

水工学シリーズ 00-A-6

河川の生態系保全機能の 評価にかかわる水工学

名古屋大学大学院工学研究科地圏環境工学専攻教授

辻 本 哲 郎

土 木 学 会
水 理 委 員 会 ・ 海 岸 工 学 委 員 会
2000 年 8 月

河川の生態系保全機能の評価に関わる水工学

Hydraulic Engineering for Eco-system Conservation in River Landscape

辻 本 哲 郎

Tetsuro TSUJIMOTO

1. まえがき

1997年、河川法が改正され、治水・利水に加えて環境が河川の整備・管理目的として認識され、とくに環境機能には、レクリエーションやアメニティなどの親水機能と生態系保全機能が認識された。新しい河川整備・管理の理念は、これら多機能を等しく求めることとされる。しかしながら、河川に求められる生態系保全機能をどのように確保するかは新しい課題で、生態学と河川水理学・工学の叡智を結集すべき対象といえる。一方、1997年には環境影響評価法の制定も行われ、これは従来（閣議決定アセス）の環境基準遵守型からいわゆる生態系保全型への転換という流れで特徴づけられる。とくに河川事業においては、河川生態系を保全する視点でアセスメントの枠組みがつくられているが、ここでは、むしろ河川・水系が流域・国土の生態系に対してこれを保全する機能を有しているという前提でそれを確保するという視点にたっている。言い換えれば、河川生態系の保全は、流域・国土のその基盤であるという考え方である。

本文では、河川の生態系保全機能の意義が認識されてきた背景を述べたあと、河川生態系がどのように構成されているか、河川がそれにどのように貢献しているか（河川の生態系保全機能）を、河川工学的な視点で述べ、さらに、それを工学的にどのように評価するかについて、河川水理学・生態学の接点がどのように探られているのかという視点で紹介する。

2. 背景 - 河川法改正と環境影響評価法制定

河川管理という視点では、1981年12月の「河川環境管理のあり方」についての河川審議会答申を一つの契機として、治水・利水に加えて河川の環境面の管理への取り組みが始まった。河川環境管理基本計画の策定、「河川水辺の国勢調査」の実施の流れの中で、1990年「多自然型川づくり推進」の通達が出て、自然を志向した河川整備・管理が根づいてきた。「環境が優れた川」のイメージはさまざま、荒れ放題の河川敷の人工的な整備や「ふるさとの川づくり」(1987～)に代表される眺望の良い河川や利用に便利な川づくりと、ある意味ではまぜこぜになり、「多自然」といいながら、本来の自然とは相反するものも見られ、自然環境保全という視点からは批判を浴びた例も多い。それでも、自然の材料を志向した多自然工法が各地に出現し、「多自然型川づくり」がどのようなものであるべきかの議論は質的に向上してきたと評価できる。多自然型川づくりの事業の中では、植生や魚類の生息支援（魚道、ワンドの整備）にかかわるものが主であった。1995年の「今後の河川環境のあり方」についての河川審議会答申では、生態系への配慮の視点が唱えられ、河川の自然は生態系保全と一体のものであるとの考えが普及し始め、1997年の河川法改正の基盤となった。生態系という視点になると、局所的な多自然工法から、より上・下流域を含むコリドーといった視点へ移るなど、河川の連続性やセグメントごとの個性とその連続といった観点が認識され、また、多自然創造というものより河川の自然復元(restoration)といった視点へと変化していった(たとえば、「応用生態工学」Vol. 2-1, 1999では「河川の自然復元」について特集が組まれた)。こうした流れの中で、どの時点の自然レベルを復元目標とするのが議論された。これに関連して、潜在自然型河川といった概念が提案されている^{1), 2)}。

上述のような視点が普及してきた背景には、こうした時点までに、下水道の普及と水質汚濁の点源管理によって、河川の水質がある程度回復したことがあげられる。逆に、水質基準遵守型の環境政策にひとつの行

き詰まりがあったことも指摘できよう。

国の環境政策としては、1993年に環境基本法が定められ、1997年には環境影響評価法が制定された。新しい環境影響評価法はそれまでの閣議決定アセスメントに比べて、公害防止型から自然環境保全型へ、希少種保全中心から生態系の保全へ(持続性を支える生物多様性保全の考え方)、環境基準遵守型から環境影響を回避・低減・代償する努力を評価する方向へと質的に変わった³⁾。すなわち、土地改変事業によるインパクトに対する自然への影響を生態系のレスポンスとして評価し、それを回避・低減するという考え方である。また事業開始後のモニタリングが重要視されているが、さらに言えば、必要に応じてフォローアップするという考え方であろう。

改正された河川法下での河川の生態系保全機能の確保は、河川へのさまざまなインパクトによる生態系の変質(eco-system degradation)に着目し、河川・流域に人工的なインパクトを加える前にアセスメントを行い、その後も機能をモニタリングし、必要な回復手段をとるというフォローアップ体制をとっていくことで対応されるものである。

3. 河川域の階層性と固有性・連続性

河川という場を観るスケールとして代表的なものに、(i)リーチ、(ii)セグメント、(iii)水系、(iv)流域といった階層がある。リーチは砂州や瀬・淵などの河相を特徴づけるユニットを一对以上含む河道区間、セグメントはそれらの配列が統計的に均質な区間(沖積平野区間、扇状地区間など)、水系は水源山地から河口まで、流域は集水総面積である。とくに、重要な視点は「セグメント」(山本:「沖積河川学」⁴⁾参照)で、河川における様々な状況がそれによって特徴づけられる。とくに、河床勾配、河床材料粒径でグルーピングされ、特徴的な流路・河床形態が出現する。こうした形態の特徴は統計平均的に流路方向に周期的で、その1つの単位がリーチで、リーチ内での様々な要素(川幅など形状・粒径など地形、流速、水深などの水理量、植生)の組み合わせが重要な特徴である。小規模河床形態(たとえば Tsujimoto & Nakagawa⁵⁾)、中規模河床形態(黒木・岸⁶⁾)の領域区分が、洪水時の単位幅流量、河床勾配、河床材料の組み合わせでなされていることも想起されたい。今日ではこうした要素の組み合わせが個々の生物の生息を支え(ハビタート)、セグメントごとに特徴的なそれらの組み合わせを生んでいる。セグメントの固有性は重要な視点である一方、これらが水系を通じてある規則に応じた連続性を呈していることも注目される。平均的には、山地から河口までの勾配と粒径の指数減衰的な様相が連続性の骨格ではあるが、地質的条件によって狭窄部がそのあいだに割り込んだり、隆起・沈降の影響で独特な不連続性を示す場合もある。

こうした河川の連続性・固有性は河川生態に強く関係している。いわゆる「河川連続体仮説」(River Continuum Concept, Vannote, et al.⁷⁾)はまさにそれである。図1(Vannoteらの図を谷田⁸⁾が改変したもの)は河川の上流域から下流域に向かう(流程あるいは河川次数の増加に沿って)生態的な視点での変化をまとめたもので、次のように説明される。(1)粒状有機物(POM)が物理的・生物的影響でダウンサイジングされる。(2)上流域では河畔林が落葉などの形で外来性有機物を投入するが、カバーによる日照の減少は藻類などの光合成を抑制する。こうした餌資源状況を反映して底生昆虫ではシュレッダーが卓越する。(3)中流域では付着藻類による生産が高まり、これに応じてそれを剥ぎ取るスクレーパー型底生昆虫の密度が増加する。またダウンサイズされたPOMを利用するコレクター型底生昆虫が増加する。(4)下流では付着藻類が減り、光合成による生産は低く、コレクターが優先する。このようにセグメントごとに生態系組成が特徴づけられることを示したものと見える。魚類についても、図2(森下⁹⁾)に示すようなセグメントに関わる生息固有性があるほか、産卵場を中心とした移動性も河川の固有性と連続性にかかわっている。このほか、水際植生に着目しても、表1(宇多ほか¹⁰⁾)に示されるようにその種・群落構成はセグメントに影響される。

このように、河川においては、上流からほぼ序列化して存在するセグメントごとに、独特の固有な物理環境が存在し、それに固有な生物の生息が生態系の骨格を作り上げているとみなしてよい。すなわちセグメント

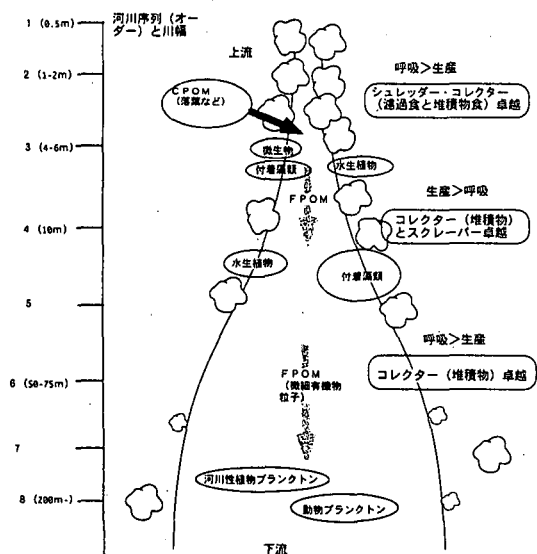


図1 河川連続体仮説の概念(Vannote/谷田)

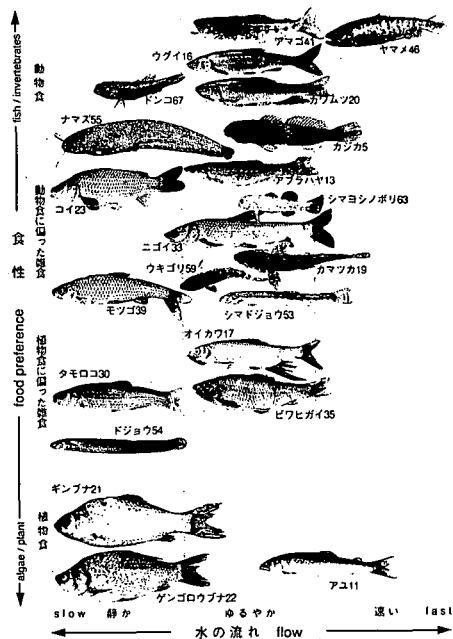


図2 河川での魚類生息(日野川の例, 森下ら)

表1 セグメントと植物群落(利根川・鬼怒川の調査より, 宇多ら)

		セグメント 1		セグメント 2		セグメント 3	
		鬼怒川 46.0 km~101.5 km区間		鬼怒川 0.0 km~46.0 km区間		利根川 0.0 km~45.0 km区間	
		96.0 km地点	55.0 km地点	32.0 km地点	16.5 km地点	27.0 km地点	20.0 km地点
河床勾配		1/600~1/190		1/2,130~1/1,320		逆 勾 配	
平均粒径		河床材料 約 50 mm 砂州上 中〜大礫 砂州周縁部 粗砂		河床材料 約 0.5 mm テラス上 細砂		河床材料 約 0.2 mm 高水敷上 粘土〜シルト	
低水路幅		250 m~800 m		100 m~250 m		350 m~1,000 m	
出水時の平均流速		平均年最大流量 (1,700 m ³ /s) 時 で約 2.5 m/s~4.5 m/s		平均年最大流量 (1,700 m ³ /s) 時 で約 1.5 m/s~2.5 m/s		既往洪水 (4,500 m ³ /s 1972.9.18) 時で約 0.9 m/s~1.6 m/s	
各植物群落の 冠水頻度	群 落 名	A	20~0.5	100~250	4~365	4~55	0.33~9
		B	0.5~0.1	0.3~100	1~4	1~4	—————
		C	0.1 以下	0.3 以下	0.05~0.67	0.2 以下	—————

注) 冠水頻度は、1回/年以上では日平均水位、それ以下では定時観測水位の年最大値によるものである。

	セグメント1	セグメント2	セグメント3
A 群落	ツルヨシ, ネコヤナギ, ススキ, スギナ, カワラヨモギ, カワラサイコ	オオクサキビ, ヤナギタデ, オギ, クサヨシ	ヨシ, マコモ, オギ, カワヤナギ
B 群落	ツルヨシ, 灌木類	ギシギシ, オギ, セリ, クサヨシ, カワラメドハギ, カワラケツメイ	セイタカアワダチソウ, ギシギシ
C 群落	ススキ, 高木類	タチヤナギ, タケ	

の特徴が生み出すより微視的な物理環境の空間構造が提供する生息場が、固有な部分的生態系の基盤になっているといつてよい。また、その固有な部分生態系が連続していてトータルの生態系が成立する。さらにこれを流域へと空間を広げて初めて sustainable となっている。

リーチ、セグメント、水系、コリドー(水系の両側に河川の影響の強い領域を加えたもの)、流域の各空間に

おける生態系の階層性とそのつながり(外縁でフラックスをおさえる)を充分認識することが重要である。

4. 河相と河川景観

改正河川法が目指す多機能の追及という視点、あるいは生態系を校正する生息場という視点で観ると、河川の物理的環境をダイナミックに把握する必要がある。すなわち、水流、流砂、河道・河床地形、植生の相互作用系としての認識(図3 参照)が重要で、この系が、与えられた地質条件、気候条件下でそれに応じて変動する流量、土砂供給条件のもとでの動的なバランスでもって固有の特性を示している。ここではこれを「河相」と定義している²⁾(この物理環境がさまざまな生物相互作用系をささえている状況で「河相」を定義すべきであるとの考えも多いが、ここでは物理的相互作用系に入る部分で区切った。生物の中で植物は移動床水理系にフィードバックが働くのでここに入っている。また、河道内に存在する構造物も一つの構成要素とみなせる)。この仕組みを的確に記述・予測するのが河川水理学である。とくに、植生を伴う流路の移動床水理学の近年の発展(たとえば、Tsujimoto¹¹⁾)が、河相の状態あるいはその変遷、インパクトに対するレスポンスの記述・予測に大きな役割を果たす。

著者²⁾はさらに、この河相の相互作用系全体あるいは各要素が、河川がもつべきさまざまな機能(治水、利水、親水、生態系保全)を担っている状況でもって「河川景観」を定義し(図-3 参照)、これらの調整に関わる河川景観管理こそこれからの河川管理であると考えている。河相がどのように治水、利水機能を支えているかの評価は従来の河川工学の課題であったが、生態系保全機能の評価は、河川工学・水理学と生態学の接点によって受け持たれるべき新しい課題といえる。

生態系保全機能とは、河相が生態系をどのように支えているかである。第一義的には、河相が生息環境を提供している状況が想定される。河相の様々な側面がどのように様々な生物種・群集に生息場(ハビタート)として利用されるかである(図4、ここでは通常「河相」で表現する生態系の物理基盤に、水温、水質を加えた物理・化学的環境が生息環境基盤であるとしている)。新しいアセスメントの枠組みでは、様々な種の中から「注目種」にしばってハビタートを想定した第一義的な生態系像を構築し、とくにそれが(事業という人的)インパクトを与えるにあたって、どのように影響回避、低減されるか、また代償(mitigation)できるかという議論になる(インパクトの生態系への影響は、生息場への影響だけでなく、それが生物相互作用をも通して持続的存続がどのような影響を受けるかという視点でなければならないことは言うまでもない)。「注目種・群集」は、今回の環境影響評価法を施行していく技術開発の議論³⁾の中で導入された概念で、(1)食物連鎖の上位性、(2)典型性(物理景観に固有な種・群集)、(3)特殊性(微視的な生息環境を持つ特殊な種・群集)、(4)移動性(生活史において必要な移動)、および(5)学術上の貴重種があげられている。とくに、河川域では、それぞれのセグメントで普通に見られる種や群集が生態系評価における着眼の一つになったことが指摘される。また第3章で述べた河川の固有性・連続性が、注目種の(2)、(4)で生かされるはずである。

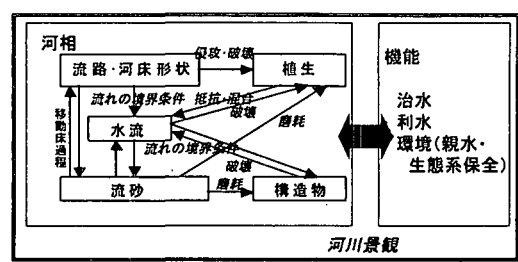


図3 河相と河川景観

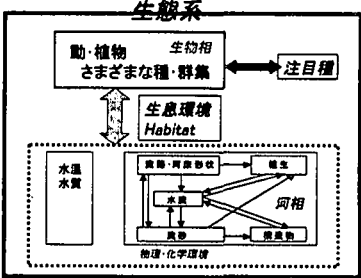


図4 河相が支える生息場による生態系の第一近似

5. 生息環境評価

図4に示されたように「注目種の生息場」として生態系が近似されたとすると、いわゆる PHABSIM(Physical Habitat Simulation)が、評価手法として浮上する。IFIM/PHABSIMは、主として正常流量などの議論において代替案から意思決定への methodology として開発されたものである^{12), 13)}が、PHABSIM, IFIMのいずれも生息環境の科学的評価手法としてのシナリオを内包しているので、ここでは後者の視点から手法を整理した。生息環境評価への河川水理学の展開については「水工シリーズ98」のテキスト¹⁴⁾も参照されたい。

PHABSIMは、対象とする種の、対象とする生活史上の生息適性を河川地形・水流の物理特性量と関連付けて評価する手法といえる。すなわち、まず、流速、水深、底質など物理環境指標(ξ)を選び、そのそれぞれの指標について、生息適性(Habitat Suitability)を0から1の数値で評価した選好曲線 $f(\xi)$ (preference curve)を作成する。各指標への選好性は独立ではないが、個別に考慮することによって様々な指標の組み合わせの条件での生息特性を合理的に評価できるのがポイントである。これには各種・群集についての生物・生態学的(生活上の)知識、あるいは観測データの蓄積が必要である。また、生息適性は普段の定位場所以外に、採餌、産卵、仔稚魚の生育、洪水・渇水時の産卵など生活史上のステージごとに異なるが、さしあたって普段の生息場所を対象とする場合が多い。選好曲線作成には(1)図鑑的知見から簡単な関数系を想定する方法のほか、(2)観測データに基づき出現頻度分布に基づいて決める方法がある。また物理環境指標としては、流速、水深、底質材料粒径がとられるが、その空間的微分(環境傾度)が重要であるとの指摘もある^{14), 15)}。

一方、水理モデルによって流速、水深、底質粒径などの空間分布(ξ_{jk} , k =空間的微小面積 ΔA_k を特定する添字)を推定できる。最近の河川水理学の発展の結果、流路・河床形状、河床材料、植生に応じて与えられた流量条件に対して物理環境指標の値の空間分布を評価できる。これらと選好曲線群から次のように生息適性評価値空間分布 Ξ_k が評価される。すなわち物理環境指標の値の空間分布 ξ_{jk} を生息適性値の分布 Ξ_k に変換する。

$$\Xi_k = \prod_j \{f_j(\xi_{jk})\}^{y_j} \quad (1)$$

ここに、 $\sum y_j = 1.0$ である。しばしば、 $\Xi_k \Delta A_k$ の河道区間全体の総和を求めてWUA(Weighted Usable Area)と呼んでいるが、次式のように河道区間総面積で規格化した河道区間平均評価値WUA*を使うほうが合理的である(IFIMのシナリオで用いたとき、流量による水域面積の変化がWUAに反映されることになるといった弊害からも免れる)。しかしながら生態系の仕組みの表現を考えるなら、単純に平均化しないで河道内での評価値の空間分布を種・群集別にながめることのほうが重要である¹⁴⁾。

$$WUA^* = \frac{\sum_k \left[\prod_j \{f_j(\xi_{jk})\}^{y_j} \Delta A_k \right]}{\sum_k \Delta A_k} \quad (2)$$

PHABSIMによって、ある河道区間における河川改修の影響や多自然工法の効果を評価することが可能であるが、もともとはIFIM(Instream Flow Incremental Methodology)の枠組みの中で用いられてきた。IFIMは流量を変化させることによって生息適性評価値がどのように変化するかを議論するもので、流量に対して評価値が極値を取ることから、当初はこれによって最適化(OptimizationあるいはCompromization)を図ろうとするときの methodology として採用された。ということで「正常流量決定法」と訳されることがある¹³⁾が、ここでは生態系評価のサブシステムとして訳語「流量増分式評価」の意味で用いることとする。すなわち、流量によって生息適性評価値が変化するというシステムを理解し、(1)流量の季節変動と対象種・群集の生活史との対応を検討すること、(2)流量変動を含めた「正常流量」を検討すること、(3)洪水・渇水などの生息場の危機の検討、(4)ダムの流量調節の影響評価などに使える。最近、小出水ら¹⁵⁾はダムの減水区間の生息環境への影響評価に、島谷¹⁶⁾は正常流量の決定に、辻本ら¹⁷⁾及び大杉ら¹⁸⁾は試験湛水による下流河道の生息場変質と人工フラッシュ洪水によるその回復の評価にIFIMの手法を応用している。

IFIM/PHABSIM は、これまで魚類に適用された例がほとんどであった^{14), 15), 16)}が、底生生物にも適用されつつある^{17), 18)}し、他の生物群集(さらに植物群落)への適用¹⁴⁾も可能性が期待される。

先にも述べたが、一つの種についての生息適性を論じるにしても、普段の生息場はその場としての適性のほか、摂餌、産卵、仔稚魚期の生育環境、洪水・渇水時の避難などの場への連結性も重要な視点である。辻本・田代・伊藤¹⁹⁾は定位の場所の適性を摂餌、産卵、洪水・渇水時の避難場所とのaccessabilityでつなぐ評価を提案している。

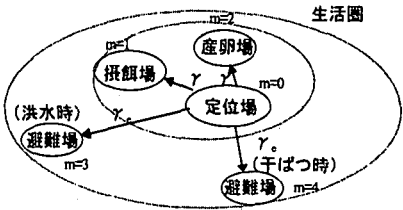


図5 生活圏のイメージ

Accessability は行動圏 (home range) で規格化した連結性で定義しており、緊急時の行動圏は魚類では突進速度と遊泳速度の比で拡大させた。また、摂餌適性場を議論するときには対象種の食性を考慮した。餌が他生物の場合(底生昆虫や付着藻類)にはその生物の生息・生育場、流下昆虫の場合は流線の集中する場所や河畔林からの距離を考慮した。餌を考えると他の種・群集のハビタート評価が必要となってくる。すなわち注目種のハビタートの議論だけでは収まらない。辻本ら¹⁹⁾は図5に示すような「生活圏」を想定、その適性を定位(m=0)、摂餌(m=1)、産卵(m=2)、洪水時の避難(m=3)、干ばつ時の避難(m=4)の場との連結で論じた。それぞれの場は、表2に示されるような評価指標を抽出して PHABSIM を組んだ。複数の生活場の適性評価値分布 $\Xi^{(m)}(x,y)$ を結合させる際、行動圏内の評価値は相互に影響を及ぼし合うと考えられる。そこで、行動範囲内において、 (x,y) での値が $\gamma(x-\xi,y-\eta)$ (但し、対象河道内水域)での値に及ぼす影響は、次の関数 γ によって決められると考えた。

$$\gamma(\xi,\eta)=\exp\left(-\frac{\sqrt{\xi^2+\eta^2}}{\Lambda}\right) \tag{3}$$

ここに、 $\Lambda=\alpha\cdot S$ ($\alpha=0.3\sim1.0$) であり、 S は生物の個体質量で決まる行動圏(面積)の平方根である。また、緊急時である避難時の行動圏は、摂餌時、産卵時のそれよりも大きいと考えられるから、突進速度と巡航速度の比を用いて関数 γ を補正した。このようにしてアクセス性を考慮して動的なハビタートを評価することが出来る。これを CI (Connectedness Index, 連結性) と名付けた。

$$CI^{(m)}(x,y)=\Xi^{(m)}(x,y)\iint\left\{\Xi^{(m)}(x-\xi,y-\eta)\cdot\gamma^{(m)}(\xi,\eta)\right\}d\xi d\eta \tag{4}$$

表2 生活圏の様々な場の適性評価指標

魚種		体長(cm)	生活場		摂餌(m=1)		産卵(m=2)		避難(m=3)		避難(m=4)	
			行動圏S(m)	支配要素(j)	餌	支配要素(j)	産卵環境	支配要素(j)	支配要素(j)	支配要素(j)	支配要素(j)	支配要素(j)
カワムツ (遊泳魚)	仔稚魚	-	8.6m	U,h,d	底生藻類・動物	U,h,d			U		h	
	成魚	11~13cm	12.9m	U,h,d	流下昆虫	ψ	流れの緩い砂礫底	U,h,d	U		h	
カワヨシノボリ (底生魚)	仔稚魚	-	4.7m	U,h,d	底生藻類・動物	U,h,d			U		h	
	成魚	4~5cm	7.2m	U,h,d	底生藻類・動物	U,h,d	沈み石の下面	U,h,d	U		h	

6. 生息場の集合体としての生態系

ここまで河川生態系を、河相が支える生息場として近似した議論をしてきた。第5章で述べたような生息環境評価は個々の種あるいは群集に対して適用できるが、これらを生態系としてどのように総合化するかを考えると、食物連鎖や競争・共生などの生物相互作用を考えなければならない。また、前章の議論でも明らかにされたように個々の種の議論においても生活史を想定すると、食性の関係で生物相互作用を考えることが

必要となる。河川で生息する生物群集を食物連鎖の視点で構造として捕らえると、図3に示した河川生態系モデルは図6のようにアップデートされよう。個々の種・群集についてのハビタートの議論を食物連鎖(及び競争・共生)の構造で総合化しようとする構想で、連結性の議論が一つのヒントとなっている。

魚類生息環境を餌生物の生息・生育環境との関連で議論していこうというシナリオはこうした議論の第一歩となるだろう。図7(川那部(1959)の研究を田中²¹⁾が改変したもの)は藻類や底生生物の生息状況が魚類相と関連していることを示している。

こうしたアプローチでの個々の生息場モデルから生態系モデルへ総合化するためには、様々な生物に対するハビタートの議論とそれらの生物相互の食物連鎖的關係、競争・共生關係についての議論を工学的視点で集積していく必要がある。

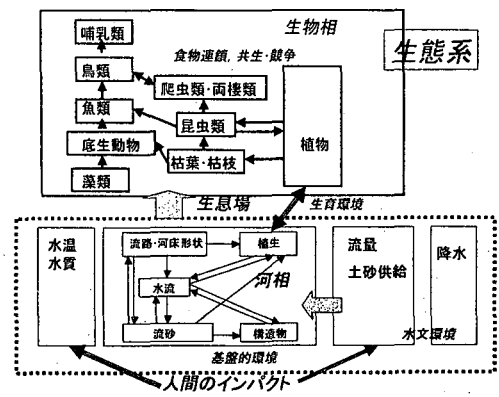


図6 食物連鎖の構造を持つ河川の生態系

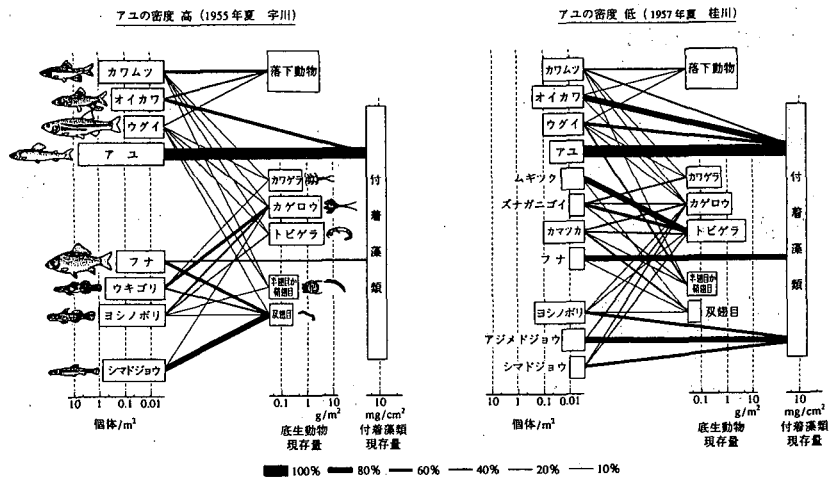


図7 河川の魚類群集の食物連鎖の例(川那部/田中)

一方、PHABSIM スタイルのアプローチを、個々の生物種・群集の個々のステージでなく、生態系(あるいはその健全度)を示す総合指標に対して直接適用することも考えられている。一つは、生態系健全度を「生物多様性」(bio-diversity)という視点で捉え、たとえば、多様度指数(Shannon index、たとえば森²²⁾著「動物の生態」参照)とか種の数そのもので生態系健全度を表現する。大杉ら¹⁹⁾は底生生物群集について、種の数(タクサ数)

そのものについて各物理環境指標とのあいだに選好曲線に相当するような関数を観測データに基づいて作成、IFIM のシナリオの持ち込んで流況変動の影響を検討しようとしている(大杉らの研究対象はダム下流河道で試験湛水期の微細砂・泥成分の堆積が底生生物群集にどのように影響するかを議論しているが、この問題で種数を指標として健全度が評価できるかについては問題を残している)。また、島谷¹⁷⁾は個々の生物種・群集に注目するのではなく、それらが複数で生息する物理的景観類型(たとえば、瀬・淵、ワンド、二次流路、水際線など)に着目、その存在量について IFIM のシナリオに持ち込もうとしている。ここでは、場(あるいはハビタート)の多様性が生態系健全度の指標と期待されている。河川流量が変化すると図 8 のように水域が変化すが、これによって、図 9 のように対象河川区間の(1)早瀬総面積、(2)ワンド総面積、(3)水際線総延長が変化する。興味深いことはそれが流量に対して極値を持ち、正常流量の最適化の議論へと誘導できる可能性を秘めている。

できる限り多くの生物種・ステージについての生息適性の議論が進められ、それを生活史、食物連鎖、競争・共生の構造で総合化する基礎研究が蓄積され、それに基づいて総合化指標の合理性が確認されると、様々なインパクトが生態系にどのように影響し、またそれをどのように回避・低減・代償できるかといった視点での合理的環境管理へと進めることが期待される。

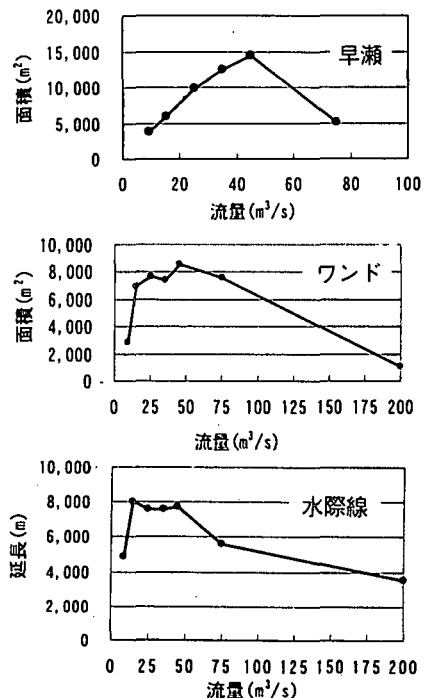
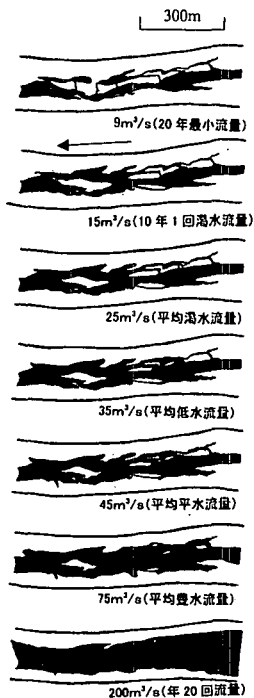


図 8 流量変化に伴う水域面積・パターンの変化(島谷) 図 9 流量変化に伴う景観類型存在量の変化(島谷)

河川の生態系についての議論はこれまで植生・魚類に限られていたが、これまでの議論により様々な生物種・群集についての検討が望まれていることがわかる。また、実際研究対象が広がりつつある。すなわち付着藻類^{23), 24), 25)}、底生生物^{18), 19), 26)}、甲殻類^{27), 28)}についての研究が緒についてきた。とくに付着藻類については、河川中流域の 1 次生産者として重要で、生育条件、増殖・剥離・枯死などについて環境(河床条件、水流、日射、水温、水質)との関係、そのメカニズムについて工学的検討^{23), 24)}が始められている。こうした視点では、さらに上流域でのリッター(落葉・落枝)とその分解、粒状有機物(POM)などについても発生・流下・変化過程(ダウンサイジング)について、知見を蓄積していく必要がある。

7. 河川生態系を支える物理環境

図3で「河相」と定義した河川生態系の基盤物理環境については、河川微地形と植生の関係を始めとする研究が手取川での調査²⁹⁾を嚆矢として盛んに行われ、すでに述べたように植生水理と移動床水理の組み合わせによって河道変遷における植生の果たす役割の重要性が認識されてきた^{30), 31)}。主たる素過程は、次のようなものである。(1)植生群落下流部への洪水時微細砂堆積(自然堤防形成)とその後の植生侵攻、(2)植生周辺への洪水時掃流土砂堆積と植生侵攻、(3)洪水時の植生帯への浮遊砂堆積とその後の植生帯拡幅、(4)高水敷への洪水時微細砂堆積と高水敷の比高増加、(5)洪水時の樹木の倒伏・流失、(6)洪水時、植生基盤の流失など。このうち(1)~(4)は河道の植生繁茂、(5),(6)は植生破壊を担っている。前者は植生水理と移動床水理の結合によって説明される恰好の課題である³⁾が、後者については研究が著についたばかりといってよい^{32), 33), 34)}。図10は手取川での洪水(年最大流量)履歴と植生域面積率の変化を航空写真で調べ整理したもの³²⁾で、ダム建設後の洪水規模の減少時期に樹林化が進行、大出水ではそれが破壊されている様子がうかがえる。

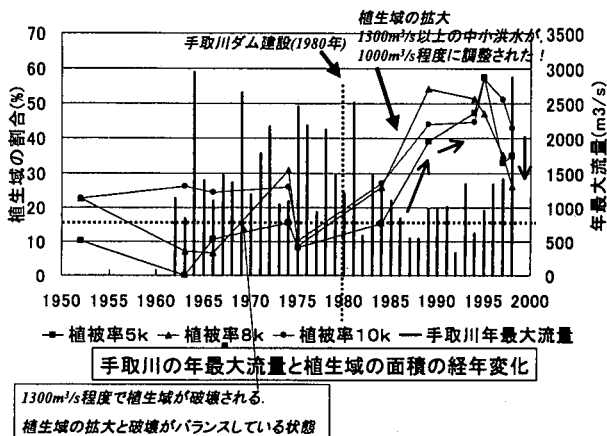


図10 河道内樹林化・植生域破壊と洪水履歴(手取川の例)

河川生態系を支える物理基盤は水流・流砂・微細地形・植生の結合による複雑な系である。1995年から「河川生態学術研究会」が組織され³⁵⁾、リーチスケールでの河川生態系の成り立ちを研究し始めたが、その対象河川の一つである木津川を例にとっても、物理基盤自身が生態系とともにダイナミックである。たとえば、砂州は頻繁に冠水し、砂州に存在する二次流路、「ワンド」、「たまり」、植生域、細砂パッチ、礫床筋などは冠水時、移動床過程にさらされ、更新されてはじめて持続する「一時的ハビタート」の特徴をもつ。それぞれ、魚類の産卵場、仔稚魚の育成場、あるいはアリジゴクハビタート、コチドリなどの営巣場となっている(図11参照)。木津川における河川生態学術研究(代表：山岸哲)では、水理・水文・水質、陸水など基盤環境から、微生物、底生生物、陸上昆虫、植物、魚類、貝類、両棲・爬虫類、鳥類、哺乳類の研究者が同一のフィールドで情報交換しながら研究を進めている。図11に示すように1000m³/s規模以上の洪水が夏季から秋季に数回出現し、砂州のかなり部分に冠水し、また二次流路の固定化、表層のリフレッシュ(材料の置き換え)、植生域への微細土砂堆積などが生じている。こうした陸水域の微細構造の把握が求められている。

砂州河川における微細地形が生息環境にどのような貢献をしているかを評価するため、第5章で述べた連結性指標を用いた検討が行われた²⁰⁾。そこでは、木津川規模の砂州河道を次のように単純化して検討された。

$$z_b(x, y) = -i_b x + A \cos\left(\frac{3\pi}{2B} y\right) \sin\left(\frac{2\pi}{L} x\right) \quad (5)$$

ここに、 $z_b(x, y)$ ：河床高、 x ：縦断方向距離、 y ：横断方向距離、 i_b ：平均河床勾配 (1/1000)、 A ：砂州の半波

高 (1.5m), B : 河幅 (200m), L : 蛇行区間長 (800m) であり, 括弧内の数値は木津川スケールと対応させて設定したものである. これによって, 図 12 のように, 瀬・淵, 二次流路がモデル化された. また流況につ

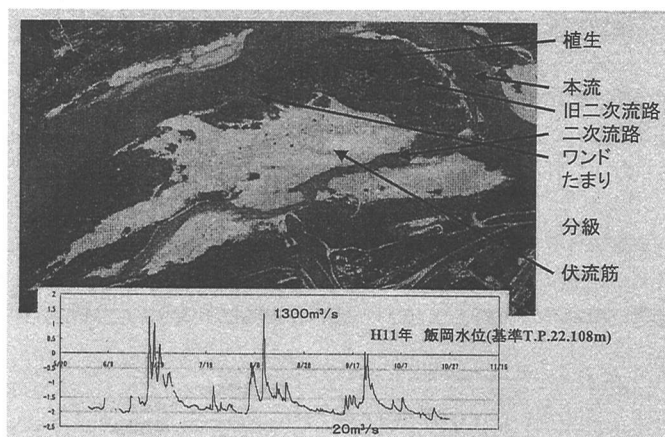


図 11 木津川 12km 地点の砂州を含むリーチのさまざまなハビタートユニット

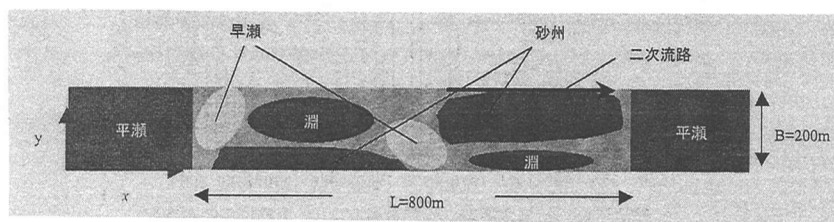


図 12 モデル流路

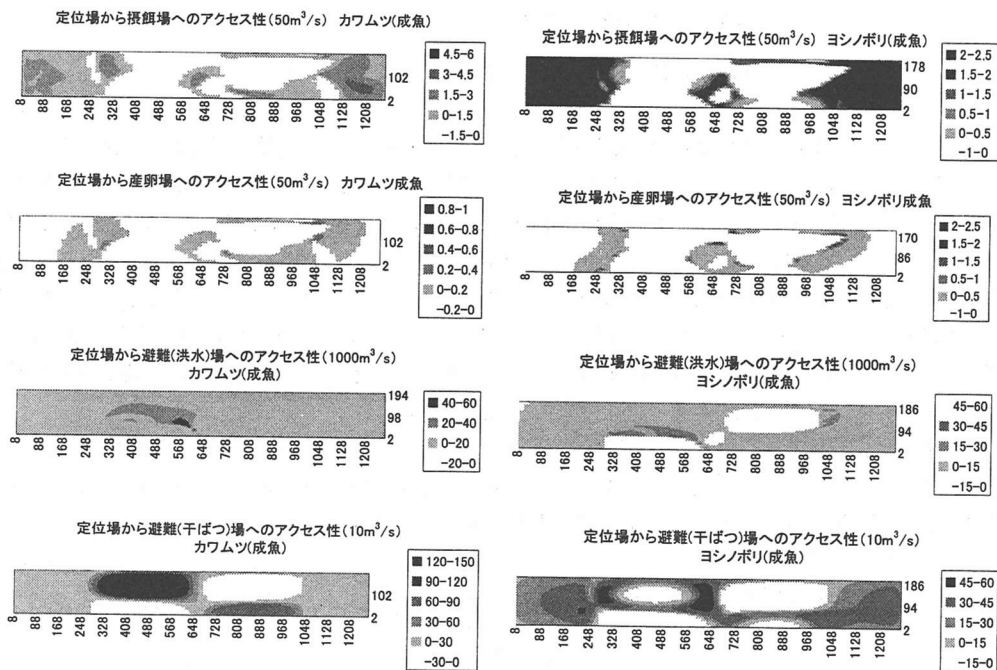


図 13 定位場所の摂餌場, 産卵場, 避難場との連結性を考慮した生息適性 (辻本・田代・伊藤)

いては木津川調査地点における最近 10 年間のデータ(年平均 $33.7\text{m}^3/\text{s}$)を参考に、平水時 $30\text{m}^3/\text{s}$ 、豊水時 $50\text{m}^3/\text{s}$ 、年最大流量 $1000\text{m}^3/\text{s}$ 、干ばつ時 $10.0\text{m}^3/\text{s}$ などと想定した。対象魚種について、遊泳魚であるカワムツ (*Zacco temminckii*)、底生魚であるカワヨシノボリ (*Rhinogobius flumineus*) を選択し、これらについて知られている生活史に基づいて表 2 のような環境指標に対して選好曲線群を作成し、式(4)による評価を行った。この結果が図 13 に示される。なお各微地形要素の役割を考察するため、図 12 に示したモデル流路と、その流路から瀬・淵構造、二次流路、植生のそれぞれ一つの要素を欠落させた流路を想定し、合計 4 パターンについて対象河道区間での CI 値の合計 CI_{SUM} を比較し、河道内微地形の役割について評価した。その結果が表 3 に示される。なお、表中の括弧内には CI_{SUM} について、現モデル地形の値を 100 とした相対値で記述した。この結果、微地形要素を欠落させた流路では、定位場から摂餌場、産卵場、避難場へのアクセスに大きな影響を与えていることが分かり、微地形要素の重要性が示された。

表 3 連結性の視点からみた各微地形要素の貢献度の比較 (辻本・田代・伊藤)

カワムツ仔稚魚 (CI_{SUM})	現モデル地形	瀬・淵構造なし	2次流路なし	植生なし
定位場→摂餌場	$1.91 \times 10^3(100)$	$4.15 \times 10^3(217)$	$1.84 \times 10^3(96)$	$2.58 \times 10^3(135)$
定位場→避難(洪水)場	$9.28 \times 10^3(100)$	$5.97 \times 10^3(64)$	$9.41 \times 10^3(101)$	$0.00(0)$
定位場→避難(干ばつ)場	$1.24 \times 10^3(100)$	$3.27 \times 10^3(263)$	$1.22 \times 10^3(98)$	$1.24 \times 10^3(100)$
カワムツ成魚 (CI_{SUM})	現モデル地形	瀬・淵構造なし	2次流路なし	植生なし
定位場→摂餌場	$2.54 \times 10^3(100)$	$3.49 \times 10^3(137)$	$2.59 \times 10^3(102)$	$4.27 \times 10^3(168)$
定位場→産卵場	$3.79 \times 10(100)$	$0.00(0)$	$3.08 \times 10(81)$	$3.08 \times 10(81)$
定位場→避難(洪水)場	$1.54 \times 10^3(100)$	$3.65 \times 10^3(237)$	$1.54 \times 10^3(100)$	$0.00(0)$
定位場→避難(干ばつ)場	$1.20 \times 10^3(100)$	$3.38 \times 10^3(28)$	$1.22 \times 10^3(102)$	$1.20 \times 10^3(100)$
カワヨシノボリ仔稚魚 (CI_{SUM})	現モデル地形	瀬・淵構造なし	2次流路なし	植生なし
定位場→摂餌場	$4.02 \times 10^3(100)$	$3.49 \times 10^3(87)$	$1.37 \times 10^3(34)$	$1.47 \times 10^3(37)$
定位場→避難(洪水)場	$1.54 \times 10^3(100)$	$5.40 \times 10^3(351)$	$1.57 \times 10^3(102)$	$0.00(0)$
定位場→避難(干ばつ)場	$3.67 \times 10^3(100)$	$5.41 \times 10^3(147)$	$3.66 \times 10^3(99)$	$3.69 \times 10^3(100)$
カワヨシノボリ成魚 (CI_{SUM})	現モデル地形	瀬・淵構造なし	2次流路なし	植生なし
定位場→摂餌場	$1.47 \times 10^3(100)$	$8.52 \times 10^3(580)$	$3.83 \times 10^3(261)$	$4.04 \times 10^3(275)$
定位場→産卵場	$1.31 \times 10^3(100)$	$0.00(0)$	$1.11 \times 10^3(85)$	$1.20 \times 10^3(91)$
定位場→避難(洪水)場	$1.14 \times 10^3(100)$	$2.91 \times 10^3(254)$	$1.09 \times 10^3(96)$	$0.00(0)$
定位場→避難(干ばつ)場	$7.69 \times 10^3(100)$	$1.16 \times 10^3(151)$	$7.63 \times 10^3(99)$	$7.69 \times 10^3(100)$

「たまり」や「ワンド」といった一時的水域は淀川水系では、とくにイタセンバラの生活史上重要なハビタートとして知られる³⁰⁾など、砂州河川の重要な生息環境ユニットである。こうした微細地形がどのように形成され維持されるか、また微妙な水理環境、とくに冠水頻度(産卵時に冠水して成魚の侵入を促し、適当に本流と分断されて仔稚魚の成育の安全が保たれるなど)がどのように確保されているか³⁷⁾が重要な視点となっている。「たまり」の形成維持については様々な機構があるが、興味深いシナリオは洪水時に二次流路が形成され、その瀬・淵構造が平面形状(蛇行)や低水時の水際への植生侵攻とその生育によって強調されたものが、冠水・非冠水で一時的な「たまり」として存在すると見るものである³⁸⁾。多くの「たまり」はこうした成因のため、旧二次流路(しばしば粗粒化され、またしばしばその上を細砂が覆っている)に沿って存在し、またそれゆえに伏流による水交換が活発なもの(水質の維持)と推測されている。

「たまり」や「ワンド」の存在及び水質維持にかかわる伏流やそれに支えられる間隙性生物のハビタートも新しいトピックスとなり、木津川調査区域では 70m グリッドで観測井戸が設けられ伏流挙動の研究が行われつつある。図 14 は得られた伏流水位コンターから推定した巨視的な伏流挙動で、伏流挙動がたまりや二次流路、早瀬の存在(表面流水面勾配の急変)などに支配されている様子がうかがえる³⁹⁾。以上から、こうした砂州域を主体とした河相は図 15 に示すように、洪水時、低水時のそれぞれで少々卓越する相互作用が異なり、かつ、両ステージの相が相互に関係しあっている。

洪水と低水の繰り返しという観点で、戸田ら⁴⁰⁾は中小洪水時に栄養分を含んだ微細土砂が砂州上でとくに植生に捕捉されるなどして堆積し、一方、大出水時にはフラッシュされるシナリオを描いている(図 16 参照)。平水時にはこうした栄養分が植生繁茂に貢献している。図 17 は多摩川 58.6km での 1999 年 8 月の大

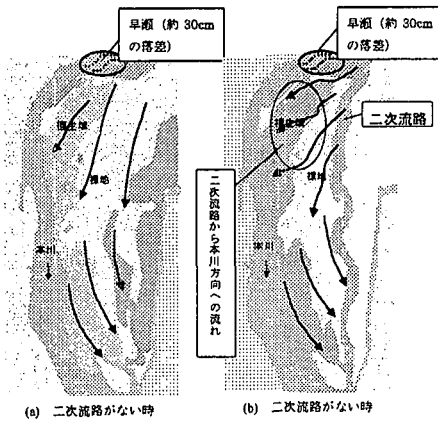


図 14 水域の分布と砂州の伏流環境(鷺見ら)

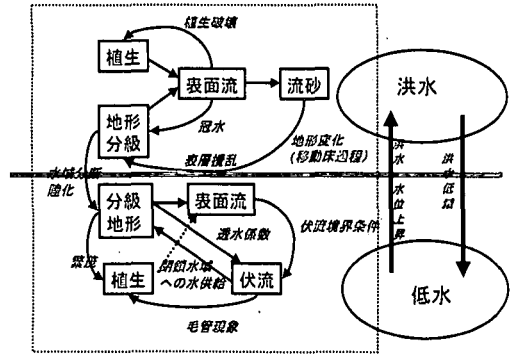


図 15 洪水時の河相と低水時の河相

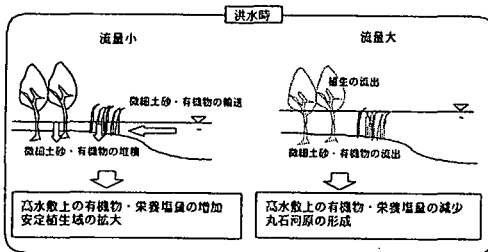


図 16 洪水流による高水敷土壌環境形成概念図(戸田ら)

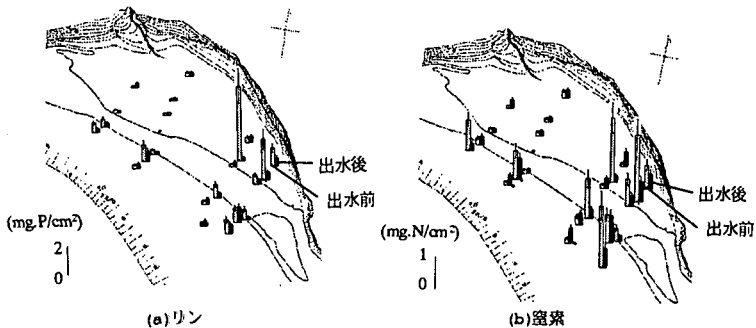
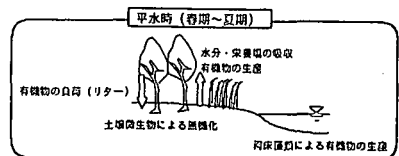


図 17 単位面積土壌中の物質質量(戸田ら)

大出水前後の栄養塩の変化を実測した例で、リン・窒素が出水によって持ち去られていることがわかる。物理環境に加えて堆積物の化学物質の収支も議論の対象に入ってきた。

8. 河川生態系へのインパクトとそれによるレスポンス

河川域において様々なインパクトによって河相が変化し、それに伴って生態系が変質している。とくにダムの影響（「応用生態工学」Vol.2-2,1999では「ダム構造物の影響」が特集として組まれた）は多くの人々の関心のあるところであり、またアセスメント、フォローアップといった今日の課題を含んでいる。このように、この種の問題が最近インパクトとレスポンスというかたちに整理されて議論されるようになって来た。インパクト・レスポンスとして視点は最近の河道変遷研究³¹⁾においても強調された。

河川水系に対するインパクトは、洪水、土石流・崩壊などによる過剰土砂供給など自然のものと、ダム建設、砂防事業、河川改修(掘削、拡幅)、砂利採取、さらには流域開発など人工的なものとに分けられる。リーチ

あるいはセグメントというスケールでみると、形状改変といった直接的なもの、土砂供給量、流況（洪水の強度・頻度）といった間接的なあるいは河道区間の土砂と流量に関する境界条件に関わるものがある。ダム下流河道に注目すると、主として土砂と流量の上流端境界条件の大規模で急激な変化に対する河相そして生態系のレスポンスということになる。

ダムが建設されると、まず湛水のためその期間きわめて下流河道流量が減じられる。木津川水系名張川に1997年完成した比奈知ダムではその下流河道でダム運用前(約4.0m³/s, 1997年9月に調査), 試験湛水(約0.5m³/sで約6ヶ月間)直後(1998年4月), そしてフラッシュ洪水(約11.0m³/sで約1ヶ月)後(1998年5月)において、河道物理環境、生物相の調査が行われた^{18), 19)}。図18は調査リーチでの流速ベクトル(水深平均平面2次元計算の結果¹⁸⁾)で、左岸に砂礫堆のある地形である。一方、図19は底生生物の生息分布で(25cm x 25cmのコドラートで採取された個体数), ダム運用前, 試験湛水直後, フラッシュ洪水後におけるカゲロウ目(*Ephemeroptera*), イトミミズ目(*Tubificidae*)のそれぞれについての結果を示す¹⁸⁾。特徴は、試験湛水前の河道固有の状態でカゲロウ目が優占していたのが、試験湛水によってイトミミズ目に優占種が変化、フラッシュ洪水でもとの生物相に回復する傾向が見られたことである。辻本ら¹⁸⁾はこの2つの群集の生息適性について選好曲線を作成し、IFIM/PHABSIMのシナリオでこの変遷を検討した。物理環境指標には流速、水深と微細砂占有率を選び、平面二次元の枠組みで流れと微細砂の移流拡散を扱った。この結果、試験湛水時には普通の流量では堆積しないで通過する微細砂(wash load)が、試験湛水のきわめて小さい流量条件下で部分的に堆積し、人工洪水ではそれらがフラッシュされることが示され、この微細砂の堆積域がカゲロウ目の生息環境として適さず一方イトミミズ目の生息に有利に働いているということが推測された。

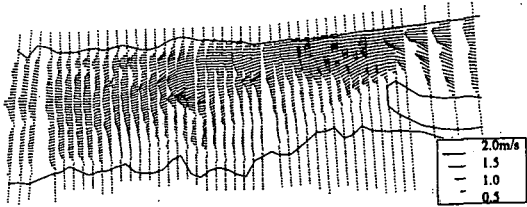


図18 比奈知ダム下流河道の流速分布(4.0m³/sに対する計算結果)

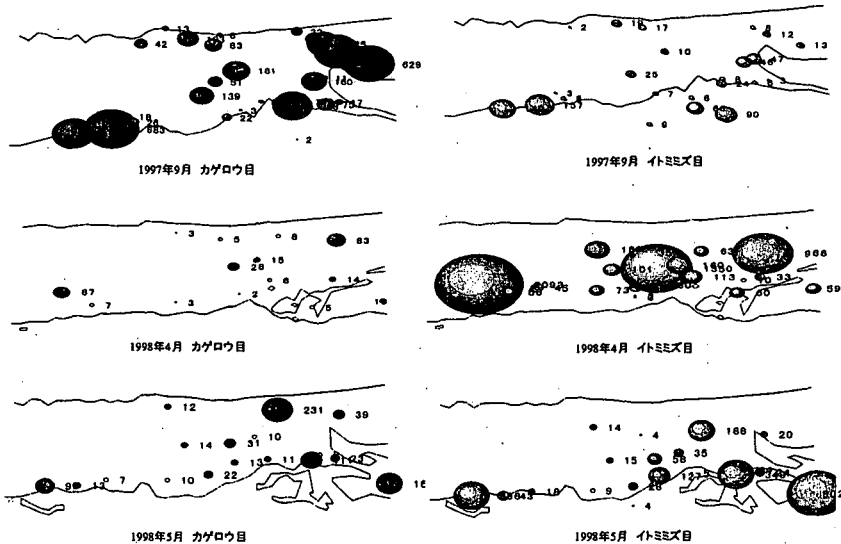


図19 比奈知ダム下流河道における底生生物生息状況の変化

ダムが建設されて時間が経過すると、ダムで土砂が止められてしまうことから、上流から河床低下が進むことになるし、また粗粒分のみが残留してアーモークートを形成し、それが下流に伝播していく。こうした影響が顕著に現れるのは扇状地河道で、河床低下した河道は独特の景観を呈するようになる。たとえば、アーモーク化した河道であったも、カワヤナギなどの孤立植物群落の背後には洪水時に微細土砂が沈殿し、低水時にそこに植生が侵襲するといったプロセスを洪水・低水によって繰り返し、縦断方向に植生を伴った中州を形成・発達させる(図20)⁴¹⁾。また、植生帯を伴う流路では河床低下が流路中央に集中し、洪水後の低水時に陸化した植生帯脇の裸地には植生が侵襲し植生帯幅が拡大する(図21)⁴²⁾。このプロセスも洪水・低水の繰り返しで発達する。また、高水敷の植生は浮遊砂を捕捉し、こうした微細砂堆積(と加えて低水路の低下)が(高水敷の比高を大きくし)、高水敷における植生について攪乱性植物から安定的植物への遷移を促して樹林化に向かう⁴³⁾。このように洪水・低水の繰り返しが生じ、樹林化をもたらすが、これは洪水の規模が、植生破壊をもたらすほどの大きくないためである。すなわちダムの洪水調節作用が、土砂供給を停止して河床低下傾向をもたらしていることとあいまって樹林化をもたらしているのである。

図22は手取川の年最大流量の経年変化であるが、これより、ダム建設(1980年)以降平均年最大流量は2/3程度に減少していることがわかる。これが近年の少雨傾向によるものでないことは、ダムなし換算流量(図22に併示)で見れば、平均年最大流量についてダム建設

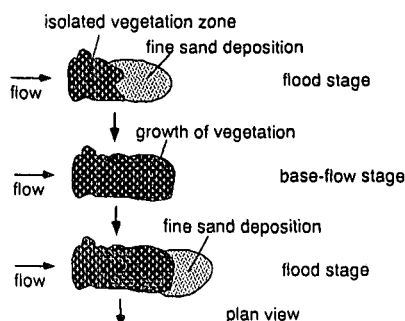


図20 孤立植生域の拡大過程

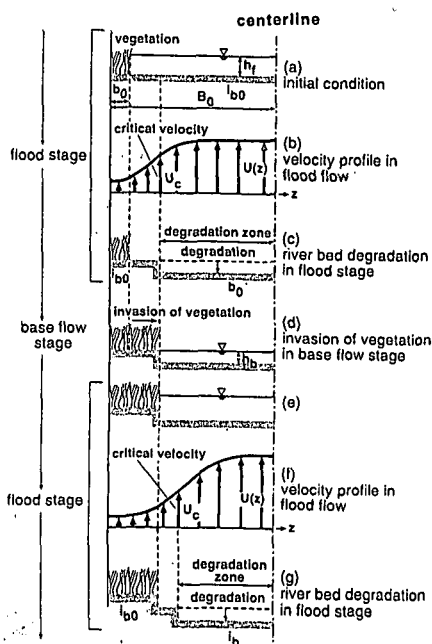


図21 植生帯の拡幅と scour 筋の集中

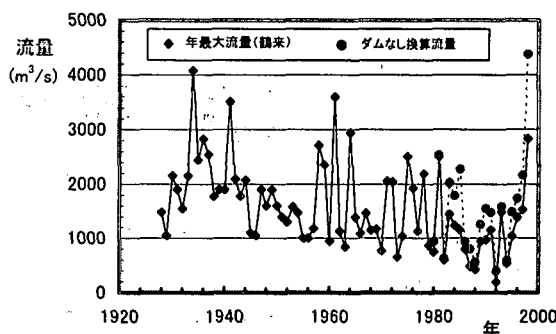


図22 手取川の年最大流量時系列(鶴来地点)

前後で差がないことでわかる。こうした年最大流量の変化が河道内植生占有面積率の変化に大きく寄与していることはすでに図 10 によって示した。

植生の繁茂は毎年生起するような中小洪水と低水の繰り返しでステディに進行するが、大出水での破壊はいわば確率的な事象である。このことに着目し、植生占有面積の増加率を一定として推移させ、これを孤立植生域のランダム発生でモデル化し、一方、年最大洪水が生起したときこうした散在植生域が存在する河道で河床がアクティブになる部分の植生が破壊されると想定して、植生面積占有率の経年変化をシミュレーションで求める一方、ダム建設後についてダム調節無しの仮想年最大流量時系列下でのシミュレーションを行って比較すると、図 23 に示されるように、前者では樹林化が予想されるのに対し、後者では植生面積占有率の大きな変化は現れない。こうした植生成長(発達)・破壊モデルは河道変遷を議論する上でも、河川生態系の変質を議論する上でもきわめて重要と考えられる。このような植生面積占有率の経年変化については、砂田らがすでに航空写真による植生占有面積の変化から、指数関数として定式化された植生の繁茂関数、破壊関数のパラメータを決定することを試みているが、ここでは植生域と流れの相互作用に水理モデルを媒介させ、植生繁茂が進むことによる破壊されにくさ、すなわち非可逆過程であることが強調された。

このように河床低下、低水路と高水敷の比高の増加、高水敷の陸化・樹林化が進行している河道区間が認められるが、さらにこうした区域でこれが生態系にどのように影響を与えているかデータで示したものはいまだに得られていない。このような河川敷の比高の増加は、第 7 章で述べたような一時水域にはきわめて深刻な影響を与えることが推測される。

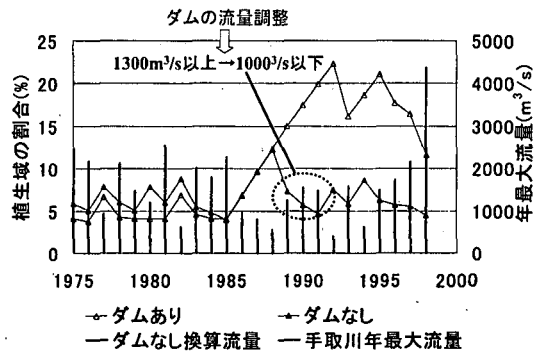


図 23 手取川における植生繁茂変遷のシミュレーション(ダムの影響)

10. 河川の自然復元の試み

今後の河川事業(河川へのインパクト)においては、改正河川法の理念に基づいて治水機能、利水機能、親水機能、生態系保全機能のいずれも等しく確保(保全)していくことが必要であり、また新しい環境影響評価法の理念にもとづいて生態系への影響の回避・低減を図るべきであるが、すでに行われた事業・インパクトによって変質している部分については復元を想定したフォローアップをやっていく必要がある。様々な構造物による河川水系生物の通行遮断や生息場の欠落には合理的な対策が必要である(魚道の整備や生息支援施設整備などを「多自然型川づくり」の中でやっていくことなど)。それに加えて、ダムや砂防事業、大規模河川改修、流域開発などのインパクトによる河川景観の変質については、大掛かりな復元の仕組みも考えていく必要がある。すでに、こうした大規模インパクトに対する河相のレスポンスについては本文でもこれまでに述べてきたが、流況変化、土砂供給の変化が今日的に注目されている課題と思われる。

一つの試みとして注目されるものに、米国コロラド川においてグレンキャニオンダム(Glen Canyon Dam)で人工洪水を実施し、グランドキャニオン区間の河川景観復元をねらったものがある。この内容を紹介する⁴⁵⁾と以下のようなものである。グレンキャニオンダムは、米国コロラド川のいわゆるグランドキャニオンの上流に位

置する高さ 216m のコンクリートアーチダムで、貯水池(パウエル湖)の総貯水容量は約 300 億 m^3 である。水力発電、水資源開発、レクリエーションの多目的ダムとして、1956 年から 63 年に建設されたが、湛水完了は 1980 年である。グレンキャニオンダム建設前のグランドキャニオン河道の流量は図 24 に示すように季節によって大きく変動、とくに春の洪水時 (3,000~5,000 m^3/s 程度) にはグランドキャニオンの支谷からの風化土砂を流送して砂州を形成、更新する一方、河畔の植生を破壊するなどの作用があった。ところが 17 年の湛水期間中は流量が激減し、湛水後も図 24 に見られるように、季節変動はなく、むしろ小刻みな日変動や週変動を有する低流量 (500 m^3/s 程度) 状態が続いている。またダムは上流からの土砂をせき止めている。支谷からの土砂供給はあるものの、洪水強度の激減もあり、グランドキャニオン部の流送土砂量は激減し、砂州は侵食され、あるいは更新されなくなっている。こうした砂州はもはや攪乱環境ではなくなり、植生繁茂や外来種の侵入を許している。ほかにも、ダムからの発電放流が湖の深層からの取水によるため、河川の水温が極めて低く、ダム建設前の高水温濁流とは異なる水域環境となっている。こうした状況に鑑み、1989 年内務長官がグレンキャニオンダム運用についての環境影響評価 (Environmental Impact Statement) を命じ、ダムが下流河道の生態系および文化資源や利用に及ぼす影響を評価し、それを軽減する代替案を検討する作業が始められた。1995 年 3 月、内務省開拓局から環境保護庁に出された評価書で、コロラド川の洪水がグランドキャニオン河道の生態系に重要な役割を果たしていること、代替案として固有な生息環境である砂州の復元のための人工洪水が考えられ、試験洪水が提案、検討された。その実施にあたっては、砂州の更新および砂州関連地形の復元などに焦点を置きながらも、絶滅が危惧される在来種や、新しい環境での水産魚種やレクリエーション活動への影響を抑えること、外来種増殖防止などさまざまな視点での検討もあわせ、実施時期、人工洪水規模などが検討された。試験的な人工洪水は 1996 年 3 月 26 日から 4 月 2 日まで 7 日間にわたって実施され、最大放流流量は、1270 m^3/s 、総放流量は 9 億 m^3 であった。この実験では発電施設からの放流にとどまっていたが、土砂を輸送し砂州を変形させるに十分な流量規模を得ることができた。この試験洪水において、さまざまな調査がなされた。すなわち、流速、流砂量、地形変化、砂州変形過程などの物理現象、水際生物の生息域への影響、在来魚類の洪水時挙動、河岸植生、外来魚類の生息数・生息場の変化、絶滅危惧鳥類の移動や生息地の変化などの生物に関する調査のほか、とくに先住民の文化的側面 (遺跡、埋葬場所、薬草や宗教的利用の植物) への影響調査、発電、レクリエーションへの経済的影響評価などである。これらの調査結果によれば、砂州環境の復元には一定の効果が認められたようであるが、生物生息環境が大きく改善されたか否かの判断にはいたっていない。後述するアダプティブマネージメント (Adaptive management) の枠組みが採用され、近く再度人工洪水が試みられる予定である。

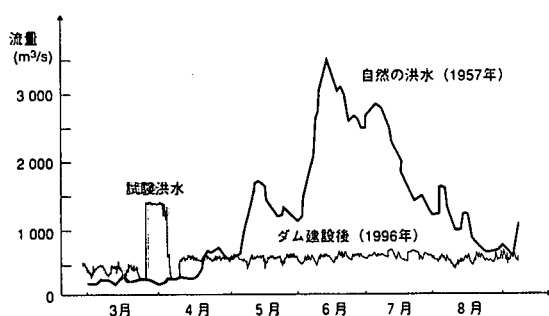


図 24 コロラド川グランドキャニオン河道の流況

わが国でも上記の試みに刺激され、人工洪水の検討が始められ、小規模な試みがなされている(木津川水系比奈知ダム^{18), 19)}、鬼怒川川俣ダム⁴⁶⁾、松浦川水系厳木ダム⁴⁷⁾など、文献⁴⁷⁾には建設省自然共生研究セン

ターでの実験も含め、これまでの事例が要約されている)が、もともとの流況がコロラド川と大きく異なる、人工洪水に使える流量規模、対象河道及び周辺の利用状況などから規模が限定され、また流域から風化土砂が供給されるグランドキャニオンに比べダムによる流送土砂のせき止めが著しく、人工洪水だけでは河相復元(河道ユニットのリフレッシュ)に効果的でない(貯水池排砂が重要)。とはいえ、比奈知ダムの例でも、わずかな人工フラッシュ洪水で半年間にわたる湛水期の微細砂堆積環境をある程度礫床環境に回復できる^{18), 19)}し(第8章で言及した、図19参照)、わずかな出水でも劣化した藻類の剥離など微妙な河川の生息環境のリフレッシュには効果がありそうである⁴⁷⁾。さらにアーマー化された河道をその底質までアクティブ(移動状態)するような人工洪水(人工洪水の一つの目安としては河床材料を移動させる流量がある)は難しくとも、砂利投入と併行して河床状況のリフレッシュを考えることも不可能ではなさそうである^{25), 48)}。

11. 河川的环境管理体制

河川管理が様々な機能を等しく確保しようとしていく中でそれらをどう調整するかは大きな問題である。本文では、生態系保全機能も河相についての統一した理解に基づいて工学的に評価して調整をはかることを目指している(実に IFIM/PHABSIM はそうした中で生まれた手法であった)が、従来の最適化が可能か否かも問題である (optimization から compromization へ)。一方、管理に関わる意思決定においても、さまざまな層が関与することが今日的に求められ、学術・技術・行政ならびに市民の参加・役割分担についての議論も必要になってきている。この中で、先のコロラド川グレンキャニオンダムの人工洪水の試みを支えた adaptive management^{49), 50)}の概念は注目に値する。

Adaptive management とは、生態系管理など管理施策の効果がよくわからない場合、実験的に試行を繰り返し、順応的に効果を得るやり方である。重要なことは、仮説をたて、それに基づいた実験を行い、その結果をモニターして検証し、新たな仮説、実験へとすすむことである(図25参照, hypothesis driven periodic fine-tuning⁴⁹⁾)。アセスメント、モニタリング、フォローアップ(復元)を枠組みとした河川景観管理を行う上でこのシナリオは良く合う。仮説やモニタリング、検証の時点で科学者が介在すること、データの公開や実験の繰り返しの時点ごとに合意形成という形での住民参加があることも重要なポイントであり、様々な層が一律にすべてに関わるのではなく、専門性(河川工学・生態学、技術、行政)や特徴を生かしたかわり方(役割分担)の重要さを示唆するものといえる。各層のあいだでは相互理解(mutual understanding)以上に信頼(mutual appreciation)が重要な意味を持ってくる。Adaptive management の仕組みはこうした方向を可能にするものと期待される。

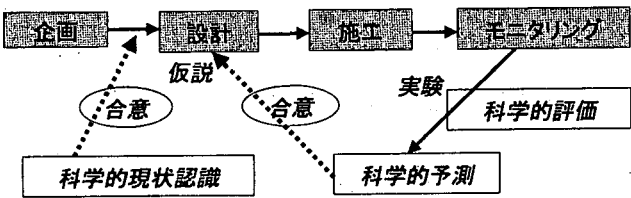


図 25 Adaptive management の枠組み

12. あとがき

本文では、河川管理を新しい理念に基づいてすすめていくという視点で、今日的な水工学的学術・技術について述べたつもりである。

河川管理が治水・利水のみならず環境、とくに自然環境保全も目的に含めるようになり、一方、環境影響評価法の制定・試行に当たって、事業などのインパクトが生態系に与える影響の評価とその回避・低減や代償・

復元が課題になってきた。こうした背景で、河川整備・管理も様々な機能を、河川での水流、流砂、地形変化、植生盛衰のダイナミックな相互作用(河相)の調整のなかに見出さなければならない状況になった。それによって、これまで以上に河相の仕組みを理解し、記述・予測する学理・技術が求められるし、これを基盤に成立している河川固有の生態系について工学的に理解する、すなわち記述・予測でき、あるいは制御できるような仕組みとして理解していく必要がある。こうした視点で、今日的知見をできるだけ系統的に整理したつもりであるが、まだ充分なものではないことは十分承知している。土木学会水理委員会の河川部会では、河川生態系(保全機能)の工学的評価を一つの重要課題としており、また新しく出来た応用生態工学研究会との交流を深める活動にも期待し、水工学・生態学のそれぞれの専門性が十分生かされる河川景観管理の仕組みに貢献できるようさらに努めたい。

参考文献

- 1)玉井信行：潜在自然型河川の特性とそれに関する研究・河川管理のあり方について，第3回河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集，pp.147-152，1997.
- 2)辻本哲郎：河川景観の変質とその潜在自然への回復，第4回河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集，pp.147-152，1998.
- 3)環境庁環境影響評価技術検討委員会：自然環境のアセスメント技術(I)，358p.，1999.
- 4)山本晃一：沖積河川学，山海堂，470p.，1994.
- 5)Tsujimoto, T. and H. Nakagawa : Unsteady behaviour of dunes, *Channels and Channel Control Structures*, edited by K.V.H. Smith, Springer-Verlag, Part 5, pp.85-99, 1984.
- 6)黒木幹男・岸力：中規模河床形態の領域区分に関する理論的研究，土木学会論文報告集，第342号，pp.87-96，1984.
- 7)Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummings, J.R. Sedell and C.E. Cushing : The river continuum concept, *Canadian Jour. Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol.37, pp.130-137, 1980.
- 8)谷田一三：河川の生物群集 - 水生昆虫を中心に，江崎保男・田中哲夫編「水辺環境の保全 - 生物群集の視点から」，朝倉書店，pp.195-216，1998.
- 9)森下郁子・森下依理子：共生の自然学，川と湖の博物館8，山海堂，1997.
- 10)宇多高明・藤田光一・佐々木克也・服部敦・平舘治：河道特性による植物群落の分類 - 利根川と鬼怒川を実例として，土木技術資料，Vol.36, No.9, pp.56-61, 1996.
- 11)Tsujimoto, T. : Fluvial processes in streams with vegetation, *Jour. Hydraul. Res.*, IAHR, Vol.4, No.6, pp.789-803, 1999.
- 12)Nestler, J.M., R.T. Milhaus and J.B. Kayser : Instream habitat modeling techniques, *Alternative in Regulated River Management*, edited by J.A. Gore and G.E. Petts, CDC Press, 1989.
- 13)米国内務省国立生物研究所：IFIM 入門(テリーワドゥル・中村俊六訳)，リバーフロント整備センター，1999.
- 14)辻本哲郎：河川の生態環境水理学序説，第34回水工学に関する夏期研修会講義集，Aコース，A-1, 20p.，1998.
- 15)知花武佳・玉井信行：環境傾度を考慮した魚類生息環境評価法に関する研究，河川技術に関する論文集，Vol.6, pp.161-166, 2000.
- 16)小出水規行・藪木明彦・中村俊六：IFIM/PHABSIM による河川魚類生息環境評価 - 豊川を例にして，河川技術に関する論文集，Vol.6, pp.155-160, 2000.
- 17)島谷幸宏：河川における正常流量設定手法に関する近年の動向と課題 - 動植物の保全を中心に，河川技術に関する論文集，Vol.6, pp.173-178, 2000.
- 18)辻本哲郎・増田健一・寺本敦子・田代喬：試験湛水時のダム下流河道の生息環境の変質とその復元のためのフラッシュの効果の評価，河川技術に関する論文集，Vol.5, pp.81-86, 1999.

- 19)大杉奉攻・福田圭一・泉田武宏：ダムの試験湛水時における流況変動と底生動物群集の応答関係に関する研究，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.179-184，2000.
- 20)辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志：生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.167-172，2000.
- 21)田中哲夫：河川の魚類群集，江崎保男・田中哲夫編「水辺環境の保全 - 生物群集の視点から」，朝倉書店，pp.177-194，1998.
- 22)森圭一：動物の生態，京都大学学術出版会，pp.266-271，1997.
- 23)赤松良久・戸田祐嗣・池田駿介：河床付着性藻類の増殖と剥離に関する実験的研究，河川技術に関する論文集，Vol.6，113-118，2000.
- 24)浅枝隆・Duong Hong Son・藤野毅：河床のペリファイトンの遷移過程の解析，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.119-124，2000.
- 25)北村忠紀・加藤万貴・田代喬・辻本哲郎：砂利投入による付着藻類カワシオグサの剥離除去に関する実験的研究，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.125-130，2000.
- 26)風間真理・土屋十罔・平井正風：河川改修や洪水の攪乱がベントスに与える影響とその評価に関する研究，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.107-112，2000.
- 27)清野聡子・宇多高明・前田耕作・山路和雄：守江湾内の八坂川河口沖干潟におけるカプトガニ孵化幼生の分散機構の解析，水工学論文集，Vol.44，pp.1209-1214，2000.
- 28)安田陽一・大津岩夫・浜野龍夫・三矢泰彦：エビ・カニ類に適した遡上水路の提案，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.149-154，2000.
- 29)辻本哲郎・岡田敏治・村瀬尚：扇状と河川の川原の植物群落と河道特性 - 手取川における調査，水工学論文集，Vol.37，pp.207-212，1993.
- 30)河川植生の生育特性に関する研究会：河道内における樹林化実態調査，リバーフロント整備センター，1998.
- 31)河川環境管理財団：河道変遷に関する研究 - 適切な河川環境管理を目指して，河川整備基金事業報告，1999.
- 32)辻本哲郎・村上陽子・安井辰弥：手取川における樹林化と大出水時の植生破壊，河川技術に関する論文集，Vol.5，pp.99-104，1999.
- 33)瀬崎智之・服部敦・近藤和仁・徳田真・藤田光一・吉田昌樹：礫州上草本植生の流失機構に関する現地観測と考察，水工学論文集，Vol.44，pp.825-830，2000.
- 34)清水義彦・小葉竹重機・岡田理志・新船隆行・岩崎工：洪水攪乱によるハリエンジュの破壊・再生と河道内樹林化について，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.59-64，2000.
- 35)河川生態学術研究会：川の自然環境の解明に向けて，リバーフロント整備センター，10p.，1997.
- 36)小川力也・長田芳和：河川氾濫源のシンボルフィッシュ - イタセンバラ，森誠一編「淡水生物の保全生態学」，信山社サイテック，pp.9-18，1999.
- 37)綾史郎・紀平肇・松波由佳・井田康夫：河川の水位・流量の周年/経年変化と河川生態環境，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.77-82，2000.
- 38)辻本哲郎・寺本敦子：砂州河川における一時水域「たまり」の形成シナリオ，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.83-88，2000.
- 39)鷺見哲也・頼原宇一郎・辻本哲郎：砂州内の伏流挙動とたまりの水交換性に関する研究，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.89-94，2000.
- 40)戸田祐嗣・池田駿介・浅野健・熊谷兼太郎：礫床河川における出水前後の高水敷土壌の変化に関する現地観測，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.71-86，2000.
- 41)辻本哲郎・北村忠紀：植生周辺での洪水時の浮遊砂堆積と植生域拡大過程，水工学論文集，Vol.40，

- pp.1003-1008, 1996.
- 42)辻本哲郎・北村忠紀：河床低下に及ぼす植生繁茂の影響，水工学論文集，Vol.40，pp.199-204，1996.
- 43)藤田光一・渡辺敏・李参熙・塚原隆夫：礫床河川の植生繁茂に及ぼす土砂堆積作用の重要度，第4回河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集，pp.117-122，1998.
- 44)砂田憲吾・岩本尚・渡辺勝彦：出水履歴と河道特性が植生域の長期変動に及ぼす影響に関する基礎的研究，水工学論文集，Vol.42，pp.451-456，1998.
- 45)辻本哲郎：人工洪水による河川生態系保全機能復元の試み，土木学会誌，Vol.84，No.12，pp.104-107，1999.
- 46)大杉奉功・尾澤卓思・小笠原智宏・角哲也：フラッシュ放流による河川掃流効果に関する検討，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.185-190，2000.
- 47)皆川朋子・清水高男・島谷幸宏：流量変動による生物への影響に関する実験的検討，河川技術に関する論文集，Vol.6，pp.191-196，2000.
- 48)田中蕃：砂利投入による河床構造回復の試みとその効果，矢作川研究，No.1，pp.175-202，1997.
- 49)Wegner, D. : Using dams to restore riverine eco-syssem – Case study: Glen Canyon Dam and the Colorado River, USA, *Proc. World River Conference*, Gifu, III, pp.24-31, 1997.
- 50)鷺谷いづみ：生態管理における adaptive management について，第1回水源地生態研究セミナー講演集，ダム水源地環境整備センター，pp.8-21,1998.