

河川の生態環境水理学序説

Introduction to River Hydraulics of Riverine Habitat

辻 本 哲 郎

Tetsuro TSUJIMOTO

1. はじめに

昭和56年12月の河川審議会答申以降約10年の議論を経て、平成9年5月河川法が改正され¹⁾、河川環境が治水、利水とともに河川整備・管理の内部目的化された。この議論を通して河川環境の内容も、親水機能、生態系保全と明確にされてきた。平成9年には環境影響評価法も制定され、環境のとらえかたも、公害防止や、希少種など種を対象とした保全から、生態系の保全へと高められてきた。理念は高められたものの実際の管理・整備へ進むには、生態系保全をどのようにとらえていくのかなどまだまだ今後の検討に待たれるところも多い。本文では、河川を対象に、治水、利水と比肩して生態系保全が議論できること、すなわち、河川が担う治水、利水、生態系保全機能を同じレベル、相似な方法論で評価することを第一の課題として、それを支える河川水理学としての河川生態水理学序説を試みた。こうした観点から、とくに生育・生息環境に注目した。ここでは、植物について生育環境とよび、昆虫・魚類・動物については生息環境と表現する。後者についても、産卵場、生育期を支える環境など成長のステージ（生活史）の中でさまざまな場を包括して生息環境^{注1)}とよぶ。一方、日常的活動あるいは生活史のある部分で使われる局所的な場をここでは狭義で生息環境（ハビタート、habitat）と呼ぶが、魚類の回遊や、河川のセグメントやその連続したものに対応したものをさす場合、しばしばコリドー（corridor）と呼ぶ。ここでは、いずれも、物理環境をもって場とする。当然生態系を支えるのは物理環境だけでなく、その物理場に出現する非物理的環境、たとえば食物連鎖に代表される生物的階層構造、化学的性質が決める空間であるのだが、河川のもつ他の機能の評価との整合性から、ここでは後述する「河相」という物理的な場をもって生息場と呼ぶ。生息環境に着目することにより、保全対象が希少種に偏ったり、生物の階層構造を無視した生態環境評価に陥る危険性がわずかながらも減少する。環境影響評価の新しい生態系のとらえ方、上位性指標種、典型性指標種、特殊性指標種といった構成²⁾も、生息環境のスケールとの関連で理解されている。

本文では、生育・生息環境をどのように把握し、予測し、評価するかについて、そのことの重要性を踏まえながら、現状で河川生態水理学をどのように組み立てられるかを論じる。

2. 新しい河川管理・整備の考え方

2.1 多機能を目的とする河川整備

平成9年5月の河川法改正で明らかのように、河川環境が、治水、利水とともに河川管理・整備の目的として明確にされた。これは、河川は治水、利水、親水そして生態系保全機能といった多機能を同時に担うべきも

注1) 生息環境は、生物種によって、また生活史（生涯の中でのさまざまなステージでの行動）によって異なり、鳥類の営巣場、魚類の産卵場、あるいは洪水時の避難場のほか、回遊魚などの通路などもこれに含まれるほか、一般に平常時の滞在場所をいう場合もある。また、種によって生活史上のひとまとまりをもって定義する場合や、空間においても、さまざまな種が連続的に場を分け合っているような状態（ビोटープ、エコトーンなどと表現される）を生息環境という語で表現する場合もある。さらに、植物の場合には、生育環境などと表現される。いずれにしても生物種が何らかの形で使う場を広義の生息環境とし、平常時に種が存在している場を狭義で生息環境と呼ぶこととする。この場合、特定の機能を持つ場は産卵場とか避難場というように呼ぶ。このような植物・生物の生育・生息基盤を合わせて「生息環境」と呼ぶ。

のであると認識されたということである。とくに、多様な生態環境といった考え方は平成7年3月の河川審議会答申で指摘された観点である。こうした多機能を河川が支えるといった図式は流域の持続的发展へとつながるステップでもある。このためには従来のように一つの機能を一つの構造で担う（たとえば治水機能を堤防で、利水機能を堰でといったかたち）でなく、そのかなりの部分を、河川そのもの（後述の「河相」）で担うという考え方に転換していくことにほかならない。

2.2 河相・河川景観の概念

河川は水流、流砂そして河道地形の相互作用系として認識され、これが「河相」と呼ばれてきたが、実際にはさまざまな河川構造物があるし、またこれまで治水・利水の観点からは邪魔者扱いされてきた植生もむしろこうした考え方の鍵にすらなっている。水流、流砂、河道地形、構造物、植生の相互作用系は図1に示すとおりで、構造物、植生、地形に影響された水流が土砂を移動させ、地形変化を通して構造物の安全性・機能を脅かしたり、植生の盛衰に影響し、さらにそれがまた流れを変化させるという相互作用である。また点線で示すような副次的な作用もある（水流による植生の変形や、地形の流砂への直接的影響など）。

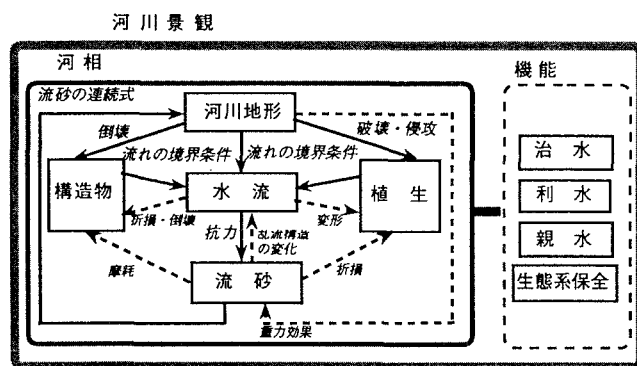


図1 河道における相互作用系としての河相と河川環境

こうした相互作用系がもたらす河川の姿が今日的に「河相」と呼ぶべきもので、この河相で治水、利水、親水、生態系保全の多機能を担うのである。治水とは水流・土砂の制御であり、利水は水量の配分や航行など水域利用のための河道維持であったりする。親水は河相の利用やその変化過程の制御であり、生態系は河相の個々の要素があるいは全体系が提供する生息場での生物活動と言えるだろう。生態学の分野で、生息環境に生態系が保持されている状態でもって「景観（ランドスケープ）」を定義するのと同様に、「河川景観」とは河相でさまざまな機能を担っている状態と定義するのが、今後の河川管理・整備を考える上で合理的である^{3)・4)}。

水系において、気象・地形条件に応じて上流から、渓流部、山地河川、扇状地区間、沖積地河川、河口部などごとに、河床材料や河道内微地形（州や、瀬・淵など）と水理諸量（たとえば水深や流速）の空間分布のパターン、河道植生（種や群落の分布）、さらにはさまざまな生き物の生活の場としての利用の仕方などが固有性を示すことが多い。こうした性質は、先述の河相の相互作用系の平衡指向の結果と言える。この特徴あるかたまりが「セグメント」で、近年河川管理での重要な視点と認識されるようになった（表1参照⁵⁾）。同じセグメントでは横断方向の特性（地形的特徴、植生分布の特徴、生息場としての使われ方）も固有であり、セグメント固有の特徴をもちあがっている。こうしたミクロな構造をもちながらも統計的に均質な区間がセグメントである。

水系の視点からすると、セグメントの固有性に加えて、こうしたセグメントが通常には固有の連続性を持ってつながったものとなっていることの重要性がある。とくに上・下流を往来する魚類には固有な区間（セグメント）の適切な連続性は重要な要件である。これはしばしばコリドーと呼ばれる（生息基盤）。

表1 河道の各セグメントとその特徴

	セグメント1	セグメント2	セグメント3
地形区分	扇状地 谷底平野 移過帯	自然堤防帯 中間地	デルタ
河床材料の平均粒径 d_{50}	2 cm 以上	3 cm~0.4 mm	0.3 mm 以下
河岸物質	表層に砂、シルトがのることがあるが薄く、河床材料と同一物質が占める	下層は河床材料と同一、細砂、シルト、粘土の混合物	シルト・粘土
勾配	1/60~1/400	1/400~1/4,000	1/5,000~水平
蛇行程度	曲がりが少ない	蛇行が激しいが、川幅水深比が大きいところでは8字蛇行または島が発生	蛇行が大きいものもあるが、ないものもある
河岸侵食程度	非常に激しい	中程度・河床材料が大きいほど水路がよく移動する	弱程度・ほとんど水路は動かない
水路の平均深さ	0.5~3 m	1~5 m	4~6 m

3. 生息・生育環境のなりたち

河川の生態系保全機能は河川域の生育・生息環境が微細な地形や水量分布、植生分布、生息分布で支えられており、それが河川域の生態系保全を担っているだけでなく、流域の生態系をも支えている。こうした微細構造（セグメントを構成するユニット）から、中間スケールの構造（セグメント）、マクロスケールの構造（コリドーから流域）までの階層構成が全体を支えている。物理基盤としての河道の階層構造のほか、そのさまざまな部分での生物活動がまた階層構成（食物連鎖など）をなして生態系が支えられている。植生はこの中で、河道の物理基盤の構成にも生物社会構成にも相互作用を持つ鍵的役割を果たしている。動物行動は河道特性に支配されるが、その行動が変化に直接的な影響を与えることはほとんどないのに対し、植生は河道変化に追従して繁茂する一方、流れを著しく変化させ地形変化を誘起する。

水域の生物は河床地形、粒度構成および流れの特性（空間分布）に応じて生息場を持つ。陸域生物は、地形や土壌（粒度構成）に支配された場に生息環境を組み立てる。その組み立ての中で植生が果たす役割は物理的にも大きい。河道内地形のほとんどは、洪水時流れの作用で河床変動としてもたらされたものが低水時に陸域となったもので、その特性が洪水時・冠水時に形成されることが特徴である。すなわち河川の陸域生息環境といえども、洪水事象があつて初めて形成されるものである。こうした地形に植生が育ち、次の洪水時の流れ、流砂現象を微妙に制御し、さまざまな微地形が生まれて、それぞれの河相に応じた生息環境がかたちづくられていくのである。たとえば、写真1は、河道内植物群落の周辺に洪水によって形成された微地形と表層の粒度

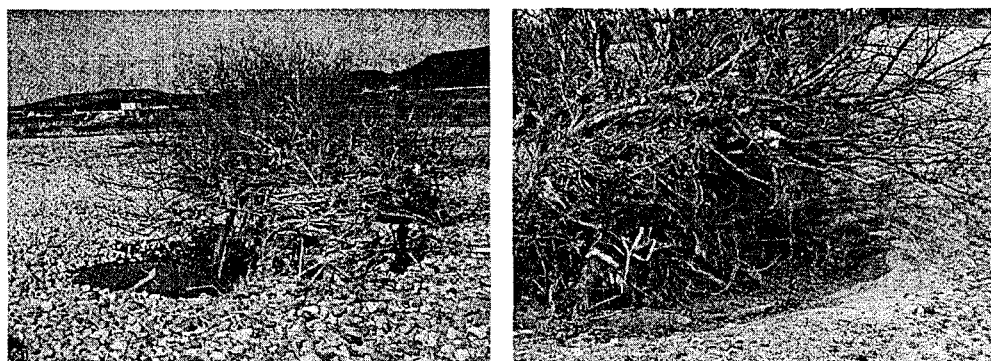


写真1 植生周辺の微地形と表層の分級（淀川水系木津川）

分級（淀川水系木津川）である。深掘れした部分は「たまり」という、小型魚や、仔魚にとって安全な生息場を提供する。またこうした微地形とともに生じる分級も貴重な生息場である。アリジゴクが生息するような均一な細砂パッチは、洪水なくしては形成されない。「たまり」は低水時に枯れ、細砂パッチは洪水で破壊されるが、洪水、低水といった事象なしに形成・維持されるものでもない。洪水時の流水、流砂、地形変化、分級は生息環境基盤の形成に欠かすことのできないものであるが、低水時の河床材料内水分移動（伏流・亜表流水）も生息場の維持を担う。また河床材料間隙もある種のハビタートを提供している（ハイボレオ, hypohreo）。この河床内構造もかつての洪水時の表層変化の現象の累積であると認識される。このように、洪水、低水の繰り返し時間がかけて河川域生息環境をそして生態系をつくりあげてきた。この河相の動態の記述、生息環境としての機能の評価が、いまのところ河川水理学的立場で貢献できる河川生態学の部分といえる（水域・陸域とも生息環境はこうした物理環境だけでなく、生物環境の総和であることはいままでもない）。ここでは、さまざまな生物景観（ハビタートとそこに期待される生態系の一部）の類型を、その物理環境の形成・維持といった観点でとらえ（河川水理学としても、また河川管理・整備の観点から）、河川景観の現状の問題点としての変質とその回復を論理的・合理的に議論する一助とする。

4. 河道の植生

4.1 河川水理学的立場からの河道植生の調査

河川景観において植生は重要な鍵を握っている。河川の様々な機能における植生の意義をあげると次のようである。(i) 植生による抵抗増加, (ii) 植生による周辺の流れの勢いの軽減, (iii) 植生に覆われた部分の侵食軽減, (iv) 植生周辺の土砂堆積, (v) 植生域そのもののハビタートとしての意義, (vi) 風景・親水要素, (vii) 植生が流れを変化させて創られる水中ハビタートとしての意義などである。(i)~(iv), (vii) については、植生が直接流れに影響して流れの構造を変化させるプロセスを記述・予測するといった観点からの植生調査の必要性を意味しており, (v), (vi) については植物群落が河道のどのような流況、河道形状と対応して発達したり衰退するのといった観点での調査（植物群落の立地と動態の調査）の必要性を意味している。こうした観点での調査をここでは「河川水理学的立場での植生調査」と呼ぶことにする。

植生調査とは言っても、その目的が河川水理学的意義と限定すれば、後述のように流れのなかでの離散的遮蔽として有意義なもの（ある程度以上の幾何スケールを持つもの）をその形態的特徴（枝振り、葉の付き方、シルエットなど幾何的特性のほか柔軟さなど変形・破壊性状、根系の特徴）で区分して植物種の分類を決めて調査することが必要で、専門的に厳密な細分類は要しない。しかしながら植物の群落形成や、洪水時の破壊・死滅や陸化してからの成長・群落拡大、遷移などを考慮すると立地的・成長的差異のあるものは植物学的区分をしておく必要がある。またハビタート機能の面からは植物相・動物相の相互関係なども考慮する必要も出てくる。こうした場合は、植物社会学的調査結果を参考にして、対象植物を明確にして調査するのが望ましい。こうした調査を能率良く行なうためには、既存資料や予備調査の段階で、植物ごとの幾何的特徴、群落ごとの相互関係について調べておくことが重要である。踏査員が必ずしも専門家である必要がない場合もあり、調査を実施する前に、その地区で代表的な植物種について特徴・写真を記載したものを準備して踏査員がそれらを習得することが大事である。また必要な植物については、個々の植物ごとにシルエット、根のパターン、変形・倒伏特性^{注2)}など、現地ですべて調べておくのが望ましい項目がある。

植生の河川水理学的作用に基づく役割に着目した場合、河道のユニットである州などを単位調査領域とした植生調査が必要で、微地形測量・河床材料調査と並行した植生調査が必要である^{7)・8)}。

注2) たとえば中川・辻本・北村・藤井⁶⁾は、バネバカリで水平荷重をかけたときの変形によって曲げ剛性を評価する方法を提案、ヨシ、セイタカアワダチソウについて曲げ剛性と茎径の関係を調べるほか、これを媒介に変形を考慮したこうした草本の抵抗、耐侵食性の評価を行っている。

図2に示すように堤防天端にトランシットを設置し、河道内植物あるいは植物群落（境界や代表点など）の位置（平面位置ならびに標高）を測量する（スタジア測量）。踏査員はスタジア測量のための標尺を立てるが、植生図を描くことを想定して移動するとともに、測量点での植生種類、大きさ（樹高、幹の直径など）、密生度を測定、調査票に書き込む（表2参照）。密生度は、水理学的評価においては、単位体積あたりの流れ方向の遮蔽面積で定義される（次節で詳述）。本来、葉の密度も重要であるが、地盤単位面積あたりの幹や主要な枝の本数程度を調査する。実際の現地調査では、植物によって適宜定義を決めて適当な（5段階程度の）ランク表示をする。ただし写真などを添えて、定義を明らかにしておく。樹木の場合、樹齢も重要な項目であり、成長錐による年輪調査などを行う場合がある（とくに重要性が認められない場合や、樹齢測定が困難な場合

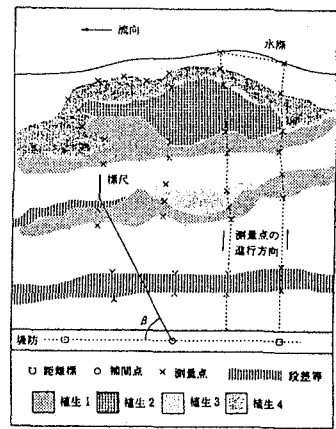


図2 河道植生調査

表2 河道植生における調査票の例

地点番号 7.35 km 右岸		観測日 '92 7/10 天候 晴れ 観測開始時間 7:10		記録者 辻 本 観測終了時間 8:25				
測量位置No.	植生種	写真No.	群度	植生高	幹の直径	枝張り	河床材料	備考(群落の明示、地形(段差など)、下草の状態、など)
1		—	—	—	—	—	—	
2	ススキ	—	4	0.8 m	—	—	50 cm	
3	アキグミ	—	4	1.6 m	—	—	50 cm	アキグミ群落端
4	アキグミ	—	4	2 m	3 cm	—	50 cm	これより外に下草はナワシロイチゴ
5	アキグミ	—	3	2 m	5 cm	—	20 cm	下草ナワシロイチゴグスCOVER
6	アキグミ	—	1	2 m	5 cm	—	2 cm	アキグミ群落端
7	ノイバラ、クズ	—	3	0.5 m	—	—	20 cm	
8	クズ	—	—	—	—	—	5 cm	道路端
9	アキグミ	—	—	3.5 m	4 cm	—	5 cm	道路端 アキグミ群落端
10	アキグミ	—	5	3.5 m	4 cm	—	5 cm	下草ノイバラ、ノラニンジン
11	アキグミ	—	2	3 m	4 cm	—	5 cm	

は、樹高などから推測することとする）。なお、植物名については、学名（イタリック字体表示）との対照表をつけることが望ましい。

植生調査にあたって地形変化点や河床材料の急変点などの位置も押さえておくことにより微地形測量、河床材料調査も同時に実施する。植生及びその群落特性は河道特性と密接に関連しているので、測量調査と植物群落の空間分布調査の精度は整合させるべきである。ここでの植生調査は5mメッシュで植物種、スケールなどの分布がデータとして収納されることを想定している。またデータは各メッシュごとに植物種、大きさが格納されるので、植物のオーバーラップ（共存）も記録可能である。

上述の植生調査結果は、さまざまな河道・河床材料特性量、流況特性量などとともに各メッシュに階層的に格納される。これらをもとに、地形（等高線）、植生平面分布図などが描ける。図3には、手取川中州での調査例を示す⁹⁾。こうした平面特性のほか、代表横断地形に植生分布を記載したような図も作製できる（横断構造にはセグメントごとの特徴が現れる）。図4に手取川河川敷での調査例⁸⁾を示す。横断図には植生生育に関係の大きいいくつかの基準流量に対する水位を示すことが望ましい。

データベースに格納されたこれらの特性量は、上記を考えていくうえで、次のように独立変数と従属変数に分けられよう。(A)独立変数：比高、縦・横断河床勾配、河床材料粒径など。(B)従属変数：各植物の占有面積比率、樹高、密生度など。比高については、どの流量を基準流量として選定し想定した水面を基準としている

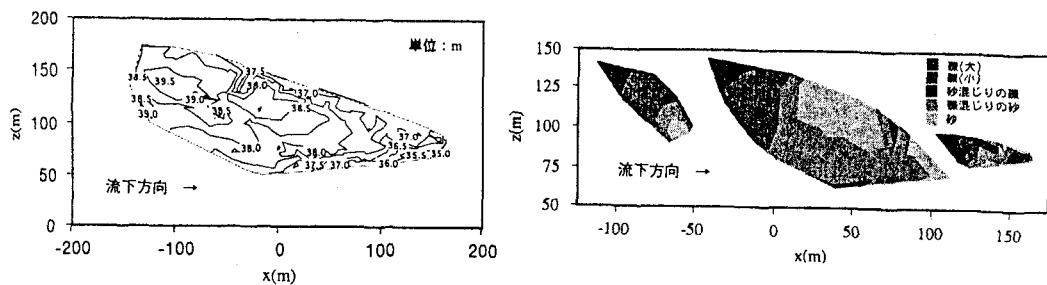


図3(a) 手取川中州(約8km)の地形、河床表層粒度

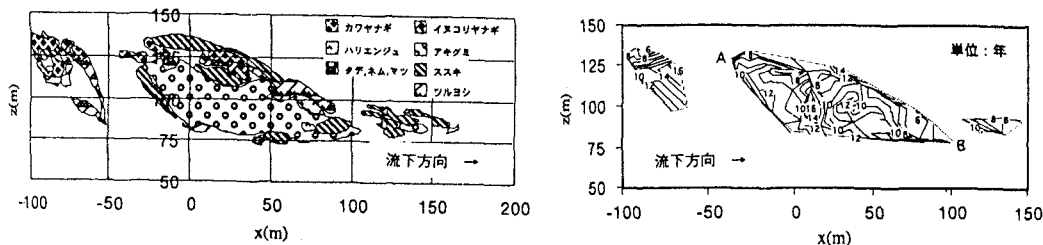


図2(b) 手取川中州(約8km)の植物種、樹齢の空間分布

手取川右岸下先出河原

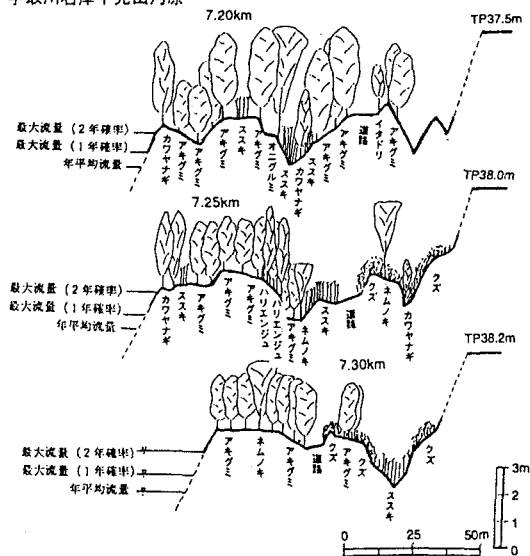


図4 河道地形と植生の断面内分布(手取川7km付近)

かを明記すること、また、規模の異なる河川で比較する場合には、比高を水位変動幅、たとえば低水位と洪水位の差で規格化するのが望ましい。

独立変数が各河道ユニットやセグメントにおいてどのような組み合わせで現われるものかを調査結果より知っておくことが重要である。また、従属変数特性量がどのような独立変数の組み合わせでどのように変化するかを調べておくことが重要である。たとえば図5は手取川扇状地区間で交互砂州の名残であるいくつかの河川敷の地形特徴として、河川敷に占める各比高や横断勾配の領域の面積割合を調べたもので、比較的比高の高い古

い河川敷と比高の小さい部分の多い新しい河川敷が区分されることや、横断勾配の分布状況はそれらによって余り差がないなどの特徴を抽出できる。一方、いくつかの植物の占有面積を比高や横断勾配ごとに調べると、植物の種類ごとに選好河道特性のあることが伺える。たとえば図6は手取川の例であるが、ツルヨシ、カワヤナギは年平均流量時の水際のレベルで、アキグミはそれより数m高い比高のところに繁茂しやすく、またヤナギ、カワヤナギは横断方向に斜面を形成しているしているところに繁茂しやすい一方、アキグミやススキはむしろ横断方向に平坦化したところが選好されるようである（辻本，1993）。

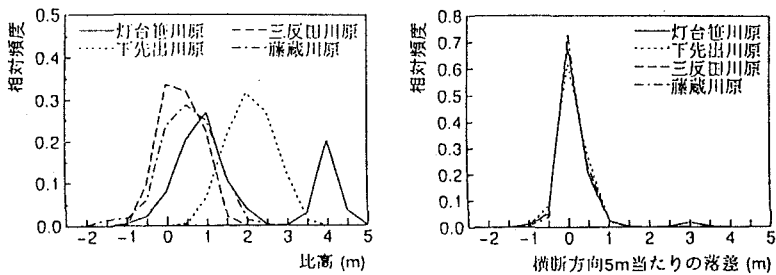


図5 河川敷の構造の例（手取川扇状地区間）

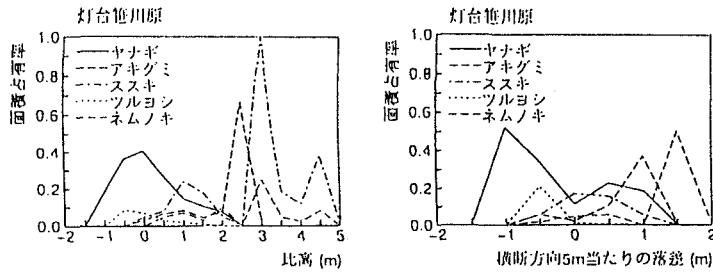


図6 植生の生育環境適性（手取川灯台笹河原）

4.2 植生を伴う流れの基本的考え方

植生領域は水理学的には透過性領域とみなすのが都合がよい。すなわち植物要素が離散的な物体として形状抵抗をもつものとする。その離散的な要素より大きいスケールの流体塊に対しての力の釣り合いは、周囲の影響を受けないところでは、単位体積あたり次のようである。

$$\rho g I_e = \frac{1}{2} C_D \rho \lambda U_{s0}^2$$

ここに、 U_{s0} ：固有流速、 ρ ：水の密度、 λ ：流体単位体積あたりの植生要素による流れの遮蔽面積、 C_D ：抗力係数、 g ：重力加速度である。すなわち植生領域内の固有浸透流速 U_{s0} はエネルギー勾配 I_e の平方根に比例し、その比例定数である透過係数 K_s は次のようになる。

$$K_s = \sqrt{\frac{2g}{C_D \lambda}}$$

すなわち植生をもはや流れの固体境界とは考えず（離散的な植生要素以上の粗視化レベルになっている）ただ抗力のみ作用すると考えている。アシやツルヨシなど円柱群で代表される植生がいくつかあるが、このとき密度 λ は円柱の直径 D 、間隔 s を用いて次のように表される。

$$\lambda = \frac{D}{s^2}$$

水理模型実験における相似率は通常Froude相似則で想定される。植生モデルが明確な部材の明確な構造でモデル化（実物スケールのままでのモデル化）されると、その幾何縮尺をもとに模型の植生モデルが準備される

ことになる。植生の構造モデルが明確でない場合は、透過係数（速度の次元を持つ）についてFroude相似則で模型植生の透過係数を与える。このように定められた透過係数を持つ多孔体を植生モデルとして準備される。

数値解析においては、植物要素の幾何形状を境界条件として取り込むことも可能ではあるが、植物構造は複雑で、透過領域としてのモデル化が適切である。すなわち数値解析メッシュと個々の植物要素のスケールの差に着目して植物要素を抽象化、その領域では抗力のみを計算格子の中で考慮し、さらにその力のなす仕事分の乱れエネルギーの付加的生成と散逸を考える¹⁰⁾。一般に単位体積あたりの形状抵抗 F は次のように書ける。

$$F = \frac{1}{2} C_D \rho \lambda U_r^2$$

ここで λ ：単位体積あたりの遮蔽面積、 U_r ：流向流速である。植物要素の流れに対する面が傾いている場合には、流向成分以外の成分が現われる。流速成分、植物要素面の傾きを考慮して、離散的な植物要素に作用する力の単位体積あたりの方向成分を F_x, F_y, F_z とすると、これらが個々の離散植物要素より大きなスケールで空間平均された流れの運動量方程式に付加される。

4.3 植生域を伴う流れの平面流解析

河川景観管理・整備という立場では、河道内に様々な地形があり、表層粒度が異なり、また植生域が様々な形態で分布しているような状況を対象とする。こうした場合、水深平均化された流れ場の解析が議論の整合性から頻用されるので、この場合の取り扱いについて、以下に支配方程式などを具体的にまとめる。植生が水没したり、高水敷が低水路から顕著に分離できる場合（河床形状の不連続な変化）、湾曲が著しい場合などは、流れの3次元性が卓越してくるので、こうした場合には、適宜、より詳細な検討を行う必要がある。

k-εモデルを用いた水深平均平面2次元解析の枠組みで、底面粗度、植生の効果をそれぞれRastogi & Rodi¹¹⁾、清水・辻本・中川¹⁰⁾のモデルで取り込んだもの、すなわち、植生については、植生要素の形状をそのまま扱うのではなく、空間平均された抗力、それによる仕事に匹敵する付加的な乱れエネルギーの生成と散逸を取り込んだ流れの基礎式は次の通りである¹²⁾。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x}(hU) + \frac{\partial}{\partial z}(hW) &= 0 \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(hU^2 - h\nu_T \frac{\partial U}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(hWU - h\nu_T \frac{\partial U}{\partial z}\right) &= -gh \frac{\partial(h+y_b)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x}\left(h\nu_T \frac{\partial U}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(h\nu_T \frac{\partial W}{\partial x}\right) - F_x - \tau_{bx} \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(hWU - h\nu_T \frac{\partial W}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(hW^2 - h\nu_T \frac{\partial W}{\partial z}\right) &= -gh \frac{\partial(h+y_b)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x}\left(h\nu_T \frac{\partial U}{\partial z}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(h\nu_T \frac{\partial W}{\partial z}\right) - F_z - \tau_{bz} \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(hUk - h \frac{\nu_T}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(hWk - h \frac{\nu_T}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial z}\right) &= P_k + P_{kv} + P_{kb} - h\varepsilon \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(hU\varepsilon - h \frac{\nu_T}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(hW\varepsilon - h \frac{\nu_T}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial z}\right) &= C_1 \frac{\varepsilon}{k} (P_k + C_{ve} P_{kv} + C_{be} P_{kb}) - C_2 h \frac{\varepsilon^2}{k} \\ F_x &\equiv \frac{1}{2} C_D \lambda h U \sqrt{U^2 + W^2}; \quad F_z \equiv \frac{1}{2} C_D \lambda h W \sqrt{U^2 + W^2} \\ \tau_{bx} &\equiv C_f U \sqrt{U^2 + W^2}; \quad \tau_{bz} \equiv C_f W \sqrt{U^2 + W^2} \\ P_k &\equiv h\nu_T \left\{ 2 \left(\frac{\partial U}{\partial x} \right)^2 + 2 \left(\frac{\partial W}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial U}{\partial z} + \frac{\partial W}{\partial x} \right)^2 \right\} \\ P_{kv} &\equiv F_x U + F_z W; \quad P_{kb} \equiv \tau_{bx} U + \tau_{bz} W \\ \nu_T &= C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \end{aligned}$$

これらは、水深平均された連続式、流下方向・横断方向の運動量式、乱れエネルギー、その散逸率の輸送方程式である。ここで、 (x, z) ：流下方向・横断方向座標、 (U, W) ：流下・横断方向の水深平均流速、 h ：水深、 y_b ：基準面からの路床高、 (F_x, F_z) ：植生の抗力から流体が単位質量あたり受ける反力の流下・横断方向成分、 ν_T ：

渦動粘性係数の水深平均値, k : 乱れエネルギーの水深平均値, ε : 乱れエネルギーの逸散率の水深平均値, C_f : 路床の摩擦抵抗係数, C_D : 植生要素の空間平均抗力係数, λ : 流体の単位体積あたりの植生要素による遮蔽面積である。乱流モデルのモデル定数 C_μ , C_1 , C_2 , σ_k , σ_ε については標準値を用いる。植生の形状抵抗に関わる係数 C_{ve} については植生を伴う流れについての研究で決定された1.3を用い¹²⁾, 底面摩擦抵抗に関わる係数 C_{be} については Rastogi & Rodi¹¹⁾ により次式から算定する。

$$C_{be} \equiv 3.6 \frac{C_2}{C_1} \frac{k}{\varepsilon} \frac{C_\mu^{1/2}}{C_f^{3/4}} \sqrt{U^2 + W^2}$$

植生域周辺の流れをこの方法で解いた例を図7に示す(辻本・北村¹²⁾)。

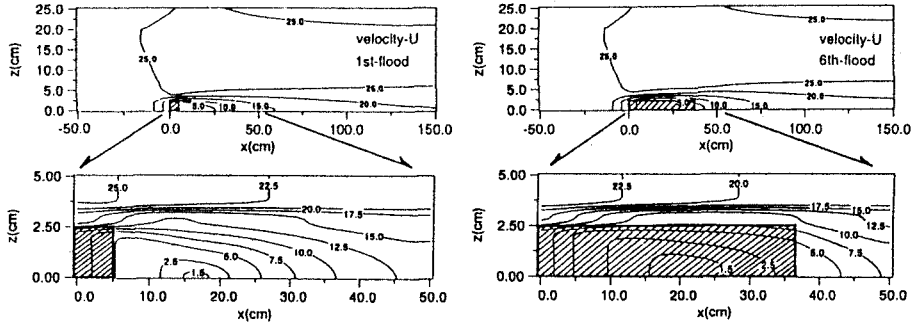


図7 植生周辺の流れの解析例

4.4 植生域周辺の河床変動

平面流解析で得られた流れ場の情報, すなわち平均流速, 流向, 乱流特性(渦動粘性係数)は流砂挙動, 河床変動の解析に供される。

まず, 浮遊砂についてはその挙動は次式の水深平均された移流拡散方程式に支配される。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(hUC - h\varepsilon_s \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(hWC - h\varepsilon_s \frac{\partial C}{\partial z} \right) = S_c$$

$$S_c = w_0 C_{ae} - \gamma_s w_0 C$$

ここで, U, W : 水深平均流速の縦断方向及び横断方向成分, h : 水深, ε_s : 渦動粘性係数の水深平均値, C : 水深平均された浮遊砂濃度, w_0 : 砂の沈降速度で, 平衡基準濃度 C_{ae} については次式で与える¹³⁾。

$$C_{ae} = 0.002 \left(\frac{u_*}{w_0} \right)^2 \left(1 - \frac{\tau_{*c}}{\tau_*} \right)^{1.5}$$

また, γ_s は, 底面濃度を水深平均濃度と関係づけるパラメータで, 平衡濃度分布形を仮定すると,

$$\gamma_s \equiv \frac{15w_0}{u_*}$$

となる。 S_c は $(1-\rho_b)(\partial y_b / \partial t)$ を表し, これより河床変化が計算される。辻本・北村¹²⁾ は, 植生群落の背後への微細砂の堆積過程について計算を行うとともに, 水路実験で検証している。

一方, 掃流砂については, ここでは, 芦田・道上式¹⁴⁾ を援用した混合砂の解析¹⁵⁾ を紹介する。混合砂の場合は, 粒径によって移動特性が異なり, 表層で分級が生じる。この過程は, 流砂を粒径別に取り扱うことで, 解析される。ここでは, 粒径スケールの非平衡性は無視し, 次式によって粒径別流砂量を評価する。

$$q_{B*i} \equiv \frac{q_{Bi}}{\sqrt{(\sigma/\rho-1)gd_i^3}} = 17 p_i \tau_{*i}^{3/2} \left(1 - \frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*i}} \right) \left(1 - \sqrt{\frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*i}}} \right)$$

ここに,

$$\tau_{*i} \equiv \frac{u_*^2}{(\sigma/\rho-1)gd_i}$$

d_i : 第 i クラスの砂の粒径, d_m : 平均粒径, p_i : 表層 (交換層) における第 i クラスの砂の体積占有率, u_* : 摩擦速度, σ : 砂の密度, ρ : 水の密度, g : 重力加速度, τ_* : 無次元掃流力, τ_c : 限界掃流力である. 下付添字 i は粒度のクラスを表す. 河床が混合粒径砂である場合は, 粒径ごとに移動限界が異なる. 下式はEgiazaroff¹⁶⁾によって導かれた式を $d_i/d_m < 0.4$ の細砂分について芦田・道上¹⁴⁾が修正したものである.

$$\frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*cm}} = \begin{cases} \left\{ \frac{\ln 19}{\ln(19d_i/d_m)} \right\}^2; & (d_i/d_m \geq 0.4) \\ 0.85; & (d_i/d_m < 0.4) \end{cases}$$

ここに, d_i : 第 i クラスの砂の粒径, τ_{*ci} : 第 i クラスの砂の粒径別無次元限界掃流力, τ_{*cm} : 平均粒径の砂の粒径別無次元限界掃流力で均一粒径砂のそれと同一視される場合が多い. 一方, 下式はParkerら¹⁷⁾や, 辻本・本橋¹⁸⁾によるもので, 混合砂のすべての粒径が移動する場合にはむしろこの方が適合が良いとされる.

$$\frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*cm}} = \left(\frac{d_i}{d_m} \right)^q$$

ここに q は-1.0よりわずかに大きい定数である.

上式で求められた掃流砂量は, 掃流砂礫の運動方向角 ϕ によって, 縦断方向・横断方向成分, q_{Bx}, q_{By} に配分される. ϕ も下記のように粒径別に適用して求める¹⁹⁾.

$$\tan \phi_i = \tan \gamma + \sqrt{\frac{1}{\mu_d \mu_f}} \sqrt{\frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*i}}} \frac{\partial y_b}{\partial z}$$

河床の微小面積 $\Delta x \Delta z$ における微小時間 Δt での, 第 i クラスの砂のみかけ上の砂の堆積分 Δq_{Bi} (流出分はマイナスで表現する) は, 下記のように表される.

$$\Delta q_i = -\frac{1}{1-\rho_0} \left(\frac{\partial q_{Bxi}}{\partial x} + \frac{\partial q_{Byi}}{\partial z} \right) \Delta x \Delta z \Delta t$$

ここに, ρ_0 : 砂の空隙率である. 一方, 河床変動は次式で与えられる.

$$\frac{\partial y_b}{\partial t} = \frac{1}{\Delta x \Delta z \Delta t} \sum_{i=1}^N \Delta q_i$$

ここに, N : 粒度によるクラス数である.

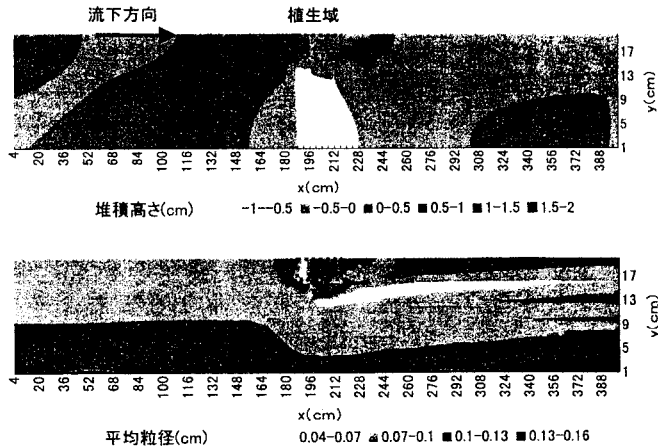


図8 植生周辺の河床変動と表層分級についての計算例

河床変動に伴う分級過程を, 平野²⁰⁾の考え方にならって厚さ θ_c の層でのみ交換が起きると仮定して考えると, 河床上昇 ($\partial y_b / \partial t > 0$), 河床低下 ($\partial y_b / \partial t < 0$) に対して, それぞれ次のように表される.

$$p_i(t + \Delta t) = \frac{p_i(t) \cdot \left\{ \theta_e \Delta x \Delta z - \sum_{k=1}^N \Delta q_k(t) \right\} + \Delta q_i(t)}{\theta_e \Delta x \Delta z}$$

$$p_i(t + \Delta t) = \frac{p_i(t) \cdot \theta_e \Delta x \Delta z - p_{i0} \cdot \sum_{k=1}^N \Delta q_k(t) + \Delta q_i(t)}{\theta_e \Delta x \Delta z}$$

ここに、 p_{i0} ：貯累層における第 i クラスの砂の体積占有率である。 Δt は、 $|\sum \Delta q_k| < \theta_e \Delta x \Delta z$ を満足するように設定し、また $\Delta q_k < p_i(t) \theta_e \Delta x \Delta z$ のときは $\Delta q_k = p_i(t) \theta_e \Delta x \Delta z$ として（交換層に存在していたもの以上には出ていかない）計算を進める。

図8は、植生周辺の河床変動と表層分級の計算例である¹⁵⁾。

5. 生息環境の機能評価

5.1 生息環境評価の流れ

河川が多機能の一側面としての生態系保全機能整備を行っていくうえでの、生息環境評価の流れ（枠組み）を図9に示した。図9で現況とするのは、調査を行う時点ということである。流量など自然の変動があるので数回の調査が望ましいが一般にすべてをカバーするのは難しい。とにかく調査時点での調査結果から生息環境の現状を評価するのだが、実際には評価そのものよりも物理環境（河床・流路形態、河床材料、植生、水理条件など）を予測する手法、生態系の状況を記述する手法を検証、調整あるいは確立することに意義がある。実際の自然では変動が必然で、調査時点での生息環境適性でなく、流況を考慮して、生息環境適性がどのように通年で変化するかはその河道の生息環境評価になる。

一方、近年、ダム建設、砂防事業、河道浚渫・整正など大規模・急激な人的インパクトにより流況や土砂量供給条件が本来のものから偏倚しており、河相が変質している（辻本⁴⁾）。生息環境という観点から河川景観がどのように変質しているかを把握・認識することは河川景観管理の上で重要である。また、今後の河川整備という観点で、こうした河川景観（河相とそれに伴う機能）をどのように回復させるかについて、さまざまな代替案を検討していくうえで、それぞれのシナリオでの生息環境適性を評価することが非常に重要になってくる。最近の多自然型（近自然）河川工法はまさに生息環境機能の回復を目指すものであり、その意味で単なるClose-to-Nature River ImprovementでなくRiver Restorationである。

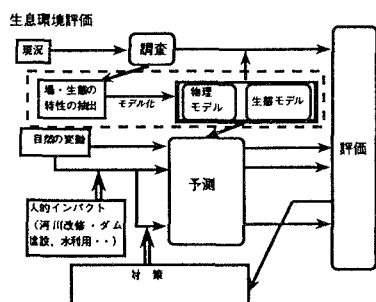


図9 生息環境評価の流れ

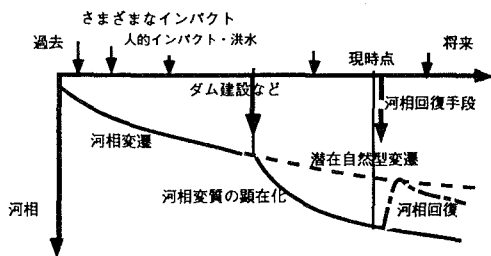


図10 河相の変質と回復

5.2 生息環境調査

ここでは、河相を代表する1セットのユニットを含む程度のリーチの河道区間での魚類生息環境を取り上げて、生息環境調査手法を紹介する。とくに辻本・永禮²⁾が最近行った石川県大野川水系（二級河川）森下川

(もりもとがわ) 中流域河道区間 での魚類生息環境調査^{注2)} の例 (写真2) を参考に、調査法を説明する。

河道のセグメントの特徴を示すユニットを一对含むような区間、すなわちおおむね川幅の6~10倍程度の区間 (この例では幅が15m程度で約90mの延長の中に瀬と淵がある、写真2参照) で地形、水理計測を行う。図11には河床形状の等高線、河床材料分布を示した。河床形状はスタジア測量によって、河床材料は目視によった。同時に植生調査も行ったが、この河道では植生は単調でツルヨシ群落が認められたところについて図に示した。植生密生度については単位面積あたりの本数程度を調べておくのが良い (流れの数値計算に用いる)。



写真2 石川県大野川水系森下川 (調査区間を下流から望む)

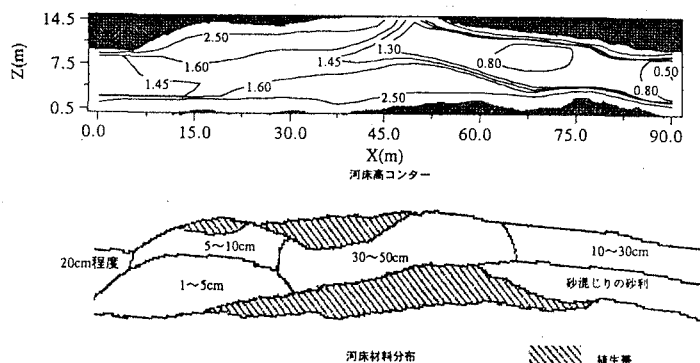


図11 河床地形、底質材料分布の測定例 (森下川)

さらに、水深、流速に空間分布を測定した。水深は目盛を刻んだ棒によって、流速は小型電磁流速計を用いて50%水深位置での流速を測定し水深平均流速と見なした (2次元計測で (U, W) はそれぞれ流下方向、横断方向流速成分)。今回の水深・流速測定は対象区間に置いて縦断方向に11測線、横断方向は測線上4~5点とした。この結果が図12に示される。

流量は対象区間の中で比較的断面が単純な位置で、断面内流速分布を詳細に測定して求めた。

流量時系列を流況と呼ぶが、流量観測所のある位置では日流量データがまとめられている。一般にこれは豊・平・低・渇水流流量というかたちで整理されているが、生態系の議論では365日の変化を適当な長さの年数で平均したもの (とその標準偏差) で議論することが望ましい。流量観測所と対象河道区間の場所が離れている

^{注3)} 調査区間は森下川中流部で、現在上流に医王山ダム (農林水産省) が建設中で、近い将来、図2に示すような、河相変質やその回復シナリオの議論を検討することができる点に注目して選ばれた。

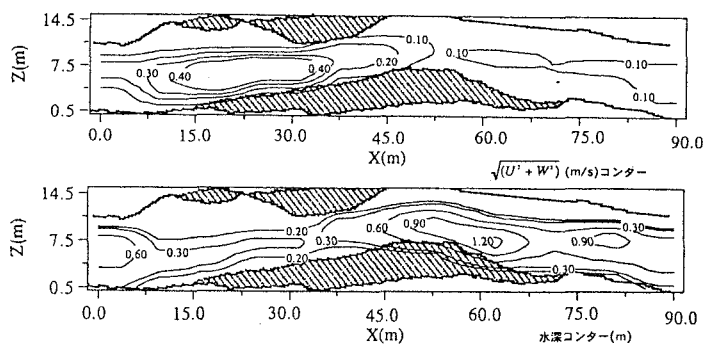


図12 水深、流速の空間分布測定例（森下川）

場合には支川合流や取水量などを調べて、また当日対象区間で測定された流量を勘案して換算を行うことで、対象地点での流況データを整理する。図13は、日流量データからここでは5年間の平均時系列として森下川の流況を示している。日流量の平均の最大値は必ずしも洪水を表現しないことから、時間流量で平均年最大時間流量などで洪水事象を考慮することも重要である。図13では、実線で流況をモデル化して議論した例を示しており、平均年最大時間流量規模で3時間継続するモデル洪水を考慮している。

次に魚類について上方からの目視（遊泳魚）、潜水目視（底生魚）によって生息位置の空間分布を観察した。現地観測に当たっては、最近の魚類調査結果などを参照し、調査対象魚種を絞り込む。対象魚については、河川水理学的観点から次のような分類（表3）で、代表種を選ぶことが適当である。

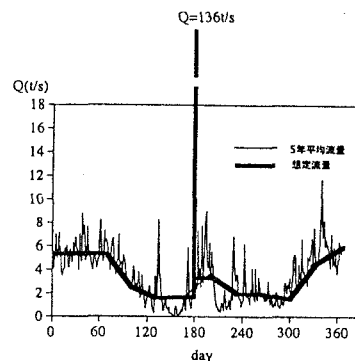


図13 調査地点換算された流量時系列（森下川）

表3 さかなの分類要因

生活様式	習性による移動、食餌、産卵、休息、洪水時の避難その他 回遊性（降河、溯河、両側）
行動様式	遊泳、匍行
サイズ	体長、体高
形態	紡錘型その他
餌	植物 動物
能力	巡航速度、突進速度

森下川では佐野・山本²²⁾によって魚類調査が最近なされており、その結果に基づいて調査対象魚を決め、かつ図鑑²³⁾によってその生息場の一般的特性を知った。遊泳魚としてアブラハヤ（*Phoxinus lagowskii steindachneri*）、ウグイ（*Leuciscus hakonensis*）、底生魚としてヨシノボリ（*Rhinogobius* sp.）、カマツカ（*Pseudogobio esocinus*）、カジカ（*Cottus pollux*）を選定した。このように対象魚をあらかじめ設定して調査することにより、種の同定の困難さを克服した。なお、それぞれの種についてサイズによる分類もしておくことが望ましい。図14に森下川での実測例を示す。

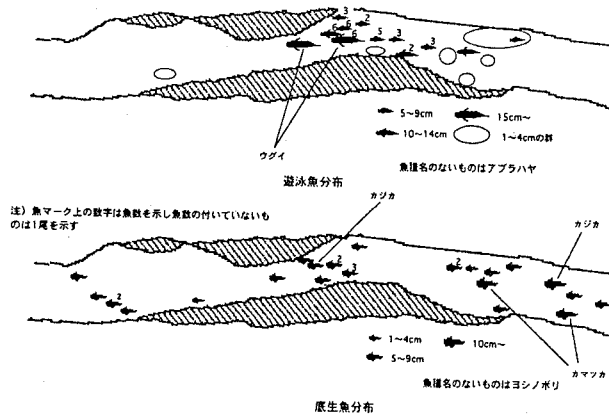


図14 魚類生息観察例 (森下川)

5.3 生息環境評価法としてのIFIMの概要

生息環境 (ハビタート, habitat) 評価は近年, 多機能で河川整備を行っていくうえでの妥協 (compromise) を図っていくうえで不可欠の課題として, 最近議論が活発化している. この中の代表的なものとして, IFIM (Instream Flow Incremental Methodology²⁴⁾) をここでもとりあげる. これは, しばしば流量増分式生息環境評価というように呼ばれる. すなわち河道内流量を変化させたとき生息環境がどのように変化するかを見ようとするとところに主眼がある. したがって季節的な生息環境状況の変化に着目したり, あるいは上流にダムなど流量調節施設があるような場合, 放流量 (したがって河道流量) の変化によって生息環境がどのように変わるかに注目したものと言えよう. ある流量条件では, 対象空間内でのその流量に対する水理量 (流速, 水深など) などの空間分布を知り, 一方, 局所的な水理量などと注目種のそれに対する適性が関係付けられていると (しばしば選好曲線 preference curve と呼ばれる^{註4)}), 対象空間全体としての生息環境適性が評価される. この評価法の部分はPHABSIM (physical habitat simulation) と呼ばれる. PHABSIM部分はさまざまな代替案があるので, 枠組みの部分のみIFIMと呼ぶことがある.

さて上記を数式を用いて以下に説明しよう.

まず, 枠組みとしてのIFIMは次のように説明される. 流量 Q に対する生息環境評価値を Ξ とすると, $\Xi(Q)$ 曲線のなんらか制限された範囲内で適正な流量を客観的に議論できる. また, 流量の改変がどのような影響かが判断できる. 一方, 流況 $Q(t)$ が知られると $\Xi(Q)$ 曲線を利用して評価値の時系列 $\Xi(t)$ が得られ, 生物の活動・生活史に合わせた議論や水利用の季節的変動と連携した議論が出来る.

次に, PHABSIMに相当する部分であるが, 標準的なものについて述べると次のようである. ここではまず対象とする種 (生活ステージも限定) の場や水理条件への適性が議論される. 生息環境としての適性を評価する要素 (HSI, habitat suitability index) ξ_j として, 流速, 水深, 底質がしばしば取り上げられる. 植生や乱れ特性などさらに多くのものが考えられないこともない. これに対するそれぞれの種 (生活ステージを限定) について, この要素に対する選好性を知る必要がある. 選好性を何で評価するかは難しいが, しばしば, 0~1の数値 (η_j) で評価する. すなわち $\eta_j(\xi_j)$ 関係である. 実験的に特殊な環境を作って, あるいは実際の河道で物理量計測と魚類の挙動観測を行い, 統計的に滞在頻度を整理して推定する方法, これまで知られている生物学的な知見から大胆に設定する方法などがとられている. とくに流速で言えば, 巡行速度や突進速度といった特性速度が $\eta_j(\xi_j)$ 関係を決める重要なパラメータとなる. 個々の η_j 値を評価すること以上に, これらの総合評価, すなわ

註4) 植物についても図6に示したような生育環境特性は一種のpreference curveを提供するもので, 比高, 横断地形勾配, 土壤材料粒径などは重要なHSIである. IFIMの手法を用いて植生生育環境と流量の関係を論じることが可能である.

ち流速、水深、底質などを組み合わせた場合の総合評価の仕方が本来的には難しい。しばしば、積の形が採用されるが、厳密には各要素の独立性の議論が必要で、実際には独立でない場合が多い。

対象とする空間Aは均質でなく、さまざまな条件をもつ微小空間 ΔA_k からなっている。各微小空間での生息環境要素の値 ξ_{jk} は、物理環境、物理量の測定から、あるいは水理実験、水理解析（場合によっては河床変動解析を含む）によって与えられる。

$\eta_j(\xi_j)$ 関係を用いてその微小空間の要素別評価値 η_{jk} を評価する。その微小空間の総合生息環境評価値 Ξ_k は、
$$\Xi_k = \prod_j \eta_{jk}$$

のように書かれる。物理量やその他の物理環境と魚類観測結果がある場合 Ξ_k の分布は魚類の存在頻度空間分布と相似であるはずなので、ここで選好曲線を改良することが出来る（本当は存在分布と Ξ_k のずれは選好曲線が適正かどうかだけにらず、総合評価を積で表したことが適切であったかどうかにも依存するので、そうした検討も可能ではある）。

対象空間全体での議論にする場合は、評価値 Ξ は、

$$\Xi = \frac{\sum_k \Xi_k \Delta A_k}{\sum_k \Delta A_k}$$

のようになる。原論文では対象空間で除せずWUA（weighted usable area）と呼んでいるが、ここでは0~1の数値に規格化して表すことにした²⁵⁾。

上記の評価は単一の種、しかも生活史の中の限定されたステージでの評価値である。生態系はさまざまな種のさまざまな生活史から構成されている（それでいて初めて持続性が確保される）。魚類生態系として評価する「総合化」をどのようにするかについてはまだ十分議論がされていない。注目すべき種（たとえばセグメントを代表する種、地域性を示す種、当たりまえにいるべき種など）の代表的なステージ（通常の生息、採餌行動、産卵行動など）と有限個数の Ξ_k 分布や $\Xi(Q)$ あるいは $\Xi(I)$ が得られる。 Ξ_k 分布からは、いくつかの種が適切に空間をそれぞれでうまく使っているか、 $\Xi(Q)$ あるいは $\Xi(I)$ からは流況と生活ステージが適切に対応しているかなどが議論できる。また、問題の解決手段であるべき河川改修や支援施設の設置、流況改善などの効果についても、客観的な議論が出来るスタートに立てるものと思われる。

5.4 IFIMを用いた魚類生息環境評価例

5.2節で紹介した森下川の調査例をもとに、IFIMにもとづいた生息環境評価例²¹⁾を以下に示す。図9に示した評価の流れの中で、物理モデルは4.3、4.4節で示した平面流解析とそれをもとにした河床変動解析を採用する。生態モデルは生物の選好曲線の設定に集約される。ここでは対象とする魚類の選好性について、図鑑²³⁾の記載から選好曲線を作成した。図15にそれぞれ遊泳魚、底生魚別にまとめた²¹⁾。図中の表に図鑑の記載事項をまとめそれを反映させた形で、遊泳魚については流速と水深、底生魚については摩擦速度、水深、底質粒径について選好曲線を設定した。図中のBはさかなの体長で、突進速度が体長の10倍程度であるとの従来の知見を認めている。これらは一つの提案である。こうしたモデリングが適正か否かについては、現況を含む何回かの調査で検討し、改良することも可能である。

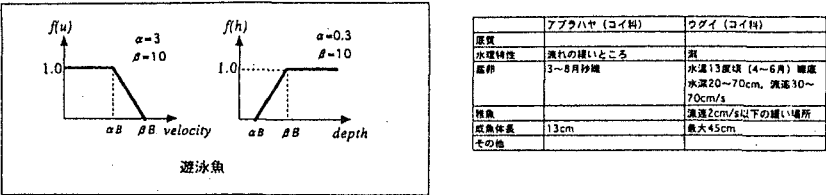


図15(a) 遊泳魚の選好曲線

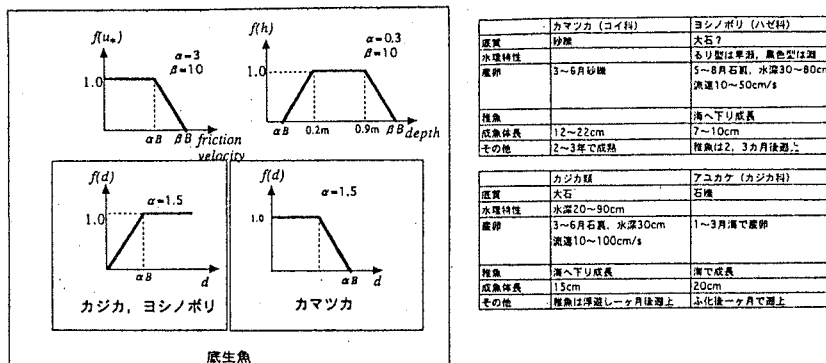


図15(b) 底生魚の選好曲線

森下川の調査対象河道区間に、調査当時の流量を導入した場合の流れの解析を行った結果は図16示される通りで、図12に示された実測結果の特徴をよく再現しており、1年を通して出現するさまざまな流量に対して、また洪水時などの水理量空間分布の推定が可能と考えられる。

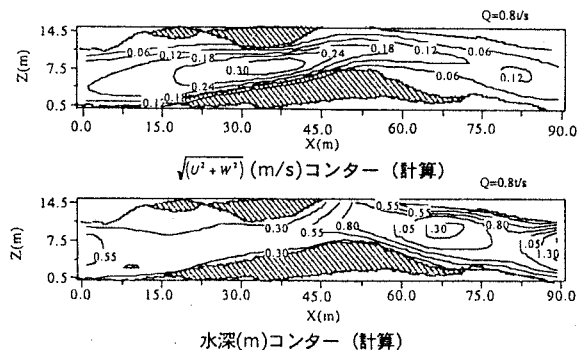


図16 水理量空間分布の数値計算による再現

水理計算結果とこれらの選好曲線を組み合わせて得たの空間分布 E_k の例を図17に示す。これは図14の生息位置分布と比較して、選好曲線と各要素の組み合わせについて検討するためのデータとなる。すなわち、図17と図14に齟齬が認められればそれを是正するように選好曲線と各要素についての評価の総合化の手法（最も簡単なものとして積の形で与えた）を是正するような検討が可能である。

ここでは、ある程度満足すべき合致が見られているとして、議論を先に進める。すなわち対象区間全体での評価値（規格化されたWUA）を図13に太線で示されたモデル化された流況に対して計算を行い、評価値時系列として表したのが図18である。これらは普段の（狭義の）生息環境としての評価であるが、生活史を考えると他のステージでの評価も重要である。とくに持続性を考えると産卵場の適性についての評価が重要で、たとえば礫床条件が確保されることに着目し、浮遊砂の堆積を阻害要因とした考え方がここに示したハビタートシミュレーションの流れの中で検討することも可能である。このように、生活史に応じて評価項目（HSI）や選好曲線（preference curve）が変化すると思われるが、これら进行评估すること、さまざまな種、ステージに対する評価の総合化が残された課題である。

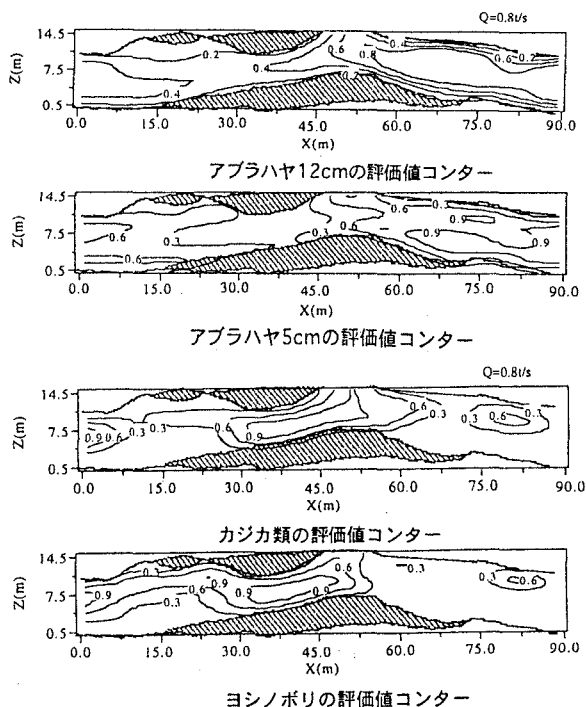


図17 生息環境評価値の空間分布の計算例

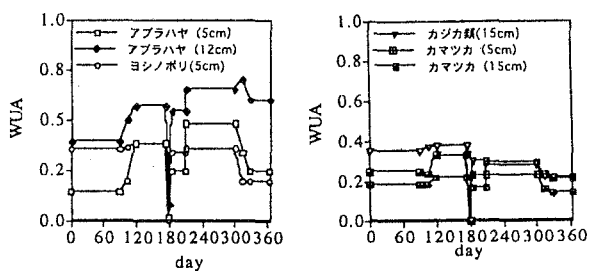


図18 対象区間の平均生息環境評価値の時系列的変化

6. 生息環境支援施設とその評価

河川がセグメントの特徴に見られるような、あるいは河相の相互作用系が維持された固有の特性を示している場合は、それが提供する生息環境に応じた生態系が構築されているものと仮定されよう。人工的にこれらが改変されたり、あるいは流況が改変された場合、生息環境が機能しない状況に陥る場合がよくある。たとえば、堰などの横断構造物で連続性が遮断される場合であり、魚類生息環境は魚道によって本来の状況へ回復するよう整備される。この魚道のように生息場の変質を補完する施設をここでは「魚類生息環境支援施設」と呼ぶこととする。こうした生息環境支援構造物の整備にあつては、生息環境が現在潜在自然状態から見てどのように阻害されているのかをまずしっかり認識して、そのどの部分をどういう方法で回避・軽減するかを明確にして計画・設計するべきである。また、他の機能との連携についても十分な配慮が望まれる。また、一般にこの支援施設は局所的対応となりそこで期待される機能を十分に発揮するよう設計されるべきであるが、セグメントのスケールでの河道区間で、またその連続性（水系一貫）の観点での検討も必須である。

6.1 魚道

従来の治水，利水などの目的で構築されている横断構造物はしばしば河道を分断し，魚類生息環境の機能を阻害している．これを回避・軽減する目的で魚道が計画・設計される．救済項目としては下記があげられ，こうした影響を受けているものが対象魚ということになる²⁵⁾．

- (1) その種の持続的生息において必要な回遊（遡上・降下）の確保，
- (2) 水産資源確保に必要な回遊の確保，
- (3) 対象とする構造物の位置がセグメント境界にある場合の上流のセグメントを生息場とするもので洪水時に降下を余儀なくされたのを帰還させる，
- (4) 対象とする構造物がセグメントを分断する場合，セグメント内の行動範囲を狭めない．

このようにセグメントと生息場といった見方が重要であり，縦断方向の生息状況と構造物の位置関係などが必要な調査項目となる．いずれにせよ，多様な種を対象とせねばならず，この点が従来型の魚道の設計と大きく異なるポイントである．

魚道の機能は必要な種の通過を確保するもので，溯河行動の阻害を回避・低減することになる場合が多い．一般に堰高分を比較的短い距離でのはることであり，高流速となるのをいかに抑制するか，一方，利水用の堰などでは魚道に配分される流量が小さいため，高流速と相俟って十分な水深が確保できない場合が多く，これを克服する工夫がなされる．魚道の設計は，直感的な流れの観測のみで評価したり，経験的であったり，せいぜい模型実験によってきた．最近やっとマニュアル的なものが整備され^{26)・27)} こうした経験が整理されてきたが，科学的に実験をどのように行うか，魚道流れの数値解析など最近の水理学がどのように支援できるかが緊急の課題となっている．

近年のように生態系など多面的な役割を考えると多様な種に対して対応できることが重要な要件となる．このためには魚道断面内で多様な水理条件が得られるタイプの魚道が要求される．このように断面内でさまざまな水理条件が生み出せた場合，複数の対象魚との関連で魚道の適性を評価することが必要となる²⁵⁾．こうした視点で「せせらぎ魚道」など自然河道に近い魚道も提案されているが，魚道は緊急の遡上支援施設といったとらえ方の方がすっきりしているよう．

魚道を設置した場合，とくにその入り口（下流）の地形変化（河床低下や州の存在）が魚道への進入を阻害する例がよく指摘される．支援構造物が周辺河道とどのように連続しているかも魚道整備の大きな課題である．さらに，セグメントや水系一貫として魚道によって魚類生息環境がどの程度保全されるか（この場合，複数の横断構造物の魚道がセットとなって対象となる場合もある）の評価も重要な視点である．

6.2 わんど

沖積地河川の河原（低水，中水敷など）に見られる入り江的地形である「わんど」，ときどき冠水して本川とつながるような「たまり」は貴重な魚類生息環境となっている．これらは，築堤以前の河川状態で存在した（本川とつながっていた）水田周辺の小川や池などの代替生息環境とも言われる．

とくに，淀川では明治期の低水工事で構築された水制のあいだの地形変化が連続した入り江状環境をつくっており，しばしば「ワンド」と呼ばれる^{注5)}．これは，主としてタナゴ類の生息環境として，あるいは（高水敷を整備した）大河川の生息場の多様性（本来あった多様な生息が，すなわち，流速，水深の空間分布が広い状態）を確保するものとして注目されている．多自然型川づくりでもとくに魚類生息環境支援施設として注目される．淀川，木曽川，長良川のような沖積地河川でその原形があったり期待される生息環境が明確なところで人工ワンド（わんど）が創造（復元，代償）されているが，他のセグメントの河道でも人工わんどの試みがなされている．「わんど」については，どの種の魚の，生活のどのステージの行動を支える生息場であるのかを明確にすること，個々の「わんど」の機能がすぐれているかを評価することとともにわんどが周辺（少なく

^{注5)} ここでは淀川ワンドをその形成の歴史的意義や，機能の限定性からカタカナ書きすることとし，他の入り江状地形とそれが提供する生息環境はこれと区別して「わんど」と平仮名書きすることとした．

ともセグメント)の中でのパーツの組み合わせ(本流の高流速場と「わんど」部の死水域のコンビネーションの意義)として良好な生息環境を提供できているのかの評価が必要となる。さらに生態保全機能提供構造物としての洪水時の安全性、親水性、水産面での位置づけ、さらに他の治水、利水、環境機能との整合性の問題を議論していく必要がある。

淀川の「ワンド」では淀川大堰により本川の流速が遅くなり、「ワンド」と本流の物理環境のメリハリがなくなり、「ワンド」の機能が変質していることが指摘されている。こうした問題も生息環境支援施設もそれ自体だけでなく周辺河道と併せて評価することが重要であることを物語っている。

6.3 その他の生息環境支援施設

河道内にあるさまざまな河床形態で魚類生息環境を支えているものは数多い。特に注目される構造は「瀬と淵」構造である。河道の生息環境の単位として重要で河道としての整備の範疇ではあるが、しばしば人工的に創造されることがある。瀬と淵に限らず河道内地形ユニットは土砂輸送のアンバランスで形成されるものであり、また出水期にリフレッシュされていることが多い。人工的な瀬・淵はしばしば維持できなかつたり、維持できてもそれは土砂輸送の系から隔離されているにすぎない場合が多く、生きた移動床として瀬・淵を復元することが重要である。

7. あとがき

今日、治水、利水、環境のいずれの機能も等しく河川管理、整備をおこなっていくべきとの認識に至っているが、治水や利水に比べ、環境、特に生態系保全機能についてはその「評価」が、治水・利水機能の評価と整合性のとれたものとして整備されていなかったのも、ともすれば、情緒的であったり、特別な入りあるいは単に付加的な配慮で対応するしかなかった。しかしながら、治水、利水、親水、生態系保線機能のいずれも等しく担うということになれば、水流、流砂、地形、植生の相互作用系である河相自体でこれらの機能を担えるように河川の整備を行っていかねばならず、河相の治水、利水、親水、生態環境機能を整合性のとれた形で評価することは緊急の課題である。この意味で、河川生態環境水理学の確立は必須の課題である。ここでは、生態系保全を「生息環境保全」におきかえて議論することによって、治水、利水機能と同レベルで議論できるような生息環境の水理学的評価にポイントを絞った。これを支えるのは、植生水理、移動床水理そして生息環境評価の融合である。生息環境の水理学的評価に対して現段階でせまりうるところを整理して説明した。本文でも述べたが、現況評価そのものより、現況がさまざまなインパクトでどのように変遷してきた結果なのか、今後どのように変化していくのか、あるいはどのような方法によってどの程度こうした影響を回復・軽減できるのかなど、生息環境の相対評価には極めて有効な手法にすでになっているものである。もちろん、逐次新しい知見が付け加えられていくはずのもので、むしろそうした展開に少しでも貢献できればと願っている。生態系は生物の生活のシステムである。容物(いれもの)としての環境、住み処の議論だけで完全であるはずはないが、単に種の名前に振り回されていたレベルからの進展は大きいものと考ええる。

河川の生態系保全機能を確保しようとする場合、自然復元という課題がある。すでに述べたように、長い間にさまざまなインパクトにたいして河相は連続的に変化してきた(図10)。この中には農村環境化など緩やかでかつ文化を醸成してきたインパクトもあるし、ダムなどのように急激でかつ河川景観(河相とそれが担う機能)への影響(レスポンス)が顕在化したものがある。河川生態環境水理学によってこのインパクト・レスポンスの過程が記述・予測されることになれば、河川(河相・河川景観)の自然復元へのシナリオは次のようである。

1. 河相に対するさまざまなインパクトに対するレスポンスの過程の記述・予測法と各機能の評価法の提案。
2. これまでの河相の変遷とそれに伴うそれぞれの機能の変遷を調査し、それを説明・記述できるかの確認、とくに対象とする急激なインパクトによるレスポンスが顕在化する過程の確認。
3. このまま推移した場合の将来の河相と機能の予測。

4. 対象とするインパクトが、それが加えられた時点でもしなかったとした場合にその後推移して現在に至ったと仮定した河相（今日的潜在河相）を推定し、現況とそれの比較によって現況の問題点を把握する。
5. インパクトがあったことを認め、「何らかの措置」によって今日の河相の潜在河相からの変質分を軽減する手段を提案し、その効果を評価する。

人工洪水、貯水池土砂の排砂など、今日議論の始まった斬新的な手段による自然回復シナリオの提案と評価も、ここで述べた河川生態環境水理学に期待される課題であろう。

参考文献

- 1) 日本河川協会：新しい河川制度の構築 - 平成9年河川法改正, 22p., 1997.
- 2) 足立敏之：環境影響評価法と河川にかかわる技術指針, 山から海にいたる河川水系の総合管理の技術, 平成10年度第1回技術講座, 土木学会中部支部, 水理委員会河川部会, pp.17-32, 1998.
- 3) 辻本哲郎：新しい河川景観の概念とその整備, 第5回水資源に関するシンポジウム論文集, pp.625-630, 1997.
- 4) 辻本哲郎：新しい河川水理・技術の観点からの多自然型川づくり, 河川, No.620, 日本河川協会, pp.39-43, 1998.
- 5) 山本晃一：河道特性論, 土木研究所資料, 第2662号, pp.169-185, 1988.
- 6) 中川博次・辻本哲郎・北村忠紀・藤井康嗣：流れによって変形する植生粗度の抵抗則, 水工学論文集, 第39巻, pp.465-470, 1995.
- 7) 辻本哲郎・岡田敏治・村瀬尚：扇状地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, 第37巻, pp.207-212, 1993.
- 8) 辻本哲郎：手取川扇状地区間の河原の植物群落と河道特性, 日本海域研究所報告, 金沢大学, 第25号, pp.83-99, 1993.
- 9) 辻本哲郎・辻倉裕喜(1988): 中州の発達過程, 水工学論文集, 第2662号, pp.169-185.
- 10) 清水義彦・辻本哲郎・中川博次：直立性植生層を伴う流れ場の数値計算に関する研究, 土木学会論文集, No.447/II-19, pp.35-44, 1992.
- 11) Rastogi, A.K. and W.Rodi: Predictions of heat and mass transfer in open channels, *Jour. Hydraul. Eng.*, ASCE, Vol.104, No.3, pp.397-420, 1978.
- 12) 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, 第40巻, pp.1003-1008, 1996.
- 13) 辻本哲郎：掃流砂と浮遊砂, 流体の非線形現象, 第6.4章, 池田駿介編, 朝倉書店, pp.147-162, 1992.
- 14) 芦田和男・道上正規：混合砂礫の流量量と河床変動に関する研究, 京都大学防災研究所年報, 第14号B2, pp.259-273, 1971.
- 15) 辻本哲郎・辻倉裕喜・村上陽子：植生周辺の微細地形と表層粒度構成, 第4回河道の水理と河川環境シンポジウム論文集, 東京, 1998 (印刷中) .
- 16) Egiazaroff, I.V. : Calculation of nonuniform sediment concentration, *Jour. Hydraul. Div.*, ASCE, Vol.91, HY4, pp.225-246, 1965.
- 17) Parker, G., P.C. Klingeman and D.G. McLean : Bed load and size distribution in paved gravel bed stream, *Jour. Hydraul. Div.*, ASCE, Vol.108, Hy4, pp.544-571, 1982.
- 18) 辻本哲郎・本橋健：混合砂礫床の粗粒化について, 土木学会論文集, No.417/II-13, pp.91-98, 1990.
- 19) Nakagawa, H., T. Tsujimoto and S. Murakami : Non-equilibrium bed load transport along side slope of an alluvial stream, *Proc. 3rd International Symposium on River Sedimentation*, Jackson, Mississippi, USA, pp.885-893, 1986.
- 20) 平野宗夫：Armorringを伴う河床変動について, 土木学会論文集, No.195, pp.55-65, 1971.
- 21) 辻本哲郎・永禮大：河川の魚類生息環境評価 - 石川県森下川の例 -, 第4回河道の水理と河川環境シンポジウム論文集, 東京, 1998 (印刷中) .
- 22) 佐野修・山本邦彦：石川県の淡水魚類, 石川県の自然環境シリーズ, 石川県環境部, 74p., 1996.
- 23) 川那部浩哉・水野信彦：川と湖の魚1, 2, 保育社, 1988, 1990.
- 24) Nestler, J.M., R.T. Milhaus and J.B. Layzer (1989): Instream habitat modeling techniques, *Alternative in Regulated River Management*, edited by J.A. Gore and G.E. Petts, CDC Press.
- 25) 辻本哲郎・堀川紀子：新しい河川環境の概念に基づく魚道設計の方法論について, 水工学論文集, 第41巻, pp.271-276, 1997.
- 26) 中村俊六(1995): 魚道の話, リバーフロント整備センター/山海堂, 225p.
- 27) 農林水産省構造改善局建設部設計課編(1995): 頭首工の魚道設計指針, 194p.