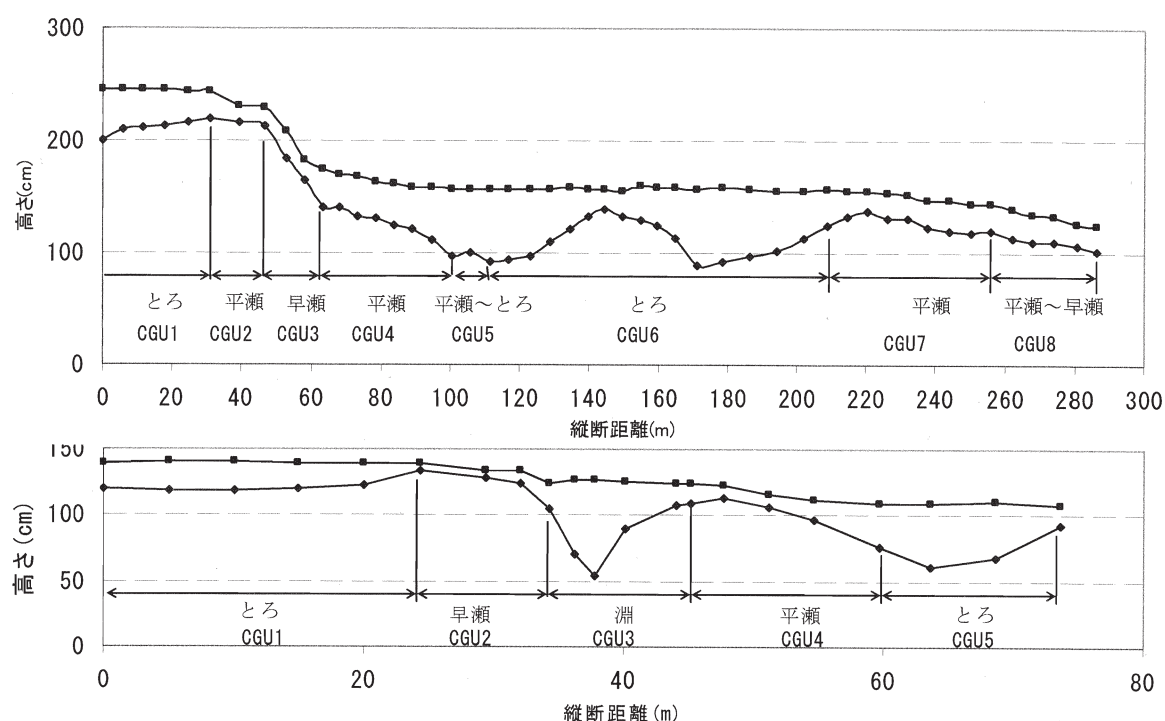
河川	川浦川サイト		北川サイト	
	水系名及び河川名	木曽川水系川浦川 (木曽川→長良川→津保川→川浦川)	荒川水系北川 (荒川→新河岸川→榑瀬川→北川)	
対象区間の概要	流域面積	20.3(km ²)	3.6(km ²)	
	流路延長	13.7(km)	3.6(km)	
	延長	286(m)	73(m)	
	蛇行度(みお筋)	1.3	1.1	
	平均河床勾配(みお筋)	1/290	1/263	
対象区間の概要	平均水深(みお筋)	35(cm)	24(cm)	
	平均水面幅	10.7(m)	4.6(m)	
	対象区間の概要	津保川合流点よりおよそ 0.3km 上流に位置する。河道法線は直線で複断面である。低水路河岸に一部コンクリート護岸があるが、みお筋は低水路内に形成された砂州により緩やかに蛇行し、対象区間上流に明瞭な草瀬が見られる。	前川合流点よりおよそ 1.2km 上流北川公園内に位置する。左岸はコンクリート護岸が連続するが、左岸は河畔林のある自然河岸である。単断面河道で河道法線は緩やかに蛇行し、対象区間中央に明瞭な淵が見られる。	



写真－1 対象区間の状況 上：川浦川、下：北川



図－1 測量方法の概念図



注) 高さのゼロ点は本研究で任意に設定したもの

図ー2 河床及び水位の縦断面図 上：川浦川 下：北川

まず、上流側の測定地点を固定した後ここから次の測定地点までみお筋に沿ってテープを張りながら移動した。移動は1)新しい上流地点から平均水面幅程度移動した地点、2)水面や河床の縦断方向の変化点（例えばCGUの境界地点）、3)横断測量を実施すべき地点、のいずれかの地点に到達するまで行った。各測定地点では、河床高、水深、水面幅を測定し、上流側の測定地点の方位角をコンパスで測定した。河床高の測定はTOPCON社製ローテーティングレーザーRL-Hで行った。ここで、水面幅は測定地点における平均的な流れの方向と直角となるようにテープを張り、このテープ上の左右岸の水際間の距離と定義した。縦断測量と同時にCGUの区分と各CGUに対応するハビタットの特定を行った。ここで、1つのCGUは流れの状況が上下流に前後する異なるCGUと比較して同質と考えられる区間と定義し、現地にて目視により決定した。現地にて区分した各CGUはその場で以下に示すいずれかのハビタットタイプとして特定した。今回対象としたハビタットタイプは早瀬、平瀬、淵、とろの4つであり⁸⁾、当該CGUが、これら4つのハビタットタイプのいずれかにも該当せず、2つのハビタットの特徴が見られる場合には、早瀬～平瀬、平瀬～とろ、の2つのハビタットタイプを併記することとした。縦断測量実施中に横断測量を実施する地点に到達したら、当該地点の水際から2～3m程度陸域から対岸に向かって2～3m程度陸域まで

河床高と水深の測定、6割水深における流速を測定した。ただし、水深が大きく6割水深での流速測定が困難な場合には水面より40cmの位置で測定を行った。

調査範囲は、生息場所の分布パターンを明確にするため交互砂州1波長を1リーチとした場合の半リーチ（交互砂州前縁部から次ぎの前縁部）を最低区間長とし、概ねこの2倍程度の長さを調査区間長として設定した。交互砂州が明確でない場合は、ある早瀬の上流端から次ぎの早瀬の上流端までを最低区間長とし、同様に調査区間長を設定した。

2. 1. 3 結果

(1) 河床及び水面の縦断形状

みお筋における河床と水面の縦断形状がCGUの区分そして各CGUとハビタットの対応にどのように影響しているかを検討するため、図ー2に河床と水面の縦断形状にCGUの区分及び各CGUに対応するハビタットタイプを示した。ここで縦断距離とは、みお筋上の前後する測定地点の直線距離を単距離とし、これを下流方向へ累加した距離として示している。

調査時に目視により特定した各CGUはある程度一定勾配の水面形状を保ち、隣り合うCGUとの境界は水面勾配の変化点となっている場合が多かった、ただし、川浦川のCGU4とCGU5、そして、川浦川のCGU5とCGU6は目視によって異なるCGUと区別されたが、縦断図上に明確な水面勾配の変化点を認めることができ

表一 2 各CGUにおける幾何形状特性

川浦川	CGU	延長(m)	比高差(cm)		縦断勾配(水面幅は変化率)			水深(cm)		水面幅(m)	
ハビタットタイプ			河床	水面	河床高	水面高	水面幅(%)	最大	最小	最大	最小
とろ	1	30.8	-19	1	-1/162	1/3082	8.1	45	25	15.7	12.4
とろ	6	97.5	-31	1	-1/315	1/9753	7.2	68	19	13.7	6.2
平瀬～とろ	5	10.9	3.5	1	1/313	1/1094	3.7	65	59	6.7	5.9
平瀬	2	15.6	5.5	14.5	1/284	1/108	-13.4	25	15	14.8	12.7
平瀬	7	47.4	4.5	13.5	1/1053	1/351	1.3	27	19	16.2	13.3
平瀬	4	37.1	44.5	14	1/83	1/265	5.4	60	30	5.9	3.8
平瀬～早瀬	8	30.1	17.5	19.5	1/172	1/154	2.3	20	16	13.9	3.8
早瀬	3	16.8	73	56	1/23	1/30	-53.0	33	16	12.7	3.8

北川	CGU	延長(m)	比高差(cm)		縦断勾配(水面幅は変化率)			水深(cm)		水面幅(m)	
ハビタットタイプ			河床	水面	河床高	水面高	水面幅(%)	最大	最小	最大	最小
淵	3	11	-5	4	-1/220	1/275	11.8	72.5	15	5.5	4.2
とろ	1	24.4	-14	1	-1/174	1/2440	8.6	21	4.5	6.4	4
とろ	5	14	-16	0	-1/88	—	0.7	48	33	4.2	3.7
平瀬	4	14.5	33	15	1/44	1/97	-9.0	33	9	4.9	4.2
早瀬	2	9.8	30	10.5	1/33	1/93	-19.4	24	4.5	6.1	4.2

注 1) 勾配における－はレベルであることを示す。

注 2) 水面幅の変化率とは、単位流下方向距離に対する水面幅の増加距離を示す。

ない。また、川浦川の CGU6 は目視では一つの CGU と判断されたが、本 CGU が他の CGU と比べて非常に長いこと、145m 付近に明確な河床形状の頂点が存在することから、本 CGU をこの頂点を境界にして 2 つに区分するかどうか、その取り扱いに課題が残った。

各 CGU とハビタットタイプとの対応関係は水面勾配の大小によって、早瀬もしくは平瀬、淵もしくはとろと特定されるが、早瀬と平瀬、平瀬ととろ、そして、淵ととろとの判別が難しい場合があった。特に、早瀬と平瀬、平瀬ととろは 2 つのハビタットタイプの遷移領域と判断された場合があり、川浦川の CGU 8 は平瀬から早瀬へ、CGU 5 は平瀬からとろへの遷移領域と判断された。淵ととろとの判別が難しいケースとしては、川浦川の CGU 6 の上流部分、北川の CGU 5 がこれに該当する。双方とも、目視ではとろと判断されたが、微地形の測定から予想以上に水深があることが判明し、淵と区分される可能性が生じた。目視によりとろと判断したのはそれぞれの CGU の平面形態が直線であり、一般的に淵が発生するような平面的な特徴がなかったことに起因している。

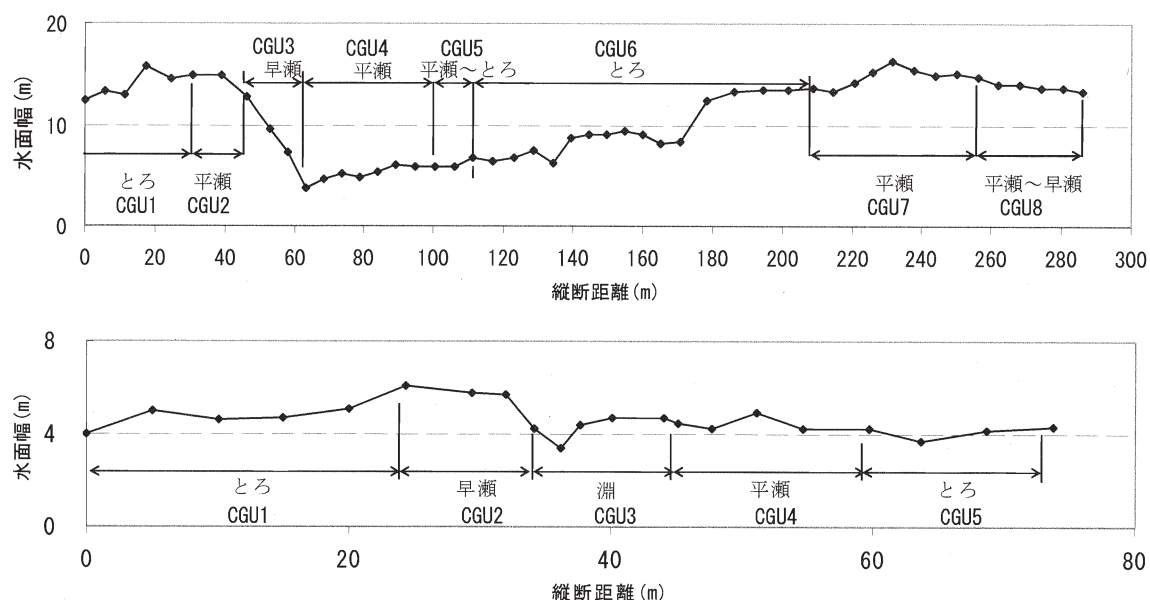
次に、水面幅が各 CGU でどのように変化しているかを検討するため、図－3 に水面幅の縦断的な変化に各 CGU と各 CGU に対応するハビタットタイプを記載して示す。各 CGU の境界は水面幅の変化点と明確に対応していない。また、同一 CGU における水面幅は一定ではない。ハビタットタイプ別に見ても各ハビタットタイプと水面幅には明瞭な対応関係は認められない。しかし、水面幅の流下方向への変化率に着目すると、各タイプ別に一定の傾向が見られる。早瀬では水面幅が流

下方向に減少し、とろと淵では流下方向に増加する傾向が見られる。平瀬には一定の傾向が見られない。

次に、各ハビタットタイプ別に、微地形の特徴を表現すると考えられる指標を幾つか抽出し、ハビタットタイプと各指標の数値との関係を検討する。

(2) 各ハビタットタイプの幾何形状特性

各ハビタットタイプの幾何形状を詳細に検討するため、各 CGU における延長、河床及び水面の上下流端での比高差、河床高、水面高、水面幅の縦断変化（流下方向への変化）、最大・最小水深と水面幅を整理し、ハビタットタイプ別に表－2 に示した。川浦川と北川における各 CGU の延長を見ると、北川の延長は相対的に小さく河川の規模と CGU の延長には一定の対応関係が推定できる。一般に CGU の流下方向の空間スケールは概ね水面幅程度以上と言われていることがあるが¹⁾、本調査結果もこれを支持するものとなった。両河川とも、とろに対応する CGU の延長が相対的に長く、早瀬では短い。各 CGU における下流端に対する上流端の縦断勾配を見ると、早瀬と平瀬、とろと淵では明確な違いが認められる。すなわち、前者では勾配が正に対し、後者では負になっている。これは、淵だけでなくとろも河床が縦断的に上昇し、当該 CGU の水面を塞ぎ上げることを意味している。水面勾配は全体的に早瀬と平瀬で大きく、とろと淵で小さい傾向が見られ、概ね、とろ→平瀬→早瀬の順に勾配が大きくなる傾向が把握できた。とろの勾配は 0.1% 以下のオーダー、早瀬の勾配は 1% 以上のオーダーであり、平瀬はこの中間的なオーダーとなった。尚、淵は比較的勾配が大きくなっているが、これは延長が短いため、高さ方向の測定誤差が



図－3 水面幅の縦断的な変化 上：川浦川 下：北川

過大に評価された可能性がある。

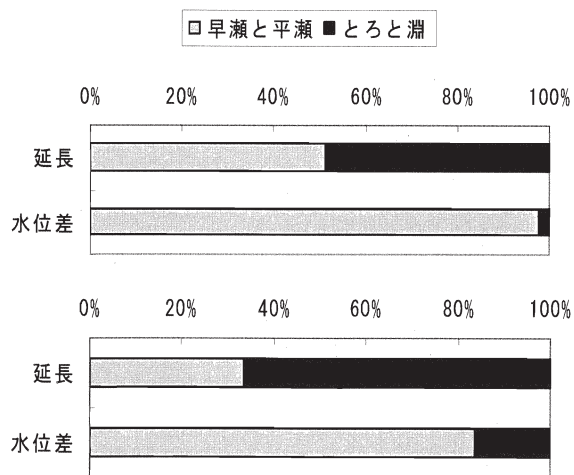
水面幅の縦断変化率には興味深い特徴が見られる。早瀬の変化率は負でその値が相対的に非常に大きく、水面幅が流下するにつれて急速に小さくなる傾向が理解できる。一方、とろと淵では変化率が正で、特に、淵ではその値が相対的に大きい。平瀬では明確な傾向が認められない。この結果から、両河川では、早瀬における急勾配区間で流れは横断方向に収縮し、淵やとろにおける緩勾配区間で流れは横断方向に拡大していく様子が理解できる。水深と各ハビタットタイプについては、とろと淵で最大水深が大きく、早瀬と平瀬で最大水深が小さい傾向が見られた。ただし、川浦川のCGU

4のように平瀬でも最大水深が60cmとなる場合がありその関係は明瞭でない。水面幅の大きさと各ハビタットタイプには明瞭な関係が見られない。

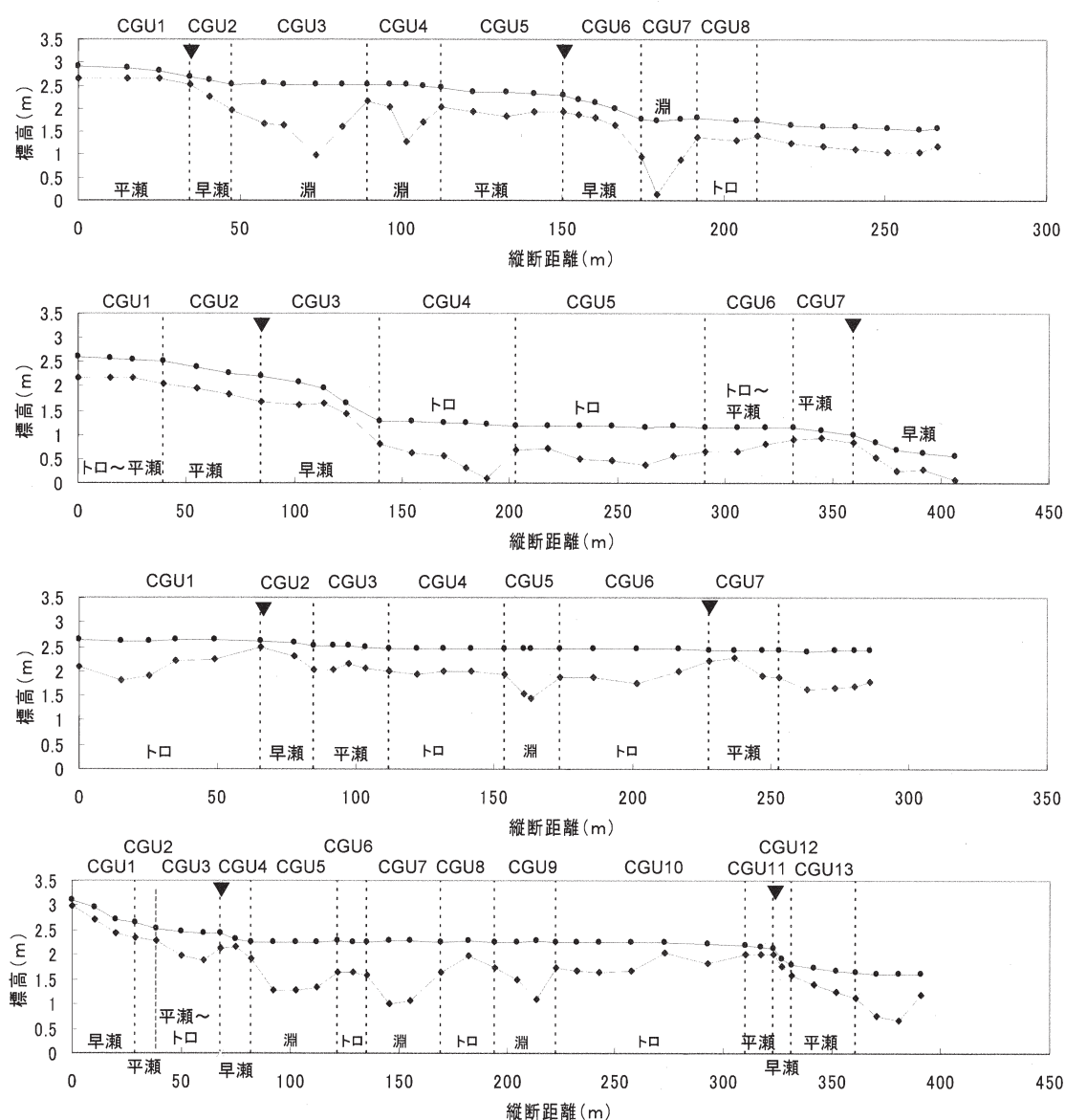
最後に両河川の調査区間に対して各ハビタットタイプの占める延長と水位差を検討する。前述したように早瀬と平瀬の区別、とろと淵の区別が難しい場合があるため、ここでは、大きく前者と後者の2つに各CGUを整理しなおし、2つのハビタットタイプに対応する各CGUの延長、水位差の合計値としてグラフに示す。尚、川浦川のCGU5は水面勾配がレベルであることからとろとして扱った。図－4に結果を示す。川浦川と北川で割合に差はあるが、全区間に占める延長は早瀬と平瀬、とろと淵で同程度かもしくは後者が大きい結果となった。一方、水位差は両河川においてとろと淵で小さく、特に、川浦川では全体に占めるとろと淵の水位差が僅か数パーセントとなっている。

2. 1. 4 考察

Bb型の河川の場合、目視による各CGUの区分と各CGUに対応するハビタットタイプの特定は、みお筋に沿った河床と水面の縦断形状の測定結果と概ね一致し、目視が感覚的な方法であるにも関わらず、一定の精度を有していることが理解できた。これは、みお筋に沿った河床と水位の縦断形状を測定すると、目視による区分を行わずとも各CGUの区分とハビタットタイプの特定が可能であること意味する。本研究では、みお筋に沿った縦断形状の結果を示し、これを用いて分析を行ったが、川浦川については水面幅の中央点における河床高と水位を同様に測定し、「みお筋における測定」と



図－4 早瀬と平瀬、とろと淵の調査区間に占める延長と水位差 上：川浦川 下：北川



図－５ 各調査地区の水面及び河床の縦断図

上から、牧田川下多良地区、牧田川一之瀬地区、朝明川朝明地区、朝明川上条地区である。

▼と▼に挟まれた部分が半リーチに相当する。点線はCGUの境界を示す。

「水面幅中央における測定」の比較を実施している。この結果、みお筋における測定は河床形状の変化がより明確であること、また、最大水深の把握が可能であることから、前者がより実用的であると判断したことを追記しておく。ただし、横断的に河床が平坦でみお筋の特定が困難な場合には、水面幅の中央点を測定することが実用的なようである。

みお筋に沿った測定間隔は各CGUの流下方向のスケールが概ね水面幅以上であることから、この程度の距離を目安としながら測定間隔を設定し、更に、水面や河床形状の変化点を補足測定点とすれば、各CGUの境界や個々のCGUの特徴も効率的に把握できると考えら

れる。

各CGUのハビタットタイプを特定する方法については、水面勾配の大きさ、各CGUの上下流端の河床高の差、そして、水面幅の縦断的な変化が特性の指標となりそうである。現地における目視、特に、水面の状況からハビタットタイプを特定する方法は当日の天候、例えば、雨や風による影響を受けやすい。河床、水位そして水面幅の縦断図上で、ここで述べた指標を利用しながら各CGUの区分を行うことが有効かもしれない。

ところで、本検討からハビタットタイプを特定する場合の幾つかの課題が見つかった。以下に要点を箇条書きで示す。

- ① 早瀬と平瀬、平瀬ととろ、とろと淵との区分が難しい場合がある。
- ② 延長の長いとろを河床形状の特徴を元に細区分すべきかが難しい。

Bb 型の河川では水面勾配の値が連続的に変化しないため、各 CGU を特定のハビタットタイプに対応させることが可能と考えていたが、実際には、それらの中間的なタイプが存在し、単純に既存のタイプをそのまま当てはめるには限界があるようである。また、川浦川と北川では河川の規模が異なり、同一のハビタットタイプでも延長、水深といった幾何形状の特性の幅が異なっていた。生物のサイズは河川の規模に応じて相似的に拡大・縮小するわけではないから、各 CGU に対応させるハビタットタイプについてももう少しきめ細かい分類が必要であろう。ハビタットタイプの分類方法としては、Bain and Stevens の方法¹⁾Hawkins の方法⁷⁾、Flosi and Renolds の方法⁸⁾ 等があるが、これらの分類手法では、流れを Fast water (速い流れ) と slow water (遅い流れ) に分類し、各分類に対して更にきめ細かいハビタットタイプを設定している場合がある。今後、典型的でないハビタットタイプや同一ハビタットタイプと区分されても水深や流速等の物理量が異なる場合の取り扱いについては実河川のデータを収集し、研究を進める必要がある。

河床形状の特徴から CGU の境界を設定し、ハビタットタイプを区分するという問題は、Bc 型の河川において同様の設定・区分を行うことと同質の問題と考えられる。魚類のハビタットに関する研究事例もそのほとんどが中上流域を対象としたものであり、現在のところこの問題には明確に回答を示すことができない。一般的に中流域で直線化された河道では、平瀬ととろが交互に出現する場合が多く、とろのようなハビタットタイプの詳細な物理構造と生態的な機能についても今後検討する必要があるだろう。

今回の検討では、対象区間の長さの設定についてはあまり考慮しなかった。把握手法の検討が目的であり、幾つかの異なるハビタットタイプが存在することが条件であったからである。ハビタットアセスメントという点では、通常は水面幅や低水路幅の 20 倍程度、もしくは、2 蛇行程度の区間を対象とすることが多い。図-4 に示した、各ハビタットの延長や水位差の割合も、対象区間の長さによって異なると考えられるが、日本の中小河川ではこれだけの延長を取ると、途中に横断工作物が調査の障害となることが多い。対象区間の設定方法も日本の実情を考えた方法を今後検討する

必要がある。尚、今回の検討では流量によって変化する CGU の区分とハビタットタイプの特定について言及しなかった。これらの関係と合理的な把握手法については今後の検討項目としたい。

2. 1. 5 結論

本研究では渡河可能、みお筋が 1 本、Bb 型の河川を対象に CGU とハビタットタイプを河道内微地形の測定を通して把握する方法について検討した。この結果、みお筋の河床と水面の縦断形状の測定から、CGU の区分と各 CGU に対応するハビタットタイプの特定がある程度可能であることが示唆された。しかし、CGU によってはハビタットの特定が難しい場合や、異なる河川間で水深等の物理量が異なるにも関わらず同一のハビタットと特定される等の課題も明らかになった。今後、よりきめ細かいハビタットタイプの設定が必要である。

2. 2 中流域における流心部の生息場所の構造

2. 2. 1 目的

川幅や縦断勾配、河床や河岸の形状等河川の構造に関わる様々な要素は河川管理における管理対象となるだけでなく、河川生態系に直接的・間接的に強く影響している。

例えば、流域スケールを対象とした概念として河川連続帯説(River Continuum Concept)⁹⁾では、河川のオーダー(上流から数えた支川数で下流ほどオーダー数が多い)が上流から下流に増加するに従い、河畔林を含む河川の構造の変化→餌資源の質と量の変化→大型無脊椎動物相と魚類相の変化、が生じることを概念的に説明している。原著論文の中には明確な「構造」に該当する語句は見いだせないが、河畔林の状態、川幅、水深、河道に接する斜面といった川の構造を表す尺度を取り上げて、河川生態との関係性について言及している。

一方、数リーチスケールでの生息場所の分布や構造と河川生態系との関係については、個別の河川を対象として幾つかの文献がある^{10), 11), 12)}。これらの文献では瀬・淵構造等を含む生息場所(habitat)の分布や構造を取り上げ魚類の生息状況との検討を行い、瀬や淵の面積、淵の最大水深や瀬の流速、瀬と淵の比率等と魚類の生息に関する知見が得られている。しかし、これらの検討は個別の河川を対象としたものであること、リーチスケールでの生息場所の分布や構造に関する普遍性や規則性について言及していないことから、これらの結果を他区間や他河川に適用する可能性についてはほとんど未解明なままである。

本研究では、以上を背景として、河道内の生息場所

の分布や構造の把握が比較的簡単な中小河川中流域を対象として、河道内微地形の調査結果に基づき瀬・淵構造をはじめとした生息場所の分布と構造の把握を試みる。また、中小河川中流域の微地形を特徴付ける河床形態として交互砂州に着目し、交互砂州が発生した場合に典型的に見られる生息場所の分布と構造についての検討を行う。

なお、本研究で対象としたのは、中小河川中流域の流水域 (lotic zone) である、水際域に分布する浅瀬や淀み等の生息場所は扱っていない。

2. 2. 2 方法

本研究では、岐阜県及び三重県内を流下する中小河川中流域を対象とし、2河川4調査区間において調査を行った。なお、分布と構造の把握手法は「2. 1. 2 (3)」に記した。

表-3に対象河川及び調査区間の概要を示した。以下に各調査区間の特徴について記す。

①牧田川下多良地区と一之瀬地区

牧田川は岐阜県養老山地の雲仙岳に源を発し、揖斐川に合流する流路延長 34km の一級河川である。牧田川一之瀬地区は揖斐川合流点から 27. 2km、下多良地区は 28km に位置する。一之瀬地区の低水路法線は概ね直線で河道内には明瞭な交互砂州が発達している。一方、下多良地区は溪谷部を流下する区間内に位置し、右岸側には岩が連続して露出し河道法線は所々屈曲している他、岩が河床から水面上まで露出している部分がある。水面上からは極めて明瞭な瀬・淵構造が確認できるが、他の3地区 (牧田川一之瀬地区、朝明川朝明地区・上条地区) のように明瞭な交互砂州を確認できない。

②朝明川朝明地区と上条地区

朝明川は三重県鈴鹿山脈御在所山に源を発し、四日市港に流下する流路延長 22km の二級河川である。対象とした朝明地区と上条地区は、それぞれ河口からおおよそ 8. 2km、12. 2km の地点に位置し、両地区とも低水路法線は概ね直線で河道内には明瞭な交互砂州が発達している。

2. 2. 3 結果

(1) 各河川の河床及び水面の縦断面図

各河川の縦断的な河床と水面のみお筋に沿った縦断形状を比較する (図-5)。図中には現地において区分したCGUと特定した生息場所のタイプを記載している。ここで、縦軸は相対的な標高を示し、横軸はみお筋に沿った縦断距離を、測量開始点を起点として示している。また、図中の▼は早瀬 (一部平瀬を含む) の起点を示し、▼と▼

表-3 調査対象河川と地区の概要

河川名	調査地区名	調査区間の概要						代表粒径 d_{84} **
		集水面積 (km^2)	平均 河床勾配*	低水路幅 (m)	延長 (m)	平均水面幅 (m)	平均水深 (m)*	
牧田川	下多良	101. 21	1/174	33	266	12. 44	0. 54	49. 24
牧田川	一之瀬	90. 56	1/227	63	407	20. 57	0. 49	72. 21
朝明川	朝明	53. 34	1/901	31	286	12. 69	0. 51	6. 66
朝明川	上条	44. 67	1/333	65	391	14. 10	0. 54	20. 38

*みお筋に沿った平均値を示している。

**平瀬における表層粒径

に挟まれた区間は半リーチに対応した区間となっている。

以下に各河川の特徴を示す。

①牧田川下多良地区

2つの早瀬と2つの淵が出現し、瀬・淵構造が極めて明瞭な地区である。水面勾配の緩急が明瞭で、淵における最大水深が大きいだけでなく淵下流端の河床が上昇し、淵の水位を堰上げて、水面勾配はほぼ水平となっている。2つの早瀬に挟まれた半リーチの平均河床勾配 1/196 である。CGU4の淵は岩が露出することにより発生したもので (R 型の淵)、岩がない場合にはトロになったと推定されるため、この区間は早瀬→淵→トロ→平瀬→早瀬という生息場所の分布を示している。

②牧田川一之瀬地区

交互砂州前縁部が2つ出現し、ここが早瀬に対応している。半リーチの平均河床勾配は 1/321 と大きい、水面勾配の緩急は大きい。早瀬下流 CGU4における水深は大きい、下多良地区と比べると、下流端の河床の上昇量が小さく、ここでの水面勾配が十分水平となっていない。結果として、CGU4の淵ではなく、トロと特定されている。

③朝明川朝明地区

交互砂州の前縁部が2つ見られるが、半リーチの平均河床勾配が 1/550 と小さいため、下流側の前縁部は平瀬として特定された。朝明川上条地区同様、2つの砂州前縁部に挟まれた CGU4~6は水面勾配が小さく、水深が大きい区間は淵に、それ以外はトロと特定されている。

④朝明川上条地区

交互砂州前縁部が2つ出現し、ここが早瀬に対応しているが、半リーチの平均河床勾配が 1/1726 と非常に小さいため、早瀬の延長は上記2河川と比べて短い。早瀬下流 CGU 下流端の河床上昇は見られず、一之瀬地区と同様の形状を呈しているが、河床勾配が小さいため、2つの早瀬の間にある区間の水面勾配はほぼ水平となり、水深が大きい区間は淵に、水深が小さい区間はトロと特定されている。

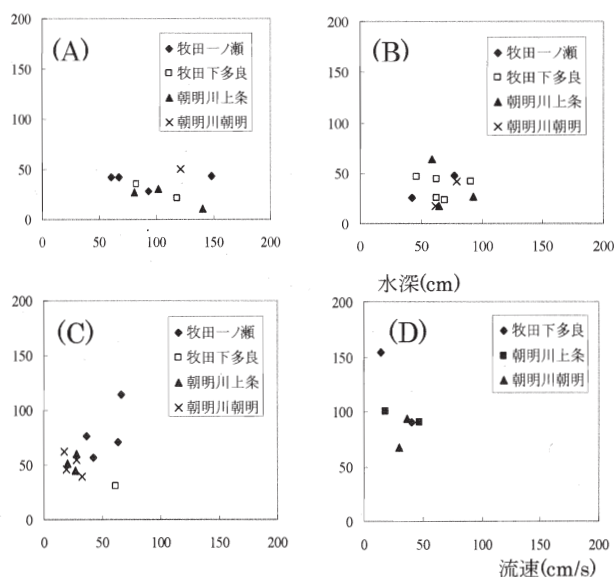
(2) 各生息場所の構造

各河川の生息場所の分布に違いはあるものの、各生息場所の構造、例えば、物理特性や形状等には一定の規則性が存在する可能性がある。ここでは、各生息場所の構造に関わる特性として水深と流速、水面勾配、無次元水面幅、無次元延長を取りあげ、これらの諸特性値と各生

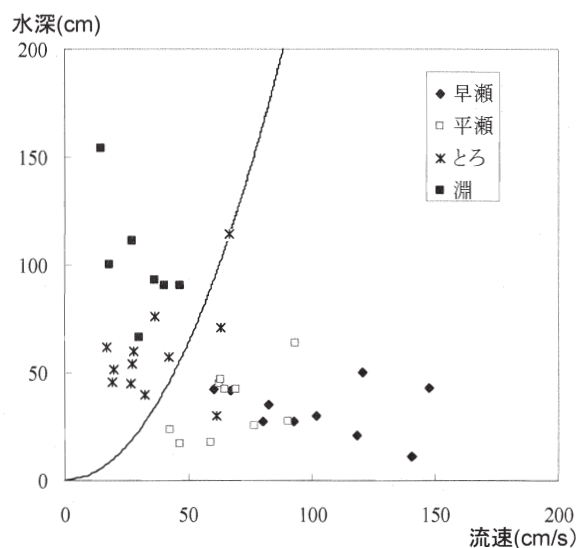
息場所との関連性について検討する。ここで、無次元水面幅と無次元延長とは個々の生息場所の平均水面幅と延長を当該地区の平均水面幅で除した値である。

まず、各生息場所別に6河川のデータを流速と水深を軸とする散布図に示す（図－6）。ここで、流速と水深は各生息場所で横断測量を実施したトランセクト上の最大水深・最大流速を与える地点のデータとして取りまとめている。最大水深地点と最大流速地点とが一致しない場合には、2地点における流速と水深の平均値として与えている。図－6 から調査地区の違いに伴う生息場所の物理特性値に大きな偏りはなく、比較的同じ領域に分布することが解る。図－7 はこれらのデータを一つの散布図としてまとめたものだが、淵、早瀬、平瀬については分布に重なりが少ない。測定した調査地区のデータを基にその範囲の概略を示すと、淵は水深60cm以上、流速40cm/s以下、早瀬は水深20-40cm、流速70cm/s以上、平瀬は水深20-50cm、流速80cm/s以下となっている。トロは分布に広がりがあり範囲を規定することができない。図中にフルード数0.2のラインも併せて記した。瀬と淵を分類する基準として幾つかの値が提案されており、例えば、野上らは0.17を閾値として示しているが¹⁴⁾、本結果はこれらの結果から見ても十分整合が取れている。

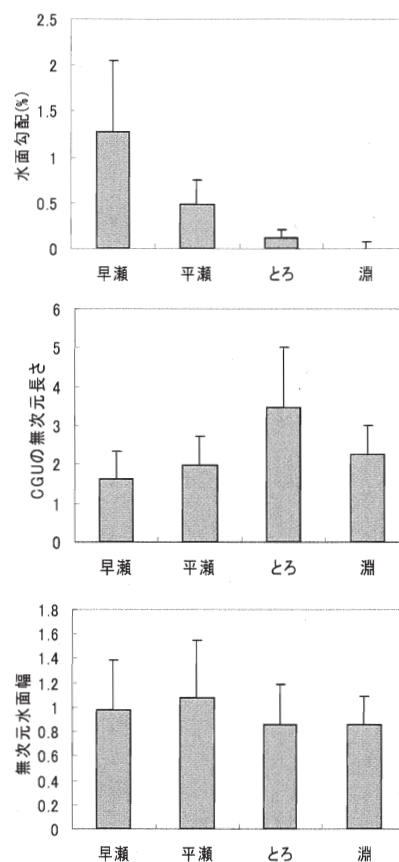
次に、各生息場所の構造を各生息場所の水面勾配、無次元水面幅、無次元延長について示す（図－8）。水面勾配には明瞭な違いが見られ、早瀬から淵にむかって徐々に生息場所別の平均水面勾配に有意に差があるこ



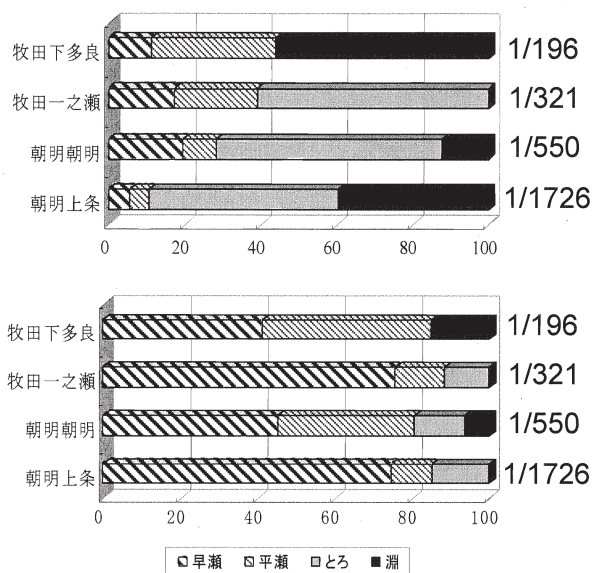
図－6 生息場所別の各調査地区における流速と水深分布
A: 早瀬、B: 平瀬、C: トロ、D: 淵、を示す。



図－7 各生息場所別の流速・水深分布
曲線はフルード数0.2を示す。



図－8 各生息場所別の水面勾配、無次元延長、無次元水面幅
(各生息場所の無次元延長及び無次元水面幅は各調査地区の平均水面幅で行っている。)



図－9 半リーチに占める各生息場所の
延長比率（上）、比高差比率（下）

とが解った(One-way ANOVA, Scheffe's F test、平瀬と淵以外は $P < 0.01$ 、平瀬と淵は $P < 0.05$)。淵の平均水面勾配はほぼゼロであり、トロとは水深、流速の分布域だけでなく水面勾配によっても差別化できそうである。無次元水面幅には傾向が見られなかったが、無次元延長はとろで最も長く、他のハビタットタイプと有意な差が見られた(One-way ANOVA, Scheffe's F test、トロと淵以外は $P < 0.01$ 、トロと淵は $P < 0.05$)。また、各ハビタットタイプの無次元延長の平均は1より大きく、また、平均値と標準偏差との関係を見ると、ほとんどのハビタットは当該地区の平均水面幅よりも大きいことが理解できる。

(3) 生息場所の分布について

図－5に示したように、各生息場所の分布は河川によって異なる。しかし、低水路法線が屈曲し明瞭な瀬・淵構造が出現する牧田川下多良地区、低水路法線がほぼ直線で比較的明瞭な交互砂州が発達している牧田川一之瀬地区、朝明川朝明地区そして朝明川上条地区では、その分布形態に違いがあることが解る。牧田川下多良地区では早瀬の下流に明瞭な淵が形成され、その後トロ、平瀬と続き、再度早瀬が出現して1つのパターンが完結する。

交互砂州に伴い発生する生息場所は対象区間の平均河床勾配の大小により分布パターンが異なる。平均河床勾配が比較的急な牧田川一之瀬地区では、早瀬下流のCGUにおいて下流側の河床の盛り上がり弱く、水面勾配が水平にならずに淵の出現が見られない。代わりにトロと平瀬が続き、再度早瀬が出現して一つのパターンが完

結する。一方、朝明川の両地区は平均河床勾配が緩やかなために、水深が大きいCGUは淵に、水深が小さいCGUはトロとなり、再度早瀬(平瀬の場合もある)が出現して一つのパターンが完結する。

次に、半リーチにおける各生息場所の延長比率と比高差比率を示す(図－9)。ここで比高差比率とは、半リーチの上流端と下流端高低差に占める各生息場所の総高低差を意味する。なお、本図では半リーチにおける平均河床勾配の大きい順に上から結果を示している。具体的な半リーチの平均河床勾配は図中に示した。延長比率を見ると、早瀬と平瀬及びトロと淵の占める比率は平均河床勾配と概ね関係があり、これが大きくなると相対的に早瀬と平瀬の占める延長比率が大きくなっていることが解る。ただし、早瀬と平瀬の延長比率及びトロと淵の延長比率は、生息場所の空間分布を支配する河床形態の形成要因等により異なると考えられる。比高差比率を見ると、半リーチにおける勾配の大小にかかわらず、いずれの地区も早瀬と平瀬が全比高差の8割程度を占めている。

2. 2. 4 考察

本研究で対象とした地区では、各生息場所の物理特性は対象地区に関わらず一定の範囲に分布し、河床の縦断的起伏を引き起こす要因によって分布パターンが異なる可能性が示唆された。

まず、各生息場所の構造については、水深、流速及び水面勾配について各生息場所特有の範囲を有していることが解った。現地調査時における生息場所は、水面の波立ち、水面勾配、流速や水深の大きさを指標としながら総合的に判断して特定している。ただし、生息場所のタイプによって判断に用いる指標には若干の差が見られる場合が多かった。早瀬か平瀬の判断には水面の波立ちが重要であり、淵かトロかの特定には水深と流速の大きさが判断材料となる場合が多い。従って、何らかの物理指標(例えば、フルード数)を用いて生息場所のタイプに関する閾値を設定しようとするときには、生息場所を特定する際に何が判断材料として用いられているかを十分吟味すべきである。各生息場所の分布については、各生息場所の延長・比高差比率に一定の規則性が見いだされた。当該区間の平均河床勾配が小さくなると、早瀬と平瀬の延長が全体に占める比率が低下し、トロと淵の比率が上昇するが、比高差の比率には大きな差が見られない。これは、各生息場所の水面勾配が調査地区に寄らず概ね一定の範囲に分布すること考えると、平均河床勾配の低下は、早瀬と平瀬の延長比率の減少につながり、矛盾のない結果である。ただし、早瀬と平瀬そしてトロと淵の割合は生息場所を規定する河床形態によって強く影響を受

けるようである。

また、今回渓谷部を流下し河道が屈曲することにより明確な瀬・淵構造が見られた牧田川下多良地区では、トロの延長が小さく淵の延長が大きかった。一方、交互砂州を基盤とする3河川は下多良地区に比べると淵の延長が短い。また、交互砂州が発生している場合、当該区間の平均河床勾配が小さいほど淵の延長比が大きくなっているのは興味深い。ただし、この場合の淵の位置は、早瀬と早瀬（もしくは平瀬）に挟まれた半リーチの区間の河床が低下した部分にスポット的に生じることが多く、下多良地区のような早瀬の下流に位置する淵とは生態学的な機能は異なる可能性がある¹⁵⁾。今後生態学的観点から差別化を行う必要があるかもしれない。また、交互砂州の砂州前縁部には淵が発生するとの認識もあったが¹⁶⁾、今回の結果ではこのような現象は一般的でなかった。図-10は、牧田川下多良地区と一之瀬地区のみお筋に沿った河床勾配の縦断変化を示すが、下多良地区は最大で15%、最低で-10%と範囲が広いのに対して、一之瀬地区は±5%の範囲内で推移しており、微地形の縦断方向の起伏が、河道の屈曲に基づく河床形態と交互砂州に基づく河床形態では大きく異なることを示し、河床の起伏に関する多様性が大きく異なることが解る。

今回は、岐阜県、三重県における2つの中小河川を対象として生息場所の分布と構造を調査、解析した。実際に調査を行うと、各所に床止工があり湛水域が形成されている、根固工があり淵の形成が見られない等生息場所の状況を把握する上で都合のよい地区を見つけることが難しい場合が多かった。日本における中小河川はこのような人間の影響を強く受けていることから、今後このような影響下における生息場所の分布と構造を把握し、その影響を定量的に調査する必要もあるだろう。また、本調査は4地区の結果のみを扱っているため、生息場所の分布と構造の典型性を述べるにはまだ事例が少なすぎる。今後より広範な河川を対象にした調査を行い、生息場所の分布と構造を明確にすべきと考えている。

2. 2. 5 結論

本研究で実施した調査地区では、

- ①各生息場所は調査地区に寄らず概ね一定の物理量を有し、構造としては似通っている。
- ②早瀬と平瀬、トロと淵がリーチに占める延長比は平均河床勾配が低下すると、前者が減少する傾向が見られる。一方、比高差比率は変化が見られない。
- ③河道平面の屈曲に基づく河床形態と交互砂州に基づく

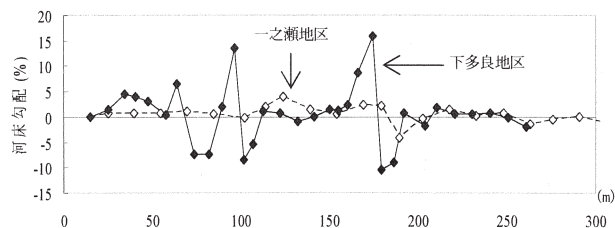


図-10 牧田川下多良地区と一之瀬地区における河床勾配の縦断変化の違い

く河床形態では、河床の起伏そして生息場所の分布に違いが見られる。また、交互砂州に基づく場合でも平均河床勾配の大小によって、生息場所の分布には違いが見られる。

2. 3 中流域における水際域の生息場所の構造

2. 3. 1 目的

多自然型川づくりにおいて、生物の生育・生息にとって貴重な水際域をどのように保全するかが重要な課題となっている。水際域は、河岸と河岸沿いに繁茂する植生の影響を受けている水面であり、流速、水深ともに小さい領域である⁶⁾。水際域の機能としては、魚類のカバー、落下昆虫や日陰の供給、産卵場や稚仔魚の成育場などが挙げられる。また、低流速・低水深で河岸勾配が緩やかな場所は、魚食魚からの避難場所としての機能を有している¹⁷⁾。このように、流心部と異なる環境は、水生生物の各生育段階において異なる利用環境を提供するとともに、生物多様性に寄与している。近年、生物の生息環境に配慮した護岸として、透水性の高い護岸や植物の繁茂が容易な護岸等様々なタイプのものが開発されてきた。しかし、これらは流れ方向の変化に乏しく現地に施工すると、水際線は直線的になることが多い。自然河岸における水際線は、河川の物理特性（河床勾配、水面勾配、流速、水深）の影響を大きく受け、複雑に変化している。水際の形状を参考に水際線を再生するには、自然状態の水際を計測し、その特徴を把握することが求められる。本研究では、岐阜県・三重県内の中小河川において、水際の入り組み、河岸の横断形状等の物理特性を測定し、水際の特徴を立体的に把握するとともに、それらの傾向と水際線の位置する河道地形単位（早瀬・平瀬・とろ・淵）の関連性について明らかにすることを目的とした。

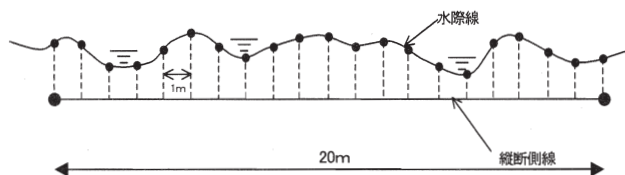
2. 3. 2 方法

非粘着性の自然河岸が残る中小河川において、現地で早瀬、平瀬、とろ、淵の存在を視覚的に確認し調査地点を選定した。ハビタットの視覚的区分は、表-4を基に行なった。次に、萱場らの方法¹³⁾により、10

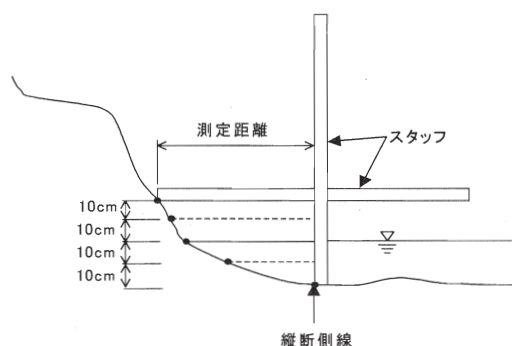
～15mピッチ（川幅程度）で河床高、水面勾配等の測量を実施し、河道地形単位を縦断的に区分し、位置、大きさ、配列を確認した。水際調査地点は、測定可能な各河道地形単位内に1箇所あたり延長20mを基本に設定し、河岸に沿って縦断側線を引いた（図－11）。その後、測定箇所の河床縦断勾配と水面勾配を2mピッチで測定した。続いて図－12のように、縦断側線から河岸までの距離を縦断的に1m間隔で計測した。計測は、水面を基準に+20、+10、0、-10、-20cmの位置について行った。それにより、水際の平面形状及び各地点の横断形状を立体的に把握した。また、調査区間を横断方向に25cm間隔、縦断方向に1m間隔のメッシュで区切り、流速・水深を測定した。

表－4 ハビタットの分類⁶⁾

分類	形態的な特徴
早瀬 (rapid, riffle)	水面は白波立が立ち、水深が小さく、流速は多い。淵への落ち込み部に生じることが多い。
平瀬(run)	水面は波立つが、白波は立たない。流速も早瀬と比べると小さく、水深は大きい。
とろ(glide)	水面は殆んど波立たない。流速は平瀬より小さく、水深は大きい。
淵(scour pool)	湾曲部の外岸側、砂洲の前縁部、構造物周り、床止めの下流等に生じる。生じる場所によりM型、R型、S型の淵等に分類されてきた。一般に水深は大きく、流速は小さい。水面勾配はほとんどなく、水面は波立たない。河川の合流点や川幅縮小部等にも生じる。



図－11 縦断側線設置状況



図－12 河岸形状測定方法

2. 3. 3 結果

(1) 水際の入り組み形状

水面と河岸の接点を結んだ線（水際線）に沿って、最小二乗法により求めた基準線を引き（図－13）、基準線と水際線の交点間の距離を入り組み長さ（L）、基準線と水際線に囲まれた部分の面積を入り組み面積（A）、入り組み面積を入り組み長さで除した値を入り組みの平均幅（B）とした。これらを、河道地形単位毎に比較した（図－14）。

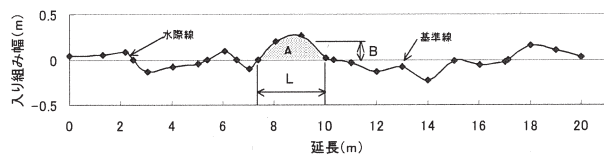
その結果、入り組み長さは各河道地形単位3.0(m)前後の長さであり、ほぼ同程度であった。入り組み面積においては、早瀬、淵の大きさは0.75 (m²) 前後であった。また、平瀬、とろの大きさも0.35 (m²) 前後となり、早瀬・淵の入り組み面積は、平瀬・とろの入り組み面積の面積の約2倍であった。入り組みの平均幅においても、面積と同様に、早瀬・淵が平瀬・とろに比べ大きい値となった。平均幅についても、河道地形単位により特徴があった。

(2) 水際の横断形状

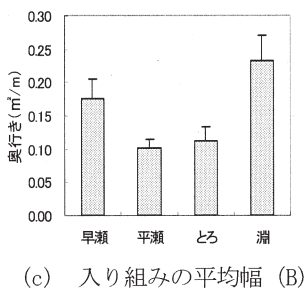
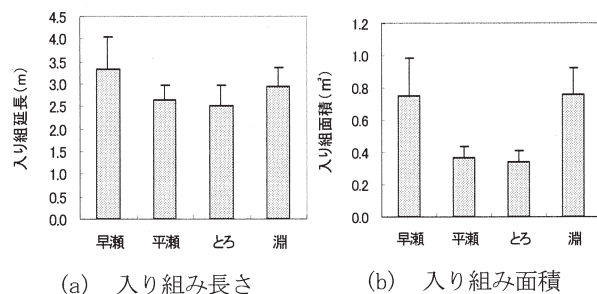
図－15は、河岸形状測定結果から得られた、各河道地形単位の代表的な水際付近の横断形状である。これらの横断断面を視覚的に比較した結果、各河道地形単位で河岸角度に特徴的な部分が見られたため、河岸法面と水平面の成す角度を、水面を境界に陸側と水中に分け、陸側の河岸法面と水面との成す角を θ_1 、水中の河岸法面と水平面との成す角を θ_2 とし、河道地形単位毎に比較した（図－16）。その結果、河道地形単位間で河岸角度に明瞭な違いが見られた。早瀬の河岸形状は、陸側、水中ともに緩やかであった。平瀬は、陸側、水中ともに早瀬に比べ急勾配であった。とろ・淵では更に急勾配であった。また、何れの河道地形単位においても、水中の河岸角度（ θ_2 ）に比べ陸側の河岸角度（ θ_1 ）が大きく、陸側と水中でも河岸勾配に明瞭な違いが見られた。

(3) 水際の流速・水深

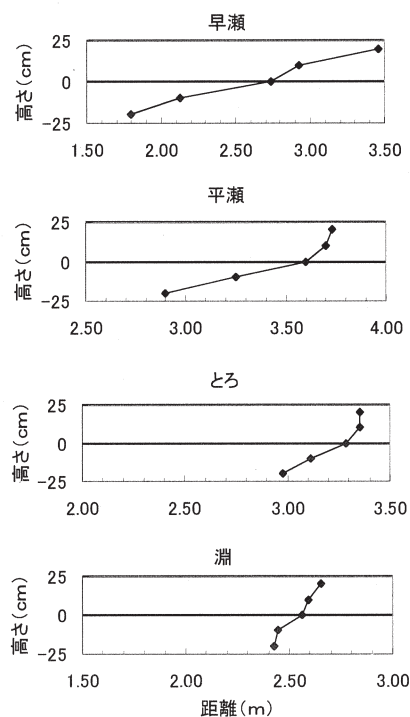
各河道地形単位の低流速域及び、低水深部の範囲を比較するため、調査地域（中部地方）で最も広く分布しているオイカワの稚仔魚にとって重要な生息場である¹⁸⁾と言われる、流速5.0 (cm/sec) 以下、水深10 (cm) 以下の等流速線及び等水深線を引き、水際線からの平均距離を比較した。その結果、流速5.0 (cm/sec) 以下の範囲は、早瀬、平瀬、とろ、淵の順に大きくなった。また、水深10 (cm) 以下の範囲は、淵、とろ、平瀬、早瀬の順に大きくなった。このように、水面勾配の大きい早瀬、平瀬は低流速域範囲が小さく、水面



図－１３ 水際に入り組み形状測定



図－１４ 水際形状比較



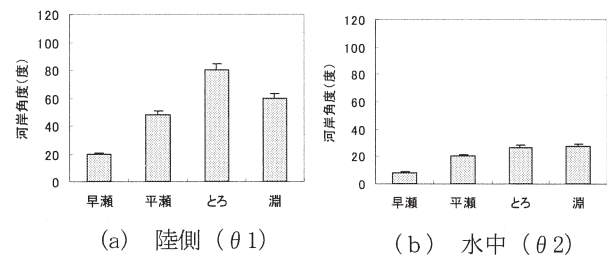
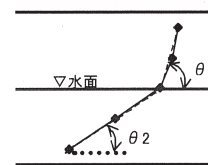
図－１５ 水際横断形状

勾配の小さいところ、淵は低流速範囲が大きいという結果となった。また、低水深部は、各河道地形単位の中で最も水深の小さい早瀬で範囲が大きく、平瀬、ところ、淵の順に範囲が小さくなった。低水深部及び低流速の範囲は、各河道地形単位で大きさに差があるという結果となった。また、流速 5.0 (cm/sec) 以下、水深 10 (cm) 以下の両条件を満たす範囲は、全ての河道地形単位で 0.20 (m) 前後であり、差はなかった。

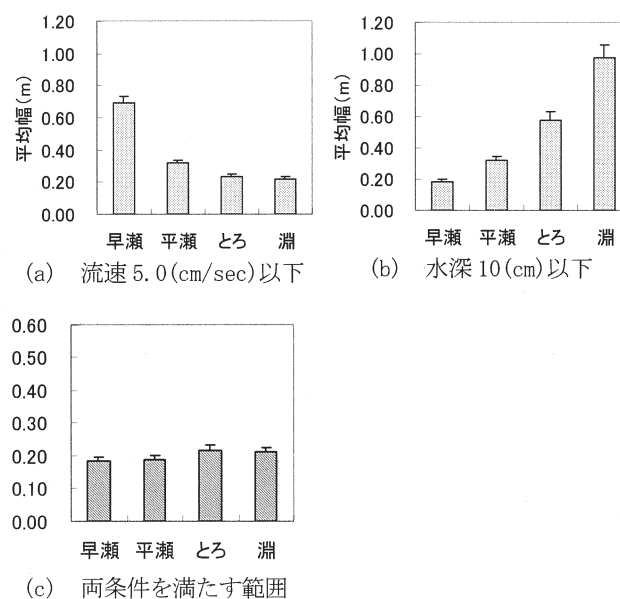
2. 3. 4 考察及びまとめ

本研究の結果より、以下のことが明らかになった。

- ① 水際に入り組み形状は、早瀬、平瀬、ところ、淵に分類された流心部の河道地形単位毎に、面積、幅（奥行き）に差があり、早瀬から淵に架けて最も大きく入り組んでおり、平瀬・ところでは、入り組みは比較的小さい。

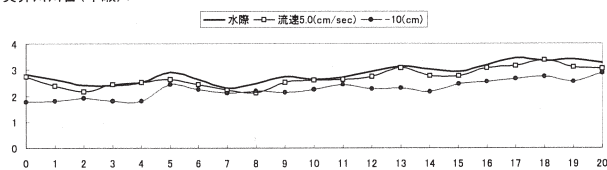


図－１６ 河岸法勾配比較

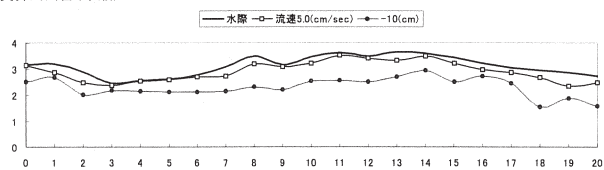


図－１７ 低流速・低水深範囲比較

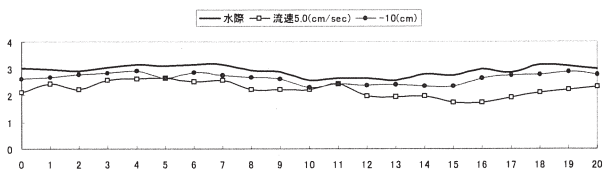
員弁川川合(早瀬)1



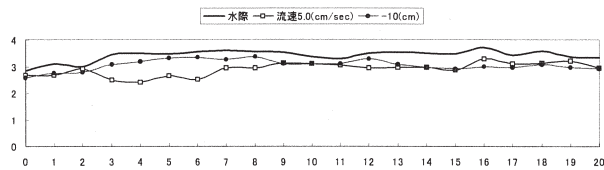
員弁川川合(早瀬)2



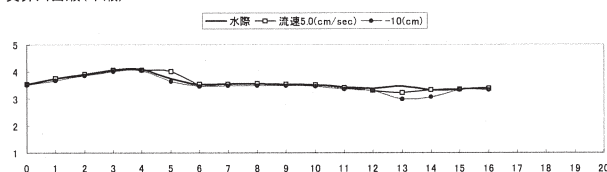
牧田川下多良(平瀬)



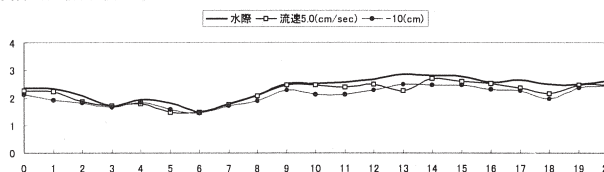
朝明川上条(平瀬)



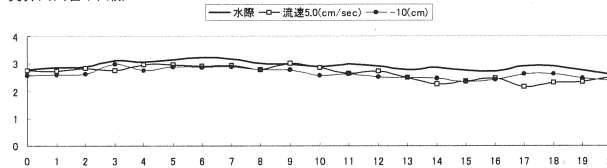
員弁川白瀬(平瀬)1



員弁川白瀬(平瀬)2



員弁川川合(平瀬)1



員弁川川合(平瀬)2

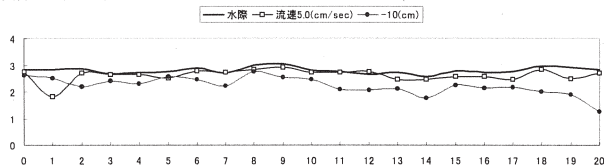
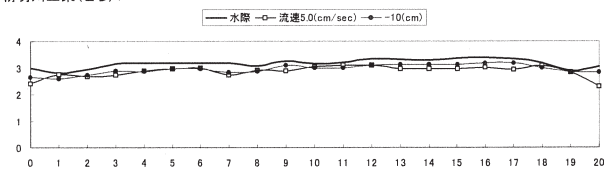
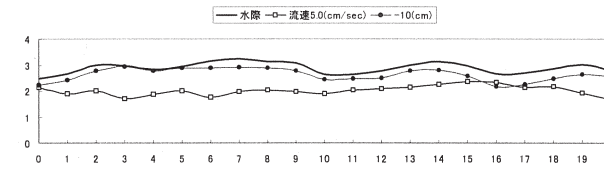


図-18(a) 低流速・低水深範囲

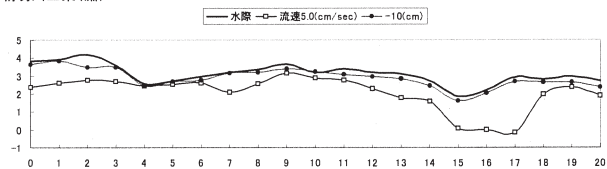
朝明川上条(とろ)1



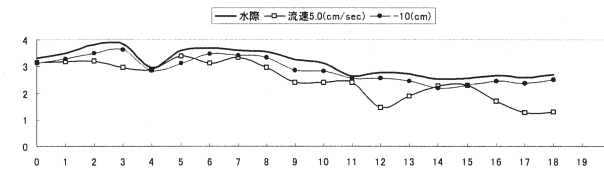
朝明川上条(とろ)2



朝明川上条(淵)



牧田川下多良(淵)



員弁川白瀬(淵)

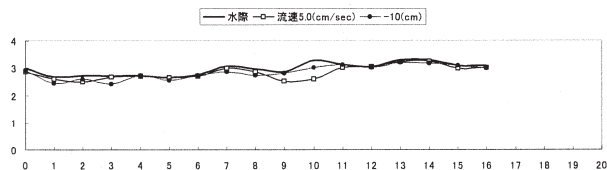


図-18(b) 低流速・低水深範囲

- ② 河岸の法勾配は、河道地形単位毎に違いがあり、早瀬→平瀬の順に河岸角度が大きくなり、とろ・淵の河岸は更に急勾配であるという結果となった。また、どの河道地形単位においても、水中に比べ陸側が急勾配となり、水中と陸側では河岸勾

配に明瞭な違いが見られた。

- ③ 水際の低流速域は、水面勾配の大きい早瀬で最も小さく、淵で最も大きい。低水深部は、水深の浅い早瀬が最も大きく、次に平瀬、とろ、淵の順に小さくなった。

水際域の物理特性は、それらが位置する河道地形単位により特徴が異なることが明らかになった。水際の河岸形状は、その場の水面勾配、水深・流速などの物理特性の影響を大きく受けており、早瀬から淵にかけての水面勾配が大きい部分で河岸が大きく侵食され、崩壊することにより、平瀬やとろに比べ、水際線に大きな変化が生まれるものと推測される。また、水際の流速・水深に関しても、流心部のハビタットが持つ水面勾配や水深の特徴と同様であり、早瀬の水際では低流速域が小さく、低水深部が広くなり、淵ではその反対となるように、水際の位置する河道地形単位と密接に関係している。水際付近の河岸横断形状も、その場の物理特性である水面勾配や水深の影響を大きく受けており、河道地形単位毎に大きく異なる。また、水面を境界に河岸角度に明瞭な違いがあることから、平常時の流水が、水際の極狭い範囲の横断形状に何らかの影響を及ぼしていると考えられる。本研究は、水際を再生する上で、自然状態の水際の特徴を把握することが最も重要と考え、その第一歩として、水際形状を中心に調査した。今後も河道地形単位毎に水際域の特長を詳しく調査を進めるとともに、水際形状と生物の関係について調査を行う。

3. 生息場所の生態的機能

3. 1 実河川における水際域の生態的機能

3. 1. 1 目的

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、水際の構造とその生態的機能はどのように異なるのだろうか？一般に水際域は河道の直線化や拡幅など人為的な影響を受けやすい領域であり、現在広く行われている多自然型・環境保全型護岸については、水際域が持つ生態的機能のどの部分が護岸構造によって保全、復元できるのかを考えていくことが重要である。そのためにはまず、自然状態の河岸形状や、それぞれの河岸を特徴づける物理環境要素、魚類による利用形態を理解することから始める必要がある。水際域の機能に関する既往研究には、実験河川を用いて水際の植物の生態的機能を明らかにした研究¹⁹⁾がある。本研究では、水際域の構造の違いに着目し、中小河川中流域に典型的に見られる自然河岸として「植生が繁茂する河岸（以下、植生河岸）」、「水際が入り組んでいる河岸（法先に凹凸が見られる河岸、以下、入り組み河岸）」を、人工的に改変された河岸として「コンクリート護岸（以下、コンクリート河岸）」を取り上げ、それらの水際タイプが持つ物理環境特性と魚類相の特徴について把握することを目的として、

調査を行ったのでこれを報告する。

3. 1. 2 調査方法

調査は、1級水系揖斐川の一次支川である牧田川（岐阜県養老郡上石津町）において、2004年9月中旬に実施した。調査サイトは、湾曲や砂州による流れの変化の影響を極力受けていない直線河道において、植生河岸・入り組み河岸・コンクリート河岸（法勾配1:0.5～1.0）を各3区間選定した（図－1）。

1調査区の延長を10mとし、水際線から2m程度の位置に縦断側線を設置し、ここから水際線までの範囲について、魚類調査および物理環境調査を実施した。魚類調査は、縦断方向に2m間隔の5スパンに分割し、潜水を行い目視にて個体数を計測し、全長を測定した。物理環境調査は、水深と流速について、縦断方向に1m間隔、横断方向に0.25m間隔のメッシュ、及び流心部で測定、入り組み河岸では、河岸形状を把握するため縦断側線から水際線までの距離を50cmごとに測定した。相対照度は、調査区の始点・中間点・終点において、水際線から0.25m、0.50m、1.00mはなれた地点の水面における照度と、調査区周辺の日射を遮るものが無い裸地での照度との対比を行った（図－2）。

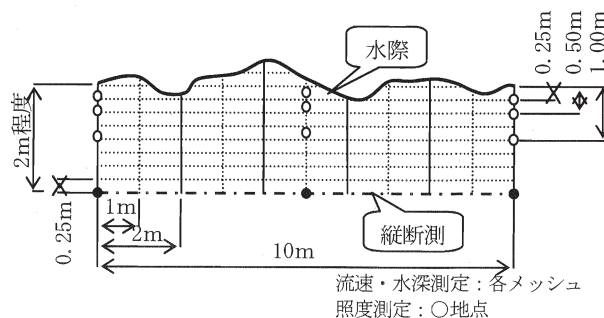
3. 1. 3 結果

(1) 各水際タイプの魚類生息状況

潜水観察により確認された魚種は、遊泳魚では、オイカワおよびカワムツと推察されるコイ科の稚仔魚（全長<30mm）が優占し、底生魚では、ヨシノボリ属が最も多く、次いでシマドジョウ属が優占した。1調査区当たり平均の個体数（図－3）は、植生河岸、入り組み河岸の順で多く、コンクリート河岸では僅か



図－1 調査サイト（左から植生河岸、入り組み河岸、コンクリート河岸）



図－2 物理環境測定位置

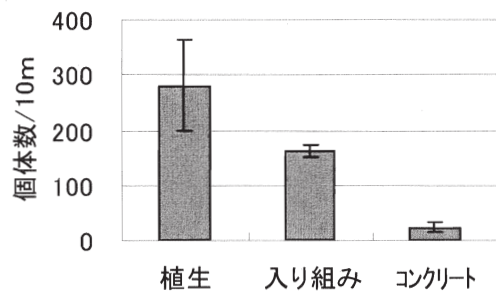
しか確認されなかった。遊泳魚と底生魚の割合（図－4）をみると、植生河岸では遊泳魚が60%以上を占めているのに対し、入り組み河岸ではほぼ半々、コンクリート河岸では遊泳魚は僅かで、底生魚が90%以上を占めた。体長（図－5）の平均は、植生河岸と入り組み河岸では遊泳魚、底生魚とも同程度であったが、コンクリート河岸では他水際タイプよりも遊泳魚は大きく、底生魚は小さい傾向がみられた。

(2) 各水際タイプの物理環境特性

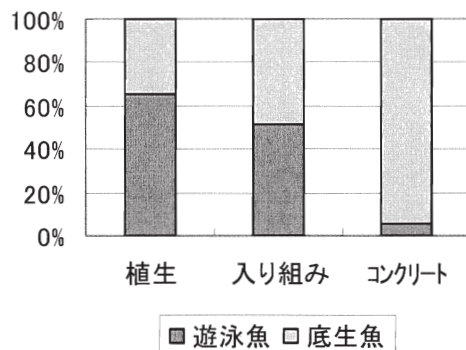
各河岸の水深と流速の分布（ここでは、水際から1.0 mまでの範囲）を図－6に示す。

各水際タイプの調査地ごとに分布域にちがいは見ら

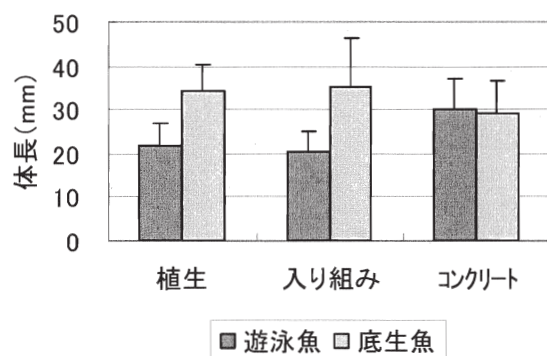
れるが、魚類の個体数が最も多かった植生河岸では、3地区とも水深が20cm程度以下と浅く、水際植生の影響で流速が0～10cm/s程度の小さな領域に分布が集中していた。入り組み河岸では、水深・流速とも幅広く分布しており、河岸の凹凸によって複雑な流れが形成されている様子が伺える。また水深は他水際タイプよりも大きい、流速は植生河岸と同程度で比較的小さい領域に分布している。コンクリート河岸では水深・流速とも分布域が狭く、変化の少ない単調な環境となっている。また、水深10cm以下の浅い領域および、流速20cm/s以下の遅い領域がほとんど無かったことが特徴といえる。各調査区の流心部における水深は、入



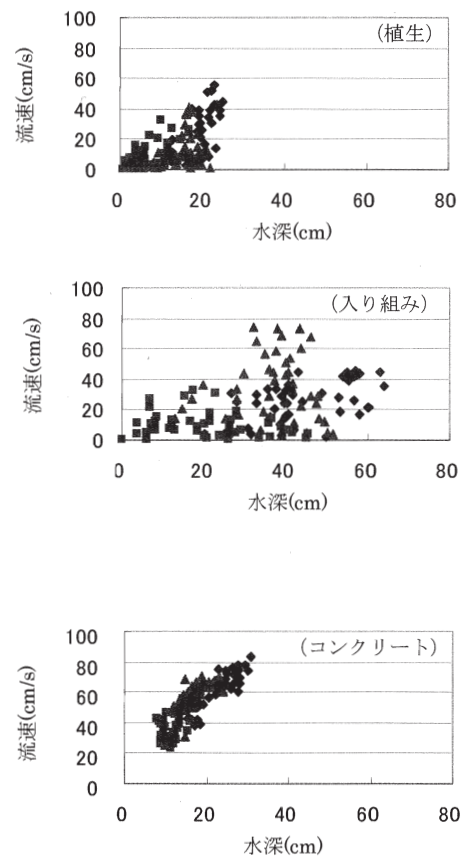
図－3 平均個体数



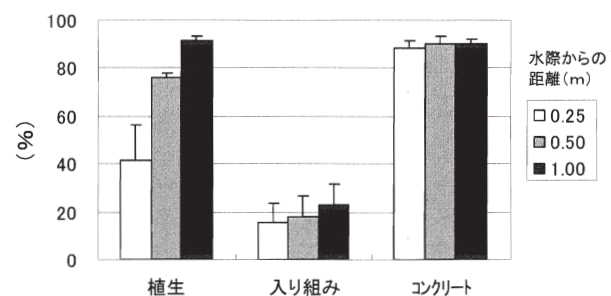
図－4 遊泳魚と底生魚の割合



図－5 平均体長



図－6 水深・流速分布



図－7 相対照度

り組み河岸で他水際タイプより大きく、流速は各水際タイプで大きな差は無かった。

相対照度の各測定位置における平均値(図-7)は、植生河岸では、水際から近いほど植物の影響で低くなるのに対し、コンクリート河岸では河岸形状による照度の低下はほとんどなく高い値を示した。入り組み河岸では全ての測定位置において他水際タイプに比べて低い値を示したが、これは調査区が位置する地形的な条件に起因する部分が多く、植生河岸とコンクリート河岸では、平地で河岸構造以外に照度に影響を与える要素がなかったのに対し、入り組み河岸では溪谷部であったため、周辺の地形や樹木の影響を受けたものであり、他水際タイプとは条件が異なる。そこで、河岸の状態による影響が大きいと判断できる水際部での照度変化の程度を把握するため、水際から1.00mの位置から0.25mの位置までの相対照度の低下率を求めたところ、植生河岸では平均55%程度低下し、入り組み河岸で32%、コンクリート河岸で5%となり、コンクリート河岸での低下率は他水際タイプに比べ非常に小さかった。

(3) 各物理変量の相互関係

水際部の各物理環境要素(水深、流速、水深および流速のばらつき(変動係数)、相対照度)を標準化したデータを用いて、主成分分析(PCA)を行った結果、第1主成分で全体の62%、第2主成分までで全体の93%が

表-1 主成分分析結果

変数	1軸	2軸
水深	-0.08	-0.98
流速	-0.96	-0.09
相対照度	-0.68	0.68
水深変動係数	0.90	0.32
流速変動係数	0.96	0.01
累積寄与率(%)	62.50	92.87

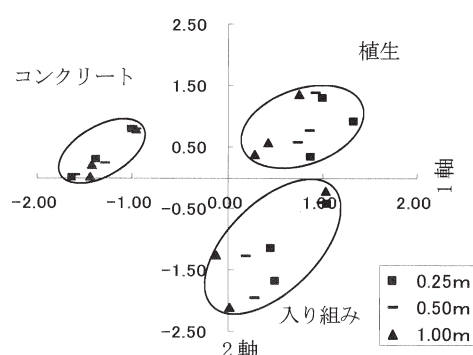


図-8 因子プロット

説明された(表-1)。1軸では流速に有意な負の相関、水深および流速の変動係数に有意な正の相関がみられ、2軸では水深に有意な負の相関がみられた。主成分分析により得られた因子スコアを用いた各水際タイプ、調査区毎の空間別(水際から0.25m、0.50m、1.00mまでの空間)の因子プロットを示す(図-8)。各水際タイプで明瞭に分布域が異なり、植生河岸では第1象限(低水深、低流速、水深・流速多様)、入り組み河岸は第4象限(高水深、低流速、水深・流速多様)、コンクリート河岸は第2象限(高流速、水深・流速単調)に分布が集中した。

3. 1. 4 考察とまとめ

植生河岸と入り組み河岸では、ともに水際部に流速が0cm/sに近い微流速域が形成され、水際から流心方向への横断的な流速の変化状態も比較的似ていたことから、水深の大小が両河岸を特徴づけていたといえる。また、ここでの魚類の個体数や体長には大きな差はなかった。一方、コンクリート河岸では、流速が大きく、水深・流速ともに単調な流れであり、魚類個体数は他水際タイプに比べ大きく減少した。以上の調査結果から、植生河岸と入り組み河岸にみられた低流速域の有無が河岸周辺の魚類、とくに遊泳稚魚の生息場を大きく規定していたと考えられる。オイカワの仔稚魚の生息には岸近くの水深10cm以下、流速0~5cm/sの安定した淀みが重要であり¹⁸⁾、さらに、魚類の選好流速はオイカワで標準体長20mm以上、ヨシノボリで同様に30mm以上になると急速に拡大し、流れの速い場所に生活範囲を広げていく²⁰⁾ことが報告されており、本調査地においても、同様の傾向が見られ、植生河岸と入り組み河岸で仔稚魚による利用が多かったこと、及び、コンクリート河岸で遊泳魚の個体数が少なく、体長が大きくなる傾向が見られたことは、これらの理由によるものと推察できる。また、底生魚の体長がコンクリート河岸で小さくなったことは、水中の植物や粒径の大きな石のような、隠れ場となるものが無かったことが一因として考えられる。

相対照度については、魚類にとってある特定の照度が重要なのか、照度に変化する環境が重要なのかは今回の調査から明確にすることは出来ない。また魚種によっても選好する照度は異なると思われる。しかし、水際植生によって創出された流心部より低く、植生の繁茂状態により複雑に変化する環境は、今後の環境保全型護岸構造を考える上で参考にすべき項目のひとつと考えている。

今回の調査で、入り組み河岸の平面形状をもとに、

河岸長および入り組みの面積や奥行き等を算出したが、それらの結果と魚類の生息場との関係を推察するには至らなかった。ここでは河岸の入り組みが流速や水深を多様にし、重要な魚類の生息空間となっていたことから、入り組み形状と物理量および魚類相との関連性を明らかにすることは、代替工作物によって、水際植生の回復が期待できない箇所における生息場復元への可能性を示すものと思われる。しかし河岸の入り組み周辺の環境は、単に入り組みの形状だけではなく、水面幅や流量、河道内の位置関係、砂州等によって影響を受けていることが考えられ、それらを考慮した検討が必要であり、これについては今後の課題としたい。

本研究では、水際域における川づくりに求められる重要な要素と考え、「水際植生」と「河岸の入り組み」に注目し、併せてコンクリート護岸部についても調査を実施することにより、実際の河川に見られる各水際タイプの特徴を示した。しかし、本調査は各水際タイプについて3地区の結果のみを扱っているためデータ量としては十分とはいえない。また、自然状態の水際構造が持つ生態的機能が流量の変動や季節によってどのように変化するのか、さらに河道地形や流域特性といったより大きなスケールの因子とどのように関連しているのかといったことを考慮した検討が必要と考えられる。今後さらに実際の河川での調査を進め、水際構造と魚類の生息場との関係を解明することにより、護岸構造の評価システムを構築し、より有効な魚類生息場復元工法の開発につなげていく必要がある。

3. 2 流量変化に伴う生息場所の機能変化

3. 2. 1 目的

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

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

3. 2. 2 方法

(1) 調査時期および調査地

調査は6月に、自然共生研究センター内の実験河川

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

1つの調査区間は延長20mとし（図-9）、9区間を設定した（図-10）。このうち1回あたりの調査区間数は3区間とし、各調査回における調査区間の重複は最小限となるような調査地配分を行なった。

(2) 調査方法

魚類捕獲調査

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

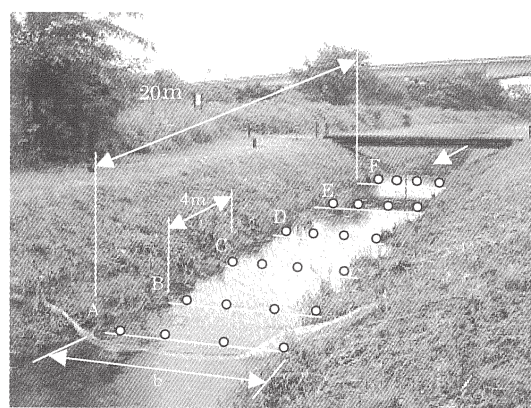


図-9 調査区間の状況

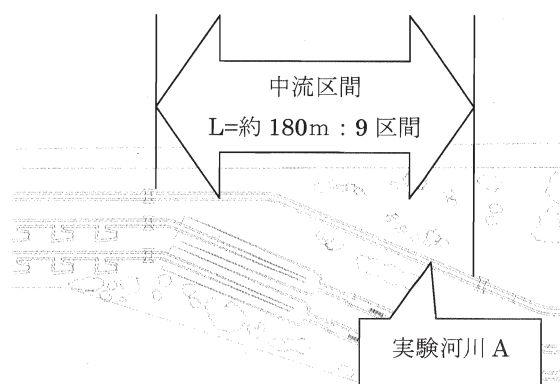


図-10 調査地区位置図

ごとに個体数およびサイズ（全長）を記録し、採捕した同区間に生かして放流した。

物理環境調査

1 調査区間について、河川縦断方向に 4m 間隔で計 6 本のライントランセクトを設定して、各トランセクトに等間隔に 4 箇所（計 24 測点）の測量点を設けた（計 24 測点）。トランセクトでは水面幅を、測点では流速、水深、河床材料（順位変数）を測定した（図－9）。

3. 2. 3. 結果

(1) 物理環境結果

図－11 に流量変化による水深と流速の関係を示す。流量が増加するに従い水深、流速とも増加する傾向が見られた。また、流量の増加に伴い、流速分布の幅も広がる傾向が見られた。ただし、水深に関しては流量が増加するに伴い、分布幅が狭くなる傾向が見られた。

(2) 魚類調査結果

① 流量別の魚種の変化

図－12 に、設定流量ごとに 3 区間で捕獲された遊泳魚と底生魚の個体数の割合と、図－13 に流量別の遊泳魚と底生魚の種類数を示す。流量が大きくなると、遊泳魚の占める割合が増加する傾向がみられた。種類数は、底生魚では異なる流量下での明確な変化は見られなかったが、遊泳魚では流量が大きくなると、増加する傾向が認められた。底生魚についてはヨシノボリ属（*Rhinogobius* sp.）、およびドジョウ（*Misgurnus anguillicaudatus*）が、遊泳魚はオイカワ（*Zacco platypus*）、タモロコ（*Gnathopogon elongatus*）、およびモツゴ（*Pseudorasbora parva*）が優占した。ただし、流量が大きい場合にはアユ（*Plecoglossus altivelis altivelis*）、フナ属（*Carassius* sp.）の割合が増加した。

② 流量別の魚類個体数の変化

図－14 に遊泳魚と底生魚の流量別捕獲個体数の平均値を示す。底生魚の個体数は異なる流量下において明確な差が見られなかった。遊泳魚については流量が大きくなると、個体数が増加する傾向が認められた。

③ 流量別の魚類サイズの変化

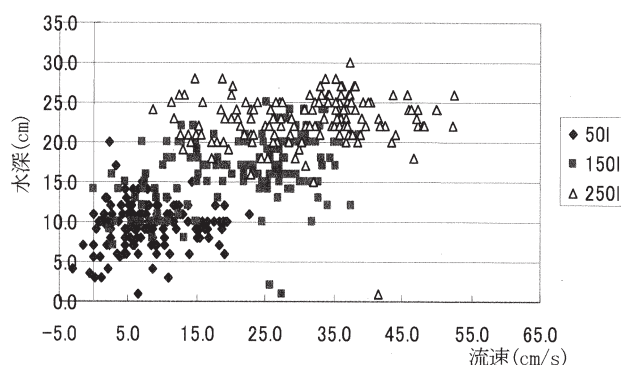
図－15 に遊泳魚と底生魚の流量別の個体サイズ平均値を示す。個体サイズも個体数と同じ傾向が見られ、底生魚には異なる流量下においては明確な差が見られなかった。遊泳魚については流量が大きくなると、個体サイズが大きくなる傾向が認められた。

④ 単回帰分析結果

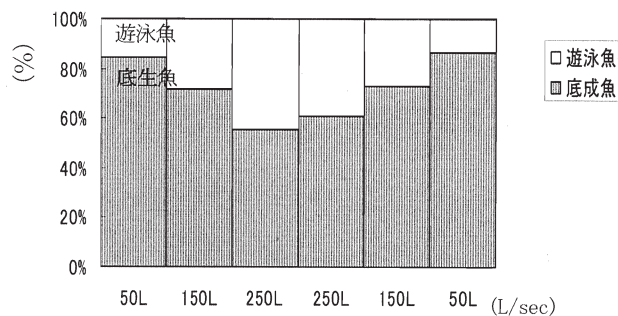
各調査区間における個体数および個体サイズの平均値と物理変数との関係を明らかにするため、個体

数・個体サイズと流量・平均流速、平均水深・流速、水深のばらつき（変動係数）との間で単回帰分析を行った。個体数・個体サイズとも平均水深（ $r=0.82$ ）、平均流速（ $r=0.79$ ）との間に有意な関係が確認された（ $P<0.01$ ）。図－16 に平均水深と個体数および個体サイズとの関係を示す。平均水深は概ね体長の 3 倍程度を示し、既往の研究と概ね一致する値となった²¹⁾。

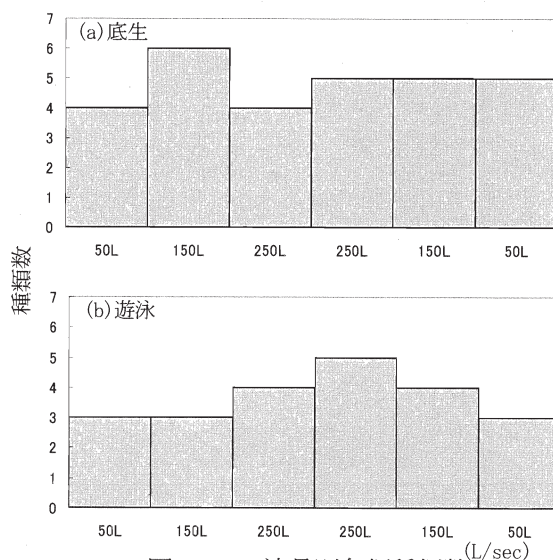
3. 2. 4 考察



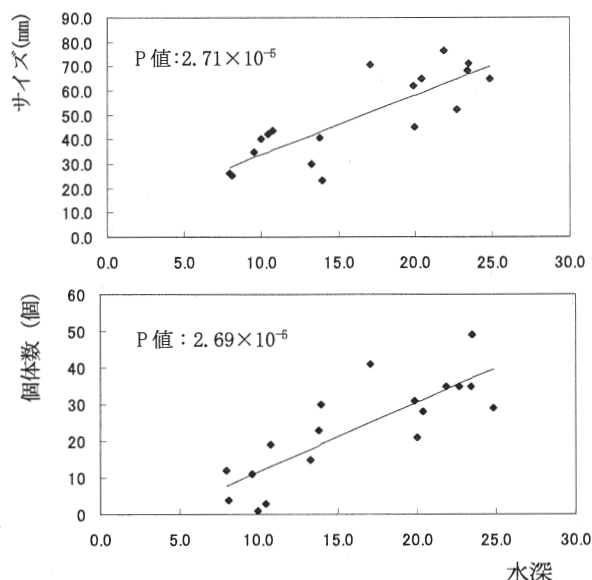
図－11 流量変化による水深と流速との関係



図－12 遊泳魚と底生魚の流量別個体数割合



図－13 流量別魚類種類数



図—1 6 水深と個体数および個体サイズとの関係

今回の実験から、底生魚は流量の変化に影響を受けにくいことが解った。別途実験河川で行った水際植物刈り取り実験においても底生魚は水際植物の有無に関わらず個体数・個体サイズとも影響を受けにくいことが解っている¹⁹⁾。以上の知見も踏まえると、底質に依存する種は底質そのもののみから影響を受け、河床の上方にある物理構造から影響を受けにくい可能性がある。

遊泳魚については、異なる流量下で個体数・個体サイズが変化し、水深・流速との間に正の相関が見られたが、これは、流量増加が新境川への呼び水として働き、実験河川への魚類の移入が生じた結果と考えられる。今回実施した実験条件下における物理特性は、平均流速 6~30 (cm/s)、平均水深 8~25 (cm) に分布し、その対応関係は流速と水深の比が概ね 1 となっている。どちらの変量が個体数・個体サイズの制限要因になっていたかは明確にできなかったが、従来の研究から、魚類が長時間遊泳できる流速は体長の 2~3 倍²²⁾、魚類が生息できる水深は体長の 3 倍程度²¹⁾と報告されている。両者の変量の比も 1 となっていることから、今回の流速・水深の範囲は双方が制限要因となっていたと考えられる。

流速と水深の何れかが制限要因として働くかを検討する場合には、対象とする区間の平均的な勾配だけでなく、対象としているハビタットタイプによって流量の増加に対する流速と水深の増加傾向が異なることに注意する必要があるだろう。今回は河床勾配 1/800 のいわゆる平瀬に相当するハビタットタイプで実験を

行った。瀬は一般に河床勾配が正であり、流量の増加に伴い流速と水深が増加する。一方、淵やとろにおける河床勾配は負の場合が多く¹³⁾、当該ハビタットの下流端の河床により背水の影響を受けて、低流量時でも水深および断面積も大きいことから、流量の増加に伴う流速・水深の変化が小さい。従って、河川中流域で異なる流量下における生息環境の変化を検討する場合には、河川を縦断方向に連続的なものと見るのではなく、ハビタット単位（河道地形単位と表現すべきかもしれない）に区分し評価していく必要があるだろう。

今回は実験河川の流量を 50~250 (l/s) の範囲で操作し実験を行った。この流量は単位幅流量に換算すると 20~100 (l/s) に相当する。著者らのグループが夏期に岐阜県内の実際の河川を対象にして単位幅流量を測定したところ、流域面積 4.3 km²~27 km² で 40 (l/s)~300 (l/s) の範囲にあった（未発表）。実験河川における単位幅流量と実際の河川における単位幅流量を比較した場合、その値は比較的小さいことから、本実験は実際の河川における低流量時を再現した実験と位置づけることができる。

3. 2. 5 まとめ

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

- ①底生魚は異なる流量下において個体数・個体サイズに変化は見られなかった。
- ②遊泳魚は流量が大きくなると個体数・個体サイズとも大きくなる傾向が見られた。また、これらの平均値は各調査区間の平均水深と正の相関が見られた。
- ③本実験条件は、実験時の流速と水深の範囲および実際の河川における単位幅流量と比較して低流量時を再現していると考えられた。個体数・個体サイズと水深の間に正の相関が見られたのは、このような低流量時の実験条件を再現したことに加え、瀬における現象を再現していることに起因していると考えられた。

3. 3 水際植物の生態的機能の評価

3. 3. 1 研究目的

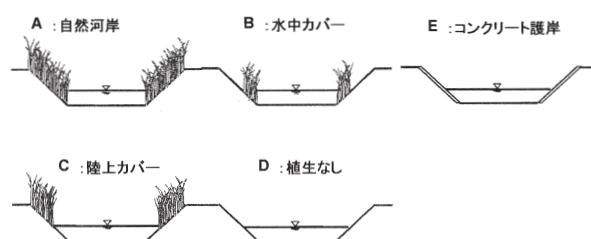
都市部の改修済河川の多くは単断面直線河道で、河床が平坦化し魚類の生息環境が悪化しているなど、多自然型河川への再改修の必要性は高い状態である。しかし、こうした河川の多くは都市化の進捗に伴い、再度の河川改修に必要な拡幅用地の確保が困難であったり、厳しい財政事情のため事業着手が見送られたりするなどしている。こうした状況を背景に、河道内で比較的自由な空間である流水域（特に水際域）に着目

した、生態系復元工法の開発は重要であると思われる。

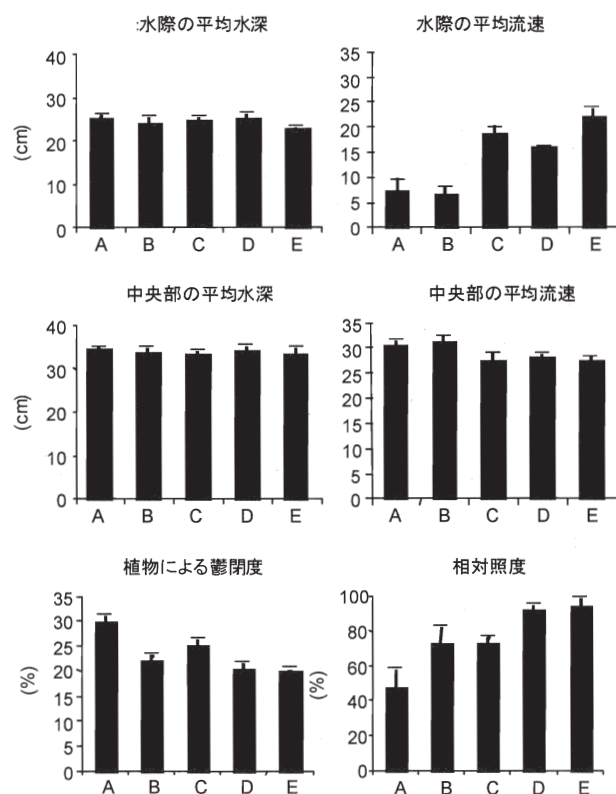
自然河岸状態からコンクリート護岸状態へと改修を進めてきたことにより失われた機能（＝復元すべき機能）を把握することは、今後の自然再生事業の推進において、生物の生息環境の復元を考えるうえで非常に重要だと考えられる。本研究では、自然河岸における水際植物の持つカバー効果（陸上部・水中部）に着目し、それぞれの植物カバー効果が水生生物に対して持つ機能を検証するものである

3. 3. 2 方法

水際植生のカバー効果について明らかにするため、同一の横断面形状でかつ直線河道である、実験河川Aに対して、5つの処理区（図－17）を設定し、水生



図－17 処理区の設定



図－18 物理環境（水深、流速、鬱閉度、相対照度）と各処理区の関係（平均±1SE）

生物（魚類及び甲殻類）の生息量について調査をおこなった。1つの調査区は長さ15mとし、A～Dの処理区は4つの繰り返しを、Eの処理区は2つの繰り返しを設定した。実験において、水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように、各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し、人為的に水深を調整することによって、水深の違いによる変化が起これないように配慮している。

調査は9月末から10月にかけて行い、エレクトリックショッカーによる魚類そして甲殻類の生息量調査、河川内の物理環境調査（水深、流速、鬱閉度、相対照度）を行った。

3. 3. 3 結果

物理環境

図－18に各物理環境要素と処理区の関係を示す。平均水深は、中央部でも水際においても処理区間での違いは見られず、各処理区下流での水位調整がうまくいっていることが示された。また平均流速は、A・Bは水際部中央部ともにほぼ同程度の流速となっており、水際部では流速が極端に遅くなっていた。また、C・D・Eでは、法面の粗度（C・Dは土羽、Eはコンクリート）を反映した値となっていて、Eのコンクリート護岸区の水際の平均流速は他の処理区より大きかった。中央部の流速は、A・Bが水際の遅い流れを反映し、他の処理区に比べて若干速い傾向が見られた。

植物による鬱閉度を各処理区間で比較すると、処理区Aが一番高く、次いで陸上部の植物が残っているCが高かった。Bは、水際には植物があるものの鬱閉度からは植物を全て刈り取ったDやコンクリート護岸のEとほぼ等しかった。一方、相対照度の結果からは、Aが最も小さく、次いでBとCが等しく、DとEが等しい結果となった。

魚類の結果

処理区間で魚類の生息量に顕著な違いが見られ（図－19）、A（自然河岸）＞B（水中カバー）＞C（陸上カバー）＞D（植生なし）＞E（コンクリート護岸区）の順で魚類の生息量が小さくなった。特に水中カバーのないC、D、Eの処理区では、Aに比べて魚類の生息量が小さかったのが特徴的だった。また、陸上カバーのないBの魚類生息量はAと比べると若干小さいが、他の処理区ほど大きな生息量の減少は見られず、つまり、陸上カバーの消失は魚類の分布に対してそれほど強く影響しないが、水中カバーの消失は強く影響することが示された。

処理区間の魚類の平均サイズ（体長）を比較すると、

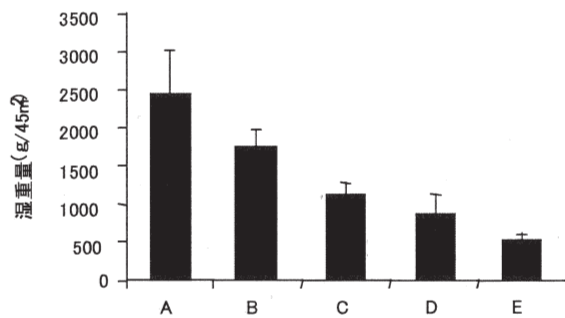


図-19 各処理区で採捕した魚類の生息量 (平均±1SE)

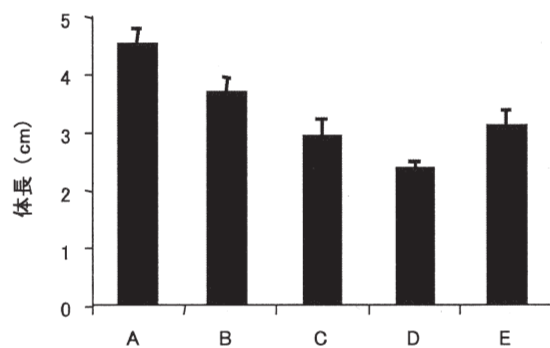


図-20 各処理区で採捕した魚類の平均体長 (平均±1SE)

処理区で違いが見られた (図-20)。AやBと比較して、C、D、Eの処理区では魚類の平均サイズが小さい傾向が見られた。

魚類の種類数を処理区間で比較すると、AとBが最も多く、C、D、Eは少なくなる傾向が見られた (図-21)。また、採捕した魚類を遊泳魚と底生魚にわけてその割合を処理区間で比較すると (図-21)、A、B、Cでは遊泳魚の割合が70%以上と高いのに対し、DやEでは底生魚の割合が全体の50~60%近くをしめ、水際の処理によって、遊泳魚と底生魚の割合魚類の平均サイズの比較が異なることが示された。

甲殻類の結果

今回の調査では、アメリカザリガニ・モクズガニ・ミゾヌマエビといった甲殻類が採捕された。甲殻類の生息量を各処理区で比較してみると、魚類の結果よりも顕著な違いがみられた (図-22)。A (自然河岸) と B (水中カバー) は生息量にほとんど違いが見られないのに対し、C (陸上カバー) や D (植生なし) は A と B の生息量より大きく減少した。また E のコンクリート護岸区では、甲殻類の生息量は極めて小さかったのが特徴的だった。

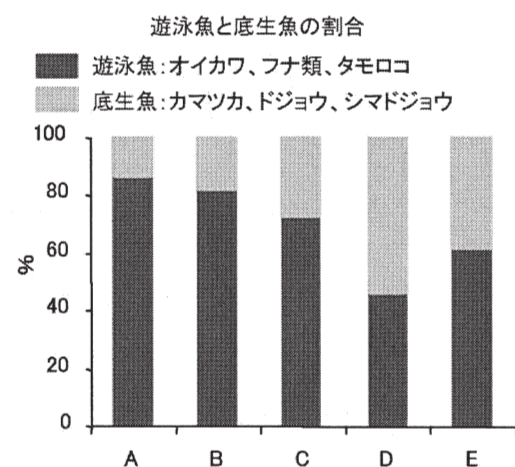
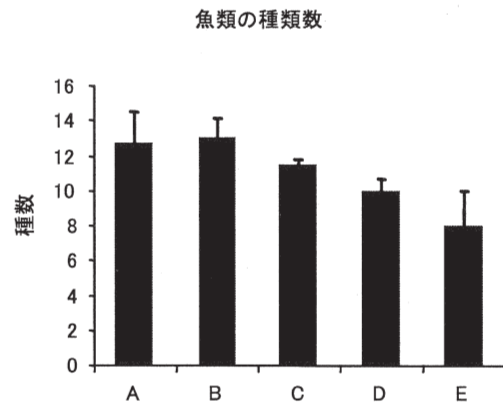


図-21 魚類の種類数の比較

優占種であったアメリカザリガニの平均サイズを処理区間で比較すると、AやBでは、他の処理区に比べて平均サイズが大きかった (図-23)。

3.3.4 考察

河川の法面部 (陸上部) に植物が存在していても、水際域 (水中部分) の植物が消失した場合、魚類そして甲殻類の分布に大きな影響を与えることが明らかになった。さらに、生息量の減少だけでなく魚類そして甲殻類の平均サイズを比較しても、水中カバーの消失に伴い平均サイズが小さくなる傾向がみられた。水生生物の分布が河川内の物理環境に大きく規定されることは、これまでの研究によってしめされているが²³⁾²⁴⁾、水際の植物の機能に注目し、操作実験によって各機能を評価する研究は国内ではまだ少ないのが状態である。また、水際の植物の機能を明らかにする研究、例えば河畔林が川の上を覆うことで日射の抑制がおこなわれ河川水温の上昇を抑制したり²⁵⁾、河畔林から河川に魚類の餌である陸生昆虫が供給されたり²⁶⁾、といった研究は河川上流域ではおこなわれてきたが、実験河川が位置するような中下流域での研究は極めて少ないのが

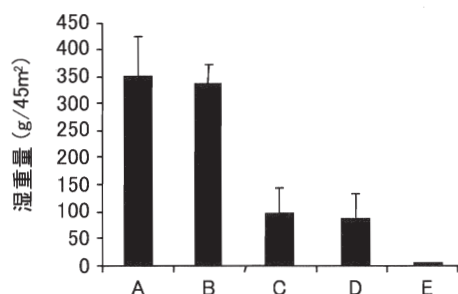


図-2.2 各処理区で採捕した甲殻類の生息量 (平均+1SE)

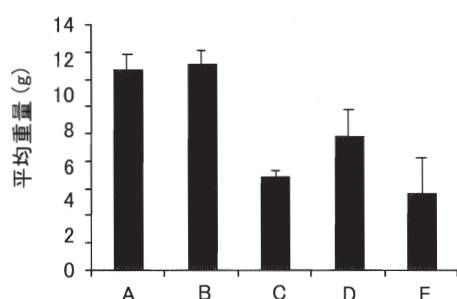


図-2.3 優占種 (アメリカザリガニ) の平均サイズの比較 (平均+1SE)

現状である。実験河川は木曽川の中・下流域に位置し、今回の実験によって、水中部に植物が存在することで水際域の流速の低下や水生生物の隠れ家が提供され、このような環境が失われると、水生生物の生息量が減少することが明確に示された。

魚類では、採捕した魚類の種類数や遊泳魚と底生魚の割合においても処理区による違いが見られ、A の自然河岸 (陸上+水中カバー) と B の水中カバーの区間では違いが見られないのに対し、C の陸上カバー、D の植生なし、E のコンクリート護岸では種類数の減少がみられた。処理区による大きな違いはとして水中カバーの有無が考えられる。また、採捕した魚類の組成 (遊泳魚・底生魚) をみても処理区による違いがみられ、D や E といった陸上カバーも水中カバーもみられない処理区では、底生魚の割合が高くなった。一方、陸上や水中にカバーが存在している A・B・C の処理区では遊泳魚の割合が高くなった。これらの結果は、オイカワ、フナ類、タモロコといった遊泳魚が陸上や水中のカバーを好むのに対し、カマツカ、ドジョウ、シマドジョウといった底生魚は陸上や水中のカバーにたいする依存度が低いことを示していると考えられる。

甲殻類の生息量そして優占種であるアメリカザリガニの平均サイズを処理区間で比較すると、魚類の結

果よりも処理区の影響がより顕著にみられ、水際 (水中部) の植物の存在が甲殻類の分布に非常に重要であることが示された。甲殻類は魚類と比較して遊泳能力が低いことが予想され、そのため水際の流速が低下しない、そして隠れ家がないような環境を好まないと考えられる。また、より大型の甲殻類ほどそういった環境を好まないことも推測された。

全ての調査区の水深を調整し一定にしたことによって、植物の刈り取り方法によってのみ、各処理区的环境が異なるように調整された。各調査区を大きくわけける要因として、水際に植物がある場合とない場合に分けられる。植物がある場合では、水際流速の低減や、水生生物の隠れ家の提供といった機能が考えられる。一方、水際に植物が無い場合では、水際の流速が低減せず、隠れ家がないため陸上からの捕食圧が高くなると考えられる。またコンクリート護岸区では粗度が低いため、どの調査区と比べても流速が大きいのが特徴だった。水際に植物がない場合、このような環境を水生生物が好まないと考えられ、特に大型の魚類や甲殻類はこのような環境から移動すると考えられた。

これらの点を踏まえ、今後の多自然型川づくりにおいては、水際域の機能をどのように保全・復元していくかが最も重要な課題となるだろう。自然河岸における水際域 (水中部) の物理環境の一般的な特徴としては、水深が浅い・流速が小さい・水際線が複雑に入り組む・水際植物が繁茂しているといった点が挙げられるが、この中でも植物の繁茂による流水域の物理環境の改変が、水生生物の生息環境改善に果たす役割は非常に重要なものであると考えられる。さらに、今回の結果の応用として、土砂供給が少なく河床が低下傾向にある、法面がコンクリートで覆われた河川においても、水際域 (特に水中部分) の流速を低下させ、水中カバーを伴うような構造物 (透過型の水制等) を設置することによって、水生生物の生息環境を改善することも可能であると考えられる。

3. 3. 5 まとめ

魚類や甲殻類といった水生生物の分布に、水際の僅かな植物の存在が重要であることが実験によって示された。僅かな環境の変化ではあるが、水生生物は敏感にこのような変化に対応することが明らかになった。水中部の植物の存在は、水際域の流速の低下や水中カバーの創出といった河川内の物理環境構造に影響を及ぼし、このような環境の変化が水生生物の分布に。一方で、法面がコンクリートで覆われた区間の特徴として、水際の流速が減少しないことが示されており、こ

のような環境が水生生物の生息場として好ましくない事が示された。

現在実施されている多自然型川づくりにおいても、コンクリート護岸河道の水際に水制等により水際の環境構造を複雑にし、蛇行を復元した事例は過去多く見受けられることから、そういった事例の収集や、実験河川に類似した形状をしている水際の水生生物調査を検討していきたい。また、引き続き自然共生研究センター実験河川において、人工的に水際の流速を低下させたり、水中カバーを創出したりといった、水際に注目した水生生物の生息環境改善の具体案を提示するための実験を考えている。

3. 4 水際植物の生態的機能の評価その2

3. 4. 1 研究目的

平成 14 年度に実験河川 A で実施した研究“水生生物にとっての水際の機能”から、水際の特に水中部の植物の存在が魚類や甲殻類の分布に強く影響することが明らかになった。しかしながら、この実験で重要性が示された水際（水中部）の植物は、図-24 に示されるよう水中部と水上部に分けられる。そのため、水生生物にとっての水際植物の重要性を考えた場合、水中部の植物だけでいいのか、それとも水上部の植物も必要なのか、各部の植物の機能を明らかにする必要がある。魚類における水中カバーの機能としては、流速の低減、魚類の避難場・産卵基質の提供、捕食圧の低減などが、一方、水上カバーの機能としては、日陰の創出や、捕食圧の低減（水中カバー効果にもある）と考えられる。水中カバーそして水上カバーの存在が魚類に与える影響を把握することは、水辺域の植生管理や河川環境の保全及び再生において重要な情報を提

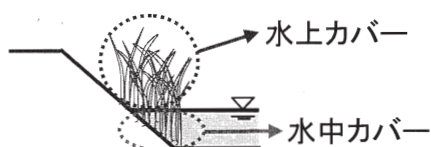


図-24 水際植物を構成する水中カバーと水上カバー

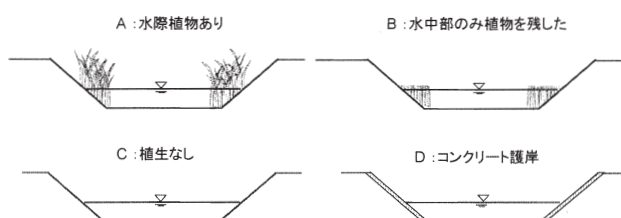


図-25 処理区の設定イメージ図

供すると考えられ、各カバーの効果を検証する野外操作実験を実施した。

3. 4. 2 調査方法

水中カバーそして水上カバーの保持する生態的機能を明らかにするため、4 つの処理区（図-25）を実験河川 A に設定し水生生物の生息量について調査した。8 月 25 から 27 日にかけてすべての調査区を処理区 A の状態に設定し、その約 3 週間後の 9 月 17 から 18 日に、初期調査として魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境は、水深・水温・流速分布・底質・開放度、相対照度を計測した。この正気条件の調査で、計測項目に対して、処理区間で有意な差が見られなかったことを確認し、9 月 19、20 日に下記のような処理区（図-25）を設置した。河床状況及び生物状況を安定させるために、各処理区を設定後、概ね 3 週間後の 10 月 8、9 日に初期条件の調査と同様な調査を実施した。1 つの調査区は長さ 15m とし、A～C の処理区は 4 つの繰り返しを、D の処理区は 2 つの繰り返しを設定した。実験において、水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように、各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し、人為的に水深を調整することによって、水深の違いによる変化が起らないように配慮している。また、このように人為的に水深の調整を行ったが、観察から魚類の移動を妨げるものではなかった。コイ・フナなどの大型遊泳魚の生息を可能にするために、各処理区中央部の平均水深が 35cm 程度となるように目標を定め、実験期間中は、実験河川の維持流量を毎秒 200ℓ とした。

3. 4. 3 結果

(1) 物理環境

水際部（岸から 40cm）で、コドレート内（25×25 cm）の植被率を求めた結果、A の植被率は 90%程度で B の植被率は 50%程度、C そして D ではほぼゼロとなっていた。処理区 B の植被率が A と比べて低く 50%だった理由は、水面上の植物を刈り取ったことによる。相対照度は水際部で A は 20%程度、B・C は 90%前後、D は 100%程度であった。平均水深は、中央部は各ケースでほぼ同じであったが、水際の平均水深はコンクリート護岸 D で他のケースより少し小さかった（図-26）。平均流速は、A と B は水際部、中央部ともにほぼ同じ流速で、水際部では流速が極端に遅くなっていた。C・D の平均流速は水際部で A・B より早くまた流速の差は法面の粗度（C は土羽、D はコンクリート）を反映

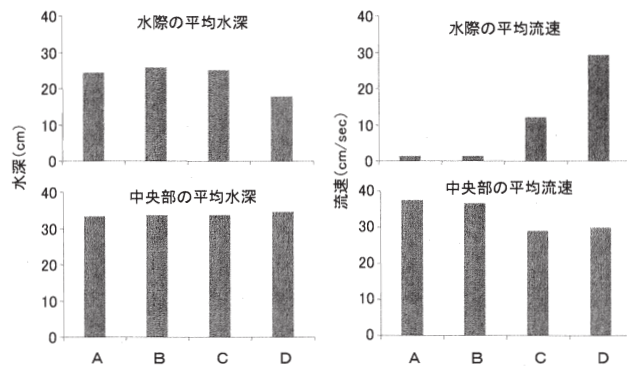


図-26 物理環境の比較

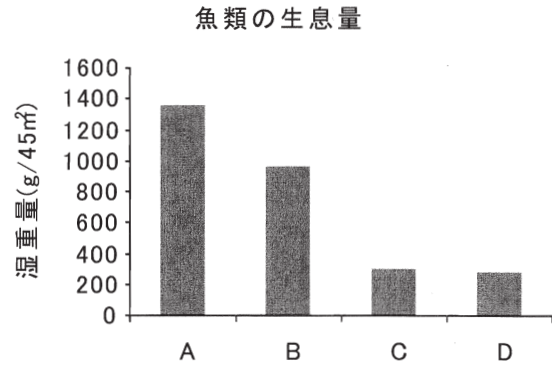


図-27 魚類生息量の比較

し、中央部の流速は水際の流速が早いのを反映しA・Bに比べて若干遅い傾向が見られた。

(2) 魚類の生息量

各処理区で魚類の生息量に顕著な違いが見られ、A（水際植物あり）>B（水中部のみ植物を残した）>C（植物なし）=D（コンクリート護岸）の順で魚類の生息量が小さくなった（図-27）。魚類の平均体長を各処理区で比較すると、同様にA>B>C=Dの順で小さくなっていく現象が見られた（図-28）。

魚類の種類数は、A・Bがほぼ同程度で、次いで、C・Dの順に減少していく傾向が見られた（図-29）。また、水中カバーが失われることで遊泳魚の生息比率が減少するという傾向が確認できた（図-30）。

甲殻類の生息量

各処理によって甲殻類の生息量にも顕著な違いがみられた（図-31）。平均湿重量でみると、A（水際植物あり）>B（水中部のみ植物を残した）>C（植物なし）>D（コンクリート護岸）の順で甲殻類の生息量が小さくなった。それぞれの生息量の違いは、処理によるカバー効果を表すと考えられる。甲殻類にとって水際植生の水上部も重要であることが示され、また、コンクリート護岸Dでは採捕されなかったことから、甲殻類の生息環境が著しく制限されることが明らかである。

3. 4. 4 考察

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

水上部の植生があるA、水上部の植生がないB、植生なしCを比較すると、魚類の生息量・平均サイズ、甲殻類の生息量において水上部の植生があるA>水上部の植生がないB>植生なしCの順位に大きかった。

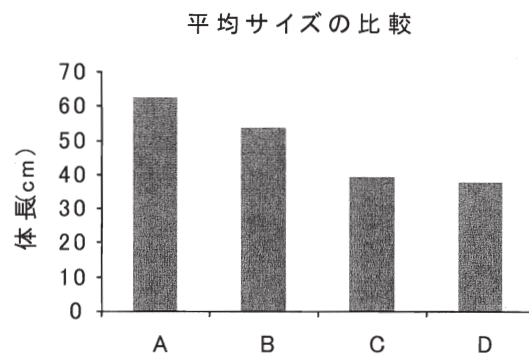


図-28 魚類の平均サイズの比較

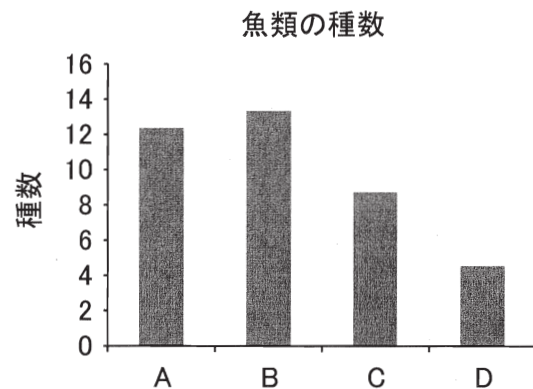


図-29 魚類の種類数

なおかつ、魚類の遊泳魚と底生魚の比率は水上の植物を刈り取ることにより水上の植生があるA、水上の植生がないB、植生なしCの順位で遊泳魚の比率が落ちることがわかった。また、甲殻類においては、水上の植生がないBの生息量が水上の植生があるAの半分以下になり、水上部のカバーの存在は大きく影響が出ることがわかった。以上の事より、水際植生の機能を考える場合、水中部の植物による流速の低下や隠れ場の提供機能だけが水生生物の分布に影響するだけでなく、

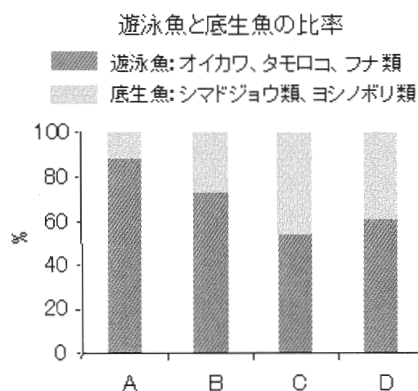


図-30 魚類の比率

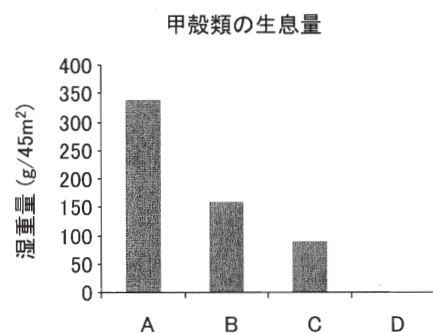


図-31 甲殻類生息量の比較

水上部に植物があることによって水際が覆われる環境も、水生生物にとって重要であることが明らかとなった。

3. 5 水際植物の生態的機能の評価その3

3. 5. 1 研究目的

平成 15 年度の実験では、実験河川Aにおいて、成魚と甲殻類を対象に水際の植生の効果を調べた。

その結果、水際植生の機能を考える場合、水中部の植物による流速の低減効果や休憩場所の提供機能以外にも、水上部に植生があることにより水際が覆われる環境も水生生物の分布に影響を及ぼし、重要であることが明らかとなった。今年度は、新たに、遊泳力が弱く、特に水際の環境が重要とされる稚仔魚を対象に、水際植生の繁茂状況を変えた実験を実施した。

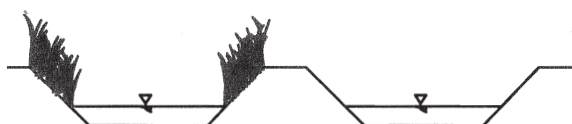
3. 5. 2 調査方法

水際植生の機能について明らかにするため、4つの処理区（図-32）を実験河川Aに設定し、魚類の生息量について調査した。河床状況及び生物状況を安定させるために、各処理区を設定後、概ね3週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境調査では、水深・水温・



A: 自然河岸状態
(自然植生)

B: 水中部のみ植生を
存置(水中植生)



C: 陸上部のみ植生を
存置(陸上植生)

D: 植生なし状態
(植生なし)

図-32 処理区の設定イメージ

流速・底質・開放度、相対照度を計測した。実験に際し、以下について留意した。

- ・ 実験河川Aにおいて、1処理区を15mとし、統計的解析にも耐えるように繰り返し調査とし、A～Dを各4処理区として、これをランダムに配置して計16処理区とした。
- ・ 魚類は、各処理区間を自由に往来できるようにした。
- ・ 水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように、各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し、水深を調整することによって、水深の違いによる変化が起こらないように配慮した。
- ・ 稚仔魚を対象とするために、各処理区中央部の平均水深が25cm程度となるように目標を定め、実験期間中は、実験河川の維持流量を毎秒100ℓとした。

3. 5. 3 結果

魚類生息量の比較

本調査は稚仔魚を対象としたため、体長3cm未満の個体を整理した。

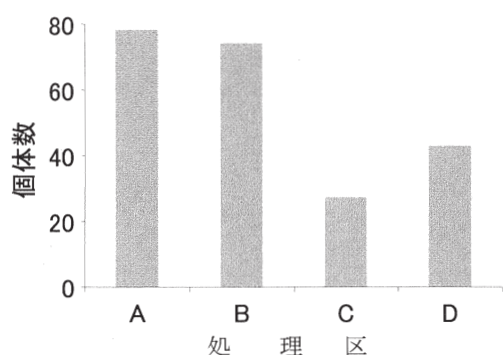


図-33 魚類の個体数 (3cm未満)

・ 魚類の個体数 (図-33) を見ると、A (自然植生) と B (水中植生) はほぼ同じで、C (陸上植生) と D (植生なし) より多くなっている、この結果は水中部の植生が無くなることによる影響といえる。

・ 魚類の平均サイズは A~D の各ケースで差異は見られなかった。また、魚類の種類数は A・B はほぼ同じで、C・D より多くなっていた。これは水中部の植生が無くなることによる影響と考えられる。

3.5.4 考察

以上の結果から、植生の繁茂状況の違いによる魚類の稚仔魚の生息状況に影響があることがわかった。

稚仔魚の個体数と種類数ともに水中に植生のある A (自然植生) 及び B (水中植生) に比べ、他の C (陸上植生) と D (植生なし) が少なく、かつ、A と B の間及び C と D の間に差がないことが明らかとなった。

この結果から、水中の植生の有無が稚仔魚の生息量に大きな影響を与え、水中の植生は稚仔魚の生息に正の影響を与える一方で、陸上部の植生の有無は稚仔魚の生息量に大きな影響として現れないことが示された。

3.6 水際植生の構造物による形成手法

3.6.1 目的

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

本調査では水際の機能をなるべく簡単に代替えすることを考え、木杭及び板によって水中カバーや陸上

カバーを創出し、水生生物における水際植物の機能を再現することを試みた。図-34に、水際植生の機能再現のイメージを示した。陸上カバー効果 (捕食圧の低減、日陰の創出) を板で覆うことにより代替えし、水中カバー効果 (流速の低減、休息場所、捕食圧の低減) の機能を木杭により代替えさせ、処理区を変化させ魚類調査及び物理環境調査を実施した。

3.6.2 方法

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

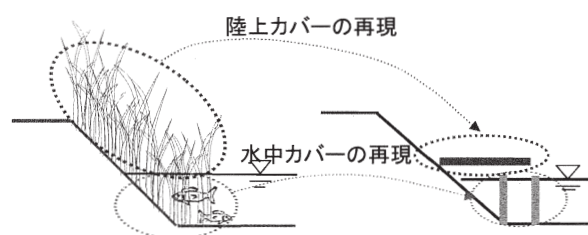


図-34 水際植生機能の再現イメージ図

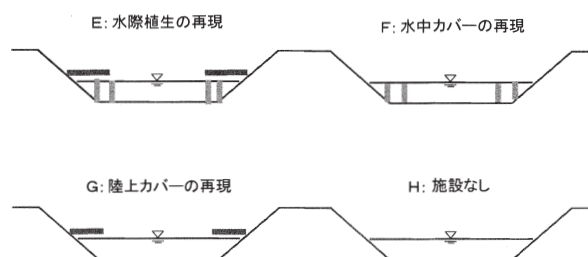


図-35 処理区の設定イメージ図

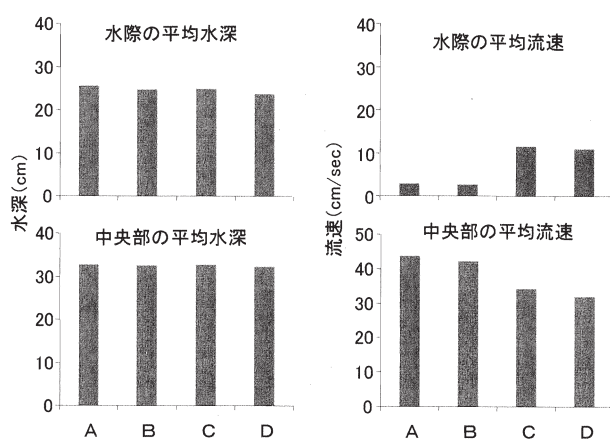


図-36 物理環境の比較

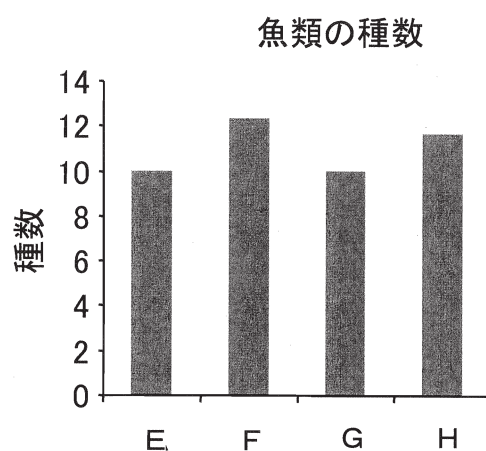


図-39 魚類の種類数

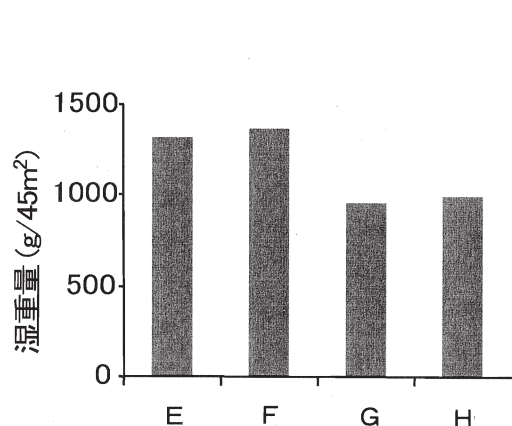


図-37 魚類生息量の比較

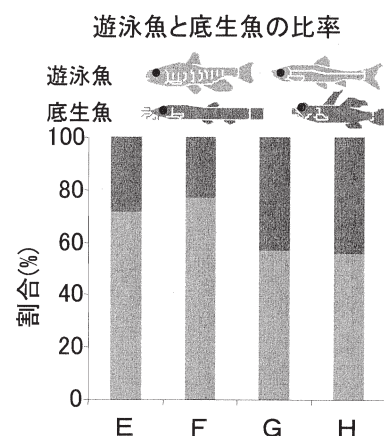


図-40 魚類の比較

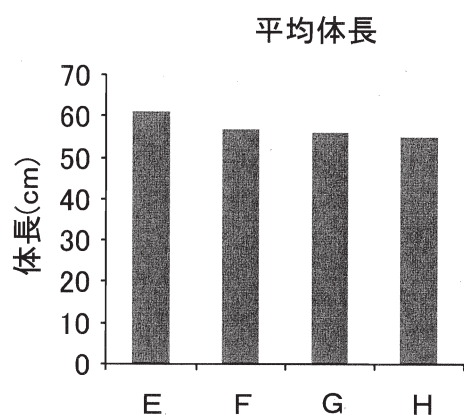


図-38 魚類の平均サイズの比較

能にするために、各処理区中央部の平均水深が 35cm 程度となるように目標を定め、実験期間中は、実験河川の維持流量を毎秒 2000 とした。

3. 6. 3 結果

(1) 物理環境の変化

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

平均水深は各処理区でほぼ等しく、平均流速は、E と F は水際部、中央部ともにほぼ同じ流速で、水際部では流速が極端に小さかった (図-36)。G・H の平均流速は水際部で E・F より早く、中央部の流速は水際の流速が早いのを反映し E・F に比べて若干小さい傾向が見られた。

(2) 魚類生息量の比較

各処理区で魚類の生息量に顕著な違いが見られ、E (水際植生の再現) と F (水中カバーの再現) がほぼ同じで、G (陸上カバーの再現) と H (施設なし) がそれより減少しほぼ同じであった (図-37)。魚類の平均体長を処理区間で比較すると大きな差が見られなかった (図-38)。魚類の種類数は、板で覆われていない F と H がほぼ同じで、板で覆われている E と G が若干減少してほぼ同じだった (図-39)。遊泳魚と底生魚の割合を処理区間で比較すると、水中カバー

が失われることで遊泳魚の生息比率が減少するという傾向が確認できた（図－40）。

3. 6. 4 考察

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

3. 6. 5 実験のまとめ

水域・陸域といった異なる環境が接するエコトーンでは、双方の物理環境が緩やかに変化しながら接しているため多様な環境が存在し多くの生物が生息している。さらに、異なる環境間を移動する有機物や無機物を介した生物・生態系間の相互作用を明らかにした研究も示されている²⁷⁾²⁸⁾。河川上流域では、森林と河川の生物的そして物理的連結の重要性を示す多くの研究が行われ、特に河畔林のもつ機能を評価する研究は多数ある²⁹⁾³⁰⁾。しかしながら、中流域を流れる河川では、水域と陸域の連結の重要性や、水辺の植物が持つ生態的機能を明らかにした研究は少ない。

平成14年度に実験河川で行った研究では、実験河川の魚類や甲殻類の分布に、水際の植物の構造が関係することを示し、特に水際の水中部の植物が消失すると水生生物の生息量が減少することを明らかにした³¹⁾。さらに、平成15年度におこなった一つ目の研究では、水際（水中部）の植物を構成する水中部と水上部の構造に注目し、水上部を取り除くことによって、水生生物の生息量が減少する事を示した。この実験から、単に水中の植物によって流速が減少する、あるいは水生生物にとって隠れ場が提供される機能だけでなく、その水上部が覆われていることで、陸上捕食者からの捕食圧を低減すると考えられ、水中そして水上部の両方

が存在することの重要性が示された。これまで河川上流を対象に行われてきた河川内の物理環境要素と魚類の分布の対応関係を調べた研究では、河川内にある倒木が魚類の分布に強く影響することが指摘されているが³²⁾、今回の実験で示したように、単に水中カバーだけでなく、水上カバーの重要性を明確に示した研究は少ない。そのため、今回の実験で得られた結果は、河川生態学ならびに魚類や流域の管理においても重要な知見を示すことになると思われる。

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

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

3. 7 水際照度の生態的機能

3. 7. 1 目的

水際の植生が魚類の生息環境に与える効果としては、平成14年度に整理したように、流速の低減、休憩場所・産卵基質の提供、捕食圧の低減、日陰の創出による水温上昇の抑制などが考えられる。これらの効果を2つの効果に分類した。

・水中カバー効果：

水際植生の水中部がもたらす効果で、流速の低減、休憩場所・産卵基質の提供、捕食圧の低減と考えられる。

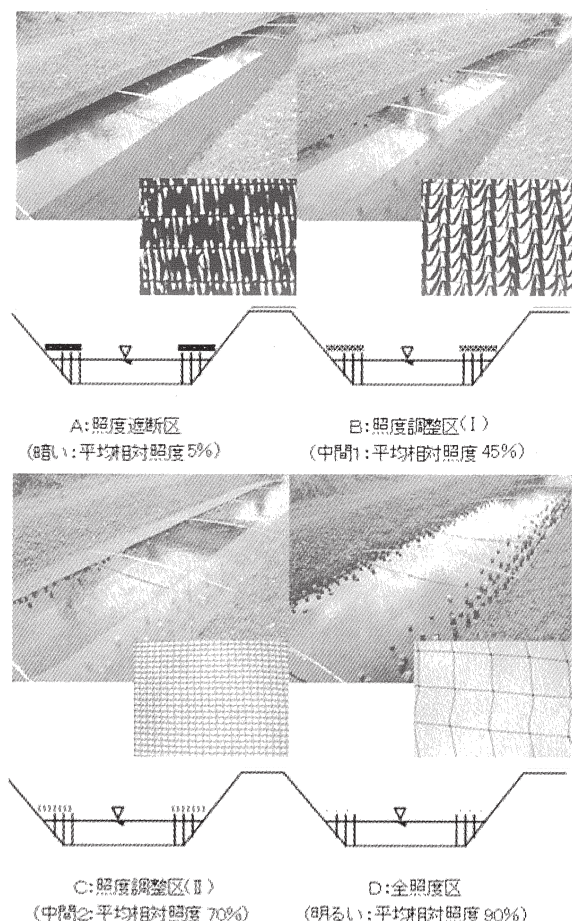
・水上カバー効果：

水際の水中に繁茂している植物の水上部がもたらす水温上昇の抑制や捕食圧の低減（水中カバー効果にもある。）と考えられる。

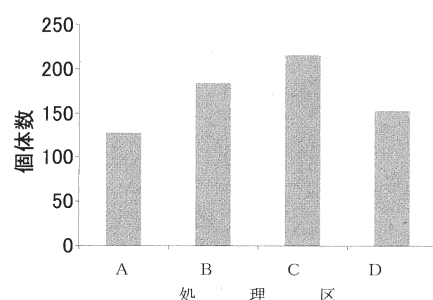
今までの調査で植生の水上カバー効果の機能の再現に課題が残っており、水上カバー効果の代替の可能性を判別するために、遮光シートを設置して魚類への影響を調査した。

3. 7. 2 方法

水際植生の水上部の効果について明らかにするため、照度を制御する A（暗い）～D（明るい）、4 種類のシート（図－4 1）を設置し、水生生物の生息量について調査した。河床状況及び生物状況を安定させるために、各処理区を設定後、概ね 3 週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境調査は、水深・水温・流速・底質・*相対照度を計測した。



図－4 1 処理区の設定イメージ



図－4 2 魚類の個体数

*相対照度...堤防天端部の照度を 100%とした時、水面直上部の照度の割合 (%)

3. 7. 3 調査結果

魚類生息量の比較

- 魚類の個体数（図－4 2）を見ると、C（中間 2）が多く、暗い方へは B（中間 1）、A（暗い）と個体数が減り、D（明るい）が C より少なかった。これは、明るいところや暗いところより B・C の中間的な照度を好むものが多い傾向がみられた。

3. 7. 4 考察

以上の結果から、水際の明るさの違いにより魚類の生息状況に影響があることが分かった。

生息状況として、個体数は、今回の実験では明るいところや暗いところより、中間的な相対照度 70% の処理区が多くなっており、魚類は中間的な相対照度を好む傾向がみられた。

これらより、植生の水上カバーの代替施設等の整備やその技術開発を実施するには、暗くするために単に遮光するだけではなく、明るさの調節という点も検討する必要がある。

3. 8 水際の凹凸の生態的機能

3. 8. 1 目的

河川の水際を水生生物から見た時、植生と共に入り組みが多様な生息空間を形成している。

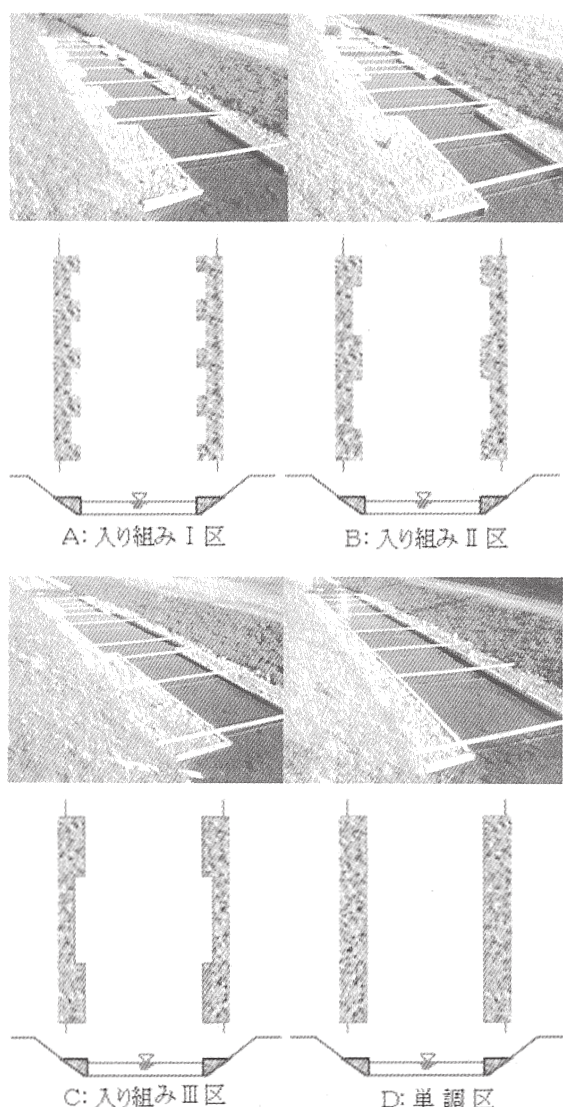
この入り組みに着目し、入り組みを再現した簡易な構造物を設置し、魚類への影響の調査を実施した。

3. 8. 2 方法

水際の入り組みの違いにより魚類にどのような影響及び効果があるか明らかにするため、今回は入り組みの長さを変えた河岸を 3 種類（A～C）、入り組みの全く無い河岸を 1 種類（D）設置し（図－4 3）、魚類の生息量について調査した。

入り組みは平面的な形状の変化と水際の緩勾配により形成されているが、今回は平面的な形状に着目し簡単な構造とした。

なお、入り組みの長さは、既往の研究より実際の河川における入り組みの長さを参考に、3 m を中心に 1.5 m、3 m、6 m の 3 ケースとし、幅も実際の河川を参考に、40 cm とした。また、入り組みの無いケースも設定し、合計 4 ケースを設定した。（図－4 3）河床状況及び生物状況を安定させるために、各処理区を設定後、概ね 3 週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した。魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し、種別・体長・生息量（湿重量）を計測した。物理環境調査は、水深・水温・流速・底質・相対照度を計測した。また、



図－４３ 処理区の設定イメージ

詳細な流速分布を把握するため、各種類のうち１箇所入り組みで詳細な流速の分布を調査した。

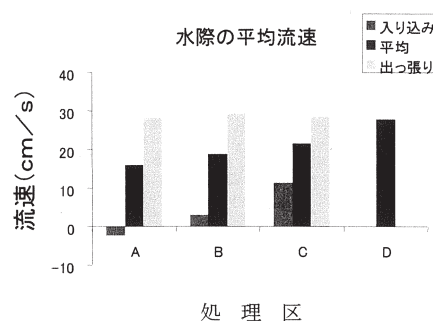
３．８．３ 結果

(1) 物理環境の変化

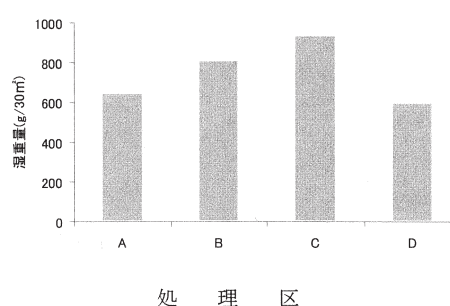
相対照度は各処理区 90%以上であり、平均水深は、各ケースともほぼ同じであり、いずれも計画した実験条件を満たしていた。

各処理区とも河川縦断方向に同じ間隔で 10 側線を設け、水際(岸から 20cm)の流速を計測した。

そして、水際の平均流速を入り組み、出っ張りに分け、この平均流速を計算して整理した(図－４４)。平均流速は、水際で入り組みのない D で最も速く、C から A へと遅くなっている。入り組みの流速を見ると、入り組みの小さい A で逆流を示して、B、C と入り組みが大きくなるにつれて流速が大きくなる傾向を示した。



図－４４ 流速の分布



図－４５ 生息量の比較

(2) 魚類生息量の比較

- ・ 生息量(図－４５)については、A、B、C の順で湿重量が多くなっている。また、入り組みのある C と入り組みのない D を比べると、その差は大きい。
- ・ 魚類の個体数及び平均サイズは、各ケース共に大きな差は見られなかった。

３．８．４ 考察

以上の結果より、入り組みを単純な形状で模した実験で、入り組みの長さによる流速分布の変化が魚類の生息に影響を及ぼす傾向がみられた。

入り組みの長さが短い場合は流速の遅い割合が増え、入り組み内の全体の逆流がみられた。

今回の実験で水際に沿った入り組みの形状変化は、多様な生息空間を提供し、水生生物の生息量に影響を与えているものと考えられる。

３．９ ワンドにおける魚類の生息状況について

３．９．１ 研究目的

ワンド・タマリとは、河道内の湾状あるいは池状の水域で、砂州や滞筋の移動などの自然要因で形成されるもの、水制や砂利採取など人為的要因で形成されるものがある³³⁾。ワンド・タマリの定義は諸説あるが、河道内に存在する止水域のうち、平水時において流水

域に開口部を有するものをワンド、平水時において流水域に開口部のないものをタマリと呼ぶ³⁴⁾のが一般的である。本研究においては、本流から独立して池になっているものでもワンドと呼ぶ場合があるため、本川との接続状況に関わりなくワンドと呼ぶ。

ワンドの機能としては、以下のようなものが考えられる。流れの速い本流には棲めない生物たちの生息場や、産卵・繁殖の場になる³⁴⁾とともに、仔稚魚の生育場としての機能がある。また、水質汚濁時や洪水時の避難場所としての機能もある³⁵⁾と言われている。本川とは異なる環境は生物多様性に寄与している^{16) 36)}。このように、ワンドの機能は広く認知され、その役割の重要性からワンドの保全・復元等の事業が全国において多く行われている。しかし、ワンドの物理環境と生物の関係に関する知見はまだ十分得られてはいない。本研究では、ワンド研究ゾーンを使用し、流量変動や本川との接続状況の違いが、魚類の生息にどのように影響を及ぼすのかを把握することを目的とする。

3. 9. 2 方法

調査は自然共生研究センター内実験河川B、Cとワンド研究ゾーンの、大きさ・形状の同じ6個のワンドを使用して行った。図-46に実験河川全体平面図およびワンド研究ゾーンの位置を示す。

図-47にワンドの配置図を示す。それぞれのワンドの名称は、上流から下流に向かって実験河川Bのワ

ンドは、B上・B中・B下、実験河川Cは、C上、C中、C下とした。本川との接続状況を変化させる目的で、B中、C中については、平水時は本川と接続しない構造とした。図-48にワンド開口部の横断面図を示す。開口部に河床から30cm盛土する改修工事を、実験河川通水開始前の4月に実施した。残りのワンドについては、開口部の高さを本川河床と同一とした。加えて、実験河川Bに合計4回の流量変動を与え、実験河川Cは一定流量とした（出水実験・平常時流量の詳細については、第3章参照）。以上の条件についての概略を、表-2ワンドの概要に示す。魚類生息量調査は、出水実験前後に6個のワンドのみで行う出水前後調査と実験河川全体で毎月行う定期調査の2系統で実施した。定期調査は9月から約1ヶ月間隔で実施した。調査区間の上下流をブロックネット（目合 5mm）で仕切った後に、電気ショッカーで下流から上流に向かって行った。電気ショッカーのオペレータは1名、たも網による採捕者は3名である。1区間の採捕回数は3回であり、1回当たりの採捕時間は幅 2.5m、延長 15mの標準的な区間で60秒を基本とし、調査区間面積に比例して変化させた。ワンドについては、水深を考慮し1回当たり180秒とし、電気ショッカーによる3回の採捕が終了した後、ワンドの周囲から魚を追い込み投網

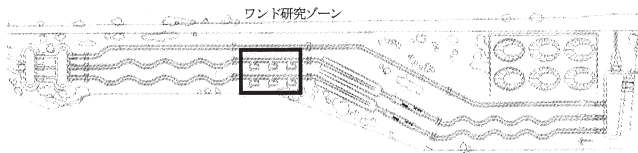


図-46 全体平面図

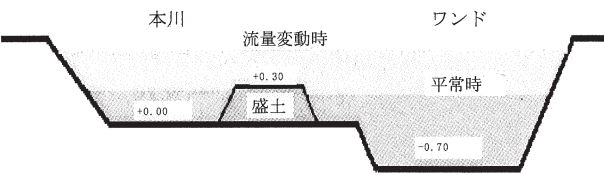


図48 ワンド開口部横断面図

表-2 ワンドの概要

河川名	ワンド名	流量変動		本川との接続状況	
		有り	なし	接続型	孤立型
実験河川B	ワンドB下	○	-	○	-
	ワンドB中	○	-	-	○※
	ワンドB上	○	-	○	-
実験河川C	ワンドC下	-	○	○	-
	ワンドC中	-	○	-	○
	ワンドC上	-	○	○	-

※ 流量変動時のみ本川と接続

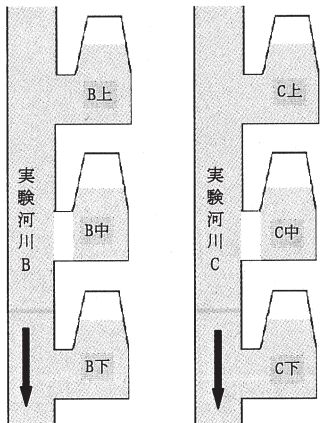


図-47 ワンド配置図

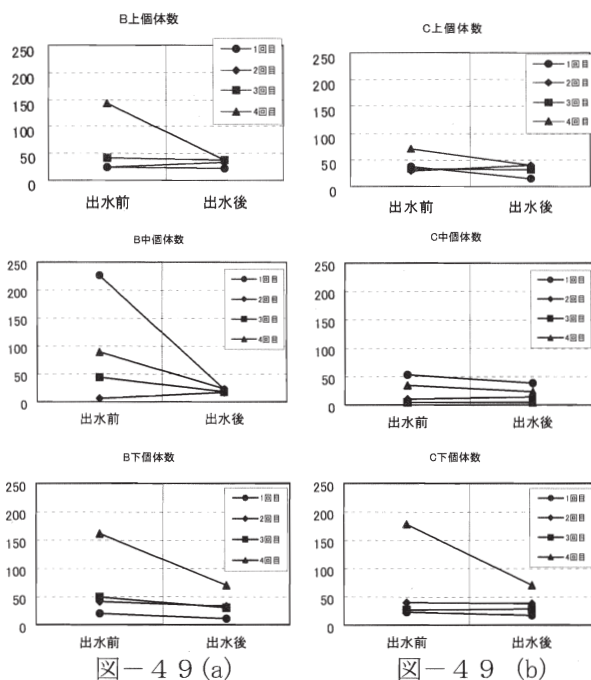


図-49 (a)

図-49 (b)

図-49 出水実験前後採捕個体数変化

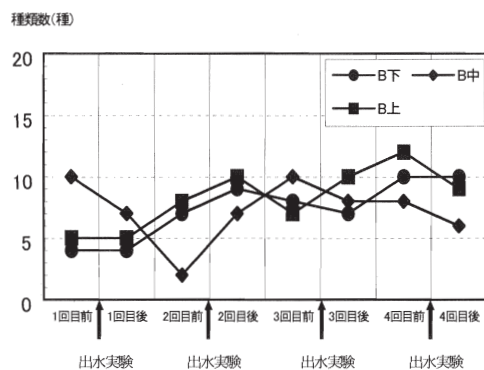


図-50 (a)

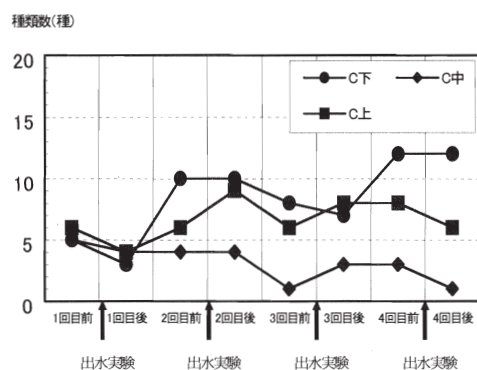


図-50 (b)

図-50 出水実験前後採捕魚種数変化

を打つという方法を3回繰り返し、採捕した。採捕した魚類はその場で種の同定、体長及び湿重量の測定を行い、3回の採捕が終了した後に当該区間に再度放流した。ワンドの出水前後調査も同様に実施したが、投網による採捕は、第2回出水実験時調査から行った。

3.9.3 結果及び考察

(1) 出水前後調査

常時接続型ワンドであるB上、B下に着目すると、出水実験4回目を除き出水前後において個体数に大きな変化は認められなかった。出水実験4回目でも、流量変動の無いC下の個体数がB上、B下と同様に大きく減少していることから流量変動によるものとは考え難い。出水時のみ本川と接続するワンドについて見てみると、出水実験1回目の前後で個体数が大きく減少していることから、ワンド内に生息していた大部分の個体が出水実験中に本川へ移動したものと考えられる。出水実験前後の採捕魚種数変化を図-50に示す。ワンドB上では、1回目の出水前後で魚種数は同じ。2回目と3回目の出水前後で僅かに増加したが、4回目には減少した。ワンドB下では、1回目は同数。2回目は増加し3回目は減少。4回目は同数となった。出水

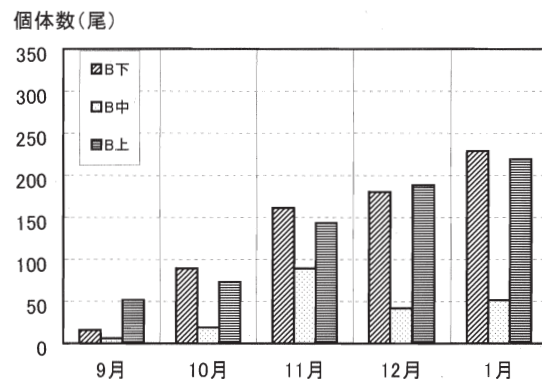


図-51 (a)

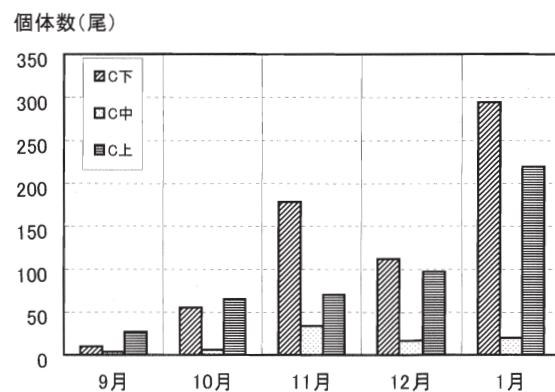


図-51 (b)

図-51 調査月別ワンド採捕個体数変化

表－3 定期魚類調査結果概要

目名	科名	種名	本川	ワンド合計	ワンド						全体計 (尾)
					B下	B中	B上	C下	C中	C上	
ウナギ	ウナギ	ウナギ	1								1
コイ	コイ	オイカワ	2321	1544	497	15	490	331		211	3865
		アブラハヤ		1						1	1
		ウグイ	2	3				2		1	5
		タモロコ	821	42	7	17	4	7	1	6	863
		モツゴ	148	127	26	24	35	20	1	21	275
		カワヒガイ	2								2
		カマツカ	395	18	8		5	5			413
		カワムツ	7	1						1	8
		ツチフキ	82	68	12	1	20	23	1	11	150
		ゼゼラ	10	2	1		1				12
		ニゴイ	259	40	13		18	5		4	299
		スゴモロコ類	25	2			2				27
		コイ	133	71	14	18	10	19	1	9	204
		フナ類	1101	558	61	116	43	155	67	116	1659
		カネヒラ	6								6
		ヤリタナゴ		6				6			6
	ドジョウ	ドジョウ	126	11		2	5	2	2		137
		シマドジョウ類	743	18	7		5	3		3	761
ナマズ	ナマズ	ナマズ	18								18
サケ	キュウリウオ	アユ	4								4
スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル	78	219	27	12	29	60	8	83	297
		オオクチバス	18	29	2	1	5	10		11	47
	ハゼ	ヨシノボリ類	660	1		1					661
		ウキゴリ	30	4			3	1			34
	タイワンドジョウ	カムルチー	23								23
合計(尾)			7013	2765	675	207	675	649	81	478	9778
魚種数合計(種)			24	20	12	10	15	15	7	13	26

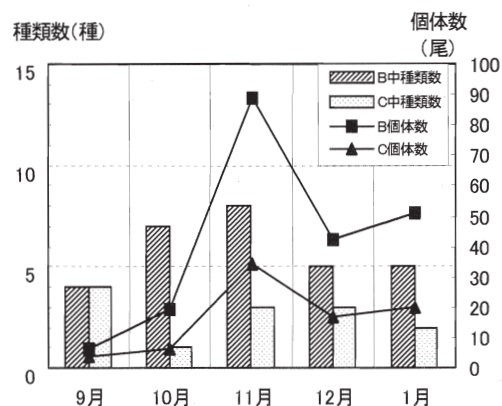
前後で特徴的な変化はなかった。出水時のみ本川と接続するB中では、1回目と2回目は同数、2回目、3回目は増加した。孤立型ワンドのC中では、1回目と4回目は減少、2回目は同数、3回目は増加したが、いずれの回も少ない種数であった。ワンドは魚類にとって、洪水時の避難場所としての機能もあると言われることから、出水実験後に個体数、または魚種数が増加する結果を予測していたが、今回の出水前後調査の結果からは、出水時にワンドが魚類の避難場所となっているという明確な結果は得られなかった。これは、出水実験時の流量、流速および継続時間が短時間だったため、出水の影響が明確に現れなかったからだと考えられる。

②定期魚類調査

表－3に定期魚類調査の結果概要として、本川と各ワンドの採捕個体数を示す。本川では、5目8科24種が確認された。ワンドにおいては3目5科20種が確認された。全体では5目8科26種が確認されており、アブラハヤ、ヤリタナゴの2種はワンドのみで確認された。

図－5 1にワンド調査月別個体数変化を示す。実験河川B側のワンドでは、全ての月で閉鎖型のワンドB

中を本川接続型のワンドB上、B下が上回っている。季節別の変化では、B上、B下は冬季に向かって徐々に増加している。B中は11月までは増加傾向だったが、12月には減少し、1月に若干増加している。実験河川C側のワンドでも同様にワンドC中をC上、C下が上回っている。季節別変化では、C上は12月までは徐々に増加し、1月には倍増している。C下も11月まで急激に増加し、12月に一度減少するが、1月にはまた倍増



図－5 2 月別個体・魚種数変化 (B中・C中)

した。C 中ではあまり変化は見られなかった。

河川別に比較すると、実験河川 B 側のワンドの個体数が、実験河川 C 側を上回る月が多い。その理由としては、ワンド以外の部分も含めた実験河川 B の採捕個体数が、実験河川 C を上回っているため、ワンドに移入する魚類も相対的に多くなったものと考えられる。最も差が明確になることが予想された、出水時に本川と接続するワンド B 中と、全く本川と接続しない孤立型ワンド C 中について、月別の個体数・魚種数変化の個体数変化を表したグラフを図-52に示す。魚種数で9月は同数となったが、その後は個体数・魚種数ともに B 中が C 中を上回っている。やはり本川との接続は、魚類の個体数および多様性にも寄与していると思われる。

調査期間中の採捕個体数が多い上位5種とその他に、特徴的であったブルーギルを加えた魚種構成割合のグラフを図-53に示す。河川別に比較すると、実験河川 B では、本川ではオイカワが優先するものの、フナ

類、タモロコ、シマドジョウ類、ヨシノボリ類などもある程度の割合で生息している。ワンド B 上、B 下では、オイカワの割合が本川に比べ非常に多く、70%以上となっている。フナ類、タモロコ、シマドジョウ類、ヨシノボリ類などは本川に比べ少ない。ブルーギルは本川に比べ多い。B 中では、フナ類が最も優先し、オイカワは本川に比べても非常に少ない。タモロコは B 上、B 下に比べ多い。ブルーギルは他のワンドと同様に割合が多い。実験河川 C では、オイカワとフナ類が優先する。タモロコ、シマドジョウ類、ヨシノボリ類などは、ほぼ同程度の割合で生息している。

ワンド C 上、C 下では、オイカワとブルーギルの割合が増加し、反対にタモロコ、シマドジョウ類、ヨシノボリ類は減少している。C 中では、フナ類が 80%以上を占め、次にブルーギルと続く。

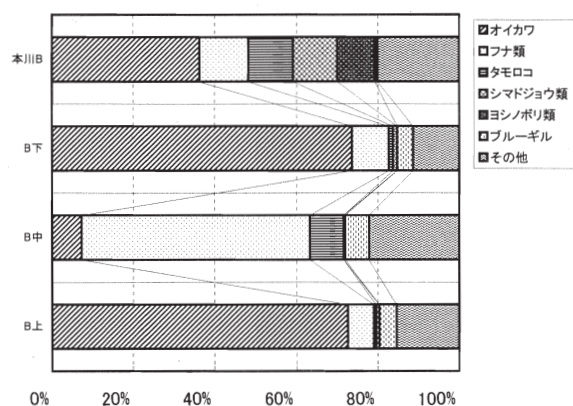


図-53 (a)

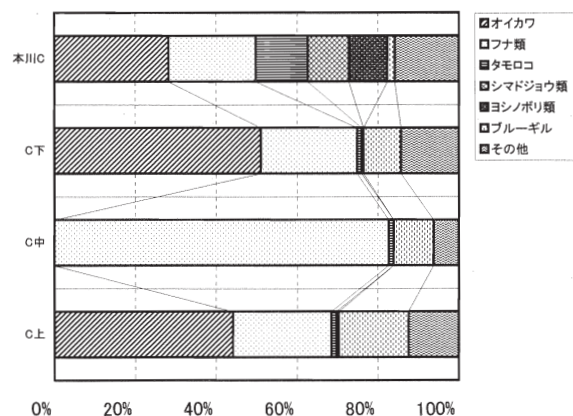


図-53 (b)

図-53 魚種構成割合図

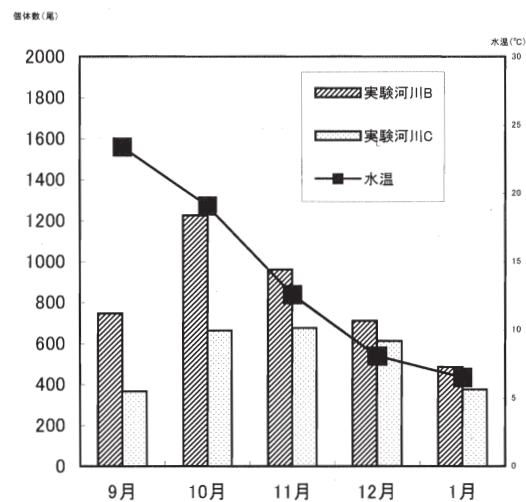


図-54 (a) 本川

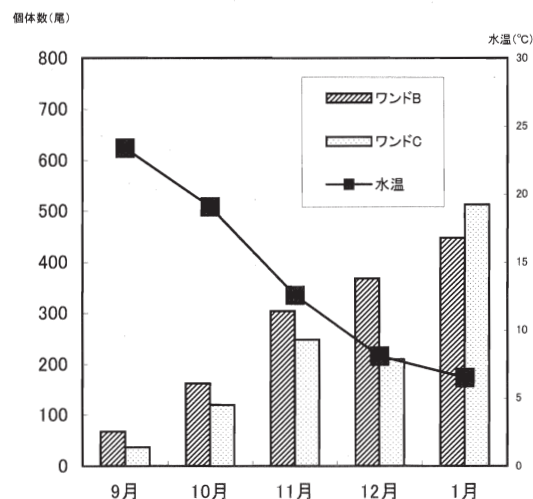


図-54 (b) ワンド

図-54 月別採捕個体数・水温変化

ワンドと本川の接続状況により、個体数・魚種数はことなり、本川接続型ワンド、一時的に本川と接続するワンド、孤立型ワンドの順に多いという結果となった。魚種構成割合から、ワンドは、本川とは異なる魚種構成であるという結果となった。また、孤立型ワンドは本川、本川接続型ワンド、一時的に本川と接続するワンドに比べ、魚類相が単調になるという結果となった。

本川およびワンドの個体数と実験河川中流部の水温を月別に表したグラフを図-54に示す。本川部では、水温の低下とともに個体数が減少している。一方、ワンドでは本川とは反対に、水温の低下とともに個体数が増加するという結果となった。一般に魚類は、冬季に淵などの水深の大きい場所に多く生息していることが知られている。今回の結果からも、魚類は水温の低下する冬季の生息場として、本川に比べ流速が小さく、水深の大きいワンドを利用することが示された。

3. 9. 4 結論

本研究で得られた結果を以下に示す。

1. 今回の調査では、本川接続型ワンド、一時的に本川と接続するワンド、孤立型ワンドの順に、魚類の個体数・種類数が多くなる。
2. ワンドの魚種構成は本川と異なるとともに、本川との接続状況によっても、ワンドのタイプごとにも異なり、長期にわたって孤立するワンドは、その他のワンドや本川に比べ魚類相が単調である。
3. 魚類は、水温の低下とともに本川からワンドに移入し、冬季の生息場として機能している。

3. 10 ワンドにおける稚仔魚の生息状況

3. 10. 1 目的

孵化後間もない稚仔魚の生息場所に関する研究は、サケ目魚類を対象として数多く行われており、凹形状の水際、ワンド、二次流路のような流速が遅く、浅く、有機物や底生動物群集に富んだ特性を持つ、側部生息場所 (Lateral habitat) が重要であるとの報告がある^{47)、48)、39)}。また、この側部生息場所の利用形態は稚仔魚の成長により変化し、グレーリング (川ヒメマス) では、仔魚 (15-20 mm) は昼夜にわたって側部生息場所の中でも極めて水際部を選択利用するが、稚魚 (> 40 mm) は夜間のみ水際部を利用し、昼間は流心方向に分布域を拡大する³⁹⁾。一方、サケ目魚類以外の稚仔魚については、側部生息場所への環境選択性、成長による生息場所推移が報告されている^{38)、51)、46)、18)}。他、仔魚を対象とした降下・流出動態の研究がみられ^{42)、50)、44)}、

北米オクラホマで実施された出水時稚仔魚流下実験では、25 mm以下のバス科およびコイ科のうち、全長 10 mm以下のものが流出したことが報告されている⁴⁰⁾。さらに、パーチ科を用いた遊泳力に関する実験では、9.5 mm以下の仔魚は流速 3 cm/sec を越えると定位不可能となる⁴¹⁾。

以上より、稚仔魚は遊泳力が小さく局所的に生息場所を選択していることが推定される。しかし、我が国では、稚仔魚を対象とした微生息場所解析 (多くの物理環境因子との因果関係)、流出の危険に曝される出水時の生息場所特性に関する研究はみられない。従って本研究では、我が国の中-下流河川に普通に生息するオイカワ、モツゴ等のコイ科遊泳稚仔魚を対象として、生息場所の選択性、出水による生息場所および生息数の変化を把握することを目的とした。

3. 10. 2 方法

(1) 調査地

調査地は、岐阜県の川島町に位置する独立行政法人土木研究所自然共生研究センターの実験河川 B のワンド研究ゾーンおよび冠水頻度研究ゾーンである (図-55)。両ゾーンの延長は 110m、河床勾配は 1/800、維持流量時 (0.1 m³/sec) の平均水面幅は 3.0m の直線河道である。ワンド研究ゾーンは、勾配が 2 割の法面と水域が接している単断面構造であり、植生侵入を予防するための防草シートが法面全体に被覆されている。従って、水際植生はワンド入口部にキシウスズメノヒエ群落が一部成立しているにすぎない。一方、冠水頻度研究ゾーンは、両岸に中礫 (径 30-40 mm) からな

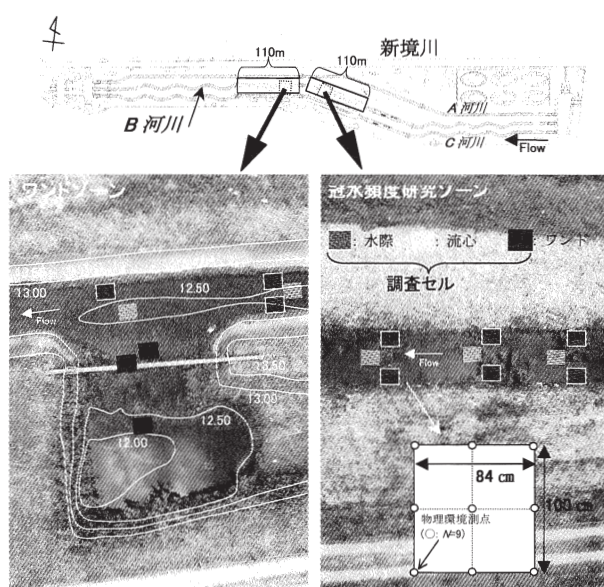


図-55 調査地位位置図

る高水敷が整備されている複断面構造であり、低水路水際部には、主にイネ科草本からなる抽水植物群落が大、小のパッチ状に不連続に分布する。

(2) 平水時調査方法

各ゾーンの地形および植生状況を勘案して、水際部、流心部、ワンド部に幅 0.84m、長さ 1.0m のコドラート（以下、セルという）を複数個設置した（図-55：ワンドゾーン：「流心部 7 セル、水際部 12 セル、ワンド部 7 セル」、冠水ゾーン：「流心部 8 セル、水際部 16 セル」）。

① 物理環境調査

調査は 2003 年 5 月 27、28 日に実施した。1 セルについて 9 測点で物理環境を測定した（図-55）。測定項目は、水深（cm）、流速（cm/sec）、優占河床材料（直径区分：1.シルト、2.砂：<2 mm、3.小礫：2-16 mm、4.中礫：17-64 mm、5.大礫：65-256 mm）、浮沈石区分（1.浮石、2.沈石）、植物カバー（1.有、2.無、高さ（cm））、有機物および藻類被覆状態（1.有、2.無）とし、調査セルに植物が存在する場合は、密度（抽水茎間隔：1.<1 cm、2.1-5 cm、3.5-10 cm、4.>10 cm）を測定した。

② 稚仔魚捕獲調査

調査は 2003 年 5 月 29、30 日に実施した。捕獲はサデ網（口径：0.84m、目合：1 mm）をセル下流端に静かに設置して、セル内を規則的に足で 10 回掻き込む方法（Kick sampling）によった。捕獲された稚仔魚は 10% ホルマリンに固定して実験室に持ち帰り、実態顕微鏡下で遊泳魚のみを抽出し、全長の計測を行った。稚魚および仔魚の判別は、実験河川における生息魚類の外部形態特性より^{45)、49)、43)}、全長 ≤ 13 mm を仔魚、30 mm ≥ 全長 > 13 mm を稚魚とした。

(3) 出水時調査方法

調査は 2003 年 6 月 2 日（0.5m³/sec 出水）および 6 月 4 日（1.0m³/sec 出水）に実施した。

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

3. 10. 3 結果

(1) 各ゾーンおよび各部の稚仔魚確認状況

計 77 個体の捕獲稚仔魚の内、75 個体がワンドゾーンで確認された。各ゾーンとも流心部では確認されなかった（図-56）。1 セルあたりの採捕個体数はワンド部で圧倒的に多く、水際部では少なかった（図-5

7）。

(2) 各セルの物理環境および稚仔魚確認状況

各物理環境因子間の共線性を加味し抽出した 15 因子を用いて直接傾度分析法の RDA（Redundancy analysis）を行った結果、2 軸までで分類群（稚仔魚）データの 83.6%、分類群と環境要因の関係の 100% が説明された（Monte Carlo test, $P < 0.002$ ）。

RDA は、物理環境因子（15 因子）、調査地点（ワンドゾーン 26 セル、冠水ゾーン 24 セル）、生物（稚魚、仔魚）のそれぞれを、高い相関関係で合成した多変量軸の座標上に示すことができる（図-57）多変量解析の一種である。本図における実線のベクトルは 15 の物理環境因子を、破線のベクトルは稚魚および仔魚を示す。ベクトルの方向は因子が効いている方向を、長さは因子の強さを示す。各セルの分布位置とベクトルとの遠近関係より、セルに寄与している物理環境要因と

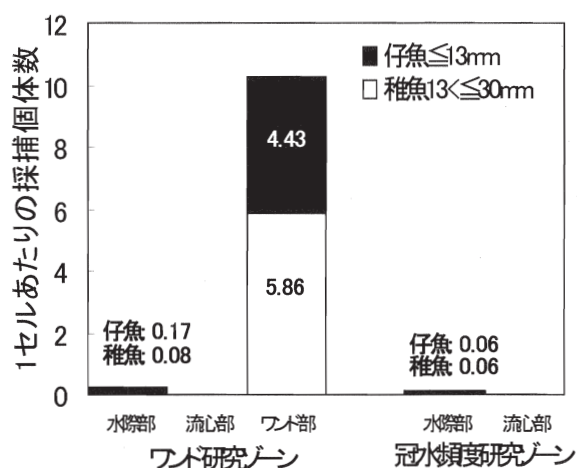


図-56 ゾーン別稚仔魚個体数

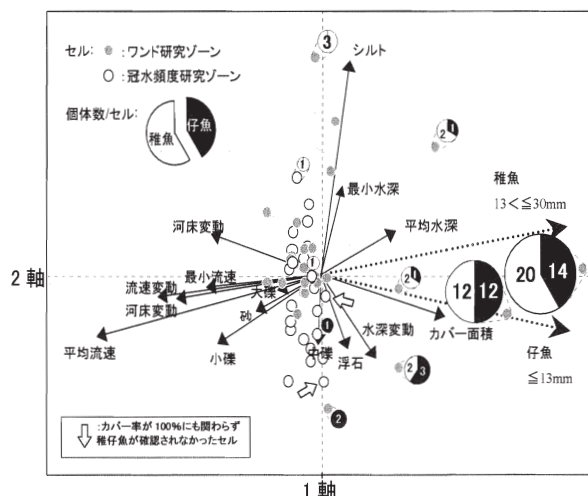


図-57 RDA オーディネーションプロット

その強さ、稚魚・仔魚の生息・否生息の状況を併せて把握することができる。

ワンドゾーンのセルは冠水ゾーンのセルと比較して流速のベクトルとは逆方向の第1, 4象限の広範囲に位置した(図-57)。稚魚および仔魚のベクトルも流速と逆の第1, 4象限に位置し、仔魚はカバー面積のベクトルと同様な第4象限に、稚魚は最小、平均水深およびシルトと同様な第1象限に位置した。また、カバー面積が50%以上を占める9セルの内、面積率100%の2セルを含む4セルでは稚仔魚の生息が確認されなかった。

(3) 出水による水深、流速、稚仔魚個体数の変化

流心部のセルでは、出水流量の増加に伴って水深および流速が増加したが(図-58 Scheffe's test $P<0.05$)、ワンド部のセルでは流速の変化は認められず、常に12.9 cm/sec以下に維持された。ワンド部の仔魚個体数は出水により増加したが、稚魚個体数には変化が認められなかった(図-59 Fisher's PLSD Test $P<0.05$)。なお、補足的に実施した水際部および流心部では稚仔魚は採捕されなかった。

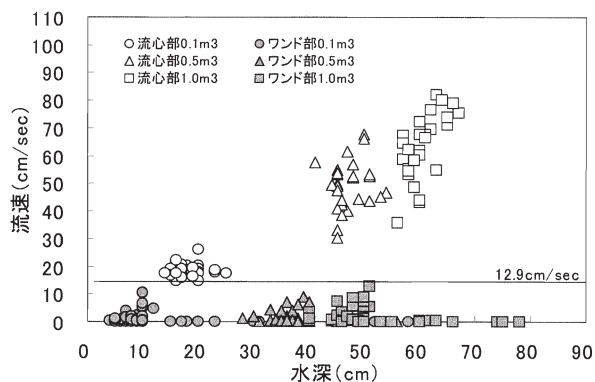


図-58 出水実験による流速および水深の変化

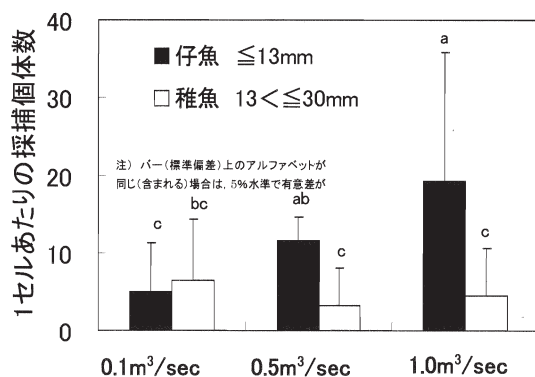


図-59 出水実験によるワンド部の稚仔魚平均個体数の変化

3. 10. 4 考察

(1) 稚仔魚生息場所の特性および推移

本研究では、流速が稚仔魚生息の極めて重要な制限要因となっていることが明らかとなった。また、生息場所である水際部およびワンド部の中でも、仔魚から稚魚に成長するにつれて水深の深い場所へ移動する傾向が確認された。オイカワでは、全長13.4 mm以下ではワンド部内の流速0-5 cm/sec、水深10 cm以下の場所を利用し、その後の成長に伴って、河道流心方向に生息場所を推移させるといった報告があり¹⁸⁾、本研究の結果もこれを支持した。

(2) ワンドの重要性

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

(3) 氾濫原全体にわたる多様な河道地形の重要性

出水前後にワンド部の稚魚個体数に変化がみられなかった理由としては、仔魚から稚魚への成長に伴い、遊泳力が増加したことが考えられる。北米オクラホマで実施した出水時稚仔魚流下実験では、25mm以下のバス科およびコイ科のうち、全長10mm以下のものは良く流されたが、10-25mmのものは遊泳力が強くほとんど流されなかったことが報告されており⁴⁰⁾、上述した考察を裏付ける。

一方、出水時にワンド部の仔魚個体数が増加した理由としては、本調査ゾーンの上流から仔魚が流出してきたことが考えられる。冠水ゾーンの上流には自然環境復元ゾーンと蛇行ゾーンが位置しており、特に自然環境復元ゾーンには水制工等の構造物の設置により、水際・水裏部には側部生息場所が多く分布している(私信)。しかし、出水時には流水が構造物をすべてオーバーフローしてしまうため側部生息場所は維持されない。また、自然河川の地形ラインは複雑であるため、流量、水位に関わらず水際部には常に側部生息場所が出現することが報告されているが⁴⁸⁾、実験河川の法面の大部分には防草シートが設置されており水際ラインは単調である。従って、出水時の水際に側部生息場所が出現することはない。

以上より、稚仔魚(特に仔魚)の生息にとって水際部の多様性は極めて重要であり、増減水時にも側部生

息場所が維持されるように氾濫原全体の地形が変化に富んでいる必要がある。

参考文献

- 1) Bain, M. B. and Nathalie, J. Stevenson.: "Aquatic Habitat Assessment", American Fisheries Society, 1999
- 2) Harrelson, C.C., Rawlins, C.L. and Potyondy, J.P.: "Stream Channel Reference Sites", An illustrated Guide to Field Technique, USDA Forest Service General Technical Report RM-245, 1994
- 3) 水野信彦、御勢久右衛門:「河川の生態学」、築地書館、pp.5-13、1993
- 4) Rosgan, D.: "Applied River Morphology", Wildland Hydrology, 1996
- 5) Leopold, L.B.: "A view of the River", Harvard University Press, 1994
- 6) 萱場祐一、島谷幸宏:「河川におけるハビタットの概念とその分類」、土木技術資料、第41-7、pp.32-37、1999
- 7) Hawkins, C. P. and 10 coauthors: "A hierarchical approach to classifying stream habitat feature", Fisheries, 18(6), pp.3-12, 1993
- 8) Flosi, G. and Reynolds, F.L.: "California salmonid stream habitat restoration manual", California Department of Fish and Game, Technical report, 1994
- 9) Vennote, P.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Seedell, J. R and Cushing, C.E.: "The River Continuum Concept", Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37, pp.130-137, 1988
- 10) Schmetterling, D. A. and Pierce, W. R.: "Success of Instream habitat structures after a 50-year Flood in Gold Creek", Montana, Restoration Ecology, 7(4), pp.369-375, 1999
- 11) 水野信彦、御勢久衛門:「河川の生態学」、築地書房、pp.181、1993
- 12) Palph, S. C., Poole, G. C., Conquest, L. L. and Naiman, R. J.: "Stream Channel Morphology and Woody Debris in Logged and Unlogged Basin of Western Washington", Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol.51, pp.37-51, 1994
- 13) 萱場祐一、千葉武生、力山基、河口洋一、尾澤卓思:「ハビタットアセスメントにおける河道内微地形の把握手法に関する研究」、河川技術論文集、第8巻、2002
- 14) 野上毅、渡邊康玄、長谷川和義:「急流河川における生息場としての河川地形区分」、独立行政法人北海道土木研究所環境研究室成果報告書、pp.159-166、2002
- 15) 山田浩之:「細粒土砂堆積による河床構造および河川生物相の変化機構に関する研究」、北海道大学大学院農学研究科学位論文、2002
- 16) 島谷幸宏:「河川環境の保全と復元」、鹿島出版会、2002.
- 17) Philippe Gaudin, Philippe Sempeski: "The role of river bank habitat in the early life of fish: the example of grayling", Thymallus thymallus, ECOHYDROLOGY & HYDROBIOLOGY, 1(1)-(2), pp.203-208, 2001
- 18) 駒田格知、山田久美子、鈴木興道:「オイカワ仔・稚魚の生息場と成長について」、成長 Journal of Growth, 33, pp.113-119, 1994
- 19) (独)土木研究所 自然共生研究センター:「ARRC NEWS」、NO.6、2003
- 20) 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、1998.5
- 21) 森下郁子、森下依理子:「川と湖の博物館8」、共生の自然学、山海堂、1997
- 22) 玉井信行、水野信彦、中村俊六:「河川生態環境工学 魚類生態と河川計画」、東京大学出版会、1993
- 23) Inoue, M., Nakano, S., and Nakamura, F.: "Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationships in northern Japan", Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54, pp.1331-1341, 1997
- 24) Urabe, H., and Nakano, S.: "Contribution of woody debris to trout habitat modification in small streams in secondary deciduous forest, northern Japan", Ecological Research, 13, pp.335-345, 1998
- 25) 中村太士、百海琢司:「河畔林の河川水温への影響にかんする熱収支的考察」、日林誌、71(10)、pp.387-394、1989
- 26) Kawaguchi, Y., and Nakano, S.: "Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream", Freshwater Biology, 46(3), pp.303-316, 2001
- 27) Polis, G. A., W. B. Anderson, and R. D. Holt.: "Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs", Annual Review of Ecology and Systematics, 28, pp.289-316, 1997

- 28) Polis, G. A. : “Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass”, OIKOS, 86, pp.3-15, 1999
- 29) Naiman, R. J., and H. Décamps. : “The ecology of interfaces: riparian zones”, Annual Review of Ecology and Systematics, 28, pp.621-665, 1997
- 30) Naiman, R. J. and Bilby, R. E. : “River Ecology and Management”, Springer-Verlag, 2001.
- 31) 河口洋一 : 「水生生物にとっての水際域の機能」、ARRC NEWS, No.6, 2003
- 32) Inoue M. & Nakano S. : “Effects of woody debris on the habitat of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in northern Japanese streams”, Freshwater Biology, 40, pp.1-16, 1998
- 33) 傳田正利 : 「ワンド・タマリの分布とその成因」、千曲川の総合研究—鼠橋地区を中心として—、平成13年12月
- 34) (財) 河川環境管理財団 大阪研究所 : 「わんどの機能と保全・創造—豊かな河川環境を目指して—」、平成11年3月
- 35) 山根哲郎 : 「平成のワンドづくり」、多自然型川づくりシンポジウム講演論文集、1991年11月
- 36) 山根哲郎 : 「平成のワンドづくり」、建設月報、1992年3月
- 37) 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所河川環境課 : 「平成のワンドづくり」、人と自然にやさしい川づくりセミナー論文集、1992年12月
- 38) Floyd K. B., Hoyt R. D. & Timbrook S. : “Chronology of appearance and habitat partitioning by stream larval fishes”, Transactions of the American Fisheries Society, 113, pp.217-223, 1984
- 39) Gaudin P. & Sempeksi P. : “The role of river bank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*” International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology, 1, pp.203-208, 2001
- 40) Harvey B. C. : “Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding”, Transactions of the American Fisheries Society, 116, pp.851-855, 1987
- 41) Houde E. D. : “Sustained swimming ability of larvae of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and yellow perch (*Perca flavescens*)” . Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 26, pp.1647-1659, 1969
- 42) Johnston T. A. : “Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick”, Journal of Fish Biology, 51, pp.1047-1062, 1997
- 43) 川那部浩哉、水野信彦 : 「日本の淡水魚」、山と溪谷社、1989
- 44) Marchetti M. P. & Moyle P. B. : “Spatial and temporal ecology of native and introduced fish larvae in lower Putah Creek, California”. Environmental Biology of Fishes, 58, pp.75-87, 2000
- 45) 宮地傳三郎、川那部浩哉、水野信彦 : 「原色日本淡水魚類図鑑」、保育社、1963
- 46) 水野信彦 : 「生活史の研究(1)」、産卵と発育 河川の生態学、pp.118-133、築地書館、1993
- 47) Moore K. M. S. & Gregory S. V. : “Summer habitat utilization and ecology cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in cascade mountain streams”, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45, pp.1921-1930, 1988
- 48) Moore K. M. S. & Gregory S. V. : “Response of young-of-the-year cutthroat trout to manipulation of habitat structure in a small stream”, Transactions of the American Fisheries Society, 117, pp.162-170, 1988
- 49) 沖山宗雄 : 「日本産稚魚図鑑」、東海大学出版会、1988
- 50) Robinson A. T., Clarkson R. W. & Forrest R. E. : “Dispersal of larval fishes in a regulated river tributary”. Transactions of the American Fisheries Society, 127, pp.772-786, 1998
- 51) Scott M. T. & Nielsen L. A. : “Young fish distribution in backwaters and main-channel borders of the Kanawha River, West Virginia”, Journal of Fish Biology, 35 (Supplement A), pp.21-27, 1989

4. 沈水植物などが水質・生態系に及ぼす影響について

4. 1 沈水植物が水質・生態系に及ぼす影響について

4. 1. 1 はじめに

湖岸植生帯の復元が霞ヶ浦、琵琶湖をはじめ各地の湖沼ではじまっている。湖岸植生帯の復元は現在のところ抽水植物が中心であるが、健全な湖岸植生帯の復元のためには、浮葉植物、沈水植物を含めた復元が必要である。なかでも沈水植物は、浅い湖沼(shallow lake)の場合、生態系に最も影響を及ぼす植物であり(Scheffer, 1998)、その健全な生態系の復元にとって重要である。沈水植物が増加すると、植物プランクトンが減少し、透明度が上昇することが広く知られている。沈水植物が植物プランクトンの増殖を抑制し、透明度を上げるメカニズムとして、遮蔽効果、栄養塩制限、アレロパシー(他感作用)、懸濁物質の再浮上防止、動物プランクトンによる捕食、などが言われている(Scheffer, 1998)。沈水植物が、湖沼の透明度向上に果たす役割は事例によって様々であるが、沈水植物の増加にともなって一様に透明度が向上するわけではなく、いき値(threshold)が存在すると言われている(Søndergaard & Moss, 1998)。沈水植物の湖沼に対する容積百分率である PVI(Percent volume infested)(Canfield et al, 1984)で、30%以上という結果や、15-20%という結果があるが、おおむね 15-30%程度にいき値が存在する。

沈水植物の浄化効果には動物プランクトンが関与しているとも言われている。沈水植物が存在すると動物プランクトンの避難場として機能し、魚類の捕食圧が小さくなるために、動物プランクトン(特に *Daphnia* や *Bosmina*) による植物プランクトンへの捕食圧が高くなるのである。しかし、魚類の密度が 2 尾/m² を越えるとその効果は小さいとも言われている(Schriver et al, 1995)。アレロパシーの効果は、植物の密度が低いときにより大きいと考えられているがその他の要因と比較すると小さいといわれている(Søndergaard & Moss, 1998)。

これら沈水植物の機能は、実際の多くの湖沼を調べた結果や簡単な実験室で得られた結果から明らかになったものであるが、これまで、実物大スケールで、かつコントロールした状態で沈水植物の機能を検討した事例はほとんどない。特に我が国では沈水植物に関して分類学的研究、生理・生態学的研究についてはある程度存在するものの、その水質浄化機能に関してはほ

とんど研究されていない。そこで本研究では、実大規模の実験池を用い、植物をコントロールした状態で、沈水植物の水質浄化機能および生態系機能について検討し、沈水植物を復元することにより想定される水質変化、生態系の変化を明らかにすることを目的とする。

4. 1. 2 方法

(1) 実験地

実験は、自然共生研究センターにある 6 つの実験池のうち、法面が土羽の 4 つの実験池(池 1、池 2、池 3、池 4)を使用した(図-1)。法面がコンクリートの池は今回の実験では使用しなかった。池は楕円形で、長軸が 50 m、短軸が 30 m である。実験時の水深は 0.9 m で容積は 533 m³ である。この実験池の池底と法面は土羽である。自然の状態では、水中部はクロモ(*Hydrilla verticillata*)が優占しており、法部は、イグサおよび陸生植物が繁茂している。

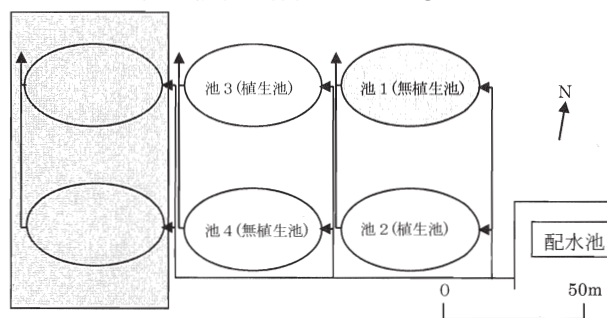


図-1 実験池の概要と配置

(2) 実験条件

実験は全体では 9 月 6 日から 10 月 11 日に行った。観測は 9 月 23 日から 10 月 11 日の 3 週間かけて実施した。4 つの実験池のうち、池 1 と池 4 を「無植生池」(刈取りを行った池)、池 2 と池 3 を「植生池」として比較実験を行った。無植生池では 9 月 6 日に池の水を排水し、9 月 9 日から 11 日にかけて、沈水植物や法面の植物など、すべての植物をバックホウおよび人力によってできるだけ除去した。同時に、池内の魚類、甲殻類、両生類などもできるだけ除去した。植生池では 9 月 10 日から 11 日にかけて排水し、植生はそのままにし、11 日午前に魚類、オタマジャクシ、アメリカザリガニを中心とする水生動物の除去をおこなった。水生動物の除去を行ったのは、これらの生物量が水質等に影響を及ぼすことを最小限にするためと、これらの生物を同等の条件にすることを困難と考えたからである。全ての実験池は 11 日に再度湛水し、一週間の馴致期間において、9 月 23 日から 10 月 11 日の 3 週間、観測調査を実施した。

実験池の水は木曽川の支川である新境川から途中、配水池を経由して供給されている。配水池の COD、全窒素(TN)、全リン(TP)は平均でそれぞれ、 4.4 mg L^{-1} 、 2.0 mg L^{-1} 、 0.14 mg L^{-1} である。実験池の取水口である配水池の出口には、2 mm メッシュのステンレスネットと 5 mm のプラスチックネットを設置し、魚類やその他のゴミなどの流入がないよう工夫した。実験池からの流出量は 49 ± 9.9 (±標準偏差) $\text{m}^3/\text{日}$ で、滞留時間(HRT)は、 11 ± 2.5 (±標準偏差) 日である。

(3) 水質・底質

表-1 に調査日程を示す。表-2 は調査項目一覧である。水質および動物プランクトンは、週 3 回 (月、水、金曜日) 調査し、合計 9 回調査した。底質および植物プランクトンは週 1 回 (金曜日) 調査し、合計 3 回調査した。水質、動物プランクトン、植物プランクトンのサンプリングは、栈橋から行い、実験池の中心において、水表面から池底 10cm 上までコアタイプの採水器を用いて採取した。水素イオン濃度(pH)と溶存酸素(DO)については表層と池底 10cm 上の 2 層で採取し、分析した。採水は、表層にはバケツを用い、底層には北原式採水器を使用した。底質のサンプリングについては中心部においてスミスマッキンタイヤー採泥器および改良型を用いて、1 池につき 3 回採取し、コンポジットして分析した。

(4) 底生生物・植生

底生生物は実験終了日 (10 月 11 日) に、池ごとに 4 地点 (池を 4 区分し、1 地点/1 区画) 採取地点を設定して採取した。各調査地点において底質調査同様 3 度サンプリングし、それをコンポジットした試料の底生生物を調査した。調査内容は種の同定、種ごとの個体数、分類群ごとの湿重量である。

植生の繁茂を表す指標としてここでは PVI (Percent Volume Infested) 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 (1984) 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-1 調査日程

	9月														10月																				
	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
排水 (池1、池4)																																			
刈取り (池1、池4)																																			
排水 (池2、池3)																																			
湛水																																			
馴致																																			
水質&動物プランクトン																																			
植物プランクトン&底質																																			
底生生物&植生																																			

表-2 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 (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 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、全リン (TP)、リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$)、クロロフィル a (chl.a)
底質	含水率 (%), COD, TN, TP
底生生物	
植生	PVI 調査

4. 1. 3 結果と考察

(1) 植生

PVI は無植生池の池 1、池 4 においてそれぞれ 3%、10%、植生池の池 2、池 3 においてそれぞれ 38%、84% であった。無植生池において、刈取り後 4 週間で植生の回復はある程度みられたものの、植生が豊富な「植生池」とは異なる、植生の貧弱な「無植生池」を作り出すことに成功した。本稿では、この 4 つの PVI を各池の PVI として分析を進める。

(2) 水質・底質

植生池では透明感のある水質を観測できた。一方、無植生区では濁度の高い水が観察された。図-2 は各池の水質の経時変化を示している。植生池は黒の凡例で、無植生池は白抜きの凡例で示してある。括弧内の数値は各池の PVI を表す。図-2 のなかでは、特に、濁度、COD、chl.a、全リンに関しては、植生池と無植生池に明らかな差が観察された。

水温については、表層においては平均 22°C で、差がなかったが、底層では池によって水温に差があった。水温は、池 4 (PVI10)、池 1 (PVI3)、池 2 (PVI38)、池 3 (PVI84) の順に減少し、PVI が高いほど底層の水温が低い様子が観察された。

溶存酸素 (DO) については、無植生池では表層と底層に差がなかったが、植生区では底層において表層よりも DO が低い状態が観察された。表層と底層の DO の平均値の差は PVI の増加にともなって増加していた (図-3)。植生の繁茂した植生池では、池の水が滞留することにより底層の DO が減少し、植生によって熱伝達が抑制され水温が上昇しなかったと考えられる。COD

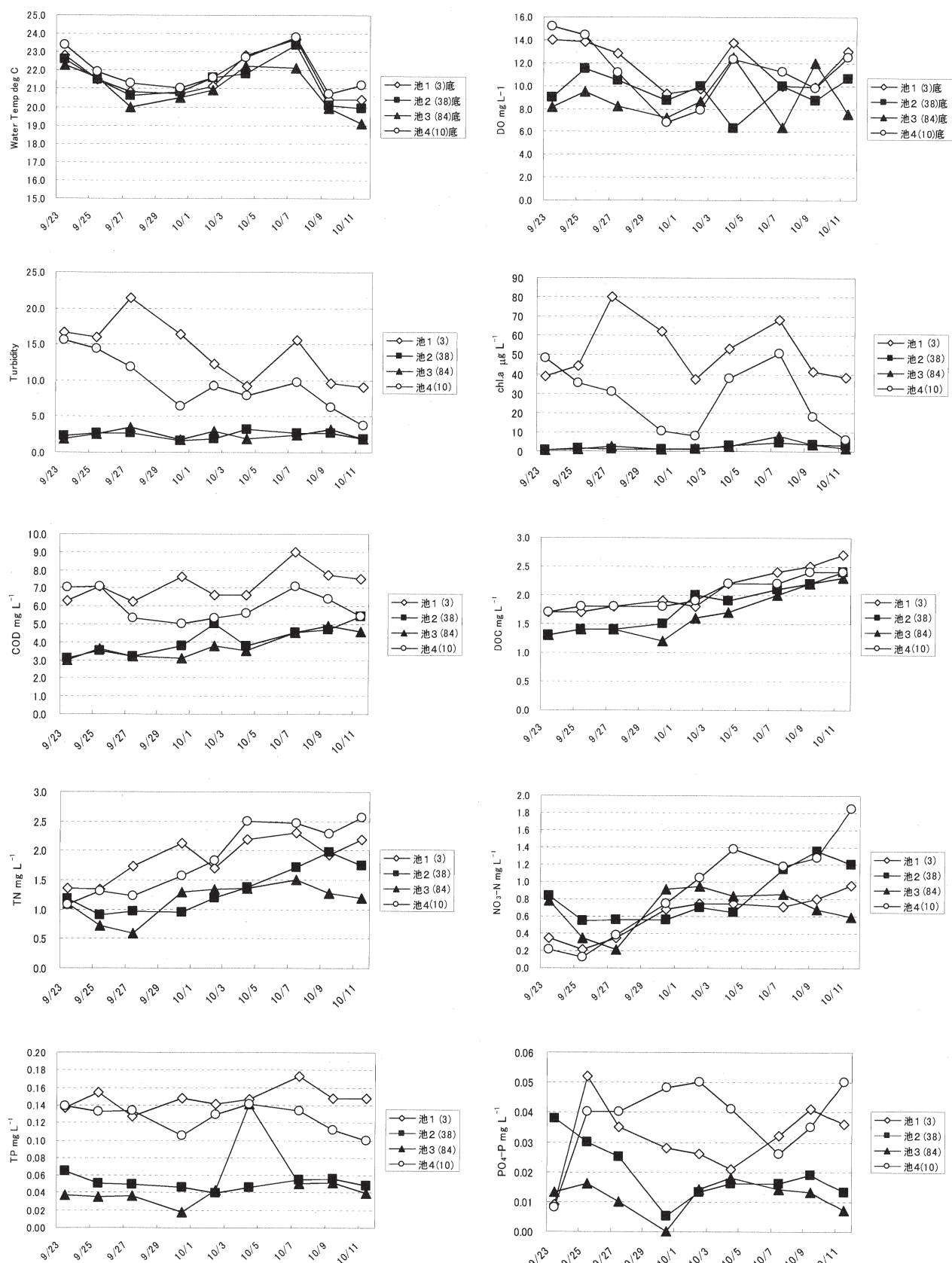
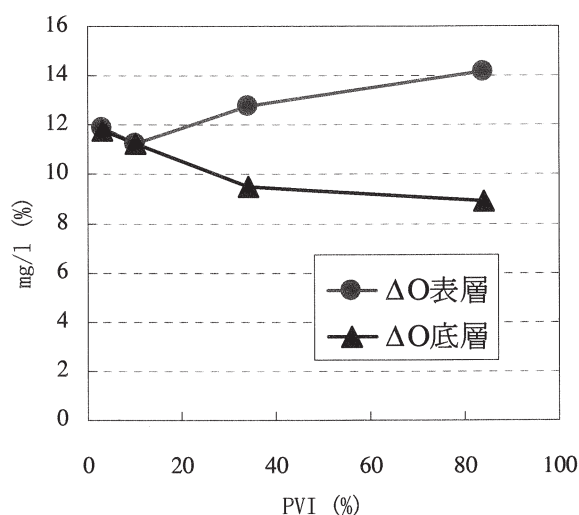


図-2 各水質項目の経時変化（黒の凡例は植生池を、白の凡例は無植生池を表す。括弧内の数値は池の PVI (%) を表す。また凡例に「底」とついたものは、底層の結果である。）



図－3 PVI と表層、底層の溶存酸素の関係

については無植生池で植生池よりも明らかに高い値が観察された。池 1 (PVI3) の COD は池 4 (PVI10) よりも有意に大きかった (two-factor ANOVA, Fisher's PLSD, $P < 0.01$)。その一方、池 2 (PVI38) の COD は池 3 (PVI84) と有意な差はなかった (Fisher's PLSD, $P = 0.33$)。同様の統計的結果は、濁度、クロロフィル a (chl. a)、TP についても観測された。これらの結果から、水質は PVI の増加にともなって改善されることが分かった。また、PVI が 38% 以上であるときは PVI の増加によって水質が変化しないことが分かった。したがって、実験池における「清浄水」と「濁水」のいき値は 10% から 38% の間にあると言える。これらの結果はこれまでの調査を裏付ける結果となった。

窒素、溶解性有機態炭素 (DOC)、リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) についても無植生池において植生池よりも有意に大きい値が観察されたが、池 1 (PVI3) と池 4 (PVI 10) に有意な差はなかった。硝酸態窒素については、4 つの池について有意な差がなかった。アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素については 4 つの池でほとんど観察されなかった。したがって、植生池と無植生池の TN の差は、懸濁性窒素と溶解性有機態窒素の差によるものと考えられる。

(3) 動・植物プランクトン

無植生池における植物プランクトンの個体数は、植生池における個体数よりも豊富であった (図－4)。無植生池では緑藻類が優占しており、植生池においては珪藻類が主に優占していた。植物プランクトンの個体数は実験が進むにつれて減少した。池 1 (PVI3) における植物プランクトンの個体数は池 4 (PVI10) の個体数よりも少なく、水質の結果で見たクロロフィル a の傾

向と同様であった。

植物プランクトンと同様に、無植生池における動物プランクトンの個体数は豊富で、植生池における動物プランクトンの個体数は少なかった (図－5)。無植生池の池 1 (PVI3) においては安定してワムシ類が優占 (個体数で平均 89%) していたが、池 4 (PVI10) においてはワムシ類が優占しているもののその比率が低く (平均で 65%)、カイアシ類、枝角類が比較的多くなる。無植生池の池 1 (PVI3) において動物プランクトンの個体数の変動は、藻類の現存量を表すクロロフィル a の変動と同様の変動を示した。池 1 における動物プランクトンの個体数とクロロフィル a の相関係数は $r = 0.89$ ($P < 0.01$) と高い相関を示した。池 4 においても動物プランクトンの個体数の変動とクロロフィル a の変動には関連が見られたが、池 1 のような相関は示さなかった。その理由として、池 1 においては、実験期間を通じて、ワムシ類が優占したため個体数と現存量に密接な関係があるのに対し、池 4 においては、ワムシ類とワムシ類より個体の大きいカイアシ類や枝角類の比率が変化したために、単純にクロロフィル a と個体数を比較できないためであると考えられる。

(4) 底生生物

底生生物の調査結果を表－3 に示す。植生区と無植生区を比較すると、エラミミズ (paired t test, $P < 0.05$)、ユリミミズ属 (paired t test, $p < 0.05$)、カユスリカ属 (Mann-Whitney's U test, $P < 0.05$) の 1m^2 当りの個体数については、無植生区の方が多い結果となった。個体数については、クロイトンゴ属のみが、植生区のほうが多い結果となった (Welch t test, $P < 0.05$)。種類数 (t test, $P < 0.01$)、個体数 (t test, $P < 0.01$) では無植生区の方が多い結果となった。分類群別湿重量でみると、ミミズ綱 (t test, $P < 0.01$) とハエ目 (t test, $P < 0.01$) において無植生区が植生区よりも有意に大きい結果となった。無植生区において、エラミミズ、ユリミミズ属、カユスリカ属が多いのは、植物プランクトンによる一次生産が大きく池底への餌の供給量が多いことによると推測される。植生区においては、クロイトンゴ属が多いのはクロイトンゴが生息場として、植生のある池を好むことによると推測される。池 4 においては、ミミズ類もトンボ類も多い傾向があった。これは、池 4 において植物プランクトンが増殖し、一次生産が十分であったことに加え、植物の現存量の指標である PVI も 10% あり、トンボ類の生息場として、植生が十分な量であったことが原因と考えられる。

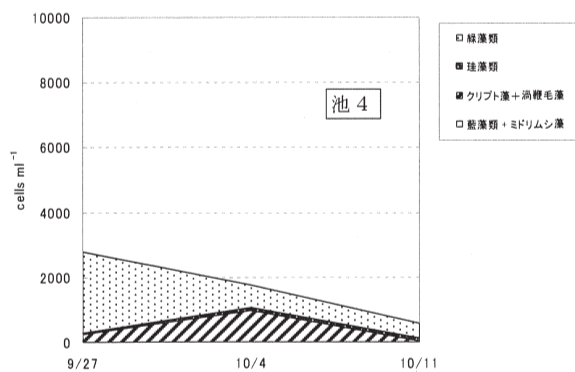
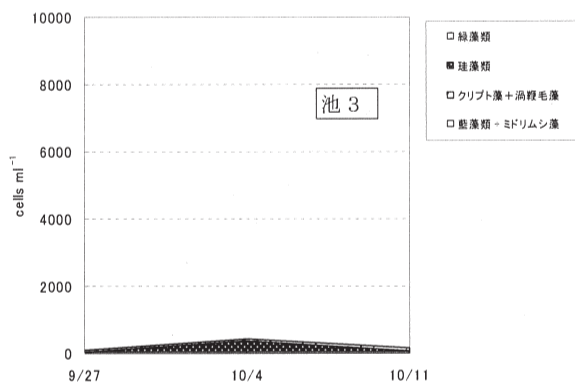
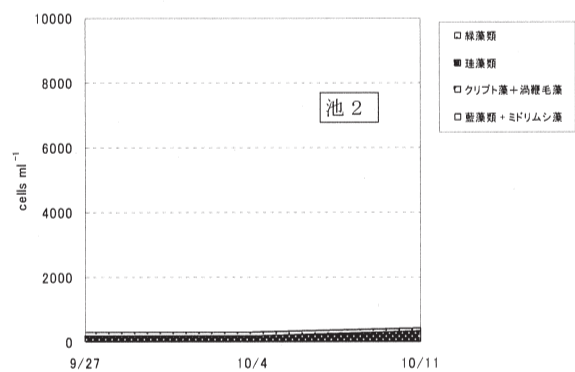
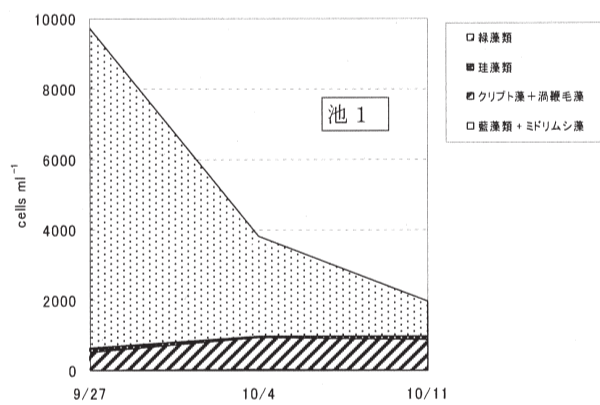


図-4 植物プランクトンの細胞数と種構成の変化

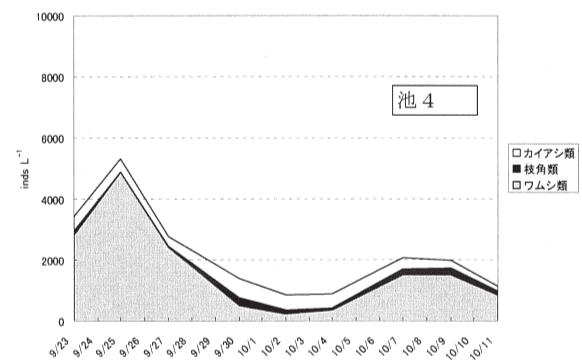
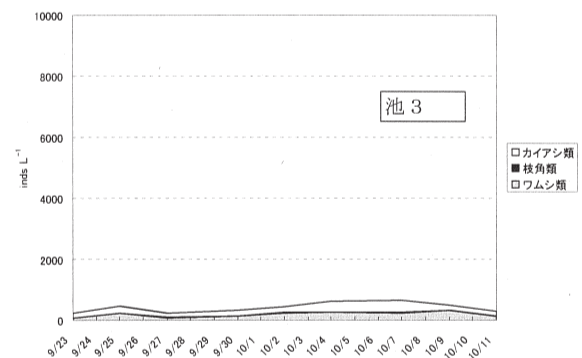
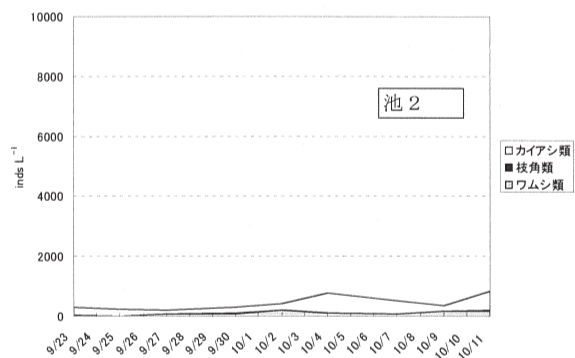
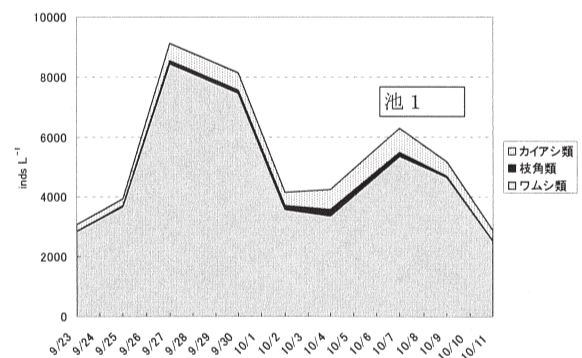


図-5 動物プランクトンの個体数と種構成の変化

表－3 底生動物調査結果

調査年月日：2002年10月11日 採集方法：エバネ・マシ型採泥器 単位：個体/㎡																						
No.	門	綱	目	科	学名	和名	池 1				池 2				池 3				池 4			
							1-1	1-2	1-3	1-4	2-1	2-2	2-3	2-4	3-1	3-2	3-3	3-4	4-1	4-2	4-3	4-4
1	海綿動物	普通スポンジ目	スポンジ目	スポンジ科	<i>Radiospongilla cerebellata</i>	アソコウマシ																
2	軟体動物	マシ目	マシ目	マシ科	<i>Laevapex nipponica</i>	マシ	41															
3					<i>Physa acuta</i>	マシ							5									
4	環形動物	マシ目	マシ目	マシ科	<i>Corbicula sp.</i>	マシ																
5					<i>Branchiodrilus hortensis</i>	マシ	52															
6					<i>Branchiura sowerbyi</i>	マシ	376	175	180	649	196	170	361	144	41	67	26	67	232	175	582	536
7					<i>Limnodrilus sp.</i>	マシ	62	57	175	309	5	108	46	15	62	5	21	15	108	41	93	165
8					Tubificidae gen. sp.	マシ	149	149	36	438	134	149	134	31	149	387	108	201	196	165	165	88
9					Erebodellidae gen. sp.	マシ	10	5	5	5												
10	節足動物	マシ目	マシ目	マシ科	マシ	マシ																
11					ACARINA fam. gen. sp.	マシ	5									5						
12					<i>Cloeon sp.</i>	マシ					62	15	144	36	103	31		52	26	15	21	
13					<i>Ischnura sp.</i>	マシ	10					15		21		72		15	15			
14					Coenagrionidae gen. sp.	マシ										21			36	62		
15					Aeschnidae gen. sp.	マシ																
16					<i>Epithemia elegans</i>	マシ																
17					<i>Crocothemis servilla</i>	マシ																
18					<i>Deilephila phaon</i>	マシ																
19					<i>Orthetrum albistylum speciosum</i>	マシ																
20					<i>Pantala flavescens</i>	マシ	10	10	10	15	5	10			5	36	5		31	26	62	15
21					Libellulidae gen. sp.	マシ																
22					<i>Procladius sp.</i>	マシ	52	77	46	82	15	46		5								
23					<i>Tanypterus sp.</i>	マシ																
24					Tanyptodinae gen. sp.	マシ	5															
25					<i>Cricotopus sp.</i>	マシ																
26					Orthocladinae gen. sp.	マシ	5															
27					<i>Chironomus sp.</i>	マシ																
28					<i>Cladopelma sp.</i>	マシ	21	26	10		46											
29					<i>Cryptochironomus sp.</i>	マシ																
30					<i>Dicrotendipes sp.</i>	マシ																
31					<i>Glyptotendipes sp.</i>	マシ	21	5		5	46											
32					<i>Parachironomus sp.</i>	マシ																
33					<i>Polypedilum sp.</i>	マシ	31	26	21	5	5	5		10								
34					<i>Tanytarsus sp.</i>	マシ																
35					Chironominae gen. sp.	マシ	10	10	5	10	52											
36	触手動物	マシ目	マシ目	マシ科	<i>Lophopodella carteri</i>	マシ																
種数合計							16	16	12	12	11	13	8	10	9	13	8	7	19	21	17	9
個体数合計							850	632	565	1538	658	533	710	287	411	768	190	350	823	605	993	1061
普通スポンジ綱																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目																						
マシ目												</										

4. 1. 4 まとめ

4つの実験池を用いて、沈水植物が池の水質および生態系にどのような影響を与えるか検討した。2つの実験池（池1、池4）については実験前に刈取りを実施し、無植生池とした。また残りの実験池（池2、池3）については、自然の状態で沈水植物が繁茂しているので特に操作を加えず植生池とした。植生の現存量の指標としては、体積占有百分率PVI (Percent Volume Infested)を用いた。3週間の比較実験により以下のようなことが分かった。

- ① 4つの実験池（池1、池2、池3、池4）の実験後のPVIはそれぞれ、3%、38%、84%、10%であった。
- ② 多くの水質指標に関して植生区においては、無植生区と比較して、良好な水質を得られた。無植生区においては、PVI=3%の池1よりもPVI=10%の池4の方が、水質が良好であるという結果が得られたが、植生区のPVI=38%の池2とPVI=84%の池3においてはほとんど水質に差がなかった。したがって、沈水植物の増加にしたがって水質が改善されるもののPVIで38%を超えるものについては、その後の変化は小さいと推測される。
- ③ 植物プランクトンは、無植生区では緑藻類が優占し、植生区では珪藻が優占した。動物プランクトンについては全体的にワムシ類が優占したが、無植生区ではワムシ類がほとんどを占めたのに対し、植生区では、カイアシ類と枝角類の比率が比較的高かった。また、動物プランクトンの変動は、植物プランクトンの変動傾向と一致し、植物プランクトンの変動にしたがって、動物プランクトンが増減している様子が観察された。
- ④ 底生生物の現存量は、ミミズ類、ユスリカ類に関して、無植生区で植生区より多かった。クロイトトンボ類に関しては植生区において、無植生区よりも多く観察された。

4. 2. 沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について

4. 2. 1 目的

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に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。

4. 2. 2 方法

(1) 実験池について

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

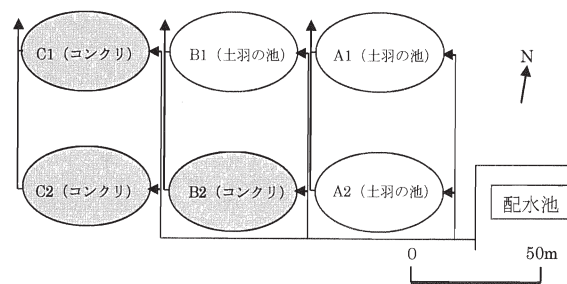
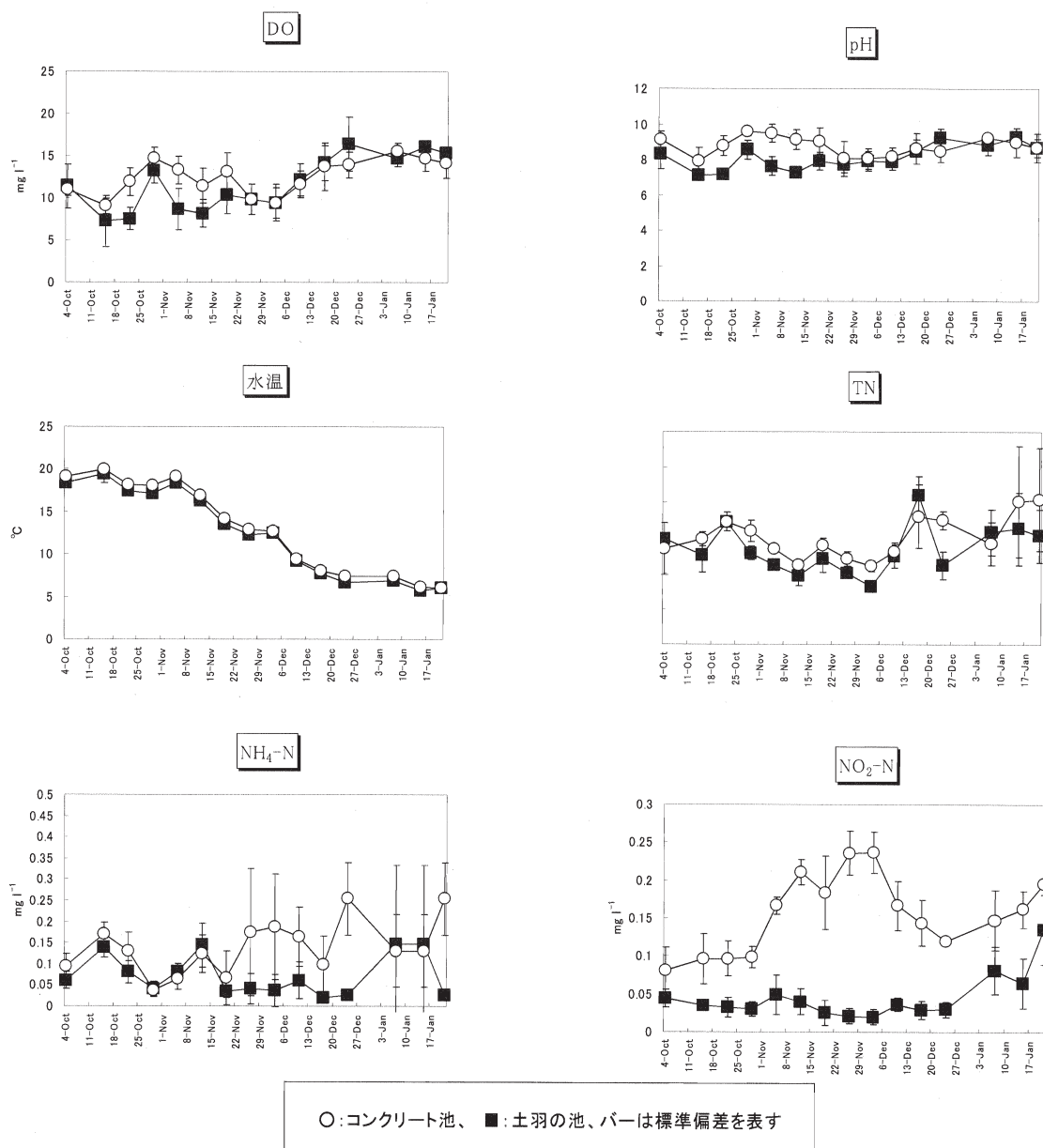


図-6 実験池の概要と配置



図ー7 実験池の主な水質調査結果、コンクリート池と土羽の池の平均値の時系列

(2) 実験条件

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

$\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ の流量とし、観測まで17日間の馴致期間をおいた。

実験池の水は木曽川の支川である新境川から途中、配水池を経由して供給されている。配水池のCOD、全窒素(TN)、全リン(TP)は平均でそれぞれ、 5.8 mg l^{-1} 、 4.2 mg l^{-1} 、 0.19 mg l^{-1} である。実験池の取水口である配水池の出口には、2mmメッシュのステンレスネットと5mmのプラスチックネットを設置し、魚類やその他のゴミなどの流入がないよう工夫した。実験池からの流出量は 49 ± 7.0 (±標準偏差) $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ で、滞留時間(HRT)は、 14 ± 2.5 (±標準偏差) 日である。土羽池とコンクリ池の流量、滞留時間は、配水池の水位に

よって変わるので、実験期間中多少の変動はあるものの、両者間に統計的に有意な差はなく、両者の流量、滞留時間は同じとみなせる。

(3) 調査項目

調査項目を表－4に示す。水質および動物・植物プランクトンは、全ての池において週1回の頻度で2003年10月8日から1月21日まで合計15回調査した。水質の調査項目は、水素イオン濃度(pH)、導電率(EC)、濁度、浮遊物質(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(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)、全リン(TP)、リン酸態リン(PO₄-P)、クロロフィルa(chl.a)である。底質について、土羽の池のみで3週間に1回の頻度で実施し、合計5回実施した。底質の調査項目は含水率(%）、強熱減量、COD、TN、TPである。これらの項目に加えて現地観測項目として、天候、気温、水温、水深、透視度(100cm計)、水色、風向・風速を観測した。

水質調査、植物プランクトンのサンプリングは、実験池に設置されている棧橋から行い、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。

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(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)

表－4 調査項目一覧

4. 2. 3 結果と考察

(1) 水質

図－7は、主な水質項目の変動を時系列で表したものである。実線は土羽池、コンクリ池の平均値を、バーは土羽池、コンクリ池ごとの3つの池の標準偏差を表す。

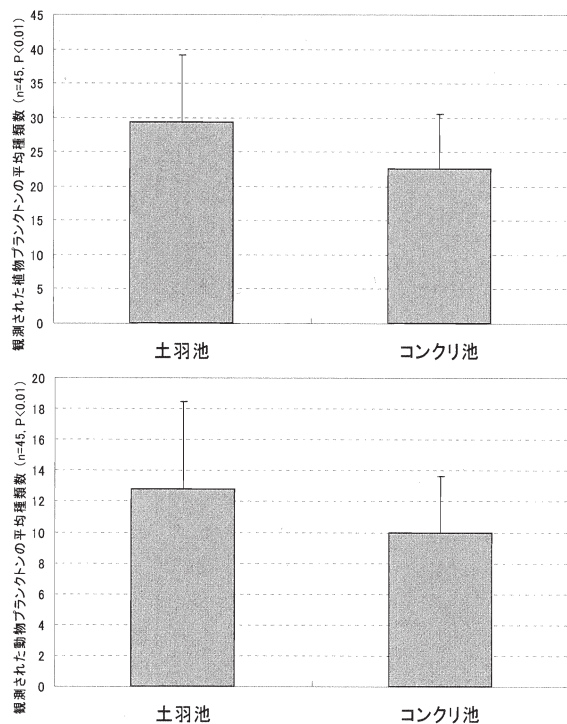
水温は、5.6℃から20.6℃の間で変動し、土羽池の水温の方がコンクリ池よりも極めて有意に低かった(P<0.01、繰り返しのある二元配置分散分析(以下、解析方法は同様))。平均値にして、0.53℃の差があっ

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

全窒素(TN)に関しては、土羽池(平均2.7mg l⁻¹)の方が、コンクリ池(平均3.0mg l⁻¹)よりも極めて有意に低かった(P<0.01)。アンモニアNH₄-N(P<0.01)、亜硝酸NO₂-N(P<0.01)に関しても同様に土羽池においてコンクリ池よりも極めて有意に低かった。硝酸NO₃-Nに関しては土羽池とコンクリ池の間に有意差はなかった。全窒素が土羽池において低かったのは、生物による同化作用や土羽における脱窒作用などが影響したものと推測される。このことは、流域がコンクリート化することにより、流域の窒素浄化作用が低下することを示唆している。コンクリ池のアンモニアの変動に関しては上記のpHとの関連で、pHの低下に従って、アンモニアの上昇が観測された。全リン(TP)に関しては有意な差はなかったが、リン酸態リンについては土羽池の方が有意に低かった(P=0.025)。導電率(EC)に関しては、土羽池の方が、コンクリ池よりも有意に低かった(P=0.038<0.05)。これは、無機態窒素の影響などが考えられる。クロロフィルaに関しては、全般的に土羽池の方が高いが、変動が大きいので統計的に(境界地値だが)有意な差はなかった(P=0.05)。濁度、CODについては、統計的に有意な差はなかった。

(2) 動物・植物プランクトン

植物プランクトンの種類数は、土羽池の方がコンクリ池よりも豊富であった(P<0.01)(図－8)。植物プランクトンは1回の調査で、土羽池では29.4種(1池あたり)確認されたのに対し、コンクリート池では22.5種であった。池水1ml当りの植物プランクトンの細胞数は平均値では、土羽池が大きいものの、変動が大きくコンクリ池と比較すると有意差はなかった。これはクロロフィルaと同様の傾向である。



図－8 土羽池とコンクリ池では土羽池の方が植物プランクトン、動物プランクトンともに種類が豊富

動物プランクトンの種類数は、1回の調査で土羽池が平均 12.8 種（1 池あたり）であるのに対し、コンクリート池は 9.98 種であった。土羽池の方がコンクリ池よりも極めて有意に動物プランクトンの種類が豊富であった（ $P < 0.01$ ）（図－8）。1 リットル当りの個体数は、土羽池、コンクリ池ともにあまり差はなく、有意差はなかった。

4. 2. 4 まとめ

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

- ① 土羽の池はコンクリートの池に比べて水温、水素イオン濃度（pH）、溶存酸素（DO）が低かった。
- ② 土羽の池では全窒素の濃度がコンクリートの池よりも小さく、アンモニア、亜硝酸なども同様の結果であった。土羽の池がコンクリート池よりも窒素に対する浄化作用が大きいことが分かった。
- ③ 植物プランクトン、動物プランクトンともに土羽の池で種多様性が高かった。しかし、個体数については差がなかった。

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

4. 3 沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響についてその 2

4. 3. 1 目的

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に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。

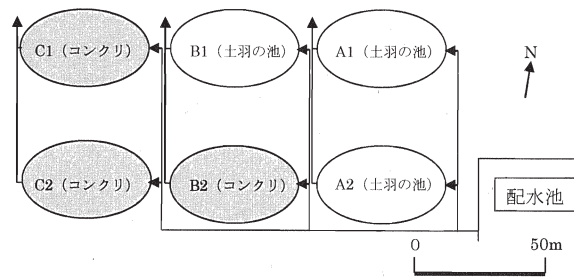
そこで、本研究では、自然共生研究センターにある大規模な 6 つの実験池を使用して、自然状態に近い（土羽で植生を有する）沿岸帯と人工的な（コンクリート被覆した）沿岸帯を有する池の生物相および水質を比較し、沿岸帯開発の影響を明らかにすることを目的とした。生物としては動・植物プランクトンを対象に調査した。

4. 3. 2 方法

(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－9）。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 0.99 ± 0.017 m（ $\pm$ 標準偏差）で容積は 497 m^3 （測量時平均）であった。



図－9 実験池の概要と配置

(2) 実験条件

観測は、2004年8月4日から2004年11月10日の4ヶ月弱の期間実施した。観測に先立ち実験準備として、以下のことを実施した。2004年7月26日に全池排水し、排水後、魚類等の水生動物を除去した。水生動物の除去を行ったのは、これらの生物量が水質等に影響することを最小限にするためと、これらの生物を同等の条件にすることが困難と判断したからである。7月29日に湛水を開始し、約一日で湛水を完了した。その後、5日間、給水時の流量を維持し、ゴミや植物デトリタスを除去した。7月30日からは実験時に近い約 0.5 L/s の流量とし、観測まで5日間の馴致期間をおいた。

実験池の水は木曽川の支川である新境川から途中、配水池を経由して供給されている。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、 3.7 mg l^{-1} 、 2.12 mg l^{-1} 、 0.097 mg l^{-1} である。実験池の取水口である配水池の出口には、2mmメッシュのステンレスネットと5mm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 42 ± 9.1 ($\pm$ 標準偏差) $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ で、滞留時間(HRT)は、 12.4 ± 3.0 ($\pm$ 標準偏差)日であった。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。

(3) 調査項目

調査項目を表－5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2004

表－5 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 (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 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、全リン (TP)、リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$)、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)

年8月4日から2004年11月10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 (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 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、全リン (TP)、リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$)、クロロフィル a (chl. a)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栈橋から行い、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) 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 (1984) 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。

4. 3. 3 結果と考察

(1) 水質

水温の経時変化を図-10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。秋季になると配水地の実験池の水温差は少ない。平均値ではコンクリ池に比して、1℃弱土羽池が低い。これは、土羽池の方が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の経時変化を図-11に示す。コンクリ池(平均 pH=9.3)において明らかに土羽池(平均 pH=7.4)よりも高い pH が観察された。これは、土羽池では土羽が pH に対して緩衝作用を有するのに対し、コンクリ池においては、その作用が小さいために起こったと考えられる。

COD(図-12)、濁度、SS、栄養塩などに関しては、平均的に土羽池が高く、コンクリ池で低くなった。ただし、これには季節差があり、実験当初はコンクリ池でプランクトンが増殖し、COD が高い状態となっていた。しかしながら、時間の経過とともに土羽池においてもプランクトンが増殖し、一方コンクリ池においてはプランクトンが減少し、透視度が高くなった。土羽池がコンクリ池よりも水質が悪化した原因として、時間経過とともに池底にシルト・粘土分が堆積し、その堆積した泥土からの溶出、巻き上がりが増えたこと、池底の質が低下したことにより沈水植物の生育環境が悪化し、沈水植物があまり繁茂しなかったこと、また管路に堆積した泥土が、配水池から実験池までの管路長の短い土羽池により多く流入したことなどが考えられる。また、コンクリ池において比較的水質が良好であった要因として、糸状藻類が池底に繁茂し、これらが栄養塩を吸収したこと、あるいは濁質をトラップしたことなどが考えられる。

4. 3. 4 動・植物プランクトン、植生および糸状藻類

動物プランクトンとしては、ワムシ類のツボワムシ、カイアシ類のケンミジンコ、ヒゲナガケンミジンコなどが多く観察された。植物プランクトンとしては、緑藻のイカダモ、ディクティオスフェリウム属などが多く観察された。また、土羽池とコンクリ池を比較すると、土羽池で種類数が多く観察された。前述の図-13に示したように土羽池で全般的にクロロフィル a が高いので、土羽池において種類数が多いことは一般的な傾向と考えられる。しかしながら、コンクリ池の方が、クロロフィル a が高かった調査開始時においても、土羽池が多かったという結果は、やはり植生などを多く有する土羽池の空間的多様性が、種類数の増加に寄

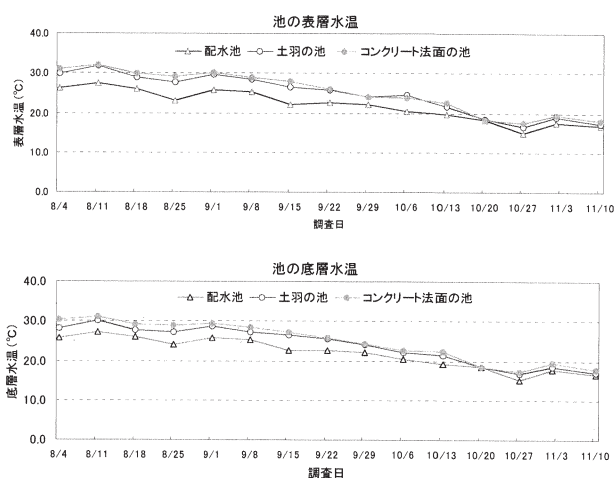


図-10 実験池の水温の変化 表層(上)、底層(下)

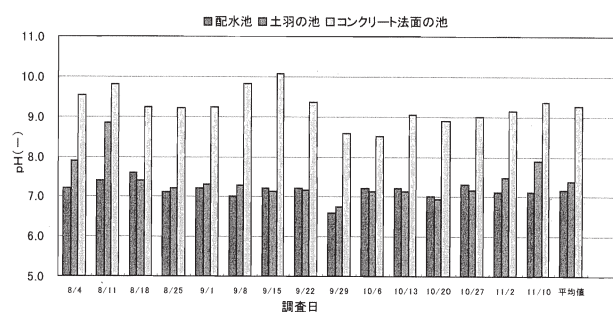


図-11 実験池の pH の変化

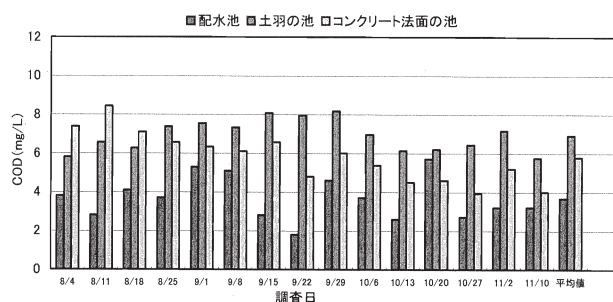


図-12 土羽池とコンクリ池の COD の経時変化

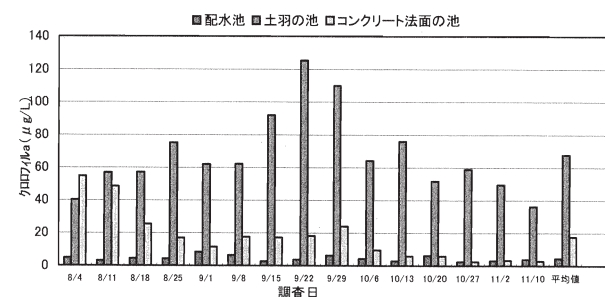


図-13 土羽池とコンクリ池のクロロフィル a の経時変化

与していると考えられる。

植生については、土羽池については沈水植物などのPVIを調査し、コンクリ池については、糸状藻類の被服率などについて求めた。結果を図-15、図-16に示す。平成16年度の調査においては、土羽池において、濁りが卓越した状態(turbid water state)になったために、沈水植物が繁茂せず、PVIも平成14年度の調査などと比較するとかなり低い状態となっている。この要因として、土羽池の池底の状態が軟泥化し、沈水植物の生息にとって必ずしも望ましい状態ではなかったことが考えられる。

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ないことや図-16に示す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。その他に、実験が長期化してきたことにより、管路内での底泥の堆積が進行し、管路長の短い土羽池の方が、コンクリ池よりもその影響により、濁度の高い水を入らせてしまった可能性がある。

の底泥の堆積が進行し、管路長の短い土羽池の方が、コンクリ池よりもその影響により、濁度の高い水を入らせてしまった可能性がある。

4. 3. 5 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に、土羽池3つとコンクリ池3つを比較した。その結果以下のようなことがわかった。

- ① コンクリ池においては土の緩衝作用がないために、pHが土羽池に比べて高くなった。
- ② 水質としては、コンクリ池が土羽池に比べて良好であった。その原因として、土羽池においては、すでに池底に栄養塩を多く含む土砂が堆積し、そこからの栄養塩の回帰があったこと、池の状態が濁水モード(turbid water state)となり、沈水食物が繁茂せず、植生の浄化機能が作用しなかったこと、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が池底に繁茂し栄養塩を吸収し、植物プランクトンが増殖しなかったこと、管路に堆積した土砂の影響を土羽池の方がより被り易い状況にあったこと、などが原因として考えられる。
- ③ 植物プランクトンなどの種類数は土羽池において高く、土羽池における植物などによる空間的多様性が生物の多様性に寄与していると考えられた。

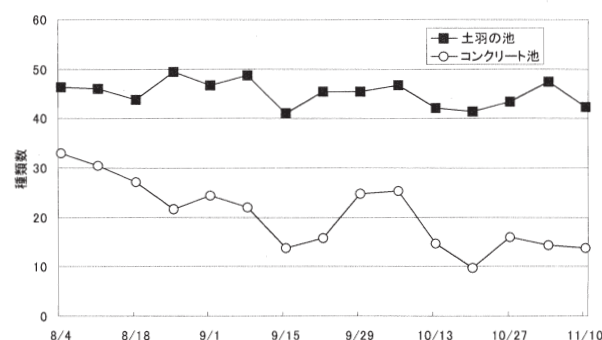


図-14 植物プランクトンの種類数の経時変化

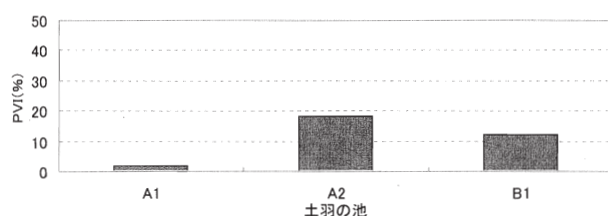


図-15 土羽池におけるPVI (%)

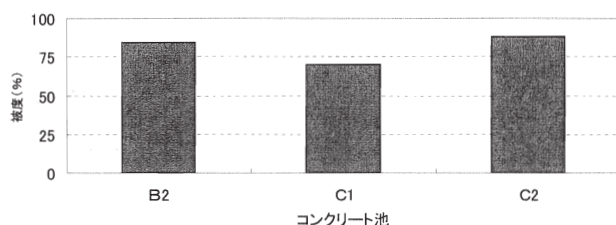


図-16 コンクリ池における糸状藻類の被度 (%) (面積占有率)

参考文献

- 1) Marten Scheffe: "Ecology of Shallow Lakes", Chapman & Hall, 1998
- 2) Martin Sondergaard and Brian Moss: "Impact of submerged Macrophytes on Phytoplankton in Shallow Freshwater Lakes", The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes, Ecological Studies, Springer, 131, 1998
- 3) D.E.J. Canfield et al.: "Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes importance of aquatic macrophytes", Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41, pp.497-501, 1984
- 4) P. Schriver, J. Bøgestrand, E. Jeppensen, M. Søndergaard: "Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions" large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake, Freshwater Biology, 33, pp.255-270, 1995
- 5) 西廣淳、中村圭吾:「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、2003
- 6) 鈴木興道：「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、1992
- 7) 岡田美穂、片倉徳男、金子文夫：「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、1998
- 8) 安陪和雄、鈴木茂正、水野徹：「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、
2002

5. 河原植物の保全手法に関する研究

5. 1 外来種に除去効果

5. 1. 1 目的

大河川の扇状地などにしばしば発達する砂礫質の河原は、カワラノギク、カワラヨモギ、カワラナデシコなど河原以外ではほとんど生育しない植物から構成される特有の生態系が発達する場所である。しかし近年これらの植物は次第に衰退しており、絶滅危惧種としてレッドデータブックに掲載される種も増加している。その主要原因としては、河川地形や河原の構成材料の変化とともに、外来種の侵入の影響が挙げられる¹⁾²⁾³⁾。そのため、河原固有の植物を保全し、河原本来の景観を取り戻すためには、外来種の侵入を食い止めるとともに、すでに河原に侵入してしまった外来種を駆除する必要があることが指摘されている⁴⁾。河原の外来種を駆除する取り組みは、すでに多摩川や鬼怒川で開始あるいは計画されているが、このような事業を広く展開する上では、外来種を駆除することによる効果を予測し、駆除管理の必要性を裏付ける必要がある。

本研究では、河原を生育場所とする在来種の種子をあらかじめ播種した場所で、外来種の駆除を行う場所と行わない場所を設け、成立する植生を比較し、外来種駆除の効果を評価した。

5. 1. 2 方法

(1) 実験場所

自然共生研究センター内の「河原植物保全研究ゾーン」で実施した。河原植物保全研究ゾーンは周囲よりも約1m低い窪地にある。実験前年にあたる1999年の冬に重機によって整地された。調査期間中には、2000年の東海地方における集中豪雨の際に短時間の冠水が一度だけ生じた以外には、実験操作以外の攪乱は生じなかった。

(2) 播種

2000年3月15日に、カワラサイコ、カワラヨモギ、カワラナデシコ、カワラマツバ、カワラハハコ（以下これらを総称して「河原植物」という）の種子を播種した。これらの種子は1999年に自然共生研究センター付近の木曽川の河原で採取した（カワラマツバとカワラ

ナデシコのみ1998年に採取）。各コドラートあたりの播種量は、カワラヨモギは0.3g（約6000粒）、カワラサイコは2.9g（約5000粒）、カワラマツバは3g（約6000粒）、カワラハハコは0.3g（約8000粒）、カワラナデシコは0.2g（約300粒）とした。これらの量は各種の4m²の群落における種子生産量を想定して決めた。

(3) 外来植物の除去

20個のコドラートのうち10個では月に一度コドラート内の帰化植物をすべて抜き取る処理を行った。この除草処理は2000年には4月から8月まで月に一度、2001年には6月6日、7月8日、9月14日に行った。これらのコドラートを「除去区」と呼ぶ。残りの10個では除草を行わず、「対照区」とした。

(4) 植生の調査

コドラート内の植物種の組成を大まかに把握するために、「格子点法」による植生調査を2000年11月10日、2001年6月7日、10月14日に行った。この調査では、全てのコドラート内に20cm間隔の格子を設け、その格子の交点（コドラートあたり100点）と重なる位置にあたる植物種をすべて記録し、記録された頻度を植物種毎に集計した。

5. 1. 3 結果

(1) 除去した帰化植物

コドラート内で発生し、除去区で抜いた外来植物は21種となった（表-1）。これらのうち、春から初夏（4～6月）にはオオキンケイギクとメマツヨイグサが多く、夏（7～8月）にはオオフタバムグラが多かった。

(2) 植生

格子点法による調査の結果、2000年秋には外来植物であるオオフタバムグラが最も優占する植生となった（表-2）。一方、除草区ではメヒシバとともにカワラヨモギの出現頻度が高かった。2001年秋には草本植生に明瞭な二層構造が成立したためこれらを区別して調査した。H1層（上層：高さ1m程度）では対照区、除去区ともに主にカワラヨモギによって占められていたが、カワラヨモギの出現頻度は除草区のほうが高かった（表-3）。対照区におけるH2層（下層：高さ20cm程度）ではオオフタバムグラとオオキンケイギクが優占して

表－１ 調査区で発生し除草した外来種

和名	学名	科名
アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i>	キク科
オオアレチノギク	<i>Erigeron sumatrensis</i>	キク科
オオオナモミ	<i>Xanthium occidentale</i>	キク科
オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i>	キク科
セイトカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i>	キク科
チヂコグサモドキ	<i>Gnaphalium pensylvanicum</i>	キク科
ヒメジョオン	<i>Stenactis annuus</i>	キク科
ヒメムカシヨモギ	<i>Erigeron canadensis</i>	キク科
ブタクサ	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatio</i> r	キク科
キキョウソウ	<i>Specularia perfoliata</i>	キキョウ科
オオフタバムグラ	<i>Diodia teres</i>	アカネ科
ツボミオオバコ	<i>Plantago virginica</i>	オオバコ科
マツバウンラン	<i>Linaria canadensis</i>	ゴマノハグサ科
コマツノイグサ	<i>Oenothera lacinata</i>	アカバナ科
ヒレタゴボウ	<i>Ludwigia decurrens</i>	アカバナ科
メマツヨイグサ	<i>Oenothera biennis</i>	アカバナ科
ムシトリナデシコ	<i>Silene armeria</i>	ナデシコ科
メリケンガヤツリ	<i>Cyperus eragrostis</i>	カヤツリグサ科
シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	イネ科
スズメノチャヒキ	<i>Bromus japonicus</i>	イネ科
ネズミムギ	<i>Lolium multiflorum</i>	イネ科

表－２ ２０００年１０月における植物の出現頻度。

(格子点法による出現頻度のコードラートあたりの平均と標準偏差を示す。除去区・対照区のそれぞれについて平均出現頻度が大きい順に並べた。外来種に網掛けをした。)

処理	種名	学名	出現頻度	
			平均	標準偏差
除去	メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	38.8	25.1
	カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	19.2	11.4
	ハタガヤ	<i>Bulbostylis barbata</i>	10.8	7.3
	エノコログサ	<i>Setaria viridis</i>	7.0	5.7
	チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i>	7.0	0.0
	シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	3.8	3.0
	ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	2.7	1.7
	ヨモギ	<i>Artemisia princeps</i>	2.5	0.5
	カヤツリグサ	<i>Cyperus microiria</i>	2.2	1.2
	シバ	<i>Zoysia japonica</i>	2.0	0.0
	オオワホコリ	<i>Eragrostis pilosa</i>	1.7	0.5
	カワラマツバ	<i>Galium verum</i> var. <i>asiatica</i> f. <i>nikkoense</i>	1.2	0.4
	カワラサイコ	<i>Potentilla chinensis</i>	1.0	0.0
	チャガヤツリ	<i>Cyperus amuricus</i>	1.0	0.0
	メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	1.0	0.0
対照	オオフタバムグラ	<i>Diodia teres</i>	55.0	17.0
	メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	21.0	14.3
	オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i>	10.4	10.6
	カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	8.3	10.5
	シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	6.3	3.3
	ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i>	4.0	0.0
	エノコログサ	<i>Setaria viridis</i>	3.8	3.2
	ハタガヤ	<i>Bulbostylis barbata</i>	2.3	0.5
	カヤツリグサ	<i>Cyperus microiria</i>	1.5	0.5
	メマツヨイグサ	<i>Oenothera biennis</i>	1.3	0.5
	シバ	<i>Zoysia japonica</i>	1.0	0.0
	ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	1.0	0.0
	メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	1.0	0.0

いた(表－３)。それに対して、除去区のH2層ではシバやカワラマツバが多かったものの、全体に植物が少なかった(表－３)。

５．１．４ 考察

自然共生研究センター内やその周辺には、多くの外来種が生育しており、大きな種子供給源となっていると考えられる(５．３節参照)。本研究の結果、このような状況下では在来種の種子を播種によって補ったとしても、特別な管理を行わない限り外来種が優占する植生となることが示された。外来種の蔓延は全国の河川で生じており⁵⁾、同様の事態は実際の河川でも生じると考えられる。この結果は、砂礫質河原の自然植生を維持するためには、外来植物を除去する管理が必要であることを示唆している。

侵入してしまった外来植物の除去方法としては、抜

表－３ ２００１年１０月における植物の出現頻度。

格子点法による出現頻度のコードラートあたりの平均と標準偏差を示す。除去区・対照区のそれぞれについて平均出現頻度が大きい順に並べた。外来種に網掛けをした。

群落高	処理	種名	学名	出現頻度	
				平均	標準偏差
H1	除去	カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	58.1	26.8
		メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	5.5	11.8
		カワラマツバ	<i>Galium verum</i> var. <i>asiatica</i> f. <i>nikkoense</i>	2.3	4.2
		チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i>	1.6	3.4
		ヨモギ	<i>Artemisia princeps</i>	0.7	1.3
		トダシバ	<i>Arundinella hirta</i>	0.2	0.4
		カワラナデシコ	<i>Dianthus superbus</i> var. <i>longicalycinus</i>	0.1	0.3
		シバ	<i>Zoysia japonica</i>	0.1	0.3
	対照	カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	43.4	31.7
		メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	4.9	7.8
		シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	4.1	5.3
		オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i>	1.4	2.6
		チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i>	1.4	4.4
		カワラマツバ	<i>Galium verum</i> var. <i>asiatica</i> f. <i>nikkoense</i>	0.3	0.7
		キダチコンギク	<i>Aster pilosus</i>	0.2	0.4
		コマツナギ	<i>Indigofera psuedo-tinctoria</i>	0.2	0.4
H2	除去	オオフタバムグラ	<i>Diodia teres</i>	0.1	0.3
		ムラサキエノコロ	<i>Setaria viridis</i> subsp. <i>minor</i> f. <i>misera</i>	0.1	0.3
		メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	0.1	0.3
		シバ	<i>Zoysia japonica</i>	8.3	7.9
		カワラマツバ	<i>Galium verum</i> var. <i>asiatica</i> f. <i>nikkoense</i>	8.1	9.4
		ハタガヤ	<i>Bulbostylis barbata</i>	7.7	11.8
		カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	3.6	2.7
		カワラサイコ	<i>Potentilla chinensis</i>	1.2	1.1
		ムラサキエノコロ	<i>Setaria viridis</i> subsp. <i>minor</i> f. <i>misera</i>	1.2	1.8
		メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	0.9	1.2
		イネsp.	-	0.3	0.7
		メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	0.3	0.5
		双子葉実生	-	0.3	0.5
		カヤツリグサ	<i>Cyperus microiria</i>	0.2	0.4
		ヨモギ	<i>Artemisia princeps</i>	0.2	0.4
		オオフタバムグラ	<i>Diodia teres</i>	0.1	0.3
		キツノメゴ	<i>Justicia procumbens</i>	0.1	0.3
		シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	0.1	0.3
		チガヤ	<i>Imperata cylindrica</i>	0.1	0.3
		ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	0.1	0.3
		ナワシロイチョ	<i>Rubus parvifolius</i>	0.1	0.3
		ヒメムカシヨモギ	<i>Erigeron canadensis</i>	0.1	0.3
	対照	オオフタバムグラ	<i>Diodia teres</i>	70.2	12.2
		オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i>	11.1	11.2
		カワラヨモギ	<i>Artemisia capillaris</i>	3.0	3.3
		シバ	<i>Zoysia japonica</i>	2.8	2.3
		シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	2.0	2.6
		カワラマツバ	<i>Galium verum</i> var. <i>asiatica</i> f. <i>nikkoense</i>	1.8	1.8
		ハタガヤ	<i>Bulbostylis barbata</i>	1.6	3.4
		メドハギ	<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>subsessilis</i>	1.0	1.8
		双子葉実生	-	0.9	2.0
		カワラサイコ	<i>Potentilla chinensis</i>	0.8	0.9
		イネsp.	-	0.2	0.4
		ムラサキエノコロ	<i>Setaria viridis</i> subsp. <i>minor</i> f. <i>misera</i>	0.2	0.4
		メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	0.2	0.4
		コマツナギ	<i>Indigofera psuedo-tinctoria</i>	0.1	0.3

き取り・刈り取りによる除草のほかに、生物的防除⁶⁾や化学的防除⁷⁾が検討されている。しかしこれらの方法は、駆除対象としていない生物への影響を通して生態系に不可逆な影響を及ぼす可能性があるため⁸⁾、重機を用いて外来種を含む区域の表層を除去するなど、物理的方法がより適切であると考えられる。本研究の結果はそのような方法による外来種除去の有効性を支持するものである。

５．２ 流水中のシナダレスズメガヤ種子散布について

５．２．１ はじめに

シナダレスズメガヤ(*Eragrostis Curvula*)は、近年河原での分布拡大が著しく、河原固有の植物の減少の一要因と考えられている植物である³⁾。砂質土壌を好むとされており、鬼怒川においても砂質の基質と最も結びつきが強いことが報告されている⁹⁾⁴⁾。本種は結実期が出水期と重なり、出水によって河川の縦断方向に長距離にわたり分布が拡大する可能性がある。

従来、植物の種子散布に関する研究はヨーロッパを中心に盛んに行われ、最近では日本においても研究が進みつつある¹⁰⁾が、淡水の流水による散布の研究例はヤナギ科植物など一部を除いて少なく、流水中の種子の挙動に注目し、流量変動や河道形状が種子散布に及ぼす影響についての研究はほとんどなされていない。これらの要因について把握することは、河原植物の保全方法や河川管理の方法を考慮する上で有益であると考えられる。

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



写真-1 シナダレスズメガヤ



写真-2 シナダレスズメガヤ種子

5. 2. 2 方法

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

- ① 実験河川における種子の流下実験
種子の流水中での挙動に関する知見がほとんど無かったため、実際に種子を流下させ、その概要の把握を行った。
- ② 種子の沈降速度実験
①の結果を受け、沈降速度実験を行い流水中での挙動に関して検討を行った。

以下に実験方法の詳細を示す。

(1) 実験河川における種子の流下実験

実験実施河川は、実験河川Cの氾濫原ゾーンである(図-1)。実験箇所は氾濫原ゾーンの低水路流心部(流心)、右岸高水敷上中央(右岸)、左岸高水敷上中央(左岸)の3箇所である。氾濫原ゾーンは、低水路の両岸に水面からの比高差が異なる人工河原が造成されている。左岸の方が右岸より比高差が大きく、そのため出水実験時には上記の3箇所それぞれ異なる水理条件をつくりだすことが可能である。なお、出水時の基本情報を表-4に示す。

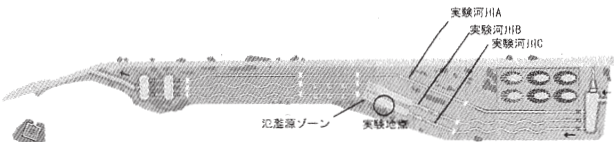


図-1 実験河川平面図及び実験地点

表-4 実験時の記録

実験日時	実験実施河川	ピーク流量	立ち上がり時間	出水ピーク時間
平成15年8月13日	実験河川C	2m ³ /s	20分	30分

①流下種子の捕捉方法

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

- ・セディメントトラップ(写真-4)

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

- ・ドリフトネット(写真-5)

主に流下する種子の捕捉が目的である。30×10×10cmの枠に袋状のネットを取り付けたトラップで、最下流のセディメントトラップ設置地点(流下地点より5m)から50cm下流側に(図-2)、河床部分と水面部分の2箇所に設置した。水面部は水面より5cm沈ませた。左岸側は実験中の水深が浅いため、河床部分1箇所に設置した。

なお、トラップ設置状況のイメージを図-3に示す。

②流下種子の準備

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

3) 実験の手順

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

- ①ドリフトネットの設置
- ②（30秒後）種子流下
- ③（1分後）水面設置ドリフトネット回収
- ④水深、流速について測定

（①～④までの作業を流心、右岸、左岸の順にそれぞれ行う）

- ⑤セディメントトラップ、河床設置ドリフトネットは平水位に戻った後に回収

(2) 種子の沈降速度実験

①シナダレスズメガヤの種子の物理諸元

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

②沈降速度

1,000ml のメスシリンダーを用いて実験を行った。メスシリンダーは内径65mm、高さ350mmである。図-4の通り、20cm間の通過時間を計測し、沈降速度の算出を行った。検体数は100粒で、1粒ずつ計測した。

5. 2. 3 結果

(1) 実験河川における種子の流下実験

実験時の各地点での水深及び流速を表-5に示す。

また、図-5、図-6に各トラップ別の結果について、表-6に各トラップで捕捉した種子数と総流下数に対する割合を示す。調査地点ごとに異なる傾向が見られた。

左岸（比高が高い人工河原）は、3地点中最も水深・流速の小さい地点である。流した種子の総数に対して、捕捉した種子数は約0.14%と、非常に小さい値にとどまった。観察の結果、これは流下地点から最初のトラップまでの1.5mの間にほとんどの種子が沈降したためである。トラップ別の捕捉数を比較すると、ドリフトネットではほとんど捕捉することができなかった。また、セディメントトラップでは流下地点から1.5m



写真-3 実験地点

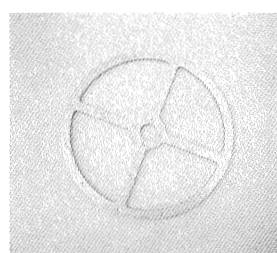


写真-4

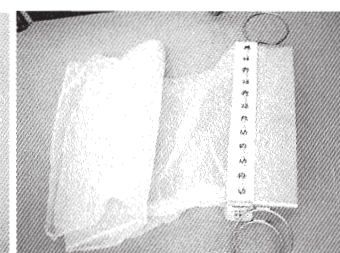


写真-5 ドリフトネット

セディメントトラップ

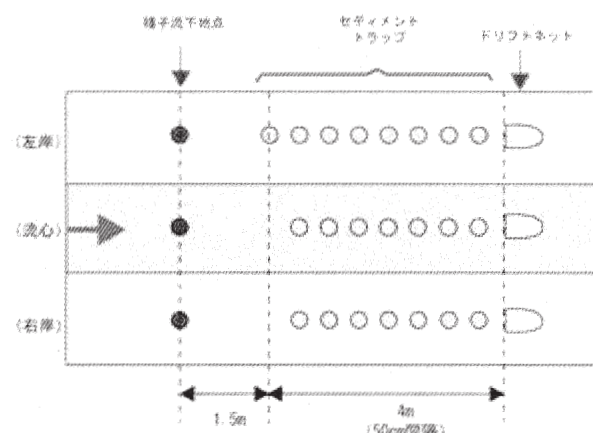


図-2 トラップ設置位置平面図

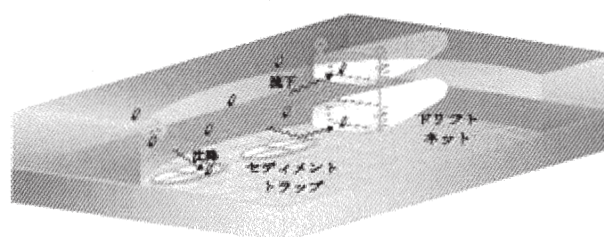
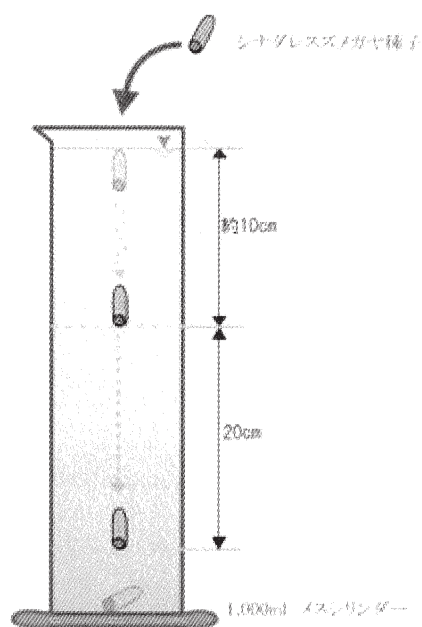


図-3 トラップ設置状況イメージ



図－４ 種子の沈降速度実験模式図

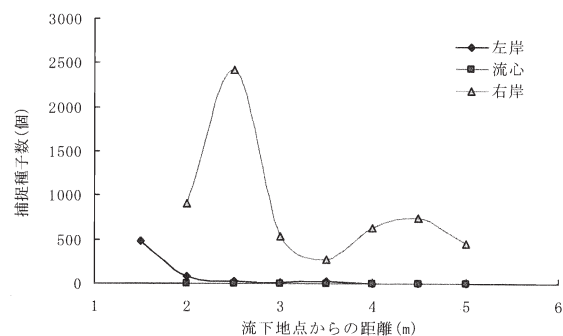
表－５ 各地点の水深と流速

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

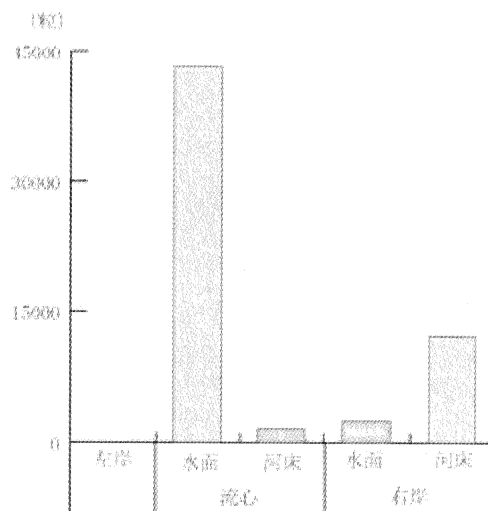
の地点で全流下種子数の約 0.1%の種子を捕捉したのでピークに、徐々に捕捉数が減っている。実河川においても、流速が小さくなるような地点では、種子が沈降する可能性がある。

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

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



図－５ セディメントトラップの結果



図－６ ドリフトネットの結果

表－６ 流下実験による種子捕捉数の結果

	セディメントトラップ	ドリフトネット	合計	割合 (%)
左岸	638	2	640	0.14
流心	0	44825	44825	9.96
右岸	5969	14730	20699	4.60

流下それぞれの傾向を把握することは難しい。

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

(2) 種子の沈降速度実験

① シナダレスズメガヤの種子の諸元

シナダレスズメガヤの種子の長径、短径、平均粒

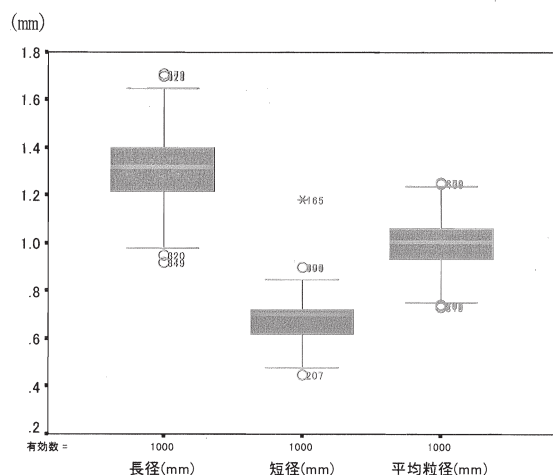
径の測定結果について図－7に示し、それぞれの平均値を表－7に示す。

また、種子の比重は、1.238であった。

② 種子の沈降速度実験

実験の結果、シナダレスズメガヤの沈降速度は平均 3.28cm/s であった。一般に、砂粒子の沈降速度は、式(1)に示す Rubey の式により表される¹¹⁾。

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



図－7 種子の粒径

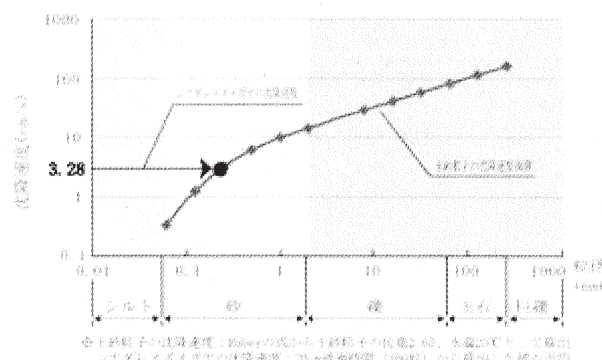
表－7 粒径の平均値

	平均値 (mm)
長 径	1. 318
短 径	0. 679
平均粒径	0. 998

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

式(1)は自然砂に対する観測結果をよく表すといわれる。式(1)を用いた自然砂の計算結果をグラフに表し、シナダレスズメガヤの沈降速度を表記したものが図－8である。ただし、砂粒子の比重 2.65、水温 20℃として算出した。

図－8より、シナダレスズメガヤの種子の沈降速度は、砂の沈降速度の範囲にあることがわかった。これは実際にシナダレスズメガヤの種子が出水時に流出した場合、河道内の砂が堆積するような場所に種子が供給される可能性について示唆するものである。また、河原で砂が堆積するような箇所は洪水時に流速が低下



図－8 土砂の沈降速度と種子の沈降速度

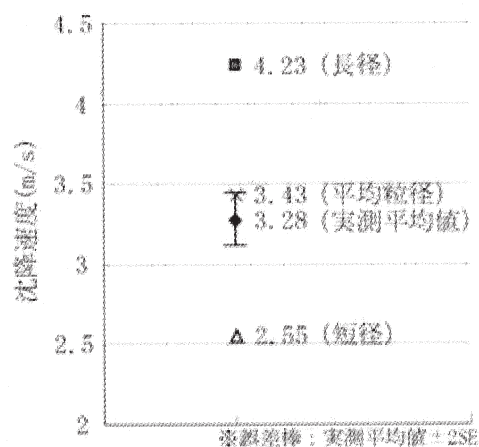
するような箇所であり、前述の実験河川における種子の流下実験の結果とも合致する。過去の研究において、シナダレスズメガヤ群落が河原の砂質土壤に発達するという調査結果が複数報告されているが、実験結果から、種子散布もその一つの要因である可能性がある。

また、砂粒子の沈降速度を表す式(1)がシナダレスズメガヤの種子に適用可能かどうかの検討を行った。砂粒子と種子の形状の違いは、種子が俵型であるということである。このような形状の違いが沈降速度に影響するかどうか、粒径の代わりに長径、短径、長径と短径の平均粒径（それぞれ平均値）を式(1)に代入し沈降速度を求め、実測値と比較した。結果を図－9に示す。図より、平均粒径を用いて計算した場合、実測値とかなり類似した結果が得られた。

島谷らも同様の実験を行い、浅い海底に生育するアマモの種子について、平均粒径を用いて種子の沈降速度を得られることを確かめている¹²⁾。このような俵型の種子においては、式(1)によって必要な物理諸元を計測し粒径に平均粒径を用いることで、砂粒子だけではなく種子の沈降速度を得られる可能性が示唆された。

5. 2. 4 まとめ

植生と流量変動との関係に関する研究は、河畔林の主構成種であるヤナギ科植物での研究が進んでおり、土壤の粒径組成の違いや種子散布時期に対応する水位変動の違いにより分布が異なることなどが報告されている¹⁴⁾¹⁵⁾¹⁶⁾。一般にシナダレスズメガヤはヤナギ科植物のように軽量ではなく、流水散布に特化した形状ではないが、今回の実験により、流況に応じた流水中の種子の挙動の変化が観察された。また、種子が河道内で砂が堆積するような箇所に着床・定着している可能性も示唆され、今後実河川での分布と比較し、検討することが必要である。また、種子の定着から発芽、生長の条件といった生活史全般について着目し、河川で



図－9 種子の沈降速度（実測値と計算値の比較）

の分布拡大に関するメカニズムを解明する必要がある。

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

5. 3 カワラノギク保全のための河原の再生手法の提案

5. 3. 1 目的

カワラノギク *Aster Kantoensis* Kitam. は代表的な河原性植物であり、植物版レッドデータブックではI B類に掲載され絶滅が危惧されている¹⁷⁾。利根川の一次支川である鬼怒川では、平成8年度に実施された河川水辺の国勢調査¹⁸⁾では利根川合流点から82kmから102kmに、1996年に村中らが行った調査⁴⁾では同じく88km地点及び104km地点にカワラノギクが比較的多く確認された。しかし、1998年8月（台風11号）及び9月（台風15号）の出水でその多くが流失・埋没し、個体数が激減している⁴⁾。このため、当該区間の河川管理者である国土交通省下館工事事務所、東京大学農学部生命科学研究科、著者らのグループ等が鬼怒川に生育するカワラノギクの保全を試みている。具体的には、冠水頻度が小さく出水に伴う流失の可能性が小さい河川敷に人工河原を造成し、ここにカワラノギクの種子を播種し、この系統保存を行おうとするものであ

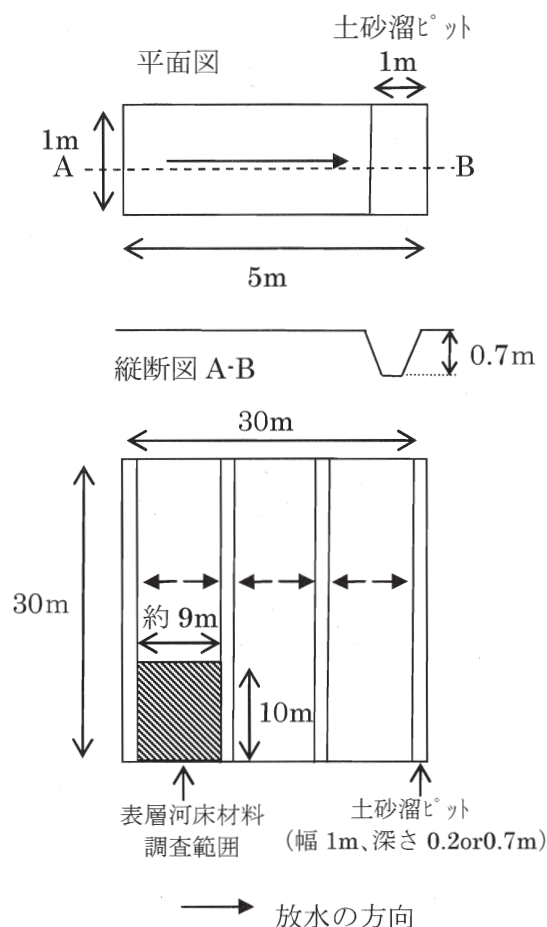
る。本報では、この中から実際に人工河原を造成するまでのプロセスを記述し、今後の人工河原造成に資する。

5. 3. 2 造成方法の検討

造成場所は冠水頻度が小さく、工事用車両のアクセスがし易いことを念頭に置き、鬼怒川91.2km地点左岸側（氏家公園内、以下公園サイト）と鬼怒川92.6km地点左岸側（氏家橋上流約100m付近、以下氏家橋サイト）とした。各サイトの大きさは30m×30mで、両サイトとも平常時における鬼怒川本川の水面からの比高が大きく流水の攪乱を受け難いため、表層にある玉石、砂利、砂、シルトが締め固まり、そこにカワラノギク衰退の主要因の一つと考えられているシナダレスズメガヤ *Eragrostis curvula* (Schrud.) Nees が繁殖していた⁴⁾。また、表層の玉石と砂利を剥ぎ取ると、その下層は礫より粒径が小さい細粒土砂（以下、細粒土砂）が主要構成材料となっていた。このような条件から、以下の検討課題が抽出された。

- 1) シナダレスズメガヤの根茎を除去するには、どの程度の厚さで表層をすき取る必要があるか？
- 2) 表層をすき取ると細粒土砂が露出する。それでは、どのように細粒土砂を除去し、カワラノギクの播種サイトとしての適地とするのか？

これらの課題を検討するため、2002年2月18日に図－10（上）に示す予備実験サイトを氏家公園内に造成した。まず、バックホウにより表層のすき取り厚を変えてシナダレスズメガヤの根茎を取り除いた。この結果、厚さ20cmでこの根茎をほとんど除去できることが解った。また、表層のすき取りはバックホウではなくブルドーザーがより効果的であることが解った。次に、細粒土砂の除去実験を実施した。多摩川における河原の造成でも同様の問題が発生し¹⁹⁾、この場合はスケルトンバケットにより細粒土砂と砂利、玉石を振るい分けて細粒土砂の除去を行った。しかし、手間がかかるため本造成では流水により細粒土砂を洗い流し表層材料の粒度分布を調整する方法が提案された。サイトの端に流水と土砂とを溜める土砂溜ピット（幅1m、最大深さ0.7m）を造成し、動力消防ポンプを用いて、本サイト近傍にある池から取水した水をすき取り後の表層に放水した。この結果本手法により表層から細粒土砂を効率的に除去できること、そして、調整した表層材料の粒度分布がカワラノギクの播種と育成に適当であることが判明した。ただし、単位面積当たりの放水量や放水時間、効果的な放水の角度等の詳細は予備実験では明らかにできなかった。

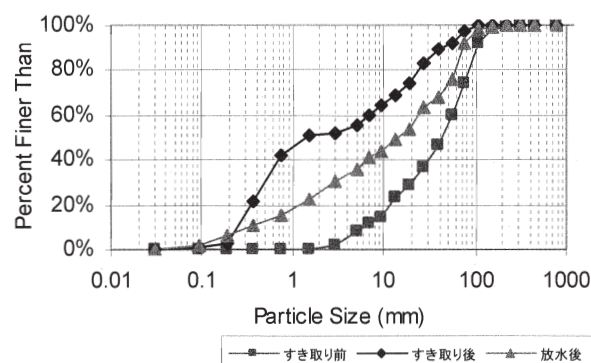


図一10 上：予備実験サイト
下：氏家公園サイト

5. 3. 3 結果

予備実験結果を踏まえ2002年3月15日人工河原造成を実施した。ここでは、公園サイトでの実施状況を報告する。図一10(下)は公園サイト平面図を示す。サイトは30m×30mの大きさで、10mの幅に1本幅1m、最大深さ0.2及び0.7mの土砂貯めピットを設置した。造成に先立ち表層をすき取る前の河床材料の粒度分布の把握を行った。粒度分布の把握はwolmanのペベルカウントにより行い²⁰⁾、図一10(下)に示す10m×9mの範囲で実施した。ペベルカウントは一種の線格子法であり、歩幅を目安にしながら足先の材料を拾い上げ材料の粒径を測定する方法である。トランセクトは10m×9mの方形区の中にジグザグに設定し、方形区内の材料が空間的に偏りなく採取できるようにした。河床材料の粒度分布は、すき取り前、すき取り後、放水後の3回実施した。すき取りは、7t級のブルドーザーで、ピットの造成は0.4m³級のバックホウで行った。すき取り及び土砂溜ピットの造成に要した時間は4時

間程度であった。すき取りのスピードはブルドーザーの重量に影響される。氏家大橋サイトでは16t級のブルドーザーを使用したためすき取り時間が短く2時間程度で終了した。放水は予備実験同様隣接する池を水源とし水量を0.6m³/minとして実施した。10m×9mの面積に要する時間は5分程度で、1m²当たりの必要水量は概ね30~40lと推定された。氏家大橋サイトでは近傍に水源がないため散水車を用いて放水を実施したが、単位面積当たり概ね同量の水を必要とした。放水角度は俯角を45度程度から10度程度まで実施したが、俯角がこの範囲内で小さい程細粒土砂の除去が効率的だった。細粒土砂の除去は、細粒土砂のみが選択的に洗い流され土砂溜ピットに貯留される場合と、流水により表層付近の材料が攪拌され、粒径の大きい砂利や玉石が上方に移動して表層材料の粗粒化が進む場合もあるようである²¹⁾。俯角を小さくすると細粒土砂がより洗い流されるのは、前者の効果が後者より大きいこと、そして、小さい俯角時に前者の効果が大きくなること、に起因していると考えられた。次に、表層材料の粒度分布を比較する。図一11に測定した粒径を個数加積粒度曲線で示した。すき取り後は表層材料が著しく細粒化し、 d_{50} は1mm、全体のおよそ50%が細粒土砂で占められている。放水後は d_{50} が20mm、細粒土砂の割合は20%程度となり、細粒土砂の除去に対する効果が認められた。どの程度の粗粒化が期待できるかは、放水により攪拌される層内の砂利や玉石の割合に依存するため、本結果は公園サイトの状況を反映したものであることを断っておく。



図一11 河床表層材料調査結果

5. 3. 4 まとめ

河原の動的システム復元に関する研究は未だ途上である。今後緊急対策として人工河原を造成する必要性は高まる可能性がある。課題であった表層粒度分布の調整には、流水の利用が効果的であることが本造成から示された。

参考文献

- 1) 梅原徹：「河川の植物 河川環境と水辺植物—植生の保全と管理」、ソフトサイエンス社、1996
- 2) 鷺谷いづみ：「外来植物の管理」、保全生態学研究、5、pp. 181-186、2000
- 3) 村中孝司、鷺谷いづみ：「鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入」、応用生態工学、4、pp. 121-132、2001
- 4) 村中孝司、鷺谷いづみ：「鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少・緊急対策の必要性」、保全生態学研究、6、pp. 111-122、2001
- 5) 鷺谷いづみ：「不可逆的に生態系が変化した時代・外来植物の侵入」、科学、72、pp. 77-83、2002
- 6) Shireman, J.V. and Maceina, M.J.： “The utilization of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* Val., for hydrilla control in Lake Baldwin, Florida.” *Journal of Fishery and Biology*, 19, pp. 629-636, 1981
- 7) Newbold, C.： “Herbicides in aquatic ecosystems”, *Biological Conservation*, 7, pp. 97-118, 1975
- 8) Clout, M.N. and Lowe, S.J.： “Invasive species and environmental changes in New Zealand, *In* Mooney and Hobbs (eds)”, *Invasive Species in a Changing World*, Island Press, 2000
- 9) 中坪孝之：「河川氾濫原におけるイネ科帰化草本の定着とその影響」、保全生態学研究、2、pp. 179-187、1997
- 10) 中西弘樹：「種子ひろがる 種子散布の生態学」、平凡社、1994
- 11) (社) 土木学会編：「水理公式集〔平成11年版〕」、1999
- 12) 島谷学、中瀬浩太・熊谷隆宏、月舘真理雄：「アマモ種子の埋没機構に関する研究」、海岸工学論文集、第47巻、土木学会、pp. 1171-1175、2000
- 13) 中山至大、井之口希秀、南谷忠志：「日本植物種子図鑑」、東北大学出版会、2000
- 14) 崎尾均、山本福壽編：「水辺林の生態学」、東京大学出版社、pp. 61-93、2002
- 15) 新山馨：「石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性」、日本生態学会誌、37、pp. 163-174、1987
- 16) Van Splunder I., Coops H., Vosenek L. A. C. J. and Blom C. W. P. M.： “Establishment of alluvial forest species in floodplains: the role of dispersal timing, germination characteristics and water level fluctuations”, *Acta Botanica Neerlandica*, 44, pp. 269-278, 1995
- 17) 環境庁：「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック 8 植物 I (維管束植物)」、自然環境研究センター、2000
- 18) 建設省河川局河川環境課：「平成8年度河川水辺の国勢調査年鑑 植物調査編」、山海堂、1998
- 19) 島谷幸宏、高野匡裕：「多摩川永田地区における学術研究と河道修復」、河川技術論文集、第7巻、pp. 381-386、2001
- 20) Wolman, M.G.： “A method of sampling coarse river-bed material.” *Transactions of American Geophysical Union*, 35, pp. 951-956, 1954
- 21) 鈴木幸一、岩月章浩：「河床低下時の表層砂の鉛直分級と粗粒化」、水工学論文集、第36巻、pp. 105-110、1992

6. 河川生態情報の展示手法に関する研究

6. 1 河川環境教育を目的とした地域への学習支援

6. 1. 1 目的

環境保全の取り組みは様々な形で進められているが、人々が自然環境に対する認識を深め、知識や情報を共有した上で活動が展開されることが理想とされる。わが国においても、多くの関連分野において環境教育に積極的に関わっていくことが重要視されており、ここ数年、自然科学に関する教育普及の機会は飛躍的に拡大している。多くの人々が自然環境への関心を高め理解を深めることは、環境問題の解決へ向けての第一の糸口であり、環境保全活動の基礎をつくる重要な取り組みであるといえる。特に長期的視野で検討すべき多くの課題を有する当該分野の教育においては、次世代を対象とした取り組みが必要とされる。

自然共生研究センター（以下、センター）では、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。これまでセンターの見学施設としての環境を整備するため、実験河川に見学者を円滑に案内・誘導するためのサインの基本整備、また、昨年度は研究成果や関連情報についてわかりやすく解説するための展示パネルの開発を行ってきた。

今年度は施設外部への情報発信の第一歩として、地域の教育現場を対象とし、河川環境教育を目的に情報提供や実験施設の公開による学習支援の方法について検討した。本稿では、地域の小学校と実施した環境学習カリキュラムの構築プロセスを順に追って考察するとともに、その中で、センター側、小学校側が担った役割を整理し、連携した学習活動を行う上での今後の課題について言及する。

6. 2. 2 河川環境教育における自然体験と情報提供の重要性

学校教育の現場において、環境教育は教科にとらわれない横断的かつ総合的な課題であり、国際理解、情報、福祉、健康などとともに、平成14年度から本格的に導入される新しい学習指導要領「総合的な学習の時間」の中でとりあげられつつある。河川は地域に密着した身近な題材であり、科学的観点からはもちろん、その地域の文化、社会的な側面においても深く人々の生活に根ざしているため、学習の発展性が高い題材と考えられ、環境教育においても河川に焦点を当てる学校が多い。

河川を題材とした教育においては、最新の知見を含めた専門的な知識や情報の提供が不可欠である。河川は多くの事象が複雑に連関し合い、それらが変動しながら成立している。関連する多くの分野の詳細な情報に加え、未解明な事物・事象に関する新たな知見についても網羅的に把握し、それらの情報を児童の要望に応じて提供できる環境を整えて教育に取り組む必要がある。そのような観点から有効な情報提供手段の一つに、デジタル教材があげられる。映像や写真でしか捉えにくい、スケールの大きい空間的な情報や長期的な環境の変化、目に見えないミクロな物質や生物等の表現が可能である。また、現場では臨場の機会が得られにくい情報も常時提供でき、何度も繰り返し調べ学習を行うことも出来るなどの利点もある。さらに、インターネット上では、最新の情報へとリンクをはって情報収集網を拡大させることも可能である。

また、河川に関する学習においては、実際の現場でしか得られない情報を扱うことも多く、自然の実体験が重要となる。河川は画一的なものではなく、それぞれの河川ごとに特徴があるため、実際の現場を観察・調査することが、現場の正しい理解の促進につながる。しかしながら、今日、子供達の自然体験は希薄であると言われており、教育現場における自然体験の機会の提供がますます重要となってきている。

6. 2. 3 取り組みの進め方と体制

本研究では、児童主体の学習展開を基本とし、センターが教育現場に対しどのように学習支援できるのかを検討するため、河川の実体験の場とデジタル教材の提供を行いながら、河川環境の保全への意識を高めることを目標にした環境学習カリキュラムの構築を行った。カリキュラムの開発においては、最初に河川に対する児童の興味・関心を把握するための意識調査を小学校中学年以上の児童に対して実施し、その結果に基づいて学習展開を想定した。そして、想定した学習展開を基に実践を行い、学習段階ごとに児童の興味・関心を把握するための意識調査を実施し、その結果に基づいて学習展開に修正を加えながらカリキュラムを構築した。

本研究は、センターと岐阜県羽島郡川島町立川島小学校との連携により行われた。川島小学校は木曾川の中州に位置し、地理的な特徴からも河川との関わりが深く、これまでの授業の題材としても、河川がとりあげられている。また、国内のコンピューターを活用した教育の先進校であり、デジタル教材等を用いた授業の実績がある。

6. 2. 4 学習展開の想定

(1) 事前調査

児童が主体となった学習展開を想定するにあたっては、まず扱う情報に対する児童の意識について理解しておく必要がある。本研究では学習展開を想定するために、児童の河川生態系に対する意識を知るための質問紙調査を行った。対象とする地域の小学生の河川に対する興味・関心の全体的な傾向の把握を目的とし、川島小学校 4～6 年生、254 名を被験者に設定し調査を実施した。

調査は、河川生態系の基本構成要素を、空間（河岸、川底の傾き、川の幅等）、水（水の深さ、流れの速さ、水の汚れ等）、生物（魚類、昆虫、河原の植物等）のグループに分け、各グループの中から興味・関心のある要素を選択する形式にて行った。また、「空間」、「水」、「生物」、「人」の相互の関係性にも着目し、これら項目のどのような関係に興味・関心があるのかについても調査した。

調査の結果、各グループ中の興味・関心の高い項目の順は以下の通りであった。

〔空間〕：川底の石や砂（42%）、川底の傾き（23%）、河岸（19%）、川の幅（16%）

〔水〕：水の汚れ（32%）、流れの速さ（23%）、水の深さ（20%）、水の温度（15%）、水の量（10%）

〔生物〕：魚類（21%）、鳥類（16%）、哺乳類（16%）、水草（11%）、昆虫（10%）、爬虫類（8%）、河原の植物（8%）、藻（5%）、両生類（5%）

以上のように、「空間」のグループでは、「川底の石や砂」、「水」のグループでは、「水の汚れ」、「生物」のグループでは「魚類」に最も興味・関心が集まった。つまり、児童の興味・関心は河川生態系の構成要素の中でも、目にとまりやすくイメージしやすいものが上位にあり、視覚的に捉えにくくイメージしにくいものが下位になる傾向がみられた。

「水」、「空間」、「生物」、「人」の関係性については、「生物」と「水」の関係に興味をもった児童の割合が

最も高く、46%であった。以下、「水」と「人」（24%）、「人」と「生物」（13%）、「水」と「空間」（6%）、「空間」と「人」（6%）、「空間」と「生物」（5%）の順に興味・関心の度合いが高かった。

以上の結果から、「生物」のグループと「水」のグループ、それぞれ最も興味・関心の高い「魚類」と「水の汚れ」の関係が着目され、これらの関係に沿って児童の意識が変化し、学びが展開されていく可能性が示唆された。

(2) 想定された学習フロー

意識調査の結果をふまえ、児童の意識の発展を予想し、学習展開を想定した。河川を学習のテーマに設定した際、児童の興味・関心はまず「魚類」に集中し、その後、魚類調査の実践を通じて、魚が暮らす水環境の汚染へと移り、環境調査を実践することで身近な環境の保全へと意識が向かうという学習展開である。授業展開の中では、段階的に河川をフィールドとした体験とデジタル教材による学習の機会を提供することで全体的な流れの方向づけを行うこととした。これらの自然体験や教材の実施・提供方法については、実践の各段階で行う意識調査の結果を反映し、教師と研究者とで協議しながら決定することとした。デジタル教材のコンテンツは動画又は静止画と解説文で構成し、それらを Web ページにて公開し、教室内のコンピューターを用いて閲覧できるようにした。

6. 2. 5 実践

実践された実際の学習フローを図-1 に示す。以下、段階ごとに詳細を示す。

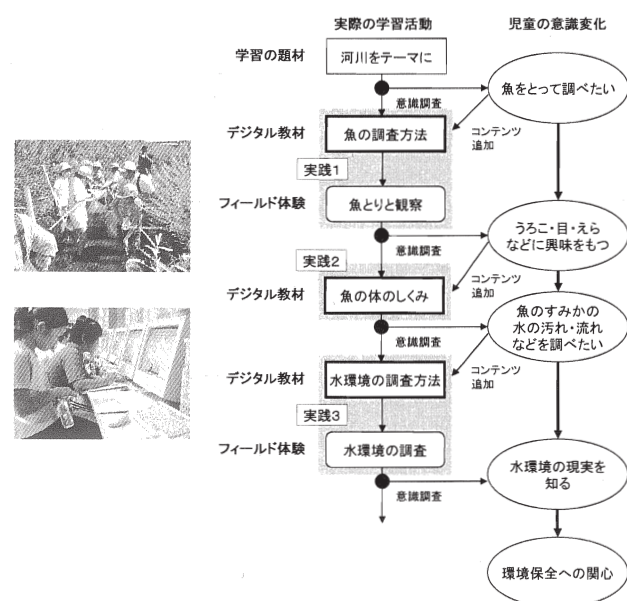


図-1 学習活動のフロー

調査1「意識調査」(河川の生態系に対する興味・関心を知る)

川島小学校4年生の1クラス、36名を被験者に設定し調査を実施した(以下の実践におけるすべての被験者も同じ)。調査は、前述の事前調査と同様の項目を用い、まず、「空間」、「水」、「生物」のグループの中でもっとも興味をもったグループを問い、次に選択したグループの中から興味・関心のある要素を選択する形式にて行った(グループと各構成要素は事前調査参照)。

調査の結果を図3に示す。3つのグループで最も児童の興味・関心が高かったのは「生物」(47%)であった。また、「生物」を選んだ児童の中で、最も興味・関心の集まった項目は、事前調査と同様、魚類(35%)であった。よって、学習は魚類をテーマに始めることとした。

実践1

・デジタル教材の提供

意識調査後の授業の中で、児童から「魚の調査をしたい」という意見が出された。そこで、魚類調査の準備や方法に関するデジタル・コンテンツを用意した。具体的には魚捕りのための道具、調査方法、扱い方等に関する情報を提供した。

・フィールド体験学習(河川での魚の採捕と観察)

自然共生研究センターの実験河川をフィールドとし、研究員と一緒に魚を採捕する体験プログラムを実施した。自然共生研究センターの研究員がタモを用いた魚の捕り方を実演し、その様子を見学した後、児童が実際に採捕を行った。児童が捕った魚は水槽に移し替え、スケッチをしながら観察した。

・調査2「意識調査」(フィールド体験後の興味・関心の変化を知る)

調査当日、教室に戻り、魚のどのようなことに興味を持ったか、アンケートにより調査した。結果を図4に示す。多くの児童が鱗(うろこ)や目、鰓(えら)等、魚の体の特徴的な部位に興味を持っていることがわかった。鱗が最も多く15名、以下、目(9名)、鰓(7名)、鰭(ひれ)(3名)、側線(2名)の順に多かった。他にも、魚の体の色や動きに興味をもつ児童もみられた。

実践2

・デジタル教材の提供

児童が興味をもった魚類の代表的な組織・器官についての情報をデジタル・コンテンツとして加工し追加した。鱗の隆起線(成長線)と環境との関係、魚眼の視野、鰓による呼吸機能や採餌機能、遊泳における鰭

の役割のなど、魚類の基本的な生理機能に関する情報を追加した。

調査3「意識調査」(デジタル教材を用いた学習後の意識変化)

デジタル教材に掲載した魚の体の各部位の機能の解説を閲覧し、魚の組織・器官が水環境と密接に関わっていることを理解し、環境へと関心が移ったことが記述式の質問紙調査によって示された。鰓、鱗に関心を持った児童(22名)は水の汚れに、側線、鰭(5名)は流れや水温に、目などその他の項目に興味を持った児童(9名)は、川の形状などに関心が移っていることがわかり、フィールドでの調査を実施することがこれにより決定された。

実践3

・デジタル教材の提供

環境調査(水質、流速、水深、水温の測定)に必要な道具、調査方法に関する情報をデジタル・コンテンツに追加した。

・フィールド体験学習(環境調査、周辺の河川の見学)

自然共生研究センターの研究員が実際の調査を実施し、その様子を見学した後、児童が簡略化した方法で各項目についての調査を行った。水質調査では市販の簡易水質測定キット(パックテスト:井戸水検査セット、型式AZ-2W)を使用した。また、流速についてはピンポン玉を橋の上から落とし、一秒間に動いた距離を読みとる方法で行った。水深は通常の測定で用いるスケールを使用し、水温は児童が持参した棒温度計を用いて測定した。また、自然共生研究センターの周辺にも出かけ、実河川の様子も見学した。

調査4「意識調査」

教室での行われた意見交換の授業を観察した。児童らにより水質を中心とした測定結果が発表され、それらの結果やフィールド体験の感想等についての意見交換がなされた。水環境に関する認識が深まったとともに、「川を汚さない」、「ゴミを捨てない」、「ゴミをリサイクルする」など、問題解決へ向けての具体的な提言がなされ、河川環境を保全するための意識が芽生えたことが確認された。

6. 2. 6 考察

実践の全体的な流れとしてはほぼ想定した学習展開の通りであった。これは河川生態系の構成要素をグループに分け、詳細な項目をあげて行った意識調査に基づいて学習モデルを構築したため、関連要素の明確な展開が予想できたためと思われる。しかし、段階的にみると、デジタル・コンテンツ提供の機会は予定より

一回多くなり、魚の組織・器官の機能的な情報の提供が必要となった。魚捕り調査の体験後、採捕した魚を観察する時間を設けたため、児童の意識はすぐに環境へと移るのではなく、魚に特徴的な微小な部位に興味・関心が集中したためである。このような生理学的な情報を知ることは、魚の生命活動、生活現象を理解する上で必須であるとともに、環境の問題を知る上でも必要であり、生物との環境との関わりを考えるにあたり、環境保全に向けて生態学的に筋道を立て学習を進めていく上で有効な視点であることが見出された。また、魚から発展した意識は、想定していた通り「水の汚れ」へと発展したが、それだけではなく、他にも「水の流れ」や「深さ」等、水環境の様々な項目に広がることが確認された。このような意識の発展は多くの環境的要素と関連した魚の生理学的情報を提供したことによるものと考えられるが、他にも実際のフィールドでの魚捕りの体験において、生物だけでなく、魚を採捕した場所の水や空間等の環境的な要素も体験したことで印象づけられたことにも起因するのかもしれない。このような視点から言及するためには現場体験が児童にもたらす影響のさらなる詳細な調査が必要とされよう。調査方法に関するデジタル・コンテンツの提供は、フィールドでの実践における学習意欲の向上に役立っていることが児童の行動や発言から確認された。今後、このような実体験と疑似体験を組み合わせた効果や役割について明らかにしていくことも必要であろう。また、本研究では児童主体の学習展開として、児童の興味・関心の上位に基づいて学習を展開させていったが、多数の児童とは異なる意識変化が生じた児童も少数認められた。このような児童は「学び方を学ぶ」学習を行ったと考えることができるが、今後このような児童の認識の変容や学習効果を明らかにし、複数の意識の発展パターンに対応できるような多様な学習カリキュラムの構築や、学習支援方法についてもさらに検討していく必要があると思われる。

6. 2. 7 まとめ - 双方の組織が担った役割と今後の活動における課題-

今回の実践において、河川をテーマにした思考の発展は、視覚的に捉えやすく動きのある魚類から始まり、ミクロな視点から生態的な関連性に沿って環境へ向かった。このように、興味・関心を抱いた事項を関連事項によって繋げて方向づけ、多様化・拡大し、総合的に捉え直すといった学習展開は、地域の自然や社会の現実に触れる環境学習において有効である。自然科学では、多様で複雑かつ変動的な事物・事象を扱うため、

教育活動においては情報を専門的視点により秩序立てて体系的に方向づけることが重要となる。今回は、研究機関側が専門的視点による調整を行い、生態学的視点による意識調査案の作成、生物の専門知識の提供、フィールドでの調査方法の提案等の役割を担った。一方、環境教育においては学習内容のレベルを児童に合わせて段階的に考慮しなければならない。そのような観点からは、今回、小学校側が児童の意識の確認や方向づけを行いながら、学習活動でとりあげる情報のレベルの調整を担当した。

以上のように、環境学習カリキュラムの構築や実践においては、環境に関する分野の専門的視点、教育現場の教育的視点双方による企画段階からの調整が重要になることが示された。今回の取り組みでは、小学校の教員と研究機関の研究員との議論の場を積極的に設け、双方の意図やねらいを確認した上で、フィールド体験の具体的な方法や、教材で扱う情報の専門性、学習内容としての適正等についてのすり合わせを行った。その結果、お互いの作業分担が明確にされ、センターとして担うべき役割が示された。

近年、教育の枠組みが生涯学習体系へと大きく変化し、横断的・総合的な課題が学習のテーマにとりあげられるようになり、ますます教育現場と社会、いわゆる学社連携の必要性が高まっている。しかし、わが国では双方のコンタクトが希薄であり、まだ相互に連携した環境が整っているとは言い難い状況にある。今後、河川の分野においては、関連施設が開かれた場となり、地域の学校と緊密に関わっていくことが急務とされる。特に本稿で示されたように、連携した取り組みにおいては企画段階からの参画による調整が重要とされる。連携体制を構築し環境教育機能を拡大するためは、関連施設は、地域・学校と協力体制を整えながら多面的に参画型の情報提供、活用の取り組みを推進することが求められるだろう。

6. 2 河川の事象を題材にした映像展示に関する研究

6. 2. 1 はじめに

自然共生研究センターでは、これまで川沿いに設置するパネルという手段で可能な表現の中で、河川の情報を効果的に伝達することを検討してきた。情報伝達の技術は日々進歩しており、音声解説やバーチャルリアリティー等、次々に新しい装置・手法が現れている。

その結果、展示の目的に応じて効果的な手段を幅広く選択できるようになった。河川の展示においても、いくつかの表現性を有する装置を複合的に展示に用いることが、情報伝達効果を高める上で有効と考えられる。注目されるのは、映像を活用したデジタル・コンテンツである。映像はスケールの大きな空間や長期的な環境の変化を圧縮したり、肉眼では捉えにくい水中の微小な物質や生物等を拡大したりする等、捉えにくい事象を視覚化し動的に表現することが可能である。また、季節が限定される臨場の機会が得られにくい情報を時期を問わずに提供できるという利点もある。さらに、デジタルという点では、複製が可能で繰り返し活用できること、インターネット上で情報網を拡大させ、多地点で活用できる可能性も有している。

平成 14 年 11 月 27・28 日、ナゴヤドームにおいて建設技術フェア 2002IN 中部が開催された。その一区画、学習エリアの「川の学習コーナー（国土交通省中部技術事務所と独立行政法人土木研究所が共同で出展）」において、河川の出水の状況を、様々な角度から捉えた映像で体験できる展示システムを公開した。本報では、その展示システムの開発プロセスと特徴、公開時の見学者の反応についてとりあげ、河川の展示における映像表現の有効性について述べる。

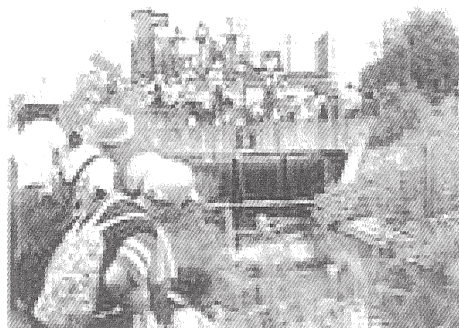
6. 2. 2 展示内容

河川生態系の仕組みについての理解を促す際、事象をわかりやすく表現することが重要となる。その中でも出水は、現場で観察するには大雨の時期を待つ必要がある等、臨場のタイミングを合わせることが難しく、さらに、そのような状況下に身を置くには危険を伴うこと等から、実体験（直接的な観察）は非常に困難となる。つまり、このような事象については、展示という形に置き換えてわかりやすく表現することが期待される。本研究では映像を駆使することによって河川の出水を展示空間に再現した。

6. 2. 3 予備調査

展示システムの開発にあたり、川島小学校 5 年生の児童（36 名）を被験者とし、自然共生研究センターの実験河川で行われた出水実験の現地見学を実施し、その反応について調査を行った。児童は河川の上流から下流に向かって川沿いや橋の上から出水の状況を観察し、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－1）。その記録結果の分析により、出水実験は児童にとって強く印象に残るものであり、「水の勢い」「川幅の広がり」など出水に関する多くの情報を読みとっていることが示されたが、それは水面から得

られる情報を中心とした断片的な理解であり、現象を多角的に捉え正しく認識しているとはいえないものであった。それは、現場では川を大きなスケールで見ることが出来ない（見える範囲が限られている）ことや、水中を確認できないために、全体的な流れの変化、水中の生物の反応や土砂の動き等を視覚的に認識できていないことに起因すると考えられた。したがって、展示において現象をわかりやすく正確に伝えるためには、水辺から観察できる場面以外にも、河川全体、水中の様子も合わせて表現する必要性が示された。

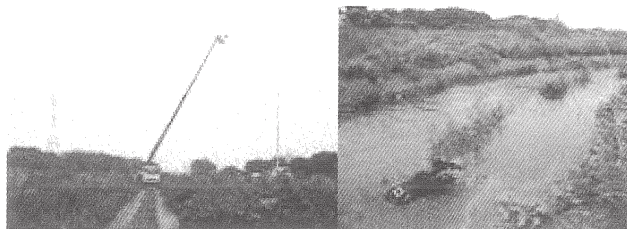


写真－1 出水中の河川を観察する小学生



6. 2. 4 撮影

展示に使用した映像の記録は、自然共生研究センターの実験河川で行った。撮影時には出水実験（平常流量 $0.1\text{m}^3/\text{s}$ →ピーク流量 $1.5\text{m}^3/\text{s}$ ）を実施し、クレーンを使った高所（地上 25m）からの撮影、水際からの水面アップの撮影、そして、潜水や固定カメラによる水中の撮影を同時に行い、水辺から眺めているだけでは認識しにくい複数の角度から出水の様子を記録した（写真－2）。そして、増水しピークになり、減水して



写真－2 高所撮影と水中撮影の様子

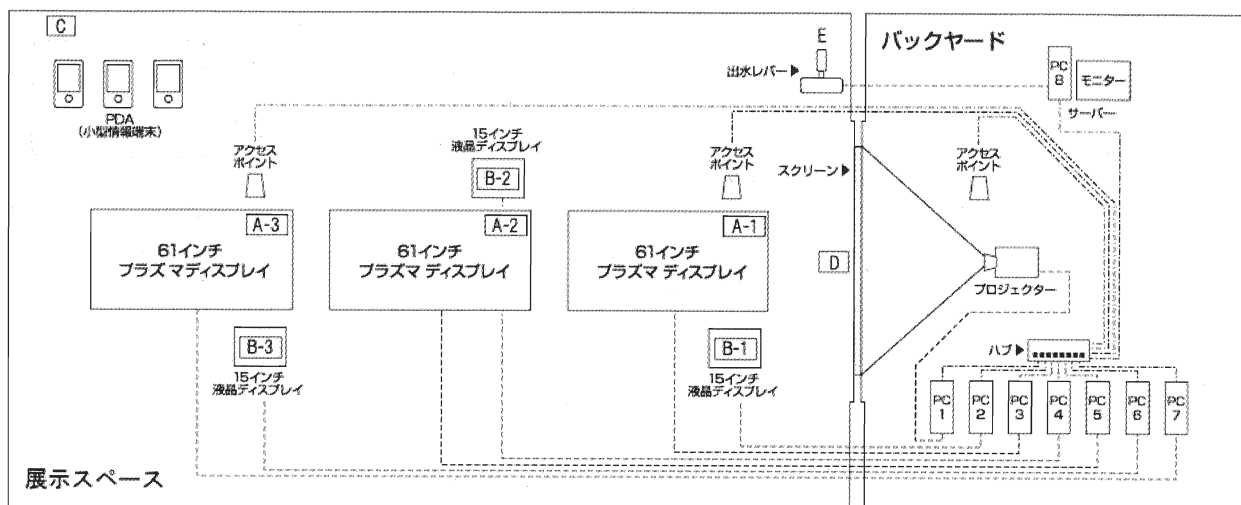
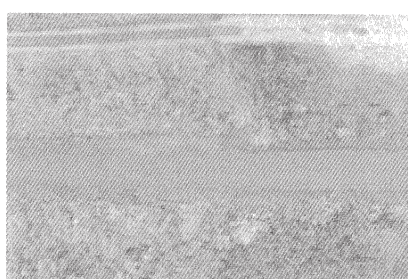


図-2 システム構成図



A-1



A-2

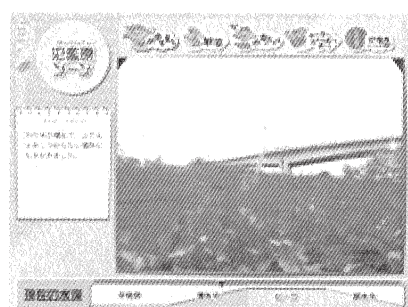


A-3

図-3 プラズマディスプレイ表示画面



B-1

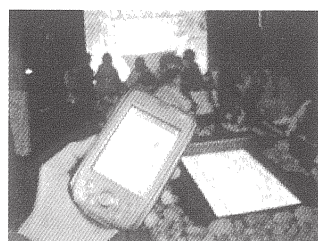


B-2

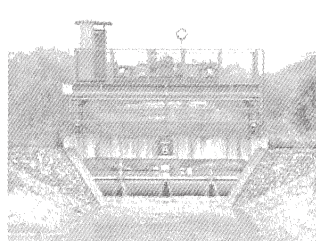


B-3

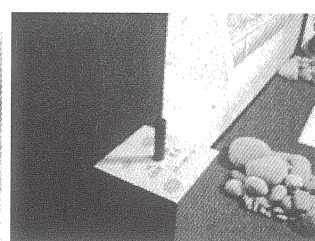
図-4 液晶ディスプレイ表示画面



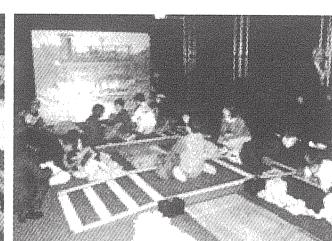
C



D



E



F

図-5 PDA・スクリーン表示画面・出水レバーとシステム全体

元に戻るまでの出水の状況を記録した。例えば、水中の映像には、流される土砂の動き、出水が終わる頃に遡上し始める魚の姿、冠水した場所で草の上に避難する昆虫等が収められた。このような出水を起こした際の河川における実際の反応を、複数の異なる視点で同時に記録した映像を組み合わせ展示空間に表現した。

6. 2. 5 展示システムの概要

本システムは、前述の建設技術フェア 2002IN 中部の会場、広さ約 103m² (内システム制御室 18m²) を展示スペースとした。出水レバーを引く見学者の動作によって、壁面の大きなスクリーンに写し出される出水ゲートの映像が変化して出水が始まる。床面のプラズマディスプレイ (PDP) には河川の中・下流域に見られる特徴的な3つの空間、「蛇行部 (曲がったところ)」、「氾濫原 (水がつかる場所)」、「ワンド (くぼんだところ)」を写し (実験河川にゾーニングされている5つのゾーンのうちの3つ)、流量の変動 (平常時→増水時→ピーク時→減少時) に対応した実際の映像を提供した。それらに連動し、横に並べられたタッチパネル式の液晶ディスプレイ (LCD) には、水面、水中の変化、その辺りの生物の反応等を記録した映像を表示した。また、簡易無線 LAN である Bluetooth を使用し、携帯情報端末 (PDA) では映像と対応した流速や水深のデータをリアルタイムで確認できるようにした。これらのデータは全てコンピューターで一括管理し、映像は MPEG 2 で送出し、各メディアに連動させて表示した。このように異なるメディア表現をデジタル技術で複合的に制御し、リアルな体験を横断・縦断的に空間軸を広げ、時間軸に沿って出水を再現した。また、この展示は映像を観察することにより利用者自ら情報を発見できるように、観察中に様々に広がっていく見学者の視点や興味に応じて映像を提供できるように情報を選択できる提供方式とした (図-2~5)。

6. 2. 6 利用者の反応

開催期間中には名古屋市内の小学校 13 校、4~6 年生の 43 クラス、1431 人の児童が展示を体験した。会場では、出水ゲートが開き水が増え始めると、児童らは真上から見た川の全体的な変化を眺めた後、それぞれ自分の見たい場所へと移動し、横のモニターで、その場所の水面のアップや水中の様子、流速や水深を確認するといった行動が見られた。特に、水中のシーンを積極的に選択し、変化する川底や流れていく物をじっと観察する姿が観察された。「水がだんだん濁ってきた」、「川の幅が広がってきた」、「魚が流されそう」等、会話の聞き取りからも現場では得られなかった発

言を記録することが出来た。出水中の増水する河川の様子、その時の水中の魚の反応等、児童は興味をもった映像が写し出された場所にとどまり観察を続けていた。発言からは、児童は観察を通して、「流れに対する生物の反応」、「川底の土砂の舞い上がり方」、「水の色の変化」等を理解していることが示された。展示体験後の質問紙調査の結果では、今回の映像の展示の良い点として、「川の中がよくわかって面白い」、「いろいろな部分が見やすい」、「近づいて見ても危なくない」といったコメントが多くあげられた。

6. 2. 7 河川の展示における映像表現

河川の生態系は、多くの要素が複雑に連関し合い、それらによる現象は水中を含めた様々な空間スケールで生じている。また、常に破壊と再生を繰り返し、変動しながら成立している。河川の現象は、山地などの他の自然環境は違ったこのような特徴をもっているため、非常に捉えにくい対象といえる。つまり、このような河川を理解を補完する有効な手段の一つとして、捉えにくい部分をわかりやすく表現できる映像の活用が期待される。今回の実践により、映像は河川の情報を捉えやすい形に置き換えるとともに、多くの情報を提示し、観察の視野を拡大する可能性を有していることが示された。

6. 2. 8 おわりに

本報では河川の展示における映像活用の事例をとりあげ、その有効性について触れたが、実際の自然の中での直接体験におけるスケール感や迫力は、現象を人々の心に鮮明に印象づけて記憶に残すと思われる。人々の多くの感覚に語りかけてくる自然から発せられるメッセージは、現場でしか得られない貴重なものである。しかし、河川の生態系が現場では捉えにくい特色をもつ対象であることを認識しておくことは不可欠である。自然体験を基本とし、それに展示による情報提供を上手く組み合わせることで、人々が河川環境のより多くのことに気づくきっかけを与えることができるのではないかと考えている。

6. 3 展示空間における水中環境の創出—映像の立体的配置による試み—

6. 3. 1 はじめに

2003 年、「自然再生推進法」や「環境の保全のための意欲の増進及び環境教育の推進に関する法律」等の法律が施行され、自然環境の保全・復元に関する事業の現場や、学校や博物館等の教育現場においては、自然環境に関する情報をわかりやすく提供することが益々重要視されている。自然環境を理解する上では実

際のフィールドの観察が基礎となるが、河川の場合はフィールドで直接認識しにくい事物や事象が多く、水面下で生じる流れの変化や河床の状況、そこに依存して生息する生物の様子を水辺から理解することは容易ではない。水の中に入ったとしても、深い場所や流れの速い場所があるため視点場も限られ、タイミングよく生物の行動や物理的な現象を観察することも極めて難しい。したがって、人々に河川環境の理解を促すためには、フィールドでの観察を補完する展示や教材等のメディアの役割が重要になり、そのためには、水中に隠れた事物・事象を捉えやすく表現することが求められる。

映像表現は、捉えにくい川の水面下を画面上に鮮明に写し出し、見る人にタイミングを合わせて再生できる利点を持つ。すなわち、水面下の環境を捉えやすい状態に置き換え、生物や現象との遭遇の確率を高めることを可能とする。河川の空間は縦断方向（流れの方向）、横断方向（水際から流心）、鉛直方向（深さ方向）に複雑に変化し、このような空間的な特徴にハビタット（生物の生息空間）としての重要な役割がある。しかしながら、わが国の展示施設等における河川の映像表現をみると、一つの画面に二次元的に表示する方法が主流であり、河川の空間的な特徴を捉えて、利用者に臨場感を与えた中で理解を促す表現がされているものは見当たらない。

本稿では、河川の上流域に特有な Aa 型の瀬・淵を題材に、展示における河川の水中の空間表現の検討を目的とし、その様子を三次元的に捉えて映像に収め、これらを組み合わせて空間に立体的に再現し、利用者が自由に歩き回りながら水中環境を観察できる空間を構築した。河川が多様なハビタットから成立し、それ



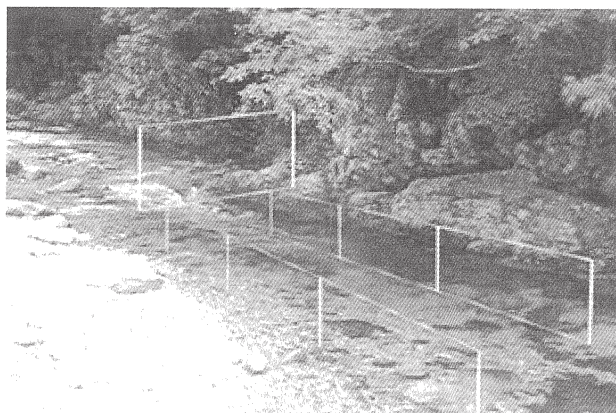
写真—3 高賀川

らに依存して様々な生物が生息していることに気づいてもらうことがこの展示の意図である。

6. 3. 2 撮影と展示の構築

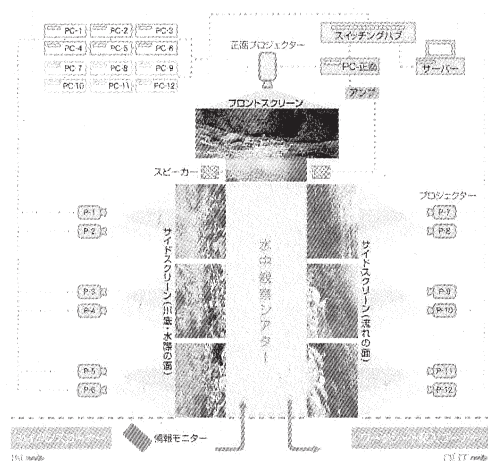
撮影は高賀川（岐阜県武儀郡洞戸村）で行った（写真—3）。この川には想定した空間にちょうどよい瀬・淵構造がみられる場所を選定し撮影を行った。この川には想定した空間にちょうどよい規模の瀬・淵構造がみられ、水中の環境を鮮明に記録できる透明度の水質であった。早瀬は水深 42cm、流速 102.9cm/sec（平均）、淵は水深 110cm、流速 27.3cm/sec（平均）、早瀬から淵にかけての川幅は 2.5m-7.2m であった。はじめに、上流方向にレンズを向け、水面上と水面下の映像を対応させて記録し、次に、流心から両岸にレンズを向け、早瀬から淵にかけて縦断方向に連続的に撮影した。広角のレンズを使用し、各映像は水面から河床までが収まるように記録した。また、水中を遊泳する魚類や石の隙間に潜む水生昆虫等の生物の撮影も合わせて行った。

制作した展示は 2003 年 11 月にナゴヤドームで開かれた「建設技術フェア 2003 in 中部」の「川の学習コーナー」において構築した（国土交通省中部地方整備局中部技術事務所と独立行政法人土木研究所自然共生研究センターによる共同出展）。約 30m² の空間を使用し、まず、正面スクリーン（300inch）には上流方向に見た水面上と水中の映像を対応させて配置した。両側面には正面と対応させて水中映像を連続的に表示した（写真—4）。右側のスクリーンは「流れ」の面とし、奥から「早瀬」「早瀬から淵」「淵」、左側のスクリーンは「川底から水際」の面とし、「石の隙間や下」「石の表面」「水際の緩やかな流れ」、それぞれ 3 つに区切った。これら 6 つのスクリーン（100inch×6）に、それぞれの環境に依存する生物の映像を振り分けて配置し

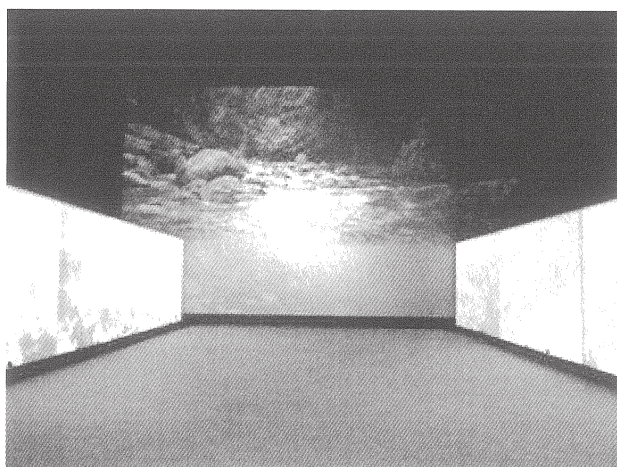


写真—4 高賀川の撮影場所と展示空間の対応イメージ

た。魚類はアマゴ、アユ、ウグイ、カワムツ、ヨシノボリ、アカザ、アジメドジョウ、稚魚（魚種は不明）。両生類はナガレヒキガエル、ツチガエル、ツチガエルのオタマジャクシ。底生動物はヒゲナガカワトビケラ、ニンギョウトビケラ、ヒラタカゲロウ、ヘビトンボである。全てのデータはコンピューターで一括管理し、映像は MPEG 2 で送出してリアプロジェクターによりスクリーンに投影した（図－6）。利用者は水中環境を再現した空間を歩いて興味を持った場所へ移動し、水面下の様子を観察することができる。すなわち、展示空間全体を情報のインタフェースとして機能させている。また、環境映像の細部をスティックで触れると、その場に対応する生物の映像と解説が呼び出せる仕組みを導入し、様々なスケールのハビタットとそこに棲む多様な生物の情報を関連づけて表示できる仕組みとした。このようにして、実際のフィールドを探索する感覚で、現場では捉えにくい水中環境の情報を映像と



図－6 映像表示のシステム



写真－5 展示空間全体

して受け取ることができる新しい展示を構築することができた（写真－5）。

6. 3. 3 利用者の反応

制作した映像システムは名古屋市の小学校高学年の児童約 400 人が体験した（写真－6）。観察時の発言や行動に注目すると、早瀬の流れの勢いや川底の石の隙間に、生物の特徴的な体の形、模様や色に反応を示す児童が多くみられた。また、生物の行動を指差してその場の流れや石の状態を考えたり、観察したいいくつかの生物の生息条件と身近な川の環境とを照らし合わせて会話したりするなど、生物の行動や特徴と環境的な要素を関連づける発言や行動も確認された。数人で会話を交わしながら、映像に関連する話題を発展させたり、観察のポイントを他の児童に示したりしながら観察する様子が多くみられた。空間を縦断的に捉えた環境の違いと生息する生物の種類など、大きなスケールの理解にまでは発展しなかったものの、生物と環境とのかかわりを考えるきっかけを与えていることが確認された。体験後のアンケートからは「迫力があって本当に川で魚を探しているみたいだった」「いつもは水の中が見られないけど、生き物がいる所がよくわかる」等の感想が得られ、展示の意図はある程度伝わったものと考えられた。



写真－6 水中映像を観察する児童

6. 3. 4 おわりに

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

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

6. 4 児童による河川の見方とデジタルコンテンツの構築方法について

6. 4. 1 はじめに

今日、教育環境の情報化に伴って、学校や博物館等の社会教育施設を中心に、教育効果の高いデジタルコンテンツ（デジタル教材）を開発する方法の模索が続けられている。河川は多くの教育現場にとっての身近な題材であり、理科や社会等の教科教育だけでなく、総合的な学習の時間における環境をテーマにした学習においてもとりあげられる機会が多いことから、河川の短編映像を用いたデジタルコンテンツも多く存在する。河川の事物や事象には、水面下に生じる流れや河床の状況、俊敏に動き回る魚類や石の隙間に潜む小さな水生昆虫等、現場で直接認識しづらいものが多い。デジタルコンテンツは、そのような捉えにくい事物・事象を視覚的に鮮明に表現できることから、河川に関する学習内容の定着を図る教材として、その役割が注目されている。

河川的环境は縦断、横断、鉛直方向に形状や流れの状況が変化し、そのような特徴に生物の生息地（ハビタット）としての重要な意味がある。しかしながら、河川的环境や生物を題材にした多くのデジタルコンテンツは、生物の系統分類学的な観点から整理されたものの、あるいは上流—中流—下流と流程別に大きく分けられたものが主流となっており、ハビタットスケールを対象に、コンテンツの構築方法の工夫によって生物と環境の生態学的な関係性を提示したものはほとんど見当たらない。また、このようなコンテンツ構築方法の検討にはフィールドにおける利用者の河川の見方を知ることが重要となるが、そのような調査や利用者の河川の見方を反映したコンテンツ開発の事例について

も報告されていない。

本研究では、河川上流域の瀬・淵を対象として、実際のフィールドにおける観察の機会を小学校の児童に提供し、児童の川の見方や特徴について調査した。その分析結果をもとにデジタルコンテンツを構築する際の視点について考察するとともに、素材となる生物や環境に関するコンテンツを生態学的に秩序立てて提供する方法について検討し、その一例を提案する。

6. 4. 2 フィールドにおける調査

岐阜県武儀郡洞戸村を流れる高賀川の瀬・淵を観察場所に選んだ。この場所は透明度が高く、日光の反射しない流れが緩やかな水面であれば、河床までを観察しやすい状況であった。調査は2004年8月に実施した。被験者には岐阜県のK小学校6年生の児童9名を選んだ。調査は「川岸からの観察」と「川に入っの観察」の2段階に分けて行った。「川岸からの観察」では、右岸側から河川を眺めて観察を行い（写真—7）、「川に入っの観察」では、川岸から観察した区間に実際に



写真—7 河川の見方の調査（川岸からの観察）



写真—8 河川の見方の調査（川に入っの観察）

入って観察活動を行った(写真―8)。それぞれの観察時に児童の行動や発言の記録を行い、観察終了後に質問紙調査を行った。質問紙の設問は以下の通りである。設問①「どんなものが見えましたか？見つけたものをできるだけたくさん書いてください。」

設問②「観察したかったけど、できなかったことはありますか？それは、どんなことですか？」

設問③「川岸からながめる観察と、水の中に入る観察では、どちらの方がよく川を観察できましたか？」

6. 4. 3 調査結果

観察時の児童の行動や発言を見ると、「川岸からの観察」では、あまり動き回らずに川を眺めやすい場所を選び、そこに止まって観察する姿が多く見られた。水際や陸上の目につきやすいものを見つけて示し合う行動も見られた。「川に入っての観察」では、水際の流れが緩やかな浅い場所を中心に観察する児童が多く、流れ抵抗の大きい瀬や深い淵を観察する児童は少なかった。また、水中をじっと覗き込む児童は多かったが、石の隙間等の細部を調べる児童はほとんど見られなかった。

質問紙のそれぞれの設問に対する回答を以下に示す。設問に明らかに対応しない回答については削除した。括弧内は回答人数。

設問①:「どんなものが見えましたか？見つけたものをできるだけたくさん書いてください。」

→魚(9)、水(9)、石(7)、木(5)、岩(5)、虫(4)、こけ(3)、草(3)、葉(3)、くもの巣(3)、植物(2)、せみ(2)、ゴミ(2)、ゆるやかな流れ(2)、じゃり(2)、砂(1)、枝(1)、はやい流れ(1)

設問②:「観察したかったけど、できなかったことはありますか？それは、どんなことですか？」

→大きい魚(6)、いろいろな種類の生物(2)、石の奥にいる魚(1)、石の中(1)、動きのはやい魚(1)

設問③「川岸からながめる観察と、水の中に入る観察では、どちらの方がよく川を観察できましたか？」

→川岸から(5)、水の中(3)、両方(1)

6. 4. 5 考察

児童の行動をみると、「川岸からの観察」では、児童は最も全体を眺めやすい場所を選択し、そこに止まる傾向があることが確認された。また、「川に入っての観察」では、多くの児童が生物を探す行動をとっていたが、流れの抵抗のある場所や深い場所では、それらの場所に近づくことができず観察活動が制限されていることが示された。

設問①について、あげられた事物については、「草」

と「植物」等、重複するものもみられるが、半数以上が生物的な要素であった。上位には「魚」や「木」があがった。環境的な要素については、水に関する要素としては、「水」は全員が回答しているが、「流れ」について書いた児童は1、2名であった。空間に関する要素としては、「石」や「岩」を半数以上の児童があげており、さらに細かい「じゃり」「砂」をあげた児童は1、2名であった。全体として現場で鮮明に捉えることのできる比較的目につきやすい事物があげられており、物理的な条件により観察することが困難な対象や、小さな要素や事物の状態等を捉えたものは少なかった。また、生物については種名、行動等についての詳細な記述はほとんどみられなかった。

設問②の回答には、大きな魚や多くの種類の生物を観察したかったといった回答が上位にあげられた。石の奥にいる魚や動きの速い魚を観察したかったができなかったという回答もみられ、これらは上述の観察行動が制限されていることによるものと考えられた。

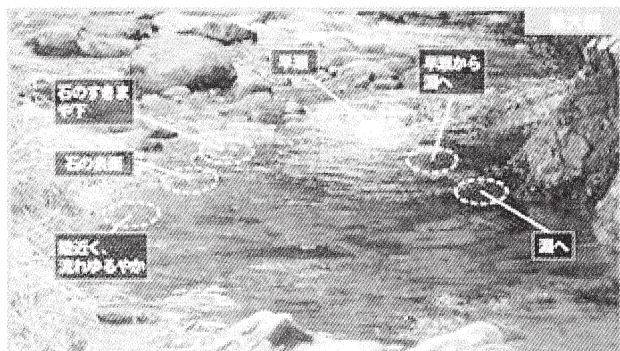
設問③では、2つの観察方法を比べると、川に入るよりも川岸から眺める方が川をよく観察できたと回答した児童が半数以上であり、観察においては必ずしも川に入ることだけが重要ではなく、全体を眺めることも必要であることが示された。

以上より、ハビタットの理解を促すデジタルコンテンツにおいては、対象とする場所全体を眺めることができる場面を用意し、児童が観察しやすい事物に関連づけながら、フィールドの物理的な条件で観察できない部分、石の隙間等の小さな空間、流れや水深の変化等をわかりやすく示し、それらに依存する複数の種類の生物との関係性を表現する階層構造を構築する必要性が示された。すなわち、「対象とする環境全体とそこに含まれるハビタットの明確な提示」→「捉えにくい視点を含むハビタットの詳細情報の提示」→「対応する生物の詳細情報の提示」、以上の流れに沿ってコンテンツを提示する方法が考えられた。

6. 4. 6 デジタルコンテンツの提案

調査により得られた視点をもとに、フィールド調査と同じ場所で撮影された生物と環境の短編映像(動画)を素材としてデジタルコンテンツを作成した(図―7)。環境全体(瀬・淵とその周囲)を把握することができる現場の写真を用意し、その中に含まれるハビタット、Ⅰ「早瀬」、Ⅱ「早瀬から淵」、Ⅲ「淵」、Ⅳ「石の隙間や下」、Ⅴ「石の表面」、Ⅵ「水際の緩やかな流れ」、以上6つを選び、それぞれに対応する場所に選択ボタンを配置した。ボタンを選択した次の画面においては、

それぞれの環境の特徴を把握できるよう、「水面」と捉えにくい「水中」の映像を用意した。さらに、それぞれの環境においてよくみられる生物のボタンを配置し、それを選択することで次の画面において生物の映像が視聴できるように構成した。それぞれの環境に対応させた生物は、Ⅰ「アユ、アマゴ」、Ⅱ「アユ、アマゴ、カワムツ、ウグイ」、Ⅲ「カワムツ、ウグイ」、Ⅳ「アカザ、アジメドジョウ、ヒゲナガカワトビケラ、ヘビ



①環境全体の提示画面



②ハビタット（石の隙間や下）の提示画面



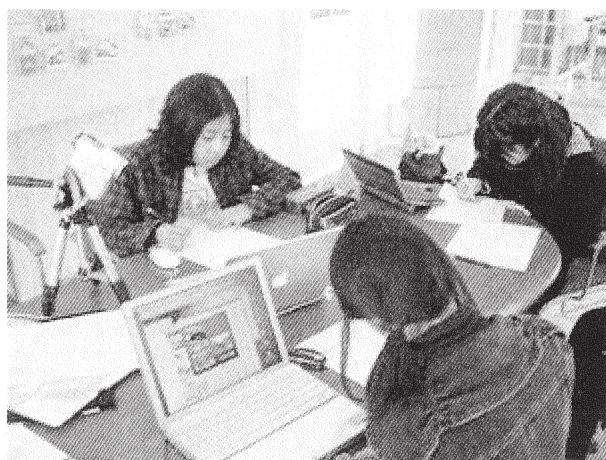
③生物映像の例（ヒゲナガカワトビケラ）

図－7 デジタルコンテンツの構成

トンボ」、Ⅴ「ヨシノボリ、ヒラタカゲロウ、ニンギョウトビケラ」、Ⅵ「ナガレヒキガエル、ツチガエル、稚魚（魚種は不明）」である。生物の映像には、それぞれに「生息場所」「体の特徴」「生活の様子」に関する3つの解説を添えた。

6. 4. 7 利用者の反応

2005年2月、自然共生研究センター研究棟において、作成したデジタルコンテンツをフィールド調査参加者の中の6名に提供し、その反応を確認するための観察及びヒアリング調査を実施した(写真－9)。その結果、児童全員が作成側が意図した通りに画面を操作しながら情報を取り出していることが示された。また、使用中の発言や使用後のヒアリングに対する回答から、確認したものとして、石や砂のサイズや形状、様々な流れの状況、魚が餌を採る様子等、フィールド観察時よりも事物の状態や生物の行動等、多くの要素の詳細な情報について捉えていることが示された。環境の違いにより異なる生物種が生息していることについても発言する児童が半数以上みられた。したがって、作成したデジタルコンテンツは、フィールド観察を補完する役割を担い、生物と環境を関連づけた生態的な情報を提供していることが確認された。



写真－9 デジタルコンテンツ利用状況の調査

6. 4. 8 今後の課題

本研究では、選択したフィールドの地理的な条件等から被験者数が限られたため、河川の見方については9名の児童の反応をもとに考察している。今後はさらなるデータ数の確保が課題であり、また、異なる環境条件での同様の調査も行うことで、河川の見方の特徴について詳細に分析していく必要があると考える。また、本稿では、ハビタットの理解を促すデジタルコンテンツの提示順序をとりあげて提案したが、画面上の

提示方法としては、さらに3次元的な表現やその断面を捉えた表現、流心から周囲360度を捉えた臨場感ある表現等を導入できる可能性もあり、画面のデザインの工夫によっては、さらに個々のコンテンツを捉えやすく提示する方法を見出せるかもしれない。今後、デジタルコンテンツの用途や対象に応じて、さらに有効な表現方法やコンテンツの構築方法について提案できるよう検討していきたい。