

河川の植生と河道特性

1995年5月

(財)河川環境管理財団
河川環境総合研究所

まえがき

近年、国民の環境に対する関心の高まりとともに、建設行政においても、環境への取り組みが政策課題として大きくクローズアップしてきた。平成6年1月に策定された環境政策大綱では、「環境」を創造し保全することが建設行政の本来的使命であることを認識し、「環境」を建設行政において内部目的化するという基本的な考え方が示された。さらに、河川行政に関しては、平成7年3月に河川審議会から「今後の河川環境のあり方について」の答申がなされ、今後の河川環境の保全と創造の基本方針とそのために推進すべき施策が明らかにされた。今後、河川管理者は、河川の計画、工事、管理の各段階において、河川の特長や地域の個性に即した河川環境の保全と創造を目指して、積極的な対応を図ってゆかなければならない。

施策推進のためには、いくつかの重要な課題が考えられるが、とりわけ河川環境に関する専門的な知見の蓄積は重要な課題であろう。(財)河川環境管理財団では、昭和63年度から河川整備基金による助成事業を実施してきたが、このような観点から、調査・試験・研究部門においては、河川環境に関する研究テーマを積極的に取り上げてきた。その結果、水質、生態、景観等に関する専門的な知見の蓄積は着実に進みつつあるが、研究成果の現地への適用に関しては依然として課題となっている。現地への適用に際しては、各専門分野の知見を総合的に評価する視点が必要であり、河川工学と他分野の専門家が共同で研究あるいは技術開発を進めるような体制が不可欠となっている。

以上のような現状に鑑み、(財)河川環境管理財団では、河川整備基金により財団が実施する基金事業として、平成6年度、「河川の植生と河道特性」をテーマに、本テーマについて研究中の研究者からなる研究連絡会を設け、現地における活用を念頭において研究を行った。

研究は平成7年度も引き続き継続されるが、平成6年度の主たる実施内容である既存の研究成果についてレビューした結果を本書にとりまとめた。現地における河川環境への取り組みにいささかなりとも資することができれば幸いである。

なお、この研究連絡会に参加していただいた専門家の方々は、河川整備基金の助成事業で本テーマを研究されている砂田、辻本、岡部先生、河川美化・緑化調査研究助成（(株)ゴルファーの緑化推進協力会からの協力金による(財)河川環境管理財団の助成事業）により同様なテーマを研究されている池田先生、建設省土木研究所の島谷室長および(財)河川環境管理財団研究顧問の吉川、芦田、佐々木先生である。各先生方は大変多忙の中、熱心に研究会に参加され討議いただきかつ本書の執筆をしていただいた。ここに厚く感謝の意を表する次第である。

平成7年5月

財団法人 河川環境管理財団
理事長 近 藤 徹

河川の植生と河道特性に関する研究連絡会

座 長 砂田憲吾 山梨大学助教授 工学部土木環境工学科
吉川秀夫 (財)河川環境管理財団研究顧問 河川環境総合研究所長
芦田和男 (財)河川環境管理財団研究顧問 河川環境総合研究所 大阪研究所長
佐々木寧 (財)河川環境管理財団研究顧問 埼玉大学教授 工学部建設工学科
辻本哲郎 金沢大学助教授 工学部土木建設工学科
岡部健士 徳島大学助教授 工学部建設工学科
池田裕一 宇都宮大学助手 工学部建設学科
島谷幸宏 建設省 土木研究所 河川環境研究室長
石川愼吾 高知大学助教授 理学部（執筆協力）

事務局 (財)河川環境管理財団 河川環境総合研究所 研究第一部

目 次

1. 全体総括

1.1 はじめに	吉川 秀夫	1
1.2 植物生態学的見方	佐々木 寧	1
1.3 水理学的見方	辻本 哲郎	3
1.4 管理に向けて	砂田 憲吾	8

2. 植物学的テーマ

2.1 河川の植物種の特徴	佐々木 寧	11
2.2 河川植生の特性	佐々木 寧	18
2.3 気候帯と河辺植生	石川 慎吾	22
2.4 河辺植生の動態	佐々木 寧・石川 慎吾	27
2.5 洪水時の植生の破壊について	辻本 哲郎	46
参考文献		54

3. 水理学的テーマ

3.1 植生帯を通過する流れ	岡部 健士	61
3.2 植生を持つ河道内の流れ	岡部 健士	72
3.3 掃流力の大きさと土砂の動き	池田 裕一	79
3.4 河道の変形に対する植生の影響	池田 裕一	90
参考文献		101

4. 管理・取扱い

4.1 植生調査	辻本 哲郎	105
4.2 包括的・長期傾向	砂田 憲吾	113
4.3 管 理	砂田 憲吾	118
参考文献		125

1. 全体総括

1. 1 はじめに

河川は古来より人々に親しまれ、また人々の生活に恵みを与えて来た。しかし、一方では、洪水を引き起こし人命を損傷し、培って来た財産を一朝にして奪ってしまうことがしばしば発生し、あるいは渇水による多大の被害を与えて来た。

近年に至り、人命の尊重は別として、経済至上主義の影響を受け、洪水による資産の損失を極力減少させることがマイナスの減少すなわち経済効果として、また河川水の有効利用を計り、産業の発展、生活の向上に資するという観点から、治水、利水に向けて最大限の努力が傾注されて来た。

洪水防御、利水の重要性は現時点においても、また将来に渡っても変わることはないのは勿論であるが、河川改修に伴う産業の発展、人口の都市集中による国土の変貌のため、人々はより豊かな自然環境に恵まれた河川を望むようになって来ている。

すなわち、河川は我が国において残された貴重な自然環境のポテンシャルをもつ区域であり、これを保全しまた自然環境をより豊かにしなければならないという要望が大変大きくなって来ている。河川の治水安全度は、長年の河川管理者の努力により相当向上して来ているが、まだまだ充分ではなく、現在考えられている安全度にするには現行のままでまだ何世紀もかかることになり、最大限の努力を傾注する必要があることは勿論であるが、河川管理者は、河川の自然環境、生態環境の保全が重要であるとの認識に立って両者の両立に努力を払っている段階である。

顧みるに、河川の洪水防御は、専一目標として従来型の改修が行われて来たが、他の目標、即ち、自然環境、景観、文化等の向上をも同時に満足させるためには、洪水防御としてこれしかないということではなく、防御するにも技術的に可能な案が一種だけでなく他の種々の案が考えられ、同時に他の要望事項を包含させることが工学の基本であると考えていくことが必要である。

この観点からみると、洪水防御についても、基準が全国一律に定められるのではなく、河川の特性を充分考慮し、生態系についても充分知った上で現場において取り組むべきであろう。

河川への社会的要望が多岐に渡るようになり、これ

を解決していく上では、先ず第一に河川特性および生態系のしくみそのものの理解が最低限必要であり、それを踏まえて充分な考察の上に立って案が決定されなければならないことは言うまでもない。しかしながら、現在においては我々は充分な知識を持ち合わせていない。

そこで、本資料においては河川の植生問題を取り上げ、現状において諸外国および我が国の研究成果を蒐集し、現在までの知識の整理を行い、現段階における知識の共有を計り、その上に立って実際の仕事に役立ててもらうことを目的として、「植生と河道特性」の第一線で活躍中の植生関係および植生に関連する水理学的研究を行っておられる先生方からなる研究会を設置した。研究会における数度に渡る熱心な討議を経て、ここに「植生と河道特性」についてまとめ上げて頂いた。

河道内の植生は、気候、水質等に作用されることは勿論のこと、河川の諸特性にも影響されるし、また植生が河道に影響を与えることにより相互に密接な関係を持つものであるので、個々の河川さらには地点において、簡単に如何なる手段をとればよいかは大変難しいことではあるが、現在までに知り得ていることを最大限に活用してよりよい川づくりがなされることが期待される。

勿論、ここにまとめられている内容については公に確定されているものばかりではなく、また実用的に容易に実施できない内容も含まれているが、ここに述べられている内容をベースにして、より確かなまた実用化容易なものにするための研究のスタート点を与えるものとして、現場技術者以外に研究者に有益なものと思ふ。

今後の研究の発展と現場での実践的知識の集積により、より充実した内容に書き換えられることを期待し、近い将来での改訂を念願するものである。

1. 2 植物生態学的見方

「多自然型工法」の先進国であるドイツでは、「河川が持つ自然の保全維持システムを人工的に模倣することである」とし、自然材（現場にある石材や土砂）と生きた構築材料（植物）を使った河川改修を進めている。自然素材を利用した土木工学的な研究資料の蓄

積は19世紀初頭から始っており、その成果として多数の出版物も出されている。すなわち、ヨーロッパでの「多自然型工法」は、100年以上の研究と実績の蓄積、さらには、市民の支持の上に成り立っているのである。

環境を重視した河川環境管理の姿勢は、21世紀を迎える今日の時代の流れである。しかし、経済効率の思想下で技術の開発を進め、規格の統一化と工法のマニュアル化を発展させてきた日本にとって、それは革命的ともいえる転換を意味する。規格とかマニュアル化とは根本的に相容れない生物群集と今日の近代的工法とをうまく融合させる必要に、今日本は迫られているのである。固定したマニュアルがなく、先例に乏しく、規格がばらばらで設計・積算がしにくいという事業は、担当者にとってもっとも扱いにくい対象である。

1.2.1 生態系の特性

1) 生物の多様性

生物界は、その構成する種類の数がきわめて多数であること、また、地域的に生育種が異なるという生物地理学的な分布特性を有している。さらに、地理的な環境の変化は同じ種類に対しても様々な地域変異（例：亜種、変種や品種など）を発生させている。こうした種の多様性、すなわち多様な遺伝子の維持こそが、全体としての生態系存続の基盤となっているのである。

生物を巻き込んだ地域計画（多自然型工法やビオトープ作りなど）の際、種多様性、地域変異をいかに確保するかが重要な論点となるのである。

2) 特性の可動性

ここで扱おうとしている対象物は生物である。生物としての個々の種は、大枠としては遺伝子そのものに先天的に組み込まれた遺伝的特性の範囲にある。その一方、異なる環境下で成長する過程で得る後天的に獲得した特性の双方で、現存する生物（植物）の性質が決定されている。

しかも、先天的に組み込まれた遺伝子情報自体が個体差を有している。また、種子から発芽、生長、成熟の成長の時系列中でも、春夏秋冬の季節変動の時系列の中でも環境に対する適応力は順次変化するという生物特有のバイオリズムを有している、すなわち、種としての属性下にありながらも、その性質は可動性を常備しており、種の特性を固定的に特定できないという

問題がある。

1.2.2 河川の生態的位置

都市化の進行した低地では、河川は都市部に残された最後の自然の聖域（サンクチュアリ）となりつつある。広く連続する開放景観、水流と河原、そして植生と動物群集とが混在する場である。また、河川は水域、陸域、空域の3つの異なる界が接する場である。

このことは水域と陸域、陸域と空域、空域と水域との接点、すなわち生物群集のもっとも多彩な推移帯（エコトーン）が存在する場である。実際、河川は多種多様な生物群集を、今なお育てているのである。

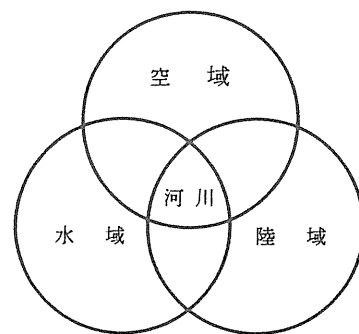


図1・2・1 河川の空間的位置

また、陸・空・水の無機物自然界と動・植物の生物界、そしてそれを利用する形での人間の文化圏の関わりが、今なお自然界優位の関係で平衡している場であるといえよう。

1) 連続する生態系

河川は、山地に源を発し、低地に流下し、最終的に海域に流出している。地形・地質・気候などや植生帯の自然環境の異なる場を通過している。すなわち、異なる生態系の場を通過し、また、異なる系を連結する作用を担っている。こうした異なる生態系の場を利用する生物として代表的なのはサケ、マス類あるいはアユやウナギ類の魚類である。

その他の魚類や鳥類においても、営巣、採餌、休眠の生活の場、産卵、孵化、幼生の生長の種族の存続の場の全てを依存している場合が多く、連続する生態系は不可欠である。

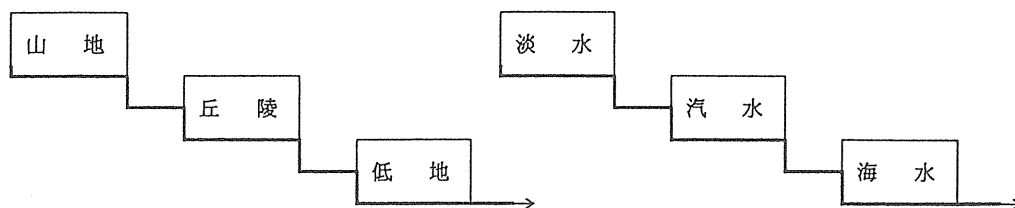


図1・2・2 河川生態系の連続性

2) 動的生態系の場合

内陸の自然生態系，例えば山地の自然林は，現存する大径木の年輪から見ても数百年の樹齢を持ち，花粉分析などの植生史研究の成果によれば，2000～3000年以上の間同様の森林歴史を重ねてきたことが明らかとなっている。もちろん森林の内部では，植物の発芽・生長，枯死が繰り返され，森林は更新されてきたが，全体としてみれば，動物群集を含め，より豊かで複雑な生態系へと進行してきたといえる。

それに対して，河川の生態系は，年次的スケールと季節によって変動する流水を抱えており，生物群集の更新は短期間で進行している。すなわち，河川の生態系は異なる時系列で変動する動的生態系の複合した場である。

1.2.3 生物を包含した環境管理

種の多様性，地域的変異，可動的なバイオリズムなど抽象化の困難な特性を有する生物集団を含めた環境管理のあり方は，今後，大きな課題である。対応策があるとすれば各地域に応じたケースバイケースの対応という事になる。すなわち，具体化の際には，その土地の自然環境と生物集団の生活，生態系への理解を深めておく必要がある。すなわち，生物に対する幅広い知見と経験の積み重ね，熟練が必要とされるのである。

現時点で，日本の自然生態系を理解すべきデータの蓄積は残念ながら乏しい。研究者は生物集団と自然環境が対峙している一級の自然生態系，すなわち，山岳地や人口希薄な場所を研究の場としてきた。結果的に，人間の経済活動の盛んな都市周辺，山里や低地での研究活動は相対的に乏しい。

今求められているのは，我々人間と自然との共存関係の構築である。幸い都市生態学や景観生態学などの例のように，人間の活動を組み込んだ形での研究活動も盛んになってきているし，具体的な応用例も多くなっている。今後は研究者だけではなく，それぞれの環境

管理に関わる分野で，個々のケースとしての生態工学的な研究と実績の積み重ねが不可欠となる。

また，地域の自然環境について，担当者自身が基本的な知識を持つことは勿論の事，深い理解を有する地元研究者との協力体勢を構築することが当面の課題であろう。第2章の植物学的テーマの項では以下の項目を述べる。

- (1) 河川を構成する植物（植物相の特徴）
 - ・植物の種類数と構成比（環境が多様性を有する）
 - ・一年生と多年生
 - ・帰化植物と外来牧草
 - ・導入された植物
 - ・河川を代表する樹木
- (2) 河川を構成する植生（植物群落の特徴）
 - ・植物群落の構成比
 - ・河川敷の植生配分（縦断面と横断面の変化）
- (3) 更新・再生システム
 - ・根茎システムと繁殖型
- (4) 気候・地形と河川植生
 - ・気候要因と地形要因
 - ・群落の複合形態
- (5) 河川植生の動態
 - ・遷移と変動
 - ・上・中・下流での動態

1. 3 水理学的見方

治水・利水・環境のいずれの機能も等しく向上させるといった新しい理念での河川整備を推進するに当たって「河相」の理解はこれまで以上に重要となっている。すなわち流れによって土砂が運ばれ，地形が形成され，それがまた水流・流砂に影響するという河道の動態把握の重要性が認識されている。これに加えて，最近では図1・3・1に示すように河道植生もそのサブシステム

の一翼をになっているという形で「河相」をとらえるべき状況となっている。この相互作用系のうち、植生を伴う流れとそれによる土砂流送・地形変化が水理学的観点からのトピックスであり、地形変化や洪水履歴が植生の繁茂にどう影響するかが植物生態学的観点と言えるだろう。植生が流れによって変形する場合、植生の挙動が流れにフィードバックされる。穂波現象などはその典型と考えられる。流れによって植物がどのように変形したり、あるいは極端な場合破壊に至る過程などは、水理学的、植物生態学的観点の重畳領域と言える。

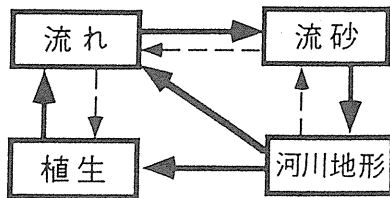


図1・3・1 河相を支配する相互作用系

1.3.1 植生の水理学的モデル化

植物は様々な形態をしており微視的に見ると流れ場の境界条件は極めて複雑であるが、「河相」を議論するレベルでは個々の要素（植物あるいはその要素）より大きなスケールで粗視化し、植物群落領域を透過性のある領域とみなすことが都合がよい。すなわち流れのなかに散在する植物やその要素のそれぞれを不透過物体と認識せず、流体力に対する反力を流体に返して

いるだけと見なすのである。

植物やその要素による形状抵抗や摩擦抵抗（形状抵抗を考える場合が多い）は水の単位体積当たり、

$$F_x = \frac{1}{2} \rho C_D \lambda U^2 \quad (1.3.1)$$

と表現され、ここに、 ρ ：水の密度、 C_D ：抗力係数（レイノルズ数の関数）、 λ ：単位体積当たりの植物要素の流れを遮蔽する面積（植生密度）、 U ：流速である。すなわち $C_D \lambda$ が植物によって決まるパラメータ（葉などの摩擦も含めて）ということになる。円柱群でモデル化できる場合はその直径が D で間隔が s なら、

$$\lambda = D/s^2 \quad (1.3.2)$$

である。

植生層内の流れは非水没で底面摩擦の影響を無視できるとき（たいていの場合無視できる）、抵抗力と重力（流れの駆動力）の釣り合いから次のように透過流速 U_{so} が決まる。

$$\frac{1}{2} C_D \lambda U_{so}^2 = gi; \quad U_{so} = \sqrt{\frac{2gi}{C_D \lambda}} \equiv K_s \sqrt{i} \quad (1.3.3)$$

ここで、 i は動水勾配、 g は重力加速度であり、 K_s は透過係数と呼ばれる。この透過係数 K_s を実験等で同定すれば、植生（植物群落）の性質が水理学的に抽象されたと言ってもよい。図1・3・2 はモデル植生について U と i の関係を図示して K_s を同定している例である。

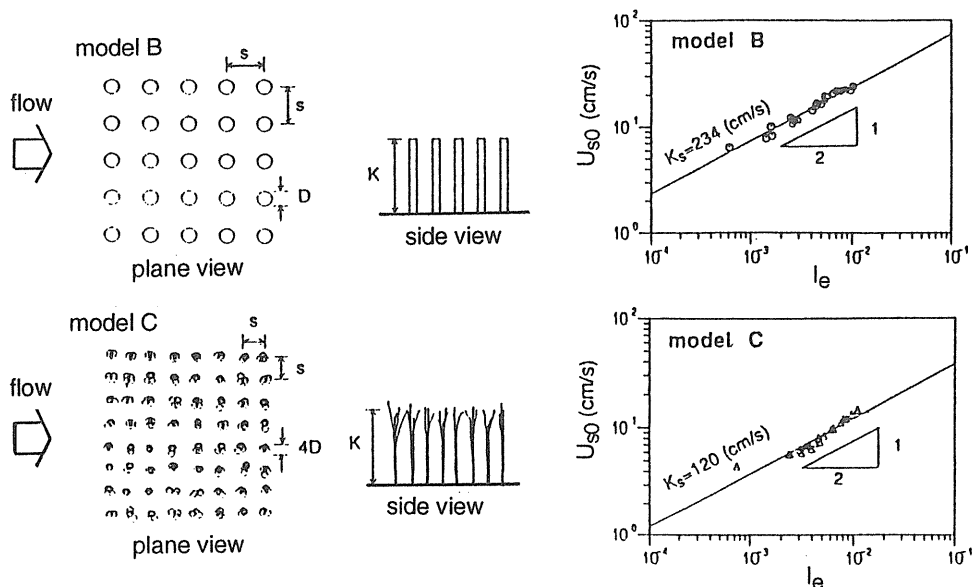


図1・3・2 モデル植生における透過係数の評価 (Tsuji moto & Kitamura, 1992)

透過係数 K_v は速度の次元を有しており、フルードの相似則を適用して幾何縮尺の平方根を縮尺とすることにより現象の相似性を確保することができる（ただしレイノルズ数が充分大きいとき）。

実際の河道について、植生領域あるいは植物群落を上記のようにモデル化して問題を「水理的」に取り扱うことになるが、河道の植生領域あるいは植物群落の配置は植物や河道条件によって特徴的であることを認識しておくことが重要である。こうした中から、基本的に植生を伴う流れの特徴を述べるにあたって下記のような基本パターンが想定され、それぞれ適した水理解析が工夫される。

植生のパターン	水理解析
路床全幅を覆う植生層上の流れ	鉛直 2 次元
縦断方向に長い植物群落 (植生帯)：非水没 水没	水平 2 次元 3 次元
植物群落と地形（植生を伴う複断面水路）	3 次元
流下方向の変化の有無	遷移過程（不等流） ／疑似等流

1.3.2 植生を伴う流れの特徴

植生を伴う流れの特徴は、植生領域の遅い流れと非植生領域の速い流れが隣り合って「混合」していることである。このような混合によって正味の質量輸送がゼロ（同量の水の交換）であっても、非植生域の速い（相対的に運動量の大きい）流体が植生域へ、植生域の遅い（相対的に運動量の小さい）流体が非植生域へ

運ばれることによって、運動量は常に植生領域へと運ばれ（運動量フラックスの存在）付加的なせん断応力が出現することになる。植生を伴う流れではこうした混合による付加的抵抗が大きく、たとえば図1・3・3に示す実験例のように植生領域を断面に伴う流れでは植生領域が透過性に富む（空隙率で99%以上）にもかかわらず、あるいはそれだからこそ全く不透過の高水敷を伴う場合よりも同一流量に対する水深の大きくなることが特徴である。

また同じ混合現象が、物質（浮遊砂）の輸送という観点から非植生域の高濃度流砂を含む水を植生域へ、植生域の低濃度流砂を含む水を非植生域へと交換するので、結局植生領域に向かう流砂フラックスが出現する。これが植生帯周辺や高水敷への浮遊砂の堆積をもたらす。

混合要因を「乱れ」と見なせば乱流拡散モデルによってこうした現象が記述されるが、この場合は拡散係数（渦動粘性係数、浮遊砂の拡散係数）の評価が必要となり、実験や高次乱流モデルによる数値解析の舞台となる。たとえば流砂から流れへのフィードバックは無視できるとして、レイノルズ方程式によって流れを解き、その後、拡散方程式によって浮遊砂の挙動が解析できることになる。

図1・3・4 は水深一定で流量を増加させたときの植生で覆われた路床上の流れ（疑似等流）の流速、レイノルズ応力分布 ($U(y), -\overline{uv}(y)$) の変化についての $k-\varepsilon$ 乱流モデルを用いた計算例（実験値（第3.1節参照）を良く説明することが確認されている）で、植生層上の流れの特徴が概観される。すなわち、流速分布は植生境界で変曲点を持ち（植生密度が極端に小さいときは必ずしも出現しない）、レイノルズ応力はそこで最大となる。路床でのせん断応力は路床に向かって減少するレイノルズ応力の外挿値程度となり、植生に覆われない場合に比べ小さくなるのが耐侵食能をもたらす。

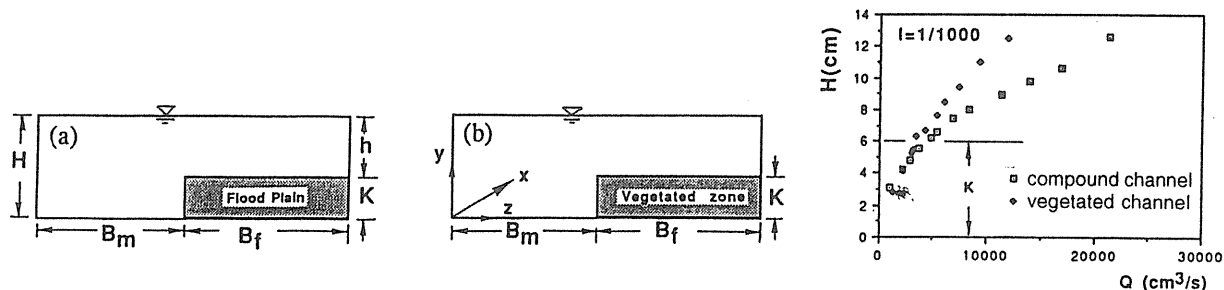


図1・3・3 高水敷・植生帯を伴う流れの水位・流量関係 (Shimizu & Tsujimoto, 1993)

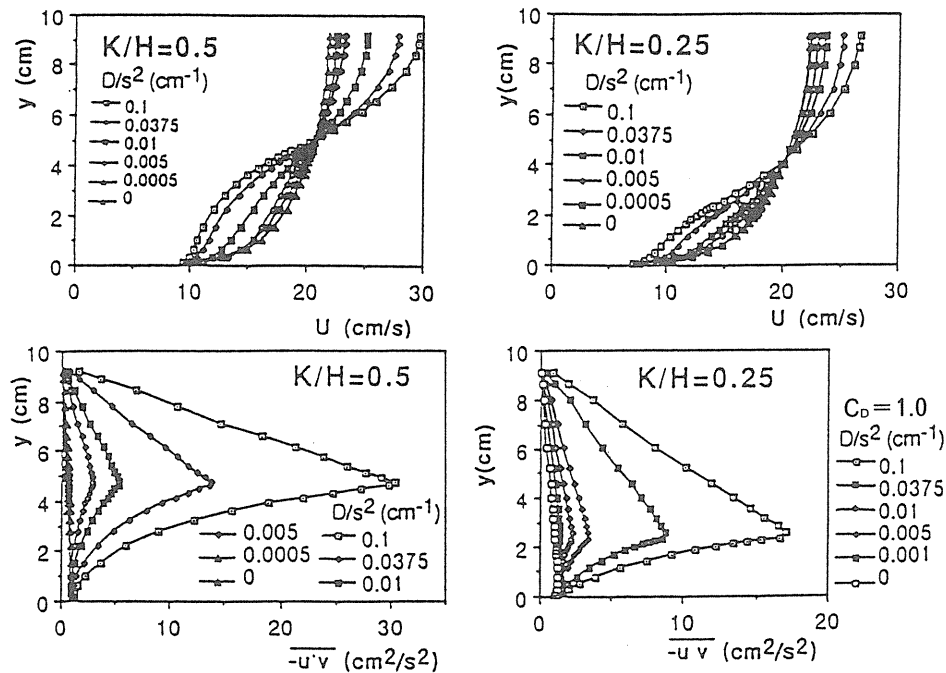


図1・3・4 植生で覆われた路床上の流れの流速とレイノルズ応力分布の計算結果
(中川・辻本・清水, 1992)

非水没植生帯を伴う流れ（疑似等流）は水平2次元で、水深平均された流速、横断方向のレイノルズ応力分布（ $U(z)$, $-\overline{uw}(z)$ ）は図1・3・5に示すように、植生帯の境界で流速が変曲点を持ち乱れ強度、レイノルズ応力が最大となる特徴を有する。こうした特徴は代数応力モデルを乱流モデルに用いた数値計算で（この

結果を図1・3・5に併示）、あるいは渦動粘性係数を一定としたモデルなどでも概ね表現できる。代数応力モデルのような高次乱流モデルによる数値解析法を用意しておけば、後述のように植生が水没した場合や、高水敷と植生が共存するような3次元性の卓越する場の流れもある程度記述できるという長所がある。

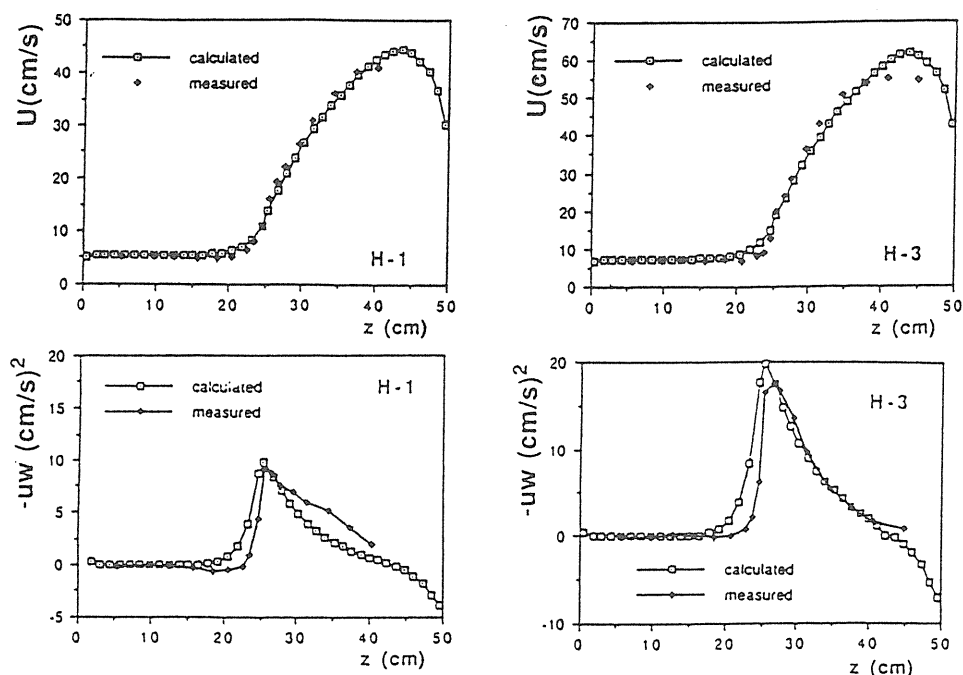
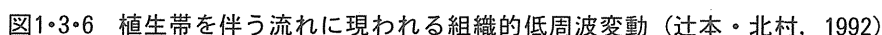
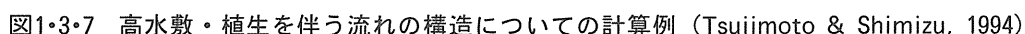


図1・3・5 植生帯を伴う流れの流速・レイノルズ応力分布, 1992 (清水・辻本・中川, 1992)

変曲点を持つ流速分布の不安定性に起因する組織渦は植生層上の流れについても期待され、穂波の原因と考える説もある。ただし水面変動のような変動を増幅する媒介がない場合（植生が変形しない場合）、こうした変動はあまり気にならないようである。植生が柔軟で穂波的挙動を示す場合には、流れの組織構造がより重要となると考えられる。



高水敷の低水路側角が植生に覆われると2次流はむしろ主流路から植生に斜めに下降しながら流入してくるなど様相は一変する。実験や数値解析が必ずしも精度良い現象の予測を与えないまでも、発展する研究成果を情報として、植生を伴うことによって流れの特徴が微妙に変化することを強く認識するべきであろう。



1. 4 管理に向けて

河道内の植生の合理的な管理の手法を得ることは、本書のめざす目標の一つである。植生のもつ広い意味での河川環境が概観されたのちには、可能な限り好ましい状態に向けて植生の管理がめざされる必要がある。

ところで、河川の「管理」についてあらためてその考え方を整理しておこう。通常、例えば人工的な構造物の管理と言えば、当初に計画された構造物の機能が継続して発揮されるような品質・条件の確保が主要条件であろう。これに対して、河川の場合には自然の営力に伴う河道の変化や植生・生物などの自然生態系の変遷があり、これを利用し評価する社会条件の変化がある。河川における「管理」はそれらの変化を的確に認識した上で、将来に向けてより良い治水・利水・環境条件の整備を進めるという、より創造的かつ積極的な概念が与えられるべきものと考えられる。この視点に立って河川植生に関する管理を行う場合、これまで以上の現場把握により河道状況・流況と植生生態系との関係の十分な理解を進め、各河川の特性に合った適切で継続的なまさに管理のための努力が必要となる。

言うまでもなく、河道内の植生は微妙な生態学的環境の中で存在しており、一時的な管理だけでは完結しないため、さまざまな特質を踏まえた扱いが要求される。一方で、自然生態系の保存の立場からは人為的な「管理」に対しては方法論を含めて細心の注意も必要である。努力と観察が重ねられ、豊かな自然生態系と人間活動との調和がめざされなければならない。

以下、第2章においては植生の生態そのものが詳しく紹介され、第3章においては河道植生が流水に及ぼす作用についてまとめられる。それらを前提として、第4章では管理を念頭にレビューされる。すなわち、あらためて実態としての植生調査の方法、調査の基準について概観したあと、管理に関わる幾つかの側面について考える。

ここではまず、管理の視点についてまとめておく。さまざまな植生と関わりを持つ管理については、河川の機能と植生の実態・特性とから以下のような側面が考えられる。

[河川の機能として]

- ・河道治水（洪水時の流況の）面から
 - 流下能力の確保
 - 側岸・堤脚部侵食の防止

局所洗掘の防止・河床変動の低減
堤防の堤体・法面の安定
倒木・根返り・流木化の防止

- ・利水面より
 - 低水路の固定
 - 水質の浄化
- ・生態系・景観面
 - 生態系の多様性の保全
 - 地域・河況との景観マッチ

[植生の様相]

- ・気候的背景と植生の種
- ・分布状態と遷移
- ・空間支配と制御・・・成長と耐性
破壊・流亡

・管理の方針

高水時における流水の安全な流下を第一義的とし、許される範囲でできる限り自然な環境を保つことが基本的な管理の方針と考えられる。場合によっては植生の流れへの作用の良好な効果も補完的に考慮することもできよう。短期的・区間的な河川植生の管理は、占用物許可準則（案）や水理学的考察によって、対象とする河川ごとに植生と河道状況に応じて検討されるのがよい。一方、植生の遷移や規模の変化を伴う中・長期的な河川植生の評価においては不明確な点が多く、今後さらに研究の対象とされるべき点が少なくない。以下に第4章でとり上げられる内容を要約しておく。

1) 実態の把握とその基準化の試み

植物の多様性を考えると、基準的統一的な評価は適当でないことも多い。しかしながら、多種・多様・多段階の植生相の実態をより客観的に、分析的に考察することは植生状態の理解には欠かせない。特に、多様な地域での多くの観察や調査を蓄積し、比較しながら有効な評価を進めるためには、よく検討された標準的な植生調査法によるのがよい。すなわち、多様な植生だからこそ、調査は基準的な方法で進めることを考えたい。

第4章では植物生態学の成果を参照しながら、これまでの建設省「河川水辺の国勢調査」における方法とは別に、河川の中でどのような種類の植物が河道形状や流況に応じてどのように繁茂しているかを捉えるための新たな調査法が提案される。すなわち、調査の視点、データ取得のための基準的なメッシュの間隔、調査の手順および調査票が具体的に示され、調査結果の

整理の方法が例示される。

2) 長期的傾向

地域によっては出水頻度が低下し、流出土砂の減少と共に植生の旺盛な生育・遷移が進んでいる。この遷移は河川環境にどのような変化をもたらすことになるのだろうか。また、高木林にまで進んだ植生を不適切なままで放置した場合、出水時の流況の悪化や抜根・流木化などが破堤や流下能力の低下をもたらすことになる。これらについての系統的な研究は十分ではない。本書では、関連する研究事例を以下のように紹介し、考察する。

- ・気候的特性：類似した河道であっても地域の気候特性に応じて発達する植生が異なる事実が確認される。北海道地方、東北地方の1級河川で石川(慎)によって行われた地域の気候と河道特性に関する調査結果を紹介する。

- ・植生の分布と河道の水理特性：生態系の一つとしての植生を認識した上で、「平均的」、「マクロ的」な取扱いも必要になる。建設省では河道内の植生状態を河道計画に反映させるための基礎調査として、鬼怒川・利根川での植物の分布状態と河道特性との関係を調べている。

- ・長期トレンドの抽出：重要でありながら最も資料の蓄積の少ない長期傾向についての検討事例を述べる。主に航空写真の判読を用いて、現況での植生変化の実態を参考にしながら、長期変化の傾向を推定がなされている。また、ダム建設、築堤など人為的なインパクトが100年のオーダーで河川に与えた影響の中で、植生の変化を抽出する試みも始まっている。

- ・水害防備林：河辺林、最近では堤内側に残された自然・人工林は水害防備のための林として保護育成され、一方で放置されたなかで自然に遷移してきている。地域の河川地理・気候特性を反映した時代の経緯を知ることでもある。

3) 管理

「植生が流況に及ぼす影響」を念頭に、「流況や河道特性が植生に及ぼす作用」や「植生を適切に処置するための方法」の考察が必要になる。以上の課題に関連して、植生の耐性と成長、倒木・流木、管理のための視点、指針と事例、に分けて概観する。

- ・植生の成長・耐性：高水敷における比高の程度や沈水期間の長さが植生の成長や耐性に及ぼす影響を知ることが重要である。ツルヨシ、オギ等は根茎層の発達で対侵食性にも優れており、この特性に注目した研究も行われている。多年生の草本だけでなく、灌木の曲げ強度特性も明らかにされ、ヤナギの成長速度も調べられている。

- ・倒木・流木：植生の成長に伴って高木化した河辺林に洪水時に強い流体力が作用した場合、倒木・流木が生ずるが、そうした状況の定量的予測は容易ではない。今後多くの研究の蓄積が必要であるが、流木については、実験的研究も行われている。洪水時の倒木の状況については、北海道開発局で詳細な現地調査が行われており、その概略を紹介する。

- ・植生管理：積極的に植生を利用しようとする立場からの研究も行われている。ある目的を持った河川の区域で、「好ましい植生」があるとするならどのような種で、そのための育成管理をどうするかなどの検討もなされている。さらに、水質についての良好な作用を助長するためにはどのような植生状況が適当かの調査や、ヨシ原による船が造る波のエネルギーの減衰効果を確認した調査研究などがある。

- ・試験施工と指針：管理の指針としては明確な理論的・実験的研究結果に基づいて定量的な評価が行い得るものが望まれる。しかし、まだそうした段階にない。これまでのに河岸等の植樹基準、流水と水位についての計算解説書(ドイツ)が出され、一応の目安が示されている。今後は、よく検討された試験施工を積み重ねていく必要がある。現場の状況と一部実験的な検討とに基づいた灌木の伐開などの興味ある試みも始められている。

2. 植物学的テーマ

2. 1 河川の植物種の特性

2.1.1 河川植生を構成する植物種

河川に関わる植物，日本の河川を特徴づける植物は何であるかを検証してみた．日本に自生する植物のうち，植物名に“カワ”“カワラ”あるいは“タニガワ”

などの形容のある植物を列举すると以下の種群（表2・1・1）があげられる．

これらの植物の大半は，砂地か玉石状の河原を生育環境とする植物である．これは河川でいう上流から中流域の植生景観域にあたる．すなわち，植物名から見ても，急流河川の多い日本の河川環境の特質と日本人の河川に対するイメージの一端を伺い知ることができる．

表2・1・1 河川を特徴づける植物

科 名	植 物 名	科 名	植 物 名
草本植物		低木類	
トクサ科	カワラドクサ（イヌドクサ）	ヤナギ科	カワヤナギ
キク科	カワラノギク	カバノキ科	カワラハンノキ
	カワラハハコ		タニガワハンノキ
	カワラニガナ	ツツジ科	キシツツジ
	カワラヨモギ		
	タニガワコンギク		
バラ科	カワラサイコ		
セリ科	カワラニンジン		
	カワラボウフウ		
	タニゼンゴ		
ナデシコ科	カワラナデシコ		
マメ科	カワラケツメイ		
アカネ科	カワラマツバ		
ゴマノハグサ科	カワジサ		

2.1.2 構成種の多様性

河川敷に生育する植物種の全体像は，近年進められている「河川水辺の国勢調査」（建設省河川局）で，全国の主要河川について明らかになりつつある．その結果によると河川延長や調査精度に違いはあれ，105～835種（全国36河川の概算平均で409種）の多数種になる．

関東地方の多摩川（60km長）での永年の調査結果でも110科で621種の種と亜種がある（曾根1980）．琵琶湖湖岸でも513種（佐々木，1995）が記録されている．河川敷のきわめて狭い都市河川である毛長川でも150種（約10km区間で植栽種を除く）の多数の生育種がある．

大型河川の荒川でみると，下流域（足立区下）のわずか4 Km区間で288種の生育種が確認される．

もちろん地域の違いや河道特性によってそれぞれ生育種と種類数が異なってくる．こうした種の多様さが河川の植生理解に困難さを加えていることはいえない．

コケ植物では，とくに被陰性と空中湿度の高い上流の渓流域に群落を形成し，生育種も多い（梅津，1983）．八甲田山の奥入瀬渓谷では，蘚類，苔類70種が記録されている（井上ほか，1976）．河川の沈水植物についてはWiegand & Kadono 1988などの研究がある．

2.1.3 生活形構成

生育する植物群を生活形（Life form）で区分すると一年生，多年生の草本植物が圧倒的に多く，樹木の割合は栽培・園芸・逸出種を入れても10%未満であ

ることが多い（図2・1・1参照）。河川に生育する植物の生活形構成について、河川全体の例として多摩川を、河川の一部の例として荒川下流（4 km区間）を表2・1・2に例示した。

河川は、まさに草本植物卓越の世界である。また、河川敷にはトマト、カボチャ、花卉類など多数の栽培植物、園芸植物の生育の場ともなっている。これは河川が土壌や廃棄物など雑多なものと一緒に、植物体や種子を流域全域から流入させる結果によるものである。すなわち河川の植生は、流域の特性を反映した場でもあるといえる。

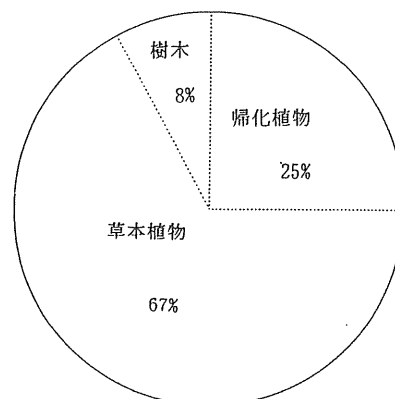


図2・1・1 河川を構成する植物の生活形構成比
(荒川下流)

表2・1・2 河川を構成する植物の生活形構成比

河 川 名	生 育 総 数	樹 木	多年生草本	一年生草本
多 摩 川 (60km区間)*	621種	76種 (12.2%)	362種 (58.3%)	183種 (29.5%)
荒 川 (4 km区間)**	288種	27種 (9.4%)	154種 (53.5%)	107種 (37.2%)

2.1.4 帰化植物

河川敷は雨時の増水時、定期的に物理的破壊作用を受ける場である。こうした植生の攪乱が日常化している場では、生活サイクルの短い一年生植物が優勢に繁茂する。

最近では河川敷に人為的な攪乱が加わり、その傾向を一層強めている。その結果として、一年生植物の代

表的な種群である帰化植物の蔓延を招く事になる。各地で河川植生が大きく変化し、帰化植物蔓延の例が報告されている（相沢，1977；佐々木，1995）。

日本の河川では、本来の代表的一年生草本植物としてマルバヤハズソウ、カワジサ、カワラニンジン、カワラケツメイなどの植物群があった。しかし、今日では、近年渡来した帰化植物群にとって代わられている。しかも、河川水の富養化に伴い草丈2 mを越すような

表2・1・3 河川敷を占める主要帰化植物

科 名	種 名	原 産 地
キク科	セイトカアワダチソウ	北米
	クワモドキ (オオブタクサ)	北米
	ブタクサ	北米
	キクイモ、イヌキクイモ	北米
	オオオナモミ	北米
	オオアレチノギク	南米
	ヒメムカシヨモギ	北米
イネ科	セイバンモロコシ	地中海
	シマスズメノヒエ	南米
カヤツリグサ科	ユメノシマガヤツリ	南米
	キンガヤツリ	熱帯
ヒユ科	ホソアオアゲイトウ	熱帯アメリカ
マメ科	コメツブウマゴヤシ	欧州
ウリ科	アレチウリ	北米
アカバナ科	メマツヨイグサ	北米
アブラナ科	セイヨウカラシナ	(交配種)

大型の帰化植物が河川敷を占めるようになっている。
とくに関西地区に多いセイヨウカラシナ、関東以西に多いセイタカアワダチソウ、東北地方に多いオオアワダチソウの大群落などは、花が目立ち、河川景観を一変させる勢いとなっている（中川・榎本，1975；榎本・中川，1977；松岡ほか，1979；前中・平田，1982；服部ほか，1983参照）。

2.1.5 外来牧草種

外来牧草種も分類上は帰化植物に加えられるものであるが、ここでは意識的に導入した種群として区別しておく。外来牧草種は、河川敷よりも堤防上と堤防下の除草帯（巾約10－20m）に優勢に繁茂している。
導入の目的は、大別すると3群に分けられる。その一つは、戦後日本の牧畜業の発展に伴い、家畜飼料用として導入されたオーチャードグラス、チモシーなどに代表される牧草利用種群である。
二つ目は、戦後高度経済成長期とともに進められた治山、治水の土木工事、幹線道路のノリ面処理法として取り入れられたウィーピンググラス、ケンタッキーグラス等の早期緑化種群である。また量的に多く

はないが、窒素固定を目的とした緑肥植物としてレンゲ、アカツメクサなどのマメ科植物群の3群があげられる。
河川に関する限り、こうした外来牧草種の利用はダム工事関連工事など一部を除いて主流ではない。むしろ道路関連工事や土地造成工事現場が主体となってきた。
なぜなら、河川工事でもっとも主要な堤防の構築に際しては、“芝張り”することが堤防の緑化処理として一般化しているからである。
しかし、芝（ノシバあるいは和芝）は、粗放な管理下では数年程しか持続できず、他の雑草に置き変わってしまう。その為、堤防管理の一環として草刈りが年1回から数回の頻度で行われている。この除草管理（人為的植生の攪乱）が、流域から流入、分布拡大してきた外来牧草種の大繁茂を招く結果となったのである。とくに草刈り管理の頻度の高い都市部河川部でその傾向が顕著である。
ここでの問題は、これら外来牧草種（とくにイネ科植物）が春期（5～7月が最盛期）にイネ科型の花粉症の原因となっていることである。また過度な除草管理により、根茎の物理耐性の小さい一年生の牧草種が優勢となり、堤防の保全上問題を内在している。

表2・1・4 主要導入外来牧草種

科 名	和 名	英 名	原 産 地
イネ科	ネズミムギ	イタリアン・ライグラス	欧州
	ホソムギ	ペレニアル・ライグラス	欧州（雑種）
	イヌムギ	プレーリー・グラス	南米
	オニウシノケグサ	トールフェスク	欧州
	カモガヤ	オーチャードグラス	欧州，西アジア
	シナダレスズメガヤ	ウィーピング・ラブグラス	南アフリカ
	コヌカグサ	レッドトップ（多）	北半球温帯
	オオアワガエリ	チモシー	欧州
	ナガハグサ	ケンタッキー・ブルーグラス	欧州
	シロツメクサ	ホワイトクローバー	欧州，アフリカ
マメ科	アカツメクサ（＝ムラサキツメクサ）	レッドクローバー	欧州 中国，台湾

2.1.6 河川敷の樹木

日本の河川に生育する多数の植物群のうち、樹木の占める割合はごく少ない。しかも、植栽種であったり、パイオニアとして低木類が散在する程度であることが多い。動的な環境条件下にある日本の河川の特質でもある。

1) 溪谷林
河川上流域に発達する森林の内、河川に接して発達する森林植生が溪谷林である。厳密な意味では、河川の植生とは言えないが、河川巾の狭い上流域では重要な植生である。
ここでは、その概略だけを記載しておく（Ohno,K., 1981；Sasaki, 1980参照）。

表2・1・5 渓谷林の類型

地域区分	樹 林	優 占 種
亜高山帯	ヒロハカツラ林	ヒロハカツラ, ガケカンバ, ミヤマハンノキ, オガラバナ
山地帯	サルグルミ林	サワグルミ, カツラ, トチノキ, オヒョウ
丘陵帯	ケヤキ林	ケヤキ, クマシデ, イヌシデ, アカシデ, オニグルミ

2) 扇状地の樹林

上流域で形成される河川敷の代表例として、大小の扇状地があげられる。扇状地の大半は、砂と礫を母材としている。山地の上流部では扇状地形も狭く、未発達である為渓谷林とほぼ同様の樹林が発達する。平野部に発達した扇状地上での代表的樹林はアカマツ林である。河床粒度のより小さい砂質立地や自然堤防上ではケヤキ、エノキ、ムクノキ、アキニレ（西日本）のニレ科植物主体の樹林が形成される。いずれも乾燥と過湿（冠水）の繰り返される立地での樹林である。

3) 湿地の樹林

一方、ほとんど傾斜のない平地での河川敷では、堆積物は砂や粘土となり、湿地林が形成される。湿地林域は地下水位が高く、常時湿潤状態にある。

4) ヤナギ林

上記のアカマツ林、ニレ科植物群落は、物理的破壊作用を受ける頻度は比較的少ない立地での樹林である。

植生の壊滅的破壊の頻度こそ少ないものの、定期的な冠水や小規模な破壊の繰り返される場では、ヤナギ林（*Salix*）が発達するのが一般的である。そして日本の河川を代表する樹林でもある。

同じヤナギ科のポプラ類（*Populus*）は欧米の河川

に一般的であるが、日本では北海道に多いドロノキを除いて日本には少ない。

日本のヤナギ類は極めて多様であり、地域によって分布する種類が異なること、類似する数種類が同地域に混在すること、外来・園芸品のヤナギが逸出して生育していること、お互いに雑種を形成し、種類の特性が困難であることなど、その理解には多くの困難を伴う。

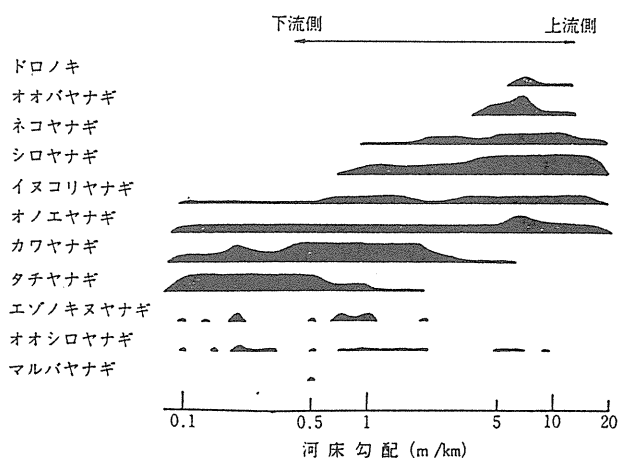


図2・1・2 北上川における上流から下流にかけてのヤナギ類の分布状況（石川，1982）。

自生、外来、雑種を含めヤナギ類だけで、日本で110種（種と変種）程の多数が記載されている。ただ、

表2・1・6 扇状地上の主要樹林類型

地域区分	樹 林	優 占 種
亜高山帯	カラマツ林	カラマツ, ダケカンバ, シラカンバ
山地-丘陵帯	アカマツ林	アカマツ, コナラ
低地帯	ムクノキ林	ムクノキ, エノキ, アキニレ

表2・1・7 主要湿地林の類型

地域区分	樹 林	優 占 種
山地帯	ハルニレ林	ハルニレ
	ヤチダモ林	ヤチダモ, ハンノキ
丘陵-低地帯	ハンノキ林	ハンノキ, クヌギ, タチヤナギ

ヤナギ類は布地や分布量が限定されることが多いことから、各河川での主要樹種を特定して対応することに

より、管轄下の河川で数種類以内に限定することが可能である。

表2・1・8 地域別に見た主要ヤナギ類

地 域	主 要 ヤ ナ ギ 類
北海道	エゾノキヌヤナギ, シロヤナギ, ネコヤナギ (低) エゾノカワヤナギ, イヌコリヤナギ (低), オオバヤナギ ドロノキ, ケショウヤナギ, オノエヤナギ, エゾヤナギ
東北, 中部地方	オノエヤナギ, タチヤナギ, カワヤナギ, オオバヤナギ シロヤナギ, ケショウヤナギ (梓川のみ) ネコヤナギ (低), イヌコリヤナギ (低)
関東以西の暖地	アカヤナギ, ジャヤナギ, コゴメヤナギ ネコヤナギ (低), イヌコリヤナギ (低), カワヤナギ (低)

表2・1・9 栽培種や園芸品種が河川に逸出しているもの (主要種)

和 名	原 産 地	備 考
コリヤナギ	朝鮮	柳行李の材料として植栽
ジャヤナギ	中国?	かつての柳枝工で拓がる
シダレヤナギ	中国	並木として導入, 植栽
キヌヤナギ	朝鮮・中国?	鑑賞用として導入
ウンリュウヤナギ	中国	鑑賞用として導入

5) 導入された樹木

樹木についても意識的に導入された樹種がある。河川に限らず、むしろ治山用の緑化木として導入された種群が河川に流入した種群である。これまで導入・利用された樹木は、種類数としてはそう多くはなく、全

国的に画一的に行われてきた経緯がある。

導入樹木は、荒地での生育が可能なこと、早期緑化として生長が早いことが求められる。我が国で治山利用に利用されてきた樹木は以下の種群である。

表2・1・10 治山用に利用されてきた樹種

科 名	種 名	備 考
カバノキ科	ヤシャブシ	北海道を除く日本各地に自生
	オオバヤシャブシ	関東以西とくに伊豆諸島に自生
	ヤマハンノキ (ケヤマハンノキ)	日本各地に自生
	ジャヤナギ他の ヤナギ類	柳枝工などで様々なヤナギ類が 利用されていた
マメ科	ニセアカシア	北米原産

これら導入種は外来牧草種と同様、主に上流の山地で治山事業で施行された現場から河川に侵入、生育する例が目立っている。

とくに外来種であるニセアカシアは繁殖力が旺盛であり、河口域の砂防用のクロマツ林や自然植生にまで侵入し、古来人々に親しまれてきた海岸クロ

マツ林を脅かすなど、その駆逐に苦慮する例が生じている。

6) 河川における樹木の利用

台風と集中豪雨に見舞われる可能性の大きい日本の河川では、治水上の観点から、河川敷の樹木類は河川管理上マイナス要因材として扱われてきた。実際、増水時には流木が河川水の流下を妨げ、二次災害の原因となる例も見られるからである。堤防上についても同様である。その結果、河川敷、堤防上に樹木が利用される例はほとんどなかった。

しかし、河川に生育する樹木種は、例えばヤナギ類に代表されるように本来増水に対する抵抗性を有しており、簡単に流木になるものではない。ただ、流域に植林されているスギ、ヒノキの人工造林木や河川敷に人工的に植栽された花木類は、浅根性で流木になる可能性はより高いと言え、樹種の選定にこそ留意すべきである。

欧米の河川ではむしろ積極的に堤防上に樹木や草本種の利用を行っている。多年生草本種や樹木の発達した根茎の土壌保持力を活用していることと、河川の景観に配慮していることによる。その結果が、多自然型工法によらずとも、日本と欧米との河川景観が大きく異なる要因となっている。

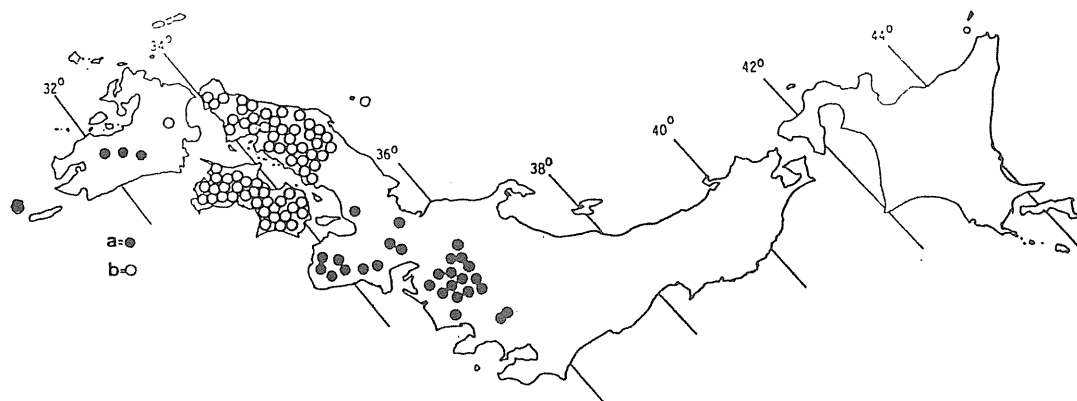
我が国でも、河川の草本種や樹木類の物理的な土壌保持力の調査資料を早急に蓄積し、治水上におい

てもプラス要因となる樹木種を選択し、より多様な河川管理の方策を求めるべきである（石川忠晴，1994参照）。

2.1.7 貴重種の評価

現地点での環境アセスメントに関わる調査や建設省河川局で進めている「河川水辺の国勢調査」の中でも、貴重種（貴産種，注目種）が問題となってくる。時に、植物に関する多くの調査項目がありながら貴重種だけが評価の対象になり、河川全体の植生評価が不十分の例が多い。日本での環境評価の現状として、開発側と自然保護側が対立関係のまま推移し、自然保護側にとって貴重種の存在が唯一の対抗手段となってきた背景がある。

植物学的に見ると、表2・1・1に例示されるように河川を特徴づける植物（固有植物）はそう多くはなく、また河川に特有という訳でもない。植物学上重要な種群は、むしろ野山に生育する種群に圧倒的に多い。河川での植物地理学上重要な種群キシツツジ、サツキ、ユキヤナギ等の低木類、ヤシャゼンマイ、シラン、シチョウゲ、ドロノシモツケ、キシウギク、キイトラッキョウ、イワギボウシ、ツクバスケなどむしろ溪谷部の岩上に生育する例が多い（佐々木，1982；大場，1983）。



日本の溪岸の植物として顕著なサツキ（a）とキシツツジ（b）の分布
サツキは箱根からも報告があるが、真の自生か否かまだ確認していない。

図2・1・3 溪谷の代表種サツキとキシツツジの分布域（大場，1983）

また、流水中に特有な種群では、カワゴロモ類、カワゴケソウ類、カワツルモなどの水生植物や藻類のカワノリ（小清水，1975）などをあげることが

できる。いずれも、分布地のきわめて限定されている。

現在、我が国で貴重種に関するガイドブックとし

て「我が国における保護上重要な植物種の現状」いわゆるレッドデータブックによれば895種が挙げられ（表2・1・11）ている。

この895種群の中には、湖沼や湿地など水辺にかかわる種群が多く、結果的に河川との関わりも大きくなっており、河川に関わる種群は60種程である（表2・1・12参照）。

こうした天然記念物を含む貴重種群の保全は、実際上は極めて難しくなっている。生育環境自体の変化で特定の種の保全が難しいことと、個体群維持の為には、個体数や遺伝子群の確保が必要とされ、保全生態学的研究の蓄積が不可欠と言われている（生井・鷺谷ほか、1993；鷺谷、1994参照）。

植物群落として見た時、環境庁(1987)の資料では特定植物群落リスト中、河川に係る群落は、件数で8.5%、面積で4.1%を占めている。

表2・1・11 レッドデータブックによる保護上重要な植物種

項 目	対象種類数
絶滅種	3 5
絶滅寸前	1 4 7
危険	6 7 7
現状不明	3 6
計	8 9 5 種

表2・1・12 水辺や河川敷に生育する保護上重要な植物種（日本自然保護協会1989より）

科 名	種 名	科 名	種 名
ハナヤスリ	トネハナヤスリ	スベリヒユ	ヌマハコベ
オシダ	ツツイイワヘゴ	スイレン	オグラコウホネ
メシダ	ヒュウガシケシダ	キンボウゲ	ヒメバйкаモ
ミクリ	ミクリ		ミシマバйкаモ
	ヤマトミクリ		ノカラマツ
	ナガエミクリ	メギ	トガクシソウ
	ヒメミクリ	アブラナ	ミギワガラシ
ヒルムシロ	イヌイトモ	ユキノシタ	ミカワショウマ
	ツツイトモ		タコノアシ
イネ	ユキクラヌカボ		センダイソウ
	ツクシガヤ	バラ	マメナシ
	タチイチゴツナギ	マメ	ヒメツルアズキ
	タニイチゴツナギ	トウダイグサ	ムサシタイゲキ
カヤツリグサ	トダスゲ	オトギリソウ	アゼオトギリ
	オオクグ	スミレ	タチスミレ
	カンエンガヤツリ	アカバナ	オオアカバナ
	キンガヤツリ	セリ	エキサイゼリ
	ツクシオオガヤツリ		シムラニンジン
	イワキアブラアガヤ	サクラソウ	サクラソウ
サトイモ	マイズルテンナンショウ	リンドウ	イヌセンブリ
ミズアオイ	ミズアオイ		ムラサキセンブリ
ヤナギ	ユビソヤナギ	キョウチクトウ	チョウジソウ
カワゴケソウ	トキワカワゴケソウ	シソ	ミゾコウジュ
	マノセカワゴケソウ	ゴマノハグサ	サンイントラノオ
	カワゴケソウ	ヒシモドキ	ヒシモドキ
	ウスカワゴケソウ	タヌキモ	フサタヌキモ
	カワゴロモ	アカネ	ハナムグラ
タデ	キブネダイオウ	キク	カワラノギク
アカザ	シチメンソウ		フジバカマ
	ヒロハマツナ		ドロニガナ

表2・1・13 特定植物群落にリストされた相関区分別の件数と面積

相 関 区 分	件 数	面積 (ha)
特定植物群落全体 (全国)	5,081	1,133,371.8
・その内河川に關係する植物群落		
河辺植生	26	2,077.8
マングローブ林	17	340.6
流水岩上植物群落	8	5.4
・広い意味で河川に關係する植物群落		
湿地植生	334	37,291.3
浮葉・沈水・浮水植物群落	48	6,779.0

(1987年調査時)

2.1.8 植生の評価方法

本来、種そのものに優劣（評価）を加えること自体望ましい事ではない。環境評価にしても、環境要因の項目別に重み付けはするとしても、可能な限り総合的に判断されるべきものである。河川の植物評価は、立地保全、景観、生物群集の生活の場としての環境面と治水や浄化など機能的面での双方の評価が重要視されるべき時期に来ている。

最近では、環境アセスメント調査の実績を踏まえ、より客観性や総合性を目指した評価方法が提案されてきている（服部，1987；服部・武田ほか，1990；服部・武田，1991；大場，1982）。また、種や群落の多様性から評価する方法などが模索されている。

2. 2 河川植生の特性

河川の植生を集団として植物群落（Plant community）で見た時、河川植生の把握はより抽象的となり、安易となる。個々の植物で見れば数百種類の植物群も10数個の群落単位名でまとめられるからである。例えば、河川の現存植生図に示される群落単位の凡例がそれである。調査資料によっては、この植生図の凡例数も多数にのぼるものも見られる。

河川水辺の国勢調査（建設省河川局，1989）でも統一した基準がなく、凡例数や名称など無制限に増加する可能性を秘めている。凡例の名称などの統一などにより、より簡便で理解可能なものになるに違いない。

2.2.1 群落構成比

個々の植物の集団である「群落」として見た場合でも、河川に占める植物群落は、草本植物群落が多いことに変わりがないが、多年生草本群落が圧倒的に多い（図2・2・1参照）。

植生のない水域と緑地を除いた植生域での比率（多摩川）は、多年生草本群落77%、一年生草本群落19%となり、樹林地は4%にすぎない（多摩川での例）。

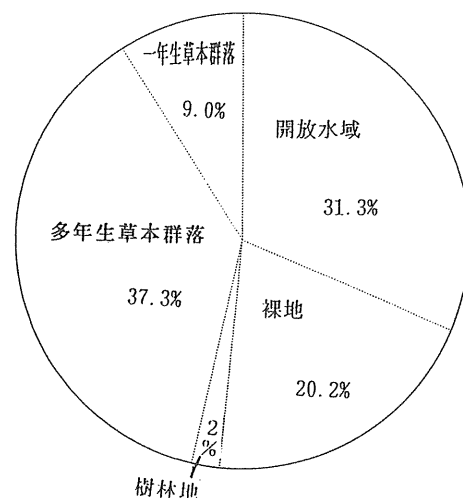


図2・2・1 群落の構成比率

(例. 多摩川60km区間)

2.2.2 河川敷の植生配分

河道の横断面では、中流域の場合を例とすると低水路、中水敷高水敷と地形的な段差が認められる。流水の冠水頻度と応力の差によって生じるものである。これらの差は、河川敷の植生に影響を与えている。すな

わち模式的には、中水敷下段には一年生草本群落を中心に発達し、中敷域（上段）には多年生草本群落と低木群落が発達し、高水敷には多年生草本群落とヤナギ林など

の高木群落が発達する（図2・2・3参照）。

上流域での各段丘上では高木、中木、低木林が発達する事が知られている（図2・2・4参照）。

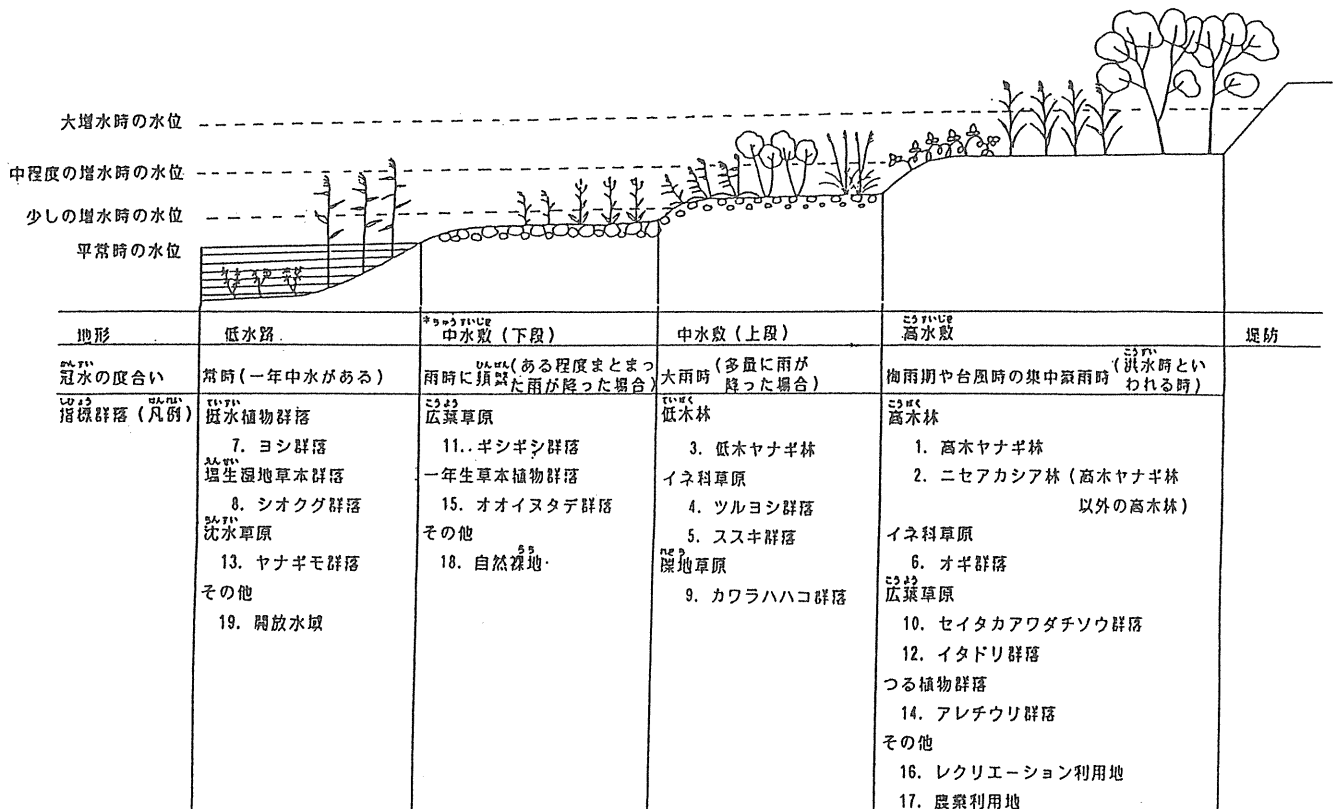


図2・2・2 河川敷の植生配分（中流域の例）（佐々木原図）

2.2.3 縦断面の変化

河川の上流から下流までの縦断面として植生を見ると、これまで那珂川・阿武隈川・北上川・岩木川・雄物川・石狩川・十勝川・釧路川・雄別川（Ishikawa, 1983）、多摩川（曾根, 1989）、荒川（佐々木, 1990）などでまとめられている。各河川によって対象となる植生（群落単位）が少しずつ異なるものの、共通する傾向を見てとることができる。

すなわち、各地域によって指標となる群落が存在している。しかも、草本群落のヨシ群落やツルヨシ群落、オギ群落などのように上・下流で明らかにすみわけている（図2・2・4）。しかも、異なる河川で同様の生態を示している。このことから、河川の縦断面方向の植生の変化は、一般的傾向として図2・2・6 のようにまとめることができる。

図2・2・5 にでてくる指標群落は、同時に河川における環境要因を指標する重要な群落であるといえる。

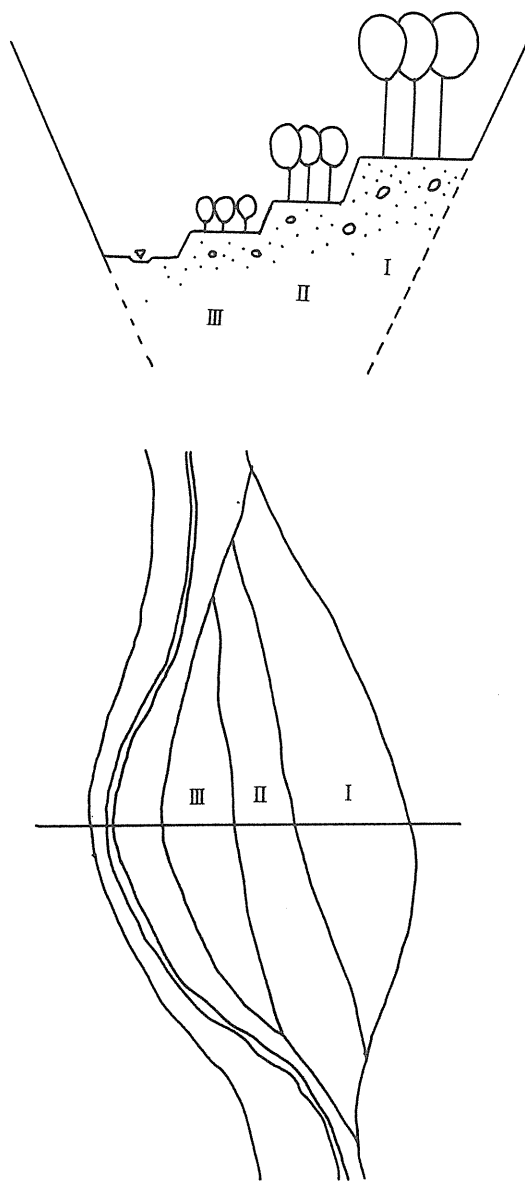


図2・2・3 溪流における段丘上の樹林（新谷，1968）

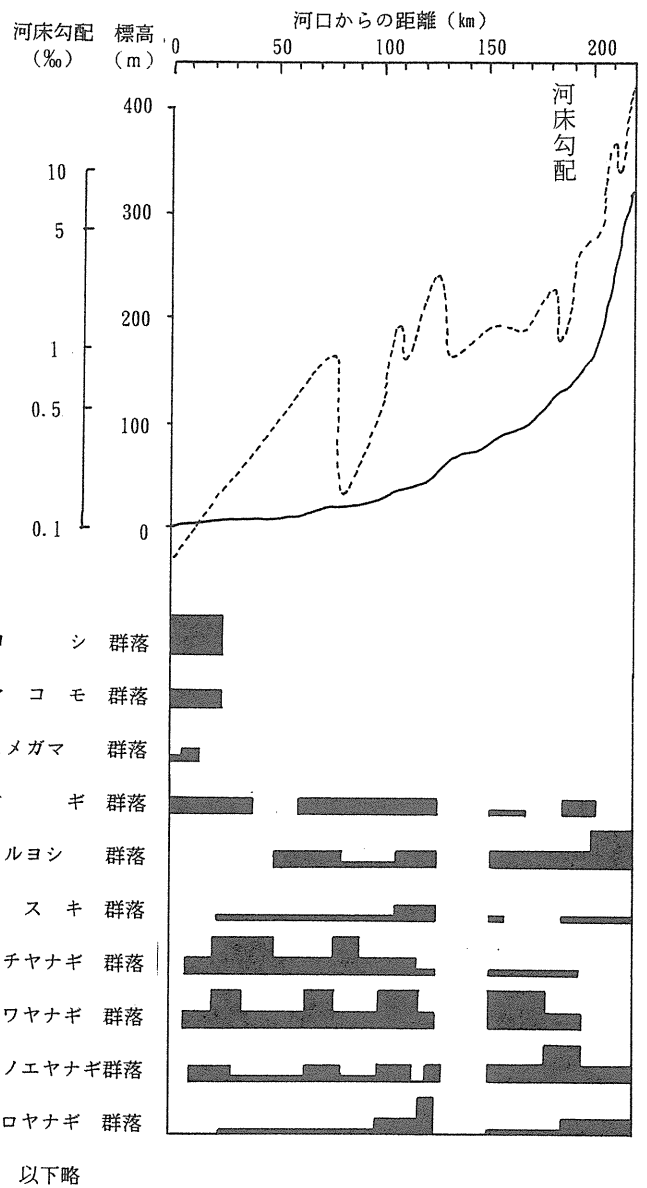


図2・2・4 縦断方向（上・下流）の植生配分

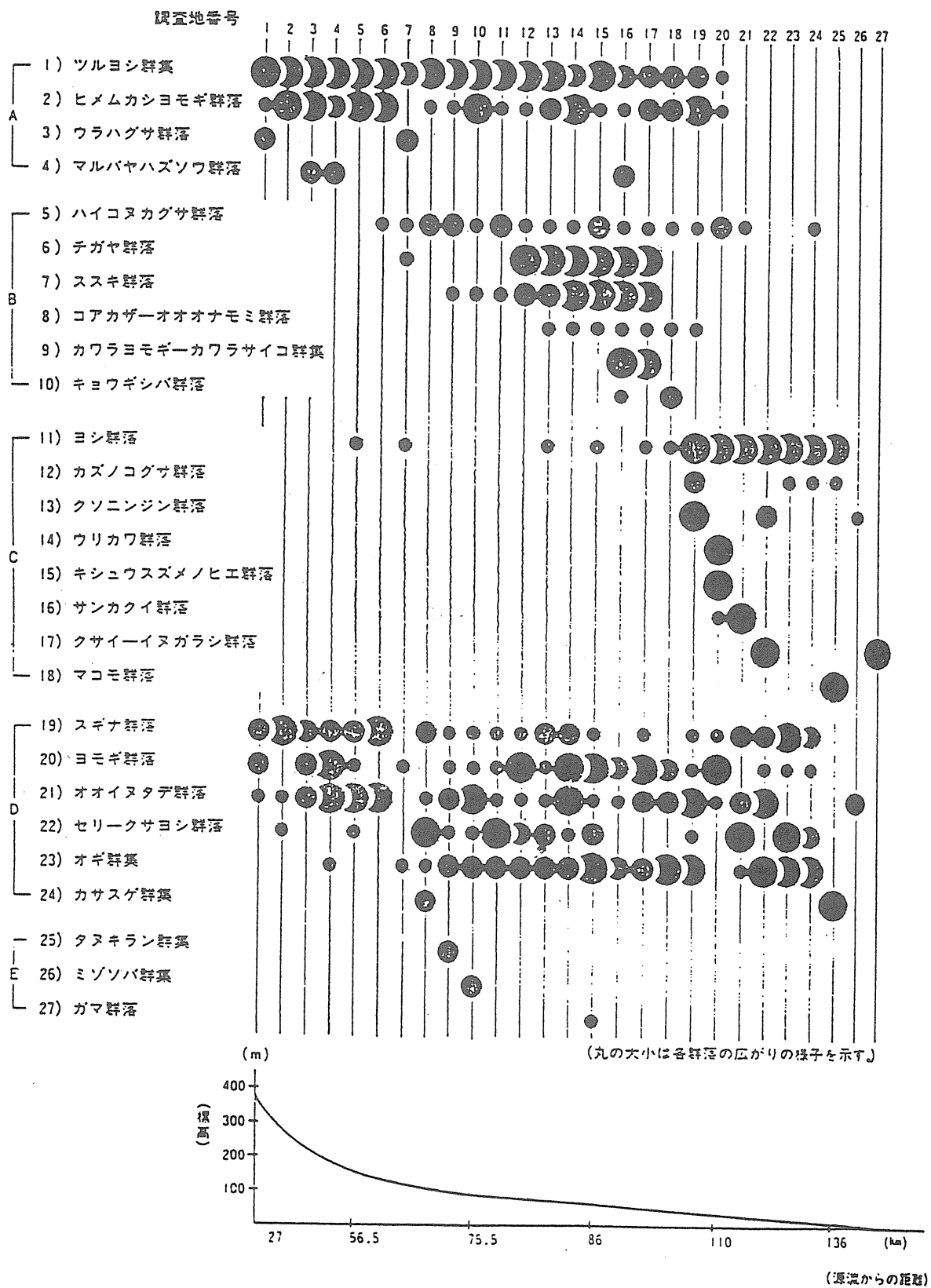


図2・2・5 縦断方向の植生配分 (上流から下流) (佐々木原図)

	河 口	下 流	中 流	上 流
指 標 群 落			高木ヤナギ林 ツルヨシ群落	オニグルミ林 カワラハハコ群落
			セリークサヨシ群集 アキエノコロコセンダングサ群集 低木ヤナギ林 (ネコヤナギ, カワヤナギ) ススキ群落 (チガヤ, トダシバ, イタドリ)	
			ニセアカシア林 オギ群落	
流速	遅い (満潮時に海水逆流)	ゆるい	やや早い	早い
土性	泥・砂	砂・泥	砂礫	岩礫

但し、この場合の上・中・下流域区分には山間部の渓流域や源流域をはずしてある。

図 2・2・6 河川縦断方向の指標群落

2. 3 気候・地形と河辺植生

河川という環境系は、植物にとって非成帯的な立地として存在する。すなわち、それぞれの気候帯に成立する植生帯（暖温帯照葉樹林、冷温帯夏緑樹林、亜寒帯針葉樹林など）を連続して横切っていける性質のものとして考えられる。しかも、その形状や変動の質を変化させていき、それに伴って展開する河床の複雑な立地には、それぞれに対応した多彩な植物群落が発達

する（猶原，1945；奥田，1978）。

このような特性をもった河川という環境と植物群落の関係を検討するためには、まず複数の植生帯を含む広い範囲にわたって、河川の持つ諸々の特性を考え合わせながら、河辺植生を総合的にとらえておく必要がある。

一般に植物群落は、主に気候的要因と土地的要因によってその成立が決定されている。河辺に成立している植物群落が、上の2つの要因について受けている影響の程度を明らかにしておくことは、河辺植生を

総合的に把握していく場合、まず第一に必要なことである。

ここでは、関東地方の一部と東北地方と北海道地方の主要河川（那珂川、阿武隈川、北上川、雄物川、岩木川、石狩川、十勝川、釧路川、湧別川）の河辺植生について、上流から下流まで通した調査結果（Ishikawa, 1983）をもとに説明する。

2.3.1 異なる気候帯における河辺植生の比較

それぞれの河川における河辺植生の縦断方向の変化

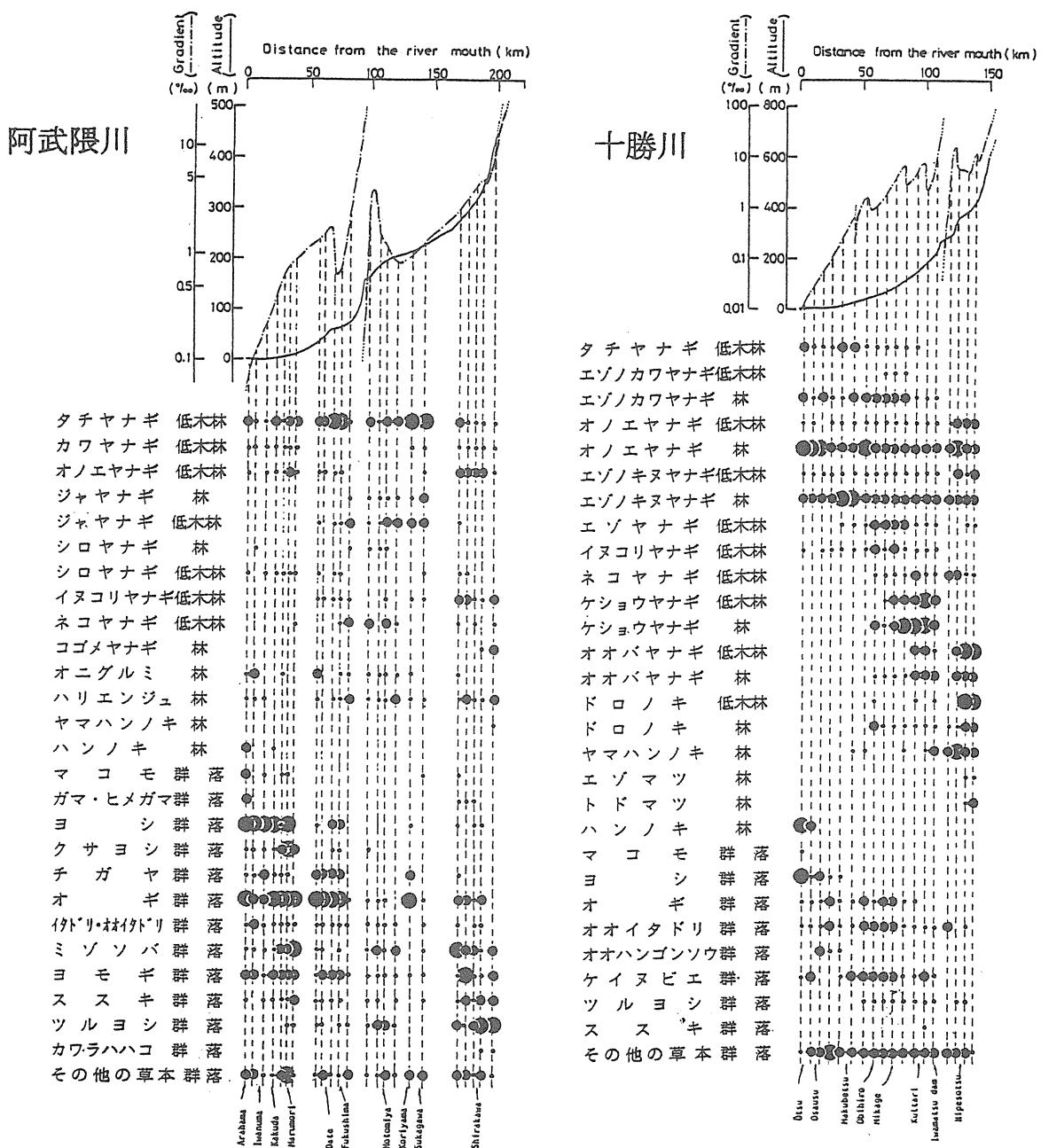


図2・3・1 阿武隈川と十勝川の各植物群落の配分

の例として、図2・3・1に阿武隈川と十勝川の調査結果を示す。

縦の点線で示したのが一つの調査地域であり、河床形態及び植生の概況が変わらない範囲内で、最小1km、最大でも10kmの長さにおさめてある。調査地域の氾濫源に成立するそれぞれの植物群落について、その占有面積によって、3つの階級に分けて示してある。すなわち、調査地域の全植被の20%以上を占める卓越群落（大）、5～20%を占める大きな群落（中）、5%に満たない小さな群落（小）の3つである。

阿武隈川は東北地方南部にあり、植生帯としては暖

温帯から中間温帯に位置する。一方、十勝川は北海道東部で、植生帯としては冷温帯から亜寒帯に位置する。両河川の河辺植生を比較すると、構成群落の種類やその占有面積に大きな相違があることが分かる。

1) 気候帯を越えて分布する植物群落

ヨシ群落、オギ群落、ツルヨシ群落、オノエヤナギ群落、タチヤナギ群落、イヌコリヤナギ群落、ネコヤナギ群落のように両河川に共通して出現する群落も多く、これらは気候帯を越えて分布する群落であると考えられる（低木林と高木林に分けたものはこれらをまとめて群落としている）。

とくに、ヨシ、クサヨシ、マコモ、ガマ、オギ、ツルヨシなどの草本群落は世界的に分布するコスモポリタン（汎世界種）や、東アジアに広く分布する種が多く、日本の河川でも南から北まで広く分布する。

ヤナギ類ではネコヤナギの分布範囲が広く、日本全国のどの河川にも分布する種である。しかし、オギ群落やタチヤナギ群落の占有面積は阿武隈川では広いが十勝川では狭く、明らかに気候的な影響を受けている。

北方の河川ほどヤナギ類群落の占める面積の割合が大きくなる傾向があり、北海道の河川では、オノエヤナギ、エゾノキヌヤナギ、エゾノカワヤナギなどの群落などの発達が良く、広い面積を占有する。オギはこれらのヤナギ類との競争の結果、群落の面積が狭くなったものと判断できる。タチヤナギは寒い地方ほど少なくなる傾向があり、オギと同様に、北海道では他のヤナギ類との競争の結果、占有面積が狭められていると考えられる。

2) 気候的な分布範囲の狭い植物群落

気候帯を越えて広く分布する群落がある一方、気候的な分布範囲の狭い群落も認められる。カワヤナギ、エゾノカワヤナギ、ドロノキ、ケショウヤナギ、エゾヤナギ、コゴメヤナギなどの群落がそれにあたる。カワヤナギとエゾノカワヤナギは近縁なヤナギで気候的にすみ分けているものと考えられる。

ドロノキ、ケショウヤナギ、エゾヤナギはより寒い地方に、コゴメヤナギはより暖かい地方に分布する。

ヤナギ科の植物は分布範囲の限られている種が多く、西日本では図2・3・1に示したヤナギ類はほとんど見られなくなり、アカメヤナギ、ヨシノヤナギなど別の種のヤナギが多くなる。

2.3.2 河川の地形的要因と植物群落

植物群落の分布は、大きくは気候的要因と地形的要因によって決定されているが、河辺の植物群落も同様である。上に挙げた群落の多くが、河川の地形的要因によって分布が規定されている。すなわち、上流から中流域に多い群落（ネコヤナギ、オオバヤナギ、ドロノキ群落など）、中流域に多い群落（エゾヤナギ、ケショウヤナギ群落など）、中流から下流域に多い群落（カワヤナギ、エゾノカワヤナギ、オギ群落など）、下流域に多い群落（ヨシ、マコモ、タチヤナギ群落など）などである。

しかし、これらの群落の中には気候的要因に対して、分布の幅の広いものと狭いものがある。これら2つの環境要因に対する分布の傾向を明らかにするために次項のような検討を行った。

2.3.3 気候的要因と地形的要因による主要な植物群落の配分

気候的要因を代表させる環境軸として、暖かさの指数（吉良，1948）を、河川の地形的要因を代表させる環境軸として河床勾配を考えた。

暖かさの指数（WI；Warmth Index）は月平均気温で5Cを超えた部分だけの年間積算温度であり以下の式で表される。

$$WI = \sum_{t=5}^n (t-5)$$

ただし、 n は $t > 5C$ である月の数

基数とした月平均5Cは経験的に決められた閾値であるが、暖かさの指数の等値線は植生帯の境界と良く一致することが知られている。

地形要因として河床勾配を用いた理由は、河辺植生を把握するために用いた精度が河床勾配に近いためである。河川の形態などの環境条件とその地域に成立している河辺植生との関連性を導き出す場合、それらのとらえ方の精度が一致している必要がある。

また河床勾配は、植物の生育に直接影響を与える堆積物の粒径組成などを指標できるものであることも、河川の地形的要因として河床勾配を用いた理由の一つである。

この2つの環境軸に関して、河辺植生を構成する代表的な植物群落を配分した結果を図2・3・2に示す。

2つの環境軸に対する関連性の強さによって、各群落を表2・3・1のように分類した。気候要因にも地形要因にも強く関連して分布する群落として、ドロノキ、エゾヤナギ、ケショウヤナギ、コゴメヤナギなどがあ

る。またそれと反対にどちらにも関連性の弱い群落として、オノエヤナギ、イヌコリヤナギなどがある。

その中間には表に示したそれぞれの群落があたるが、調査河川の範囲を更に広げていけば、この分類は当然のことながら少しずつ変わってくる。例えば、西日本まで含めて考えれば、オノエヤナギやイヌコリヤナギ

も気候要因に関連して分布すると判断される。

しかし、河床勾配との関係は、競争関係にある群落の増減によって多少の変化はあるものの、どの群落も大きく変化しないと思われる。いずれにしても、このように河辺植生を構成する群落の分布をとらえておくことは、一つの地域の河辺植生の現状と動態をとらえ、

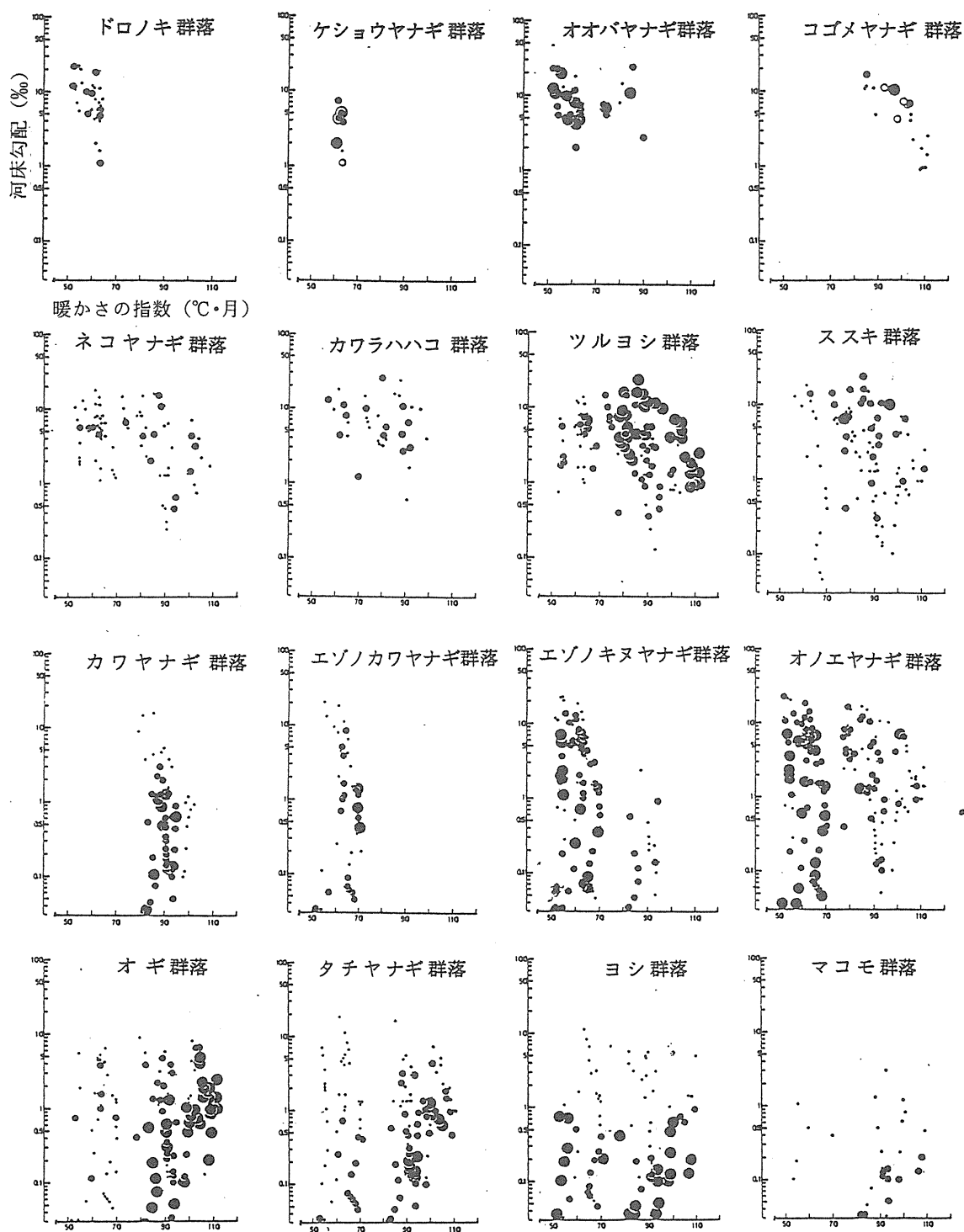


図2・3・2 河床勾配と暖かさの指数による各群落の配分

更に管理の方策を検討していく場合に大きな拠り所になると考えられる。

表2・3・1 各群落の分布と河床勾配・暖かさの指数との関係

		暖かさの指数との関係		
		強	中	弱
河床勾配との関係	強	ドロノキ群落 エゾヤナギ群落 ケショウヤナギ群落 コゴメヤナギ群落	オオバヤナギ群落 マコモ群落 ハンノキ群落 ヤマハンノキ群落	ヨシ群落 ツルヨシ群落 カワラハハコ群落 ガマ・ヒメガマ群落 ネコヤナギ群落 タチヤナギ群落
	中	シロヤナギ群落 カワヤナギ群落 エゾカワヤナギ群落	オギ群落 ススキ群落	クサヨシ群落
	弱		エゾノキヌヤナギ群落	オノエヤナギ群落 イヌコリヤナギ群落

2.3.4 群落の複合形態による河川の地域分類

上述のように、植物の生育範囲は種類によって異なるが、それぞれの種は一定の生態的最適域を有しており、各地域に存在する植物群落の複合の形態を考えることは、それらの植物群落の立地の複合を考えることでもある。一つの地域の河辺植生をとってみても、多くの植物群落によって構成されており、出現する群落の種類とその量的なバランスは、その地域の河川環境によって変化する。

一つの地域に出現する植物群落は、一つの生態系の構成要素として相互にかかわり合いを持って存在しているものであり、それぞれの地域の河辺植生を、構成群落の複合体としてとらえておくことは重要である。東北地方と北海道地方の河辺植生を、群落の複合形態によってまとめた結果を図2・3・3に示す。大文字で示したものが卓越群落、小文字で示したものはその他の主要な構成群落である。

図2・3・3では16の地域にまとめられたが、河床勾配の軸に関して0.7～1.5‰付近で、大きく上、下2つに分かれ、それが更に細かく分類された形になっている。その一つ（上部）は扇状地河川に、もう一つ（下部）は移化帯河川と三角州河川にあたると考えられる。

移化帯河川では、オギ群落やヤナギ類群落が広い面積を占めるのに比べ、三角州河川では、ヨシが圧倒的な卓越群落になるが、これらの違いは、各群落の占める面積の広さの違いであり、出現する群落の種類は共

通するものが多い。このように、河川の縦断方向に沿った植物群落の大きな変化が、河川の大きな性格の変化に、どの河川においても一致しているのは興味ある結果である。

横軸の暖かさの指数に関しては、上下それぞれが4～5の地域に分かれている。この分類の主な基準となったのは、ヤナギ類群落の種類の相違であり、気候の変化によって河辺植生を構成するヤナギの種類が変化していくことが反映された結果である。

このように植生帯を構成しない非成帯な立地である河川にも、気候要因に対応して変化していく植生が認められる。しかし、それは照葉樹林やブナ林などの気候的極相林とは全く別のものであり、河川の攪乱作用の影響を大きく受ける立地に特有の、ヤナギ類など特殊な分類群によって構成される群落に限られている。

原始河川には、ヤナギ類などの河辺に特有の群落から気候的極相林まで遷移していく各発達段階の植生が成立していたと考えられる。

平野部には、それらの群落が、河川によって形成される立地の配列と洪水による破壊の頻度に応じて、複雑に配分されていたと思われる。しかし、現在の河川は人為的に狭められているために、気候的極相林が成立するまで、洪水の破壊作用から解放されている部分はなく、攪乱作用に強い植物群落のみで構成されているため、植生帯に代表される成帯的な現象が明瞭でないと考えられる。

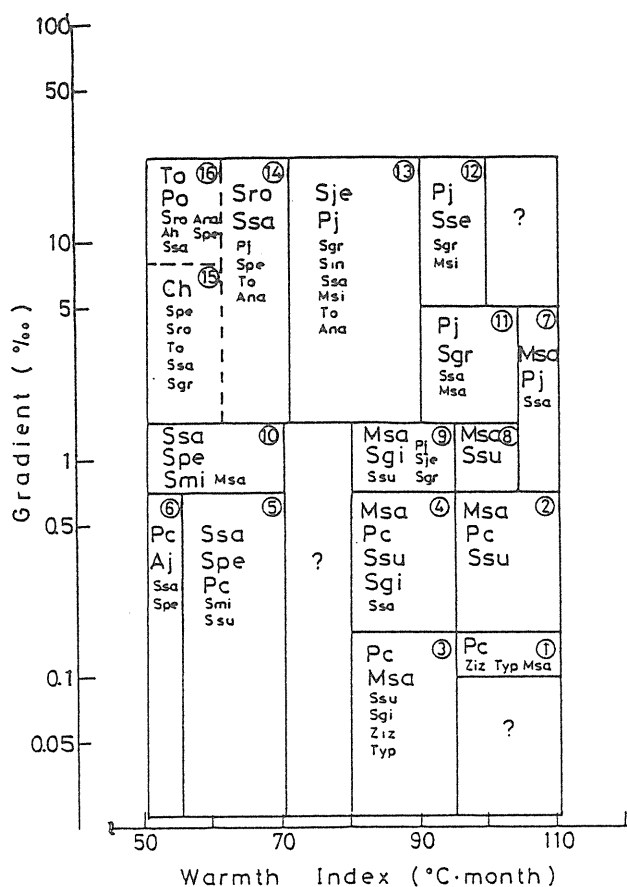


図2・3・3 群落複合型による各地域の分類と河床勾配・暖かさの指数に関する配分。

図中の略号は以下の種名で示した群落を表す。

Ah; ヤマハンノキ, Aj; ハンノキ,
 Ana; カワラハハコ, Ch; ケショウヤナギ,
 Msa; オギ, Msi; ススキ, Pc; ヨシ,
 Pj; ツルヨシ, Po; ドロノキ, Sgi; カワヤナギ,
 Sgr; ネコヤナギ, Sin; イヌコリヤナギ,
 Sje; シロヤナギ, Smi; エゾノカワヤナギ,
 Spe; エゾノキヌヤナギ, Sro; エゾヤナギ,
 Ssa; オノエヤナギ, Sse; コゴメヤナギ,
 Ssu; タチヤナギ, To; オオバヤナギ,
 Typ; ガマ・ヒメガマ, Ziz; マコモ

2. 4 河辺植生の動態

河辺植生の動態は、遷移と変動が複雑に絡み合ったものと考えられる。その解明には構成種の生理・生態学的特性と環境条件との対応関係を研究するだけでは不可能であり、河川の地形形成プロセスとその動態の解明、水理学的研究など学際的な取り組みが不可欠で

ある。

増水による定期的な物理的破壊作用と土砂の浸食、堆積などの作用を受ける河川敷植物は、形態や生活形、更新、再生への様々な適応性を有している。

2.4.1 根茎システム

根茎システムの違いは、河川植生の流水に対する物理的応力が異なり、堤防、河川敷内の立地保全上重要な意味を持つ。以下には、主要根茎タイプと植生群を示した。

- (1) 髯根タイプ：イネ科植物に多い根茎型で、根の密度は高いが根茎は浅く、表面根となる。外来牧草種のネズミムギ類、ケンタッキークラス類が含まれる。一年生植物が多く、根茎の保持力は弱い。
- (2) 主根タイプ：キク科、アブラナ科に多い。直根型で地下深根となる。根量は少ないが根茎の保持力は高い。河川敷内での自生植物も多く、帰化植物のセイタカアワダチソウやセイヨウカラシナも含まれる。
- (3) 走出枝タイプ：地表面に走出枝を出し、各節目で髯根を出す。多年生植物のツルヨシ、シバが含まれる。根の形態は髯根タイプであるが多年生植物であり、根茎の保持力は高い。
- (4) 地下茎タイプ：地下茎を発達させ、ヨシ、オギがその代表的植物である。根茎の保持力は高い。
- (5) 根塊タイプ：ノビル、ツルボ、ヒガンバナがその代表的植物である。

植生による地盤の安定には、地下茎を発達させる多年生植物を中心に、髯根・主根タイプの植物群を混在した形の植生がもっとも安定した保持力を有するといえる。

2.4.2 繁殖システム

流水による物理的破壊作用にさらされる河川に生育する植物は、種子・根茎・栄養繁殖のすべての繁殖型をも兼ね備えている場合が多い。草本植物ではヨシ、ツルヨシが、樹木ではヤナギ類がその代表的な種群である。

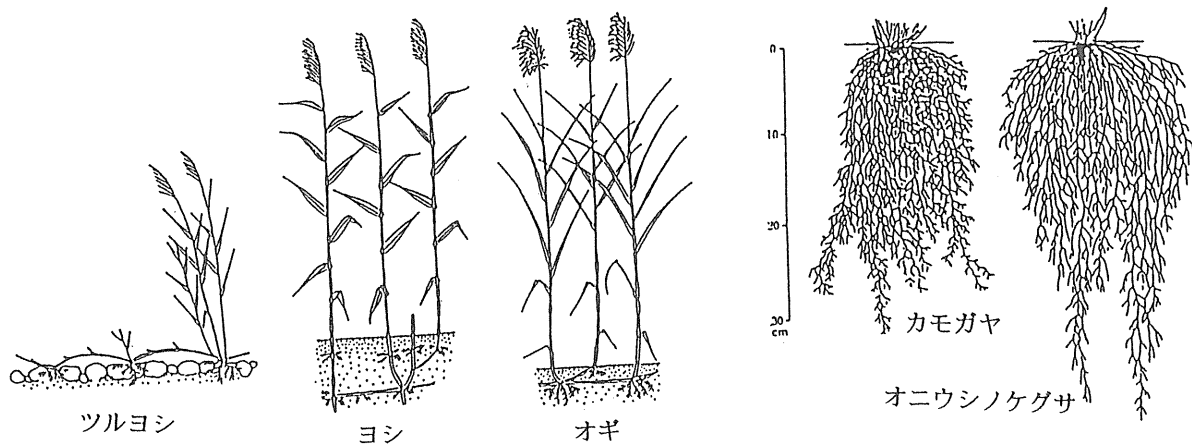


図2・4・1 髯根タイプと地下茎タイプの例（佐々木原図）

種子繁殖：毎年種子によって世代交替を行う一年生植物。冠水の頻度の高い低水敷を主要生育地とする。種子を大量生産し、大群落を形成する。

根茎繁殖：地下茎の発達で地下部から多数出芽する。ヨシ、ツルヨシ、オギの多年生植物の大半が含まれる。根茎が株毎流出し、漂着した場所で再生する。

栄養繁殖：枝先や植物体の一部から発芽や発根し繁殖する。同時に萌芽再生力も強いユキヤナギ、ヤナギ類がその代表的植物。

は他発的遷移)という。その環境作用には、立地の隆起や沈降に伴う水位の変化、火山の噴火に伴う降灰や泥流、洪水、野火、台風などがある。草食獣や昆虫による踏みつけや被食圧等の生物要因による遷移もあり、これは生物性遷移として区別されることもある。

一方、変動は一般的には方向性を持たず、可逆的であり、典型的な場合には種組成が安定しているような植物共同体の変化を指している。変動は遷移よりも短い時間単位で起こる植生の動態に対して用いることが多いが、両者を区別する基準は明確でない (van der Maarel, 1988)。

2.4.3 遷移と変動

遷移とは、ある植物共同体が他の植物共同体に移り変わっていく過程をいい、遷移の進行に伴って優占種や他の構成種が変化し、一般的には階層構造などの群落構造が複雑になっていく。

最終的にはその地域の気候的極相群落（日本の暖温帯ではシイ・カシ類の照葉樹林、冷温帯ではブナ林などの夏緑広葉樹林）に到達して安定するとされている。しかし、特殊な母岩や土壌の場所では気候的極相群落にはならず、それぞれの場所にあった土地的極相群落で安定することが多い。

遷移を動かす要因は様々である。群落の構成種間の競合によって優占種は交代していくが、それが進行していく過程では、立地の土壌や日照条件などの環境を変えていく（環境形成作用）ことが大きな動因となり、このような遷移を自動遷移（又は自発的遷移）という。

これに対して群落の外からの環境作用が強く働くことによって引き起こされる遷移のことを他動遷移（又

2.4.4 河辺植生の動態

ところで、氾濫源など河川周辺の立地は、常に洪水という大きな攪乱作用を被る可能性のある場所であり、洪水に伴う様々な質と規模の違う攪乱作用が植物群落の遷移と変動を支配している。

河辺植生の動態を理解するためには、河川のどのような攪乱作用が、河辺の植物群落にどのように影響を与えているのかを整理してとらえる必要がある。しかし、それはそれぞれの流域の河床形態、洪水の規模・頻度と、そこに成立している河辺植生（様々な植物群落の複合体としての）との相互関係で検討されるべきもので、一般化することは困難である。ただし、河辺植生を以下に述べるような動態を示す植生であると認識しておくことは必要である。

1) 動態周期の多重構造

現在の日本の河川は堤防によって狭められているので、一度大洪水が起きれば、そこに成立している植生

の大部分は破壊されたり、大きな損傷を受ける。また、大洪水の頻度は数十年を超えることはない。

つまり河辺は、そこに成立した植物群落が遷移して気候的極相群落まで到達しないうちに、遷移の初期段階あるいは元の裸地にもどされてしまうという特性を持った場所である。とすれば、河辺に生育する植生全体を、大洪水から大洪水までの期間を一つの時間単位として動いている植生としてとらえることが可能である。

一方、洪水によって形成される立地は場所によって土壌や水分条件などが異なり、それぞれの立地には異なる種組成や構造をもった群落が成立することになる。そして、その一時間単位（大洪水から大洪水まで）の動きの中に、より小規模な洪水や増水などによって引き起こされる時間的に短い変動や、洪水の破壊作用から解放された場所で進行する遷移といった現象が組み込まれており、河辺植生の動態は時間的にも空間的にも多重な構造を持ったものであると考えることができる。

したがって、河辺植生は多くの異なる種組成の、しかも様々な発達段階の群落によって構成されるモザイク構造を呈することになる。

2) 動態の把握

遷移や変動が絡み合った、複雑なモザイク構造を示す河辺植生の動態を把握するためには、以下の視点に立った調査研究が必要である。

個々の植物が、河川の諸々の環境作用にどのように対応して生活しているかということを、生活史全体を通して明らかにすること。

洪水や増水が植物に及ぼす作用を整理すると次の4つにまとめることができる。

- ・流水やそれによって運搬される掃流物質による植物体の破壊。
- ・流水による立地の破壊。
- ・掃流物質あるいは浮流物質による植物体の埋没。
- ・沈水状態による光合成や呼吸といった植物体の生理的活性に及ぼす悪影響。

河川に生育する植物にとっても、2番目の立地の破壊は、致命的になることが多いが、その他の作用には少なからぬ耐性を持っている種が多い。しかし、種によってこれらの環境作用に対する耐性の強さや反応の仕方が異なるので、主要な種についてこれらの作用に対する耐性と反応を調べておく必要がある。

更に、植物は成長と共にサイズが劇的に大きくなる

ので、その個体あるいは群落が依存している立地のサイズもそれに伴って大きくなる。更に成長と共に河川の攪乱作用や環境ストレスに対する耐性が変化することも考慮に入れなくてはならない。

植物の生活様式と、それに影響を与えている河川の諸環境作用が、群落の遷移や変動にいかに関連しているかを明らかにすること。

植物群落が水流や河床の地形形成にいかに関わっているかを明らかにすること。

2.4.5 河辺植生の動態の実例

河辺植生の動態には、構成種の違いと河床の形態や動態の違い等によって、様々なパターンが見られ、それらを統一的に理解することは難しいが、比較的良好に見られるパターンがあることも事実である。以下に上流、中流、下流のそれぞれに見られる代表的な動態の例を示す。

1) 上流域における動態

山間部を流れる上流域では、一般に氾濫源は狭く、成立している植生も貧弱である。しかし、氾濫源が比較的に広く、河辺林が発達するような場所では、周囲の山地に生育する樹種との関係で興味深い遷移現象が見られる。

a) 同齢林分のモザイク構造

ここでは石狩川源流域の河辺林の調査結果（井上・谷口、1955）を例にとって説明する。図2・4・2、2・4・3は氾濫原の中で流路が蛇行し、新しい裸地が順次下流側に形成される場合を想定した模式図である。裸地が形成された年代順（令級）に、林分の林齢や高さが変化し、この図では流路に近いほど若く、低い林分が配置される階段状の森林となる。

その一方で発達した林分の立地が流路の移動に伴う侵食作用によって破壊されるので、氾濫原の内部では、常に新しい林分の形成、その後の発達・成熟、そして破壊というサイクルが繰り返されることになる。

しかし現実の河川では、河床の勾配や幅が場所によって変化したり、流路が網の目状に乱流することも多い。堆積物の粒径も場所によって異なり、全体の植生は複雑なモザイク構造を示すことが多い。したがって、図2・4・2、2・4・3のように規則正しいサイクルが繰り返されることは少ないが、河床には先駆樹種がまず最初に侵入するので、モザイク構造の各パッチはそれらによって構成されるほぼ同齢の林分である。

図2・4・4は石狩川源流域の氾濫源に成立した河辺林の構造を示したものであるが、ほぼ同齢の林分がモ

ザイク状に成立していることが分かる。

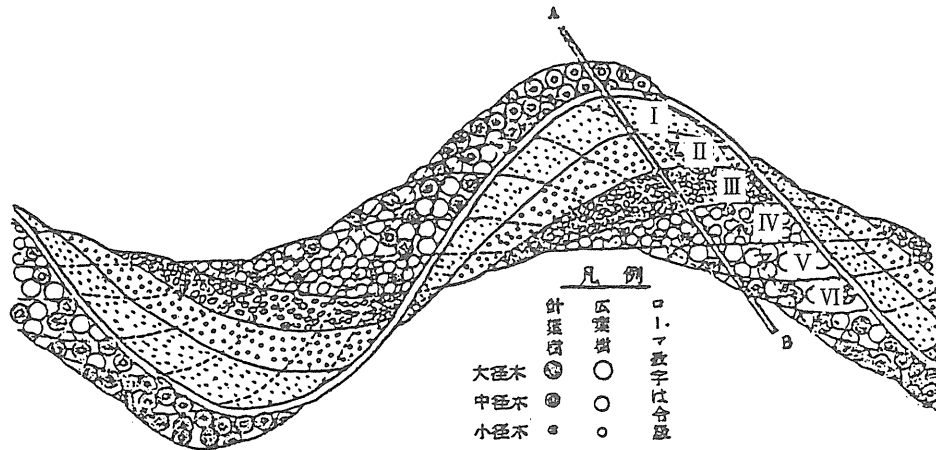


図2・4・2 流路の蛇行による河辺林形成の想定平面図（井上・谷口，1955）

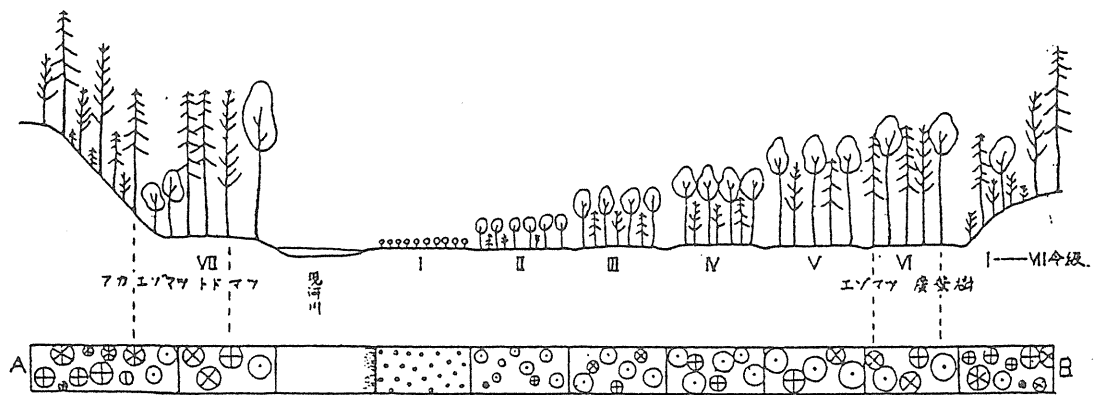


図2・4・3 流路の蛇行による河辺林形成の想定側面図（井上・谷口，1955）

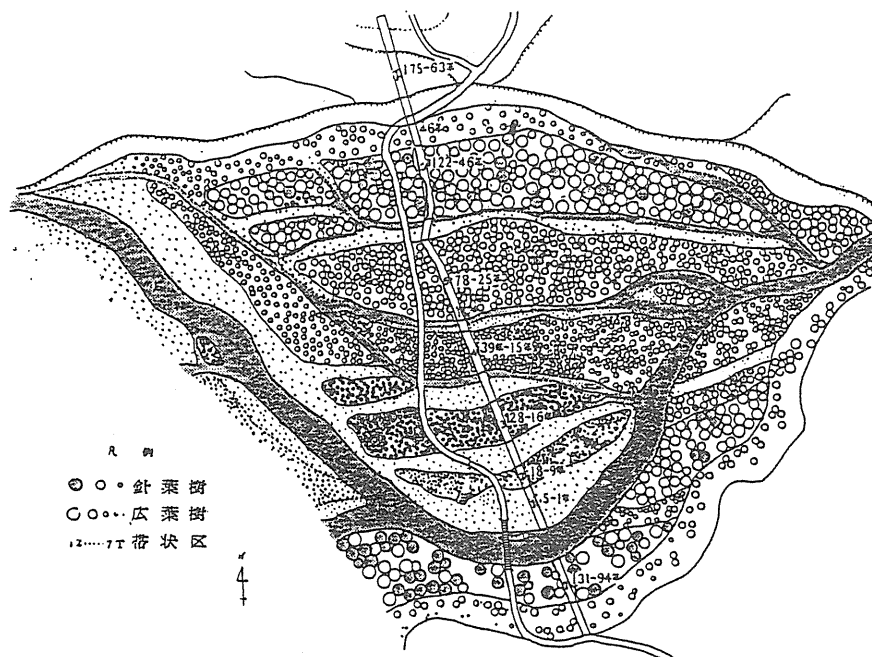


図2・4・4 石狩川源流域の氾濫原に成立した河辺林の平面図（井上・谷口，1955）

b) 先駆樹種から極相樹種への遷移

この流域では新しい裸地が形成されると、先駆樹種である、エゾノキヌヤナギ、オノエヤナギ、エゾヤナギ、ドロノキなどのヤナギ類やケヤマハンノキなどが真っ先に侵入する。その後、これらの樹種が成長し、低木林から高木林に発達する過程で、エゾマツやトドマツなどこの地域の山地の極相林を構成する樹種が侵入する。

これらの極相樹種の幼樹はある程度耐陰性があるので、ヤナギ類の下層で成長を続ける。やがてこれらの混交林になり、最終的には寿命の短いヤナギ類は先に枯死し、エゾマツやトドマツの優占する林分になってしまう。

日本の冷温帯から亜高山帯に位置し、山地の間を流れる比較的広い氾濫原では、この例のように先駆樹種から極相樹種に遷移していく系列がみられる。しかし、氾濫原の堆積環境は一様ではなく、湿性で細粒な堆積物の場所から、乾燥して粗粒な堆積物の場所まで様々であり、それぞれの場所によって遷移の進行する過程で優占する樹種が変化する。

例えば、湿潤な場所ではヤチダモやハンノキが優占することがあるし、それより乾燥して比高が高く洪水やMassmovementによる堆積物の上にはハルニレ林が形成されることが多い(牧田他, 1976)。

c) 先駆樹種の種間競争

ヤナギ類の中でも種によって成長速度に差があり、高木性で最も成長の良いヤナギが先駆樹種同志の競争の結果優占することがある。例えば、北海道の十勝地方や、長野県の梓川に分布するケショウヤナギは、乾燥した広い氾濫原に高木林を形成するヤナギである

が、図2・4・5に示したように、この種は同じ地域に生育する他のヤナギ類よりも成長速度が速く、他のヤナギはケショウヤナギの下層で枯死することが多い。

図2・4・6は北海道札内川に発達するヤナギ林の模式図であるが、細粒な堆積物の厚い立地には、オノエヤナギ、エゾノキヌヤナギ、エゾヤナギ、ネコヤナギ等で構成されるヤナギ林が成立し、平らな乾燥した砂礫堆の上にはケショウヤナギ林が成立していることが多い。しかし前者の林分の幅が狭い場合では、ケショウヤナギが側方から枝を延ばし、これらのヤナギを覆うことによって優占し、他のヤナギ類は被陰されることによって枯死する個体が多くなる (Ishikawa, 1987)。

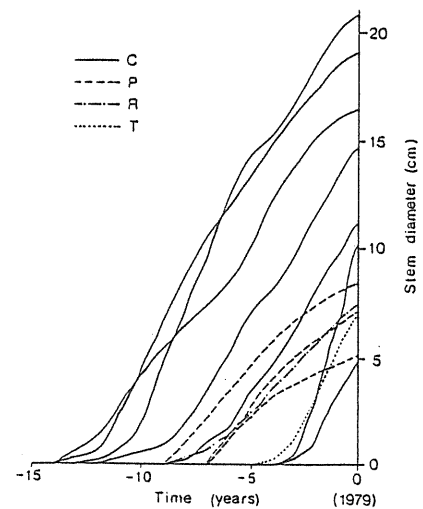


図2・4・5 ヤナギ類の幹の肥大成長速度 (Ishikawa, 1987)。

C; ケショウヤナギ, P; エゾノキヌヤナギ, R; エゾヤナギ, T; オオバヤナギ

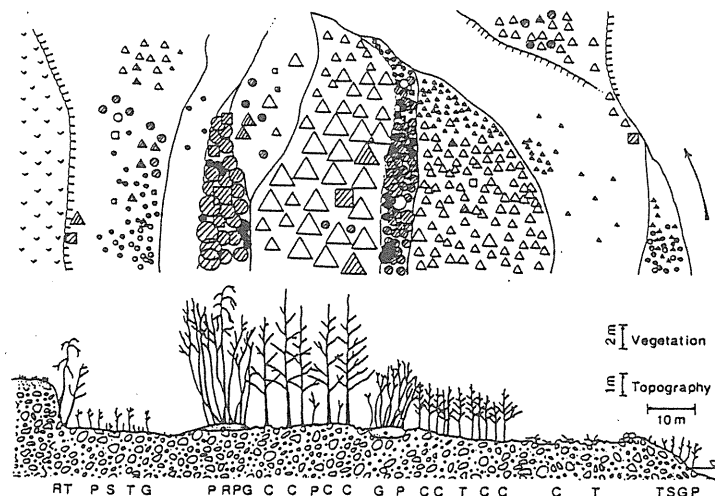


図2・4・6 札内川の河床に発達するヤナギ林の模式図 (Ishikawa, 1987)。

C △; ケショウヤナギ, T △; オオバヤナギ, P ⊙; エゾノキヌヤナギ, S ○; オノエヤナギ, G ●; ネコヤナギ, R ⊠; エゾヤナギ, M □; ドロノキ

d) 先駆樹種としてのヤナギ類の生態学的特性

前述のように日本の冷温帯から亜寒帯にかけての河川にはヤナギ類などが種数、量共に多く、それら先駆樹種が、新しく形成された裸地にまず最初に侵入・定着し、同齢林分を形成することが多い。

ヤナギ類等の先駆樹種が裸地に最初に侵入・定着できる理由として、以下のような生態学的特性を備えていることがあげられる (Hall & Smith, 1955 ; Hosner, 1960 ; Gill, 1970 ; White, 1979 ; Kozlowski, 1984 ; Niiyama, 1990)。

- 軽くて風や水によって運ばれる膨大な数の種子を毎年生産する。
- 種子の発芽率が高い。
- 成長が速い。
- 損傷を受けた時萌芽を出す能力がある。
- 砂礫によって埋没した時、茎から不定根を出す

能力がある。

- 沈水状態に対する耐性が高い。

一方、種子の寿命が短く、散布されてから約2週間は90%以上の発芽率を保つものの、それ以後は急激に発芽率を落とし、40日を過ぎるとほとんどの種の発芽率は0%になる (図2・4・7)。したがって、この短い種子の散布期間に発芽に適した場所にだけ、新しい群落が形成されることになる。しかも、ヤナギ類は種によって定着に適した立地環境 (地下水位や堆積物の粒径組成等) が違うので、侵入・定着の段階でそれぞれの種の立地が規定されることが多い (Ishikawa, 1994)。そのほかに実生や稚樹の耐陰性が低い、材が軽い、寿命が短い等の特性もあわせ持っている。

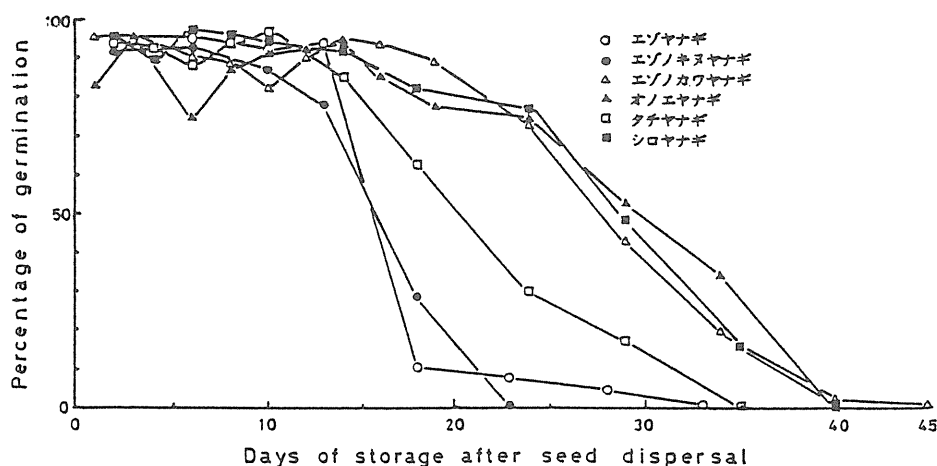


図2・4・7 ヤナギ類の種子の寿命 (Niiyama, 1990)。

横軸は16C, 相対湿度50%での保存日数, 縦軸は発芽率を示す。

以上のような生態学的特性を備えているので、ヤナギ類等は河川における遷移の初期段階で優占することができる。しかし、実生や稚樹の耐陰性が低いので、同じ場所で世代交代をすることができず、最終的に極相樹種へと置き変わっていくことになる。つまり、先駆樹種が個体群を維持していくためには、河床内で立地の破壊と形成が繰り返されることが不可欠である。

e) 更新, 再生システム

植物の繁殖は通常では一つの繁殖型で行われている。しかも、植生が発達し、繁茂している状態では、種子繁殖は幼苗の生育にとって不利であり通常では行われ

ず、根茎繁殖と栄養繁殖が主体となる。

河川の増水などにより大規模な環境の変化を生じた場合、植物体に損傷を受けた場合、植物体が埋没、流出が起こった場合などに第二、第三の繁殖形態を併用する。根茎繁殖と栄養繁殖は、植物体の萌芽、発根性が高く、再生力に優れ急速な植生の更新を行うことができるのである。(図2・4・8, 2・4・9, 2・4・10参照)

河川の代表的植物であるヤナギ類を例にとると、毎年多数の種子生産し、しかも高い種子散布能力、種子の寿命が長く、高発芽率を有し、その個体は成長速度が速く、耐陰性、耐冠水性があり、不定根の発根、萌芽能力を持つという多くの特性を兼ね備えている。

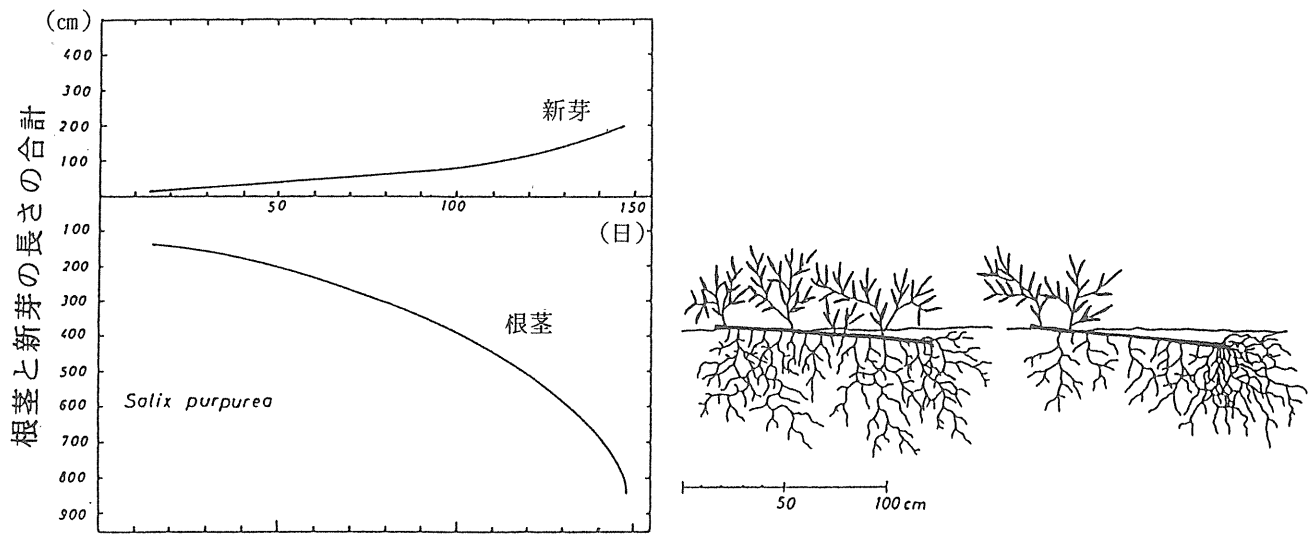


図2・4・8 ヤナギ挿し木の若枝と根の成長量 (Schiechtl,H.M., 1973)

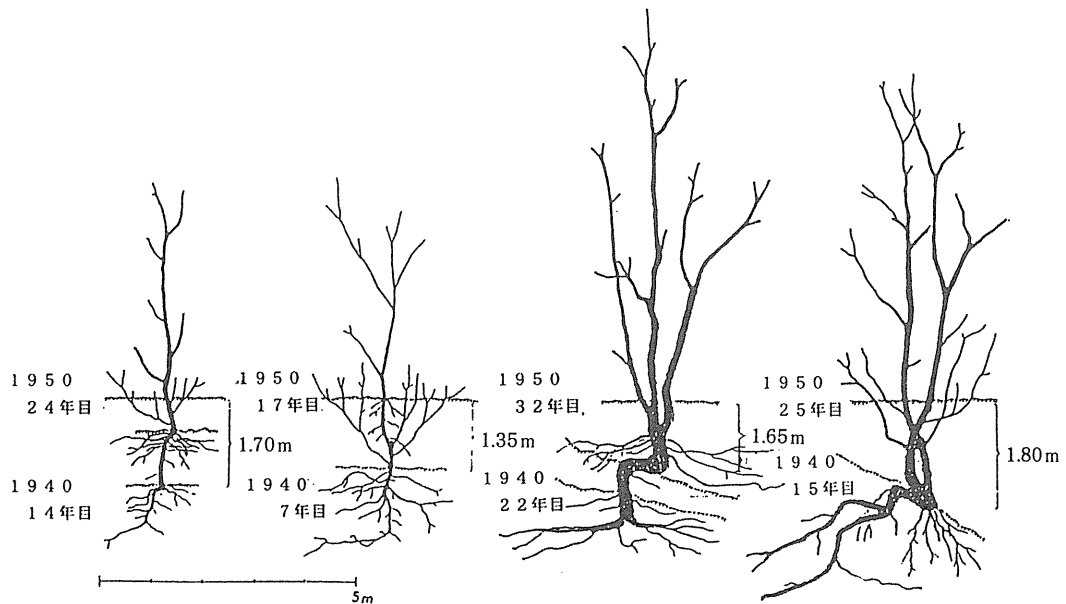


図2・4・9 砂利の被覆10年後のヤナギ類の再生 (Schiechtl,H.M., 1973)



図2・4・10 土砂被覆後の植生の回復 (ヨモギとモミジイチゴ類の例) (Schiechtl,H.M., 1973)

2) 中流域における動態

中流域の河辺植生の動態の例として、揖斐川の扇状地河川の調査結果（石川，1988, 1991）を例にとって説明する。

a) 植生のモザイク構造

扇状地を流れる河川では、河床全体の比高が小さく、河道は網目状に分流し、様々な形状の砂礫堆が配分されている。そこには、堆積物や水分条件の異なる立地が狭い範囲にモザイク状に配列され、それぞれの立地に適した群落モザイク状に成立している。

それらの群落は遷移の各段階としてつながるものもあるが、それぞれに適した立地に棲み分けていて、遷移段階としてつながらないものも多い。

図2・4・11, 2・4・12は揖斐川の1つの砂礫堆の1982年と1986年の植生図とその横断面図である。4年間に流水による侵食を受けたり、洪水時に浮流物質や掃流物質が堆積し、微地形や堆積物に変化した場所

であり、それぞれの植物群落が発立している範囲もかなり変化しているのがわかる。

この砂礫堆の植生は、ネコヤナギ群落(A), ツルヨシ群落(B), アカメヤナギ-カワヤナギ群落(C), ヤナギタデ群落(D), クズ群落(E), カワラハハコ-カワラヨモギ-メマツヨイグサ群落(F), カワラサイコ群落(G), ブタクサー-エノコログサ群落(H), ススキ群落(I), チガヤ群落(J), シバ群落(K)の11の群落型に区分できた。

これらはA~DとE~Kの2つの大きなグループにまとめ、前者は河道の縁辺や砂礫堆の中の河道跡など、流水面からの比高が小さいところに、後者は比高が大きいところに分布の中心がある。つまり、前のグループと後のグループはすみわけている群落であると考えられ、ツル植物やランナーによる侵入以外には遷移の各段階としてつながらない群落であると推定できる。

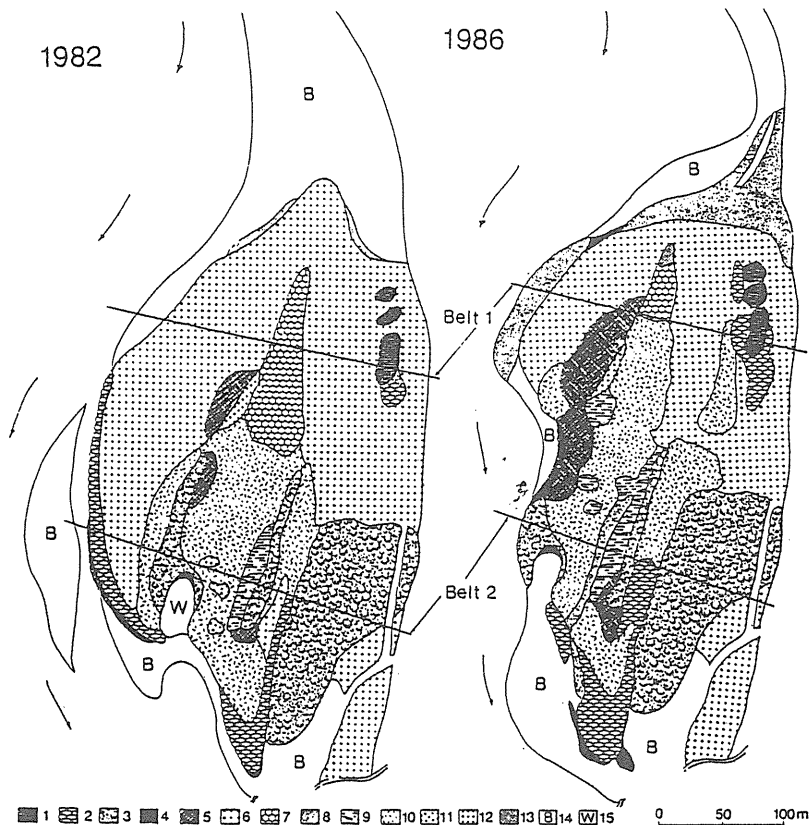


図2・4・11 揖斐川の砂礫堆における1982年と1986年の植生図（石川，1991）

- 1；ネコヤナギ群落，2；ツルヨシ群落，3；アカメヤナギ-カワヤナギ群落，4；ヤナギタデ群落，
5；クズ群落，6；カワラハハコ-カワラヨモギ群落，7；メマツヨイグサ-カワラハハコ群落，
8；ブタクサー-エノコログサ群落，9；ススキ群落，10；チガヤ群落，11；シバ群落，
12；ニセアカシア群落，13；ヌルデ群落，14；裸地，15；水たまり。

これらの群落の動態は、その動因の違いによって以下のように整理できる。

i) 自動遷移

- ・植物体の成長に伴う競争によるもの（シバ群落からチガヤ群落、チガヤ群落からススキ群落）
- ・ツルやランナーによる隣接群落への侵入（クズとツルヨシ）

これらの自動遷移は、ごく初期のものであるが、洪水による大きな攪乱がなければ、西日本ではアカメガシワ等の低木林を経て、エノキ・ムクノキ林に遷移していく。エノキ・ムクノキ林は、更に下流の蛇行帯の自然堤防上に成立する群落である（山中，1981）が、扇状地など砂礫流送河川の安定地にも見られ、更に立地の安定が続けばアラカシ、クスノキ、タブノキなどを構成種とする照葉樹林に遷移していく（Yamanaka, 1962）。また、東日本ではアカマツ林が成立するとい

う報告もある（香川，1941）。

ii) 他動遷移

- ・中砂や細砂等の堆積によるもの（カワラハハコ・カワラヨモギ・メマツヨイグサ群落からチガヤ群落）

このような河川的环境作用による他動遷移は、河辺植生の動態をみていく場合に一つの重要なポイントになると考えられる。チガヤは地下茎によって群落を拡大するので、中砂や細砂などの細粒な物質が堆積する立地は、チガヤの生育にとって好都合であると考えられる。

図2・4・13はチガヤの地下茎の密度と堆積物の粒径組成との関係を示したものである。棒グラフはチガヤの地下茎の密度、実線は堆積物の平均粒径で、 ϕ 値が大きいほど細粒である。破線は淘汰度を示し、 ϕ 値が小さいほど分級性がよく、粒径の揃った堆積物である。

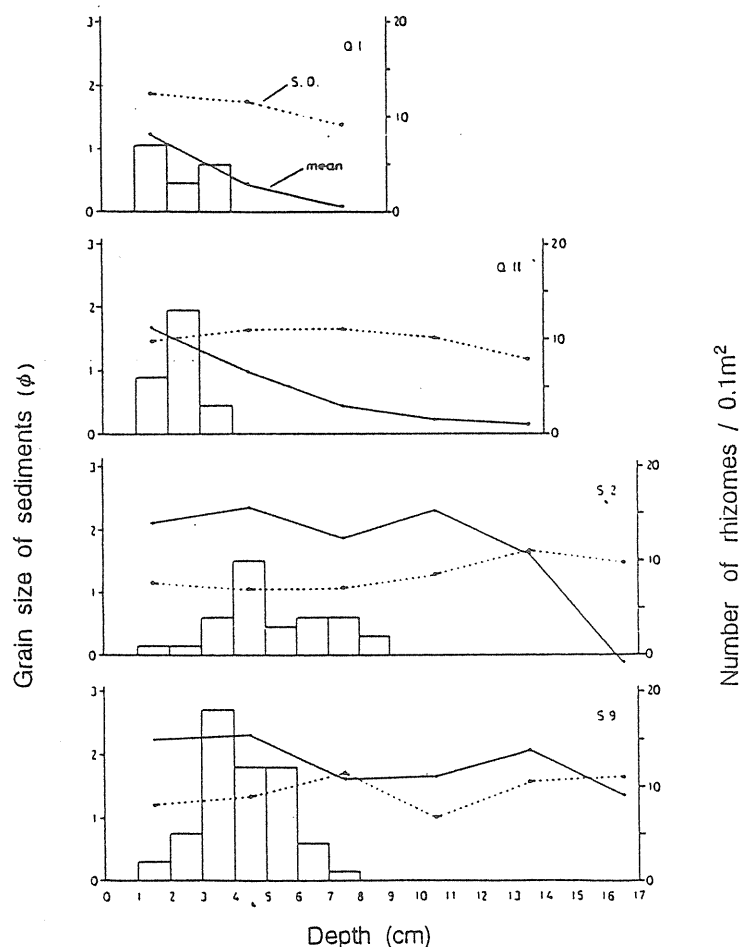


図2・4・13 チガヤの地下茎の密度と堆積物の粒径との関係。

棒グラフはチガヤの地下茎の密度、実線と破線はそれぞれ堆積物の平均粒径と淘汰度を示す。平均粒径は ϕ 値が大きいほど細粒であることを、また淘汰度は ϕ 値が小さいほど分級性が良いことを示す。

チガヤの地下茎は、平均粒径が中砂から細砂で分級性が良い堆積物の立地で高くなり、そのような堆積物が厚くなるほど地下茎が深くまで達していることが分かる(西山, 1988)。

一方、粗砂や細礫が卓越する砂礫堆の上流側ではチガヤは分布を拡大できず、カワラハハコなどが優占する群落が維持される。

iii) 変動

・河道の移動や流水による群落の破壊、新しい立地の形成とそこへの侵入(ツルヨシ群落、ヤナギタデ群落など)。

・種組成の可逆的な変化(アカメヤナギーカワヤナギ群落、カワラハハコーカワラヨモギーメマツヨイグサ群落等)。

変動した群落には、成立している場所が移動したものや、群落の種組成や遷移度が無方向的に変化したものがある。アカメヤナギーカワヤナギ林は優占種は変わらないが、その林床の構成種は洪水や増水に大きく影響を受けて変動するし、砂礫堆上流側のカワラハハコやカワラヨモギが優占する群落も、砂礫の埋没作用の強度の違いによって種組成が変動する。

3) 下流域における動態

沖積平野を構成する大きな地形単位は、中流から下流にかけて、扇状地、自然堤防地帯(蛇行帯)、三角州地帯と変化する。それに伴って河辺植生も大きく変化するが、関東地方以西では自然堤防地帯で、オギ、セイトカアワダチソウ、チガヤ等の優占する群落が高水敷を広く覆い、ツルヨシは少なくなりヨシが見られるようになる。

また三角州地帯ではヨシが卓越し、マコモ、ガマなどの抽水植物群落が広く成立するようになる。

ここでは、下流域の植生の優占種であるオギ、ヨシ、マコモ、更に帰化植物の中で最も目立つセイトカアワダチソウの種間関係と遷移について、江戸川河川敷における調査結果(沼田他, 1958)等を例にとって説明する。

a) 水位の違いによるすみわけと遷移

表2・4・2は出水時と平常時の水位とオギ、ヨシ、マコモの密度及び草丈の関係を示したものである。平常時の水位より低い立地でマコモが優占し、出水時の水位より高い立地でオギが優占する。

ヨシはその中間で優占し、両種と混生する場所も広い。この3種の帯状分布の形成過程を、Yamasaki & Tange(1981)が実験的に明らかにした結果を以下に述べる。

表2・4・2 江戸川河川敷における水位の変化とオギ、ヨシ、マコモの密度と草丈との関係(沼田他, 1958)

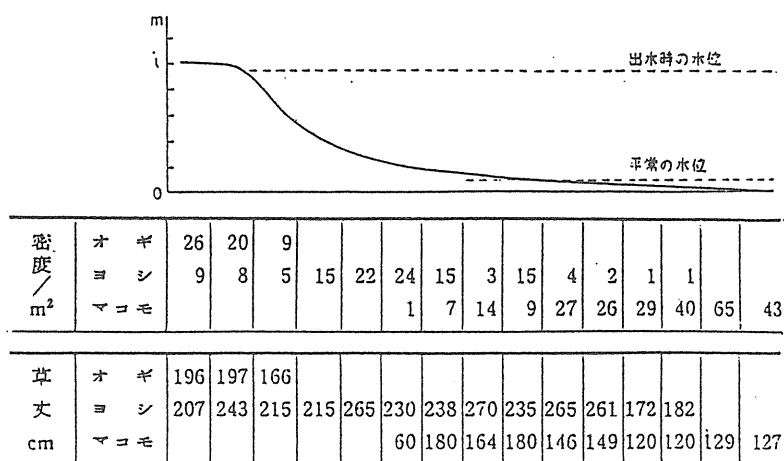


図2・4・14は3種の水位変化による密度と草丈の分布を示したものであり、水位0cmを境に左側が乾いている状態、右側が湛水状態にある。3種とも水位の深いところから乾燥した状態まで幅広い水分条件で別々に育てた場合には、最終的にはより乾燥状態で育てたシュートの生育が良かった。

マコモは湛水状態でのシュートの成長は早く頭打ちになるのに、乾燥した所では成長を続け、最終的には湛水状態の所のシュートより大きくなった。これは自然状態の個体群の分布と成長状態からは予想できない結果であった。

一方オギは、湛水状態では新しいシュートの出芽は

ほとんどなく、成長も著しく悪かった。しかし、これらの結果からだけでは3種の帯状分布を説明することはできない。

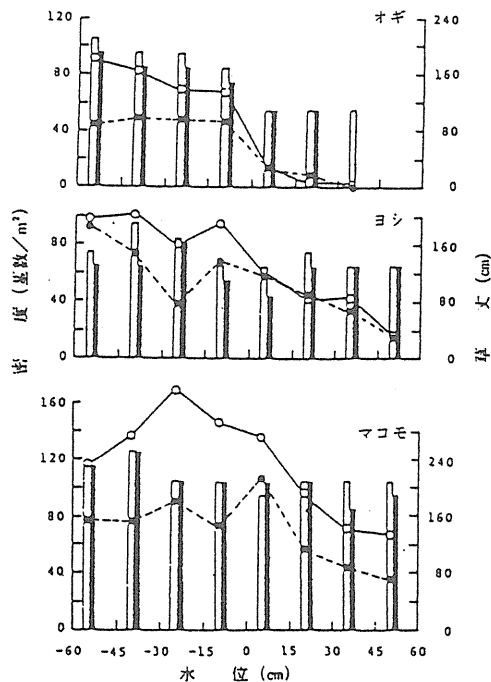


図2・4・14 マコモ、ヨシ、オギの水位の変化による密度と草丈の分布 (Yamasaki & Tange, 1981).
黒バー；1976年8月の草丈，白バー；1977年7月の草丈，黒丸；1976年8月の密度，白丸；1977年7月の密度。

4月の終わりから7月の終わりにかけてのマコモ、ヨシ、オギの推定現存量を図2・3・15に示す。別々に育てた場合には、生育後期の7月には3種のいずれもが、より乾燥した立地で生育が良いことが分かる。しかし、4月終わりから5月初めにかけての生育初期には、マコモは湛水状態で、オギはより乾燥状態で、ヨシはその中間で高い値を示した。

つまり、3種が混生した状態を考えた場合、4月から5月の時期にそれぞれの種が優占する場所で、混生している他の種を被圧することによって、競争に勝り、3種の帯状分布が確定していくものと推定できる。この3種のすみわけには、立地の水位が大きく影響し

ており、水位が変化することによって、遷移が進行すると考えられる。

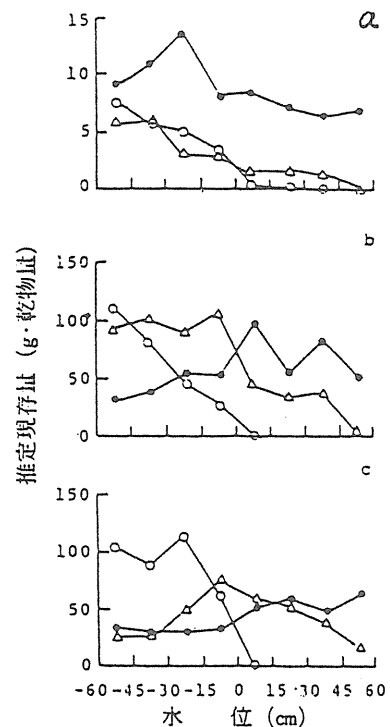


図2・4・15 マコモ、ヨシ、オギの水位の変化による推定現存量の変化 (Yamasaki & Tange 1981).
a；1977年7月終わり，b；1977年4月終わり，c；1978年5月初め，黒丸；マコモ，白三角；ヨシ，白丸；オギ。

b) 地下部でのすみわけと遷移の停滞

ヨシ、オギ、セイタカアワダチソウは、地下部ではかなり明瞭なすみわけが見られる。地下5 cmまではセイタカアワダチソウ、5～15 cmまではオギが優占し、ヨシの地下部は1 m以上の深さまで一様に分布している。しかも、この深さは種間関係によって変動しないことも観察されている。

しかし、表2・4・3に示したように、セイタカアワダチソウとオギの地下部の現存量には特異的な関係が見られ、オギが存在すればセイタカアワダチソウの地下部の現存量は半減し、オギの量が変化しても、その値は変化しない。

表2・4・3 セイタカアワダチソウとオギの現存量 (生重量g) の密度比による変化 (沼田他, 1958)

		刈取前密度/m ² (5月15日)	一ヶ月後の 萌芽率 (%)	二ヶ月後の 萌芽率 (%)			刈取前密度/m ² (6月15日)	一ヶ月後の 萌芽率 (%)	二ヶ月後の 萌芽率 (%)			刈取前密度/m ² (8月15日)	一ヶ月後の 萌芽率 (%)	二ヶ月後の 萌芽率 (%)
ヨ	シ	25	92.0	92.0	オ	ギ	28	50.0	57.1	ヨ	シ	20	30.0	30.0
オ	ギ	82	97.6	103.7	セ	タ	142	90.1	92.0	オ	ギ	14	35.1	35.1
セ	タ	15	100.0	200.0	ヨ	シ	273	83.5	92.0	セ	タ	48	50.3	55.0

このように地上部は互いに排除しあう関係にあっても、地下部にすみわけ関係が成立していれば、遷移の進行速度は遅くなると考えられる。

また、ヨシはオギの混在によって密度を減少させるが、オギはヨシが侵入してきても密度を減少させることはなく、小さいシュートを多数出すようになる。

一方、オギはヨシによって被圧されるが、その程度は小さく、むしろ水分条件の影響を強く受けるようである。

ヨシはオギの密度が高くなっても草丈の高いシュートは同じ高さを保ち、低いものはオギの圧迫を受けて、

丈が不揃いになっていく。このようにオギとヨシは反応の仕方は異なるものの、お互いに競合しあいながら生育しており、遷移は立地の水位の変化によって進行する。

以上のように下流域の植物群落は立地の水位によってすみわけが成立していることが多いが、群落内部に浮流物質などが堆積したり、逆に侵食されることによって立地の比高が変化する。このような河川の環境作用や人為的な攪乱作用によって遷移が進行するが、図2・4・16は淀川の下流域で観察された遷移系列の一例である（村岡他，1993）。

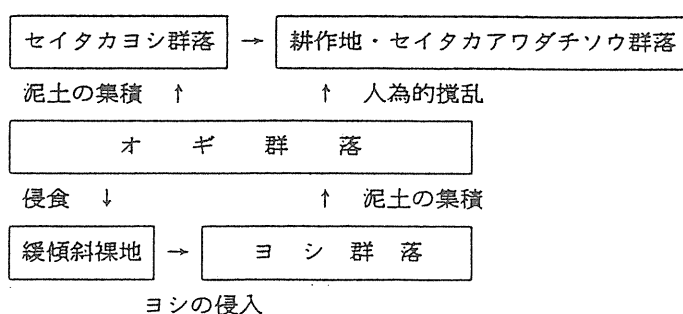


図2・4・16 淀川下流域の河辺植生の遷移系列
（村岡他，1993）

4) 人為的攪乱による遷移

a) 刈り取りによる遷移

刈り取りによる遷移の例としては、オギとセイトカアワダチソウの関係をあげることができる。オギとセイトカアワダチソウは、自然堤防などの中流域から下流域にかけての高水敷に大きな群落を形成し、混生することが多い。しかし、採草の激しいところではオギ

はしだいに姿を消し、セイトカアワダチソウにかわる（沼田他，1958）。

表2・4・4は、刈り取り後1ヶ月と2ヶ月における新しい芽生えの萌芽率を示したものである。セイトカアワダチソウの芽生えは、他の種よりも多く、刈り取りを繰り返すことによってセイトカアワダチソウの優占度が高まることが分かる。

表2・4・4 刈り取りがヨシ、オギ、セイトカアワダチソウの萌芽率に及ぼす影響
（沼田他，1958）

両者の 密度比	セイトカアワダチソウ				オギ				合計			
	地上部 全量	茎	葉	地下部 全量	地上部 全量	茎	葉	地下部 全量	地上部 全量	茎	葉	地下部 全量
148 : 0	3557	2361	1093	1939	0	0	0	0	3557	2361	1093	1937
102 : 31	2681	1589	1092	922	1486	1065	421	1626	4167	2654	1513	2548
123 : 46	1857	1143	714	970	1935	1530	405	5126	3792	2673	1119	6096
68 : 66	937	519	418	1012	4257	3200	1057	4404	5194	3719	1475	5416
0 : 62	0	0	0	0	3346	2520	826	4674	3346	2520	826	4674

b) 過窒素化に伴う遷移

日本の平野部にはほとんど大都市が発達しており、そこを流れる河川は当然のことながらその影響を被っている。つまり都市化に伴う自然環境の悪化であり、河川には大量の生活雑排水や、工場排水が流れ込む。水質の変化に伴い、栄養塩が増加するが、高等植物にとっては窒素含有量の増加が最も大きく影響する。

河床は植物にとって貧栄養な立地であり、そこに多数の種がバランスを保って生育している。しかし、栄

養塩が増加することによってそのバランスが崩れ、富栄養化された立地で旺盛に生育するわずかな種によって群落が多様化し、画一的で不安定なものになることが指摘されている（奥田，1978）。過窒素化に伴う植物群落の変化の例を図2・4・17に示す。

図2.4.18に多摩川流域における好窒素性植物の占める割合を示す。上流から下流に行くに従ってその割合が増加しているのが分かる。

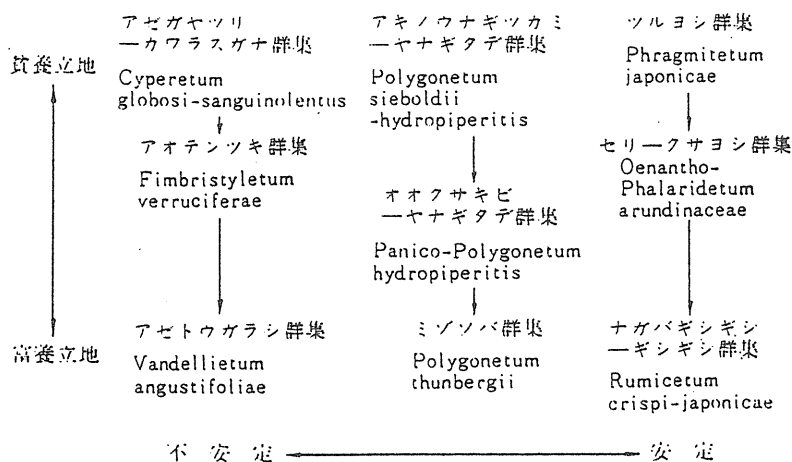


図2・4・17 過窒素化に伴う植物群落の変化の例（奥田，1978）

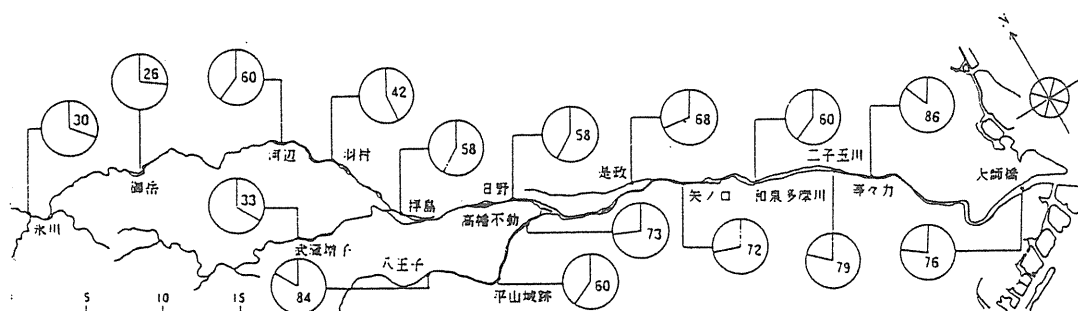


図2・4・18 多摩川流域の各地点における植物群落構成種に対する好窒素性植物の占める割合(%)
(奥田，1972)

c) 人為的攪乱による植生の退行

図2・4・19に関東平野における旧河道沿いの植生の退行モードを示す。奥田（1978）によると、下流部の肥沃な沖積地では、潜在自然植生としてゴマギ-ハンノキ群落やジャナギ-アカメヤナギ群落が成立すると思われる。これに人為的に不定期な伐採が加えられると、イヌコリヤナギ、タチヤナギ、カワヤナギ

などの低木林になる。

利根川沿いには、伐採後放牧に利用されているところが多いが、刈り取りや放牧の強度に応じて、かナムグラ-オギ群落、カモジグサ-ギシギシ群団、ハナウド群落などに退行する。場所によっては、セイタカアワダチソウやヨシが優占する群落が成立する。

耕作地にはカラスビシャク-ニシキソウ群落が成立

するが、耕作が停止され放棄されれば、アキノノゲシ－
 カナムグラ群集を経て、再びゴマギ－ハンノキ群集に
 遷移が進行すると考えられる。

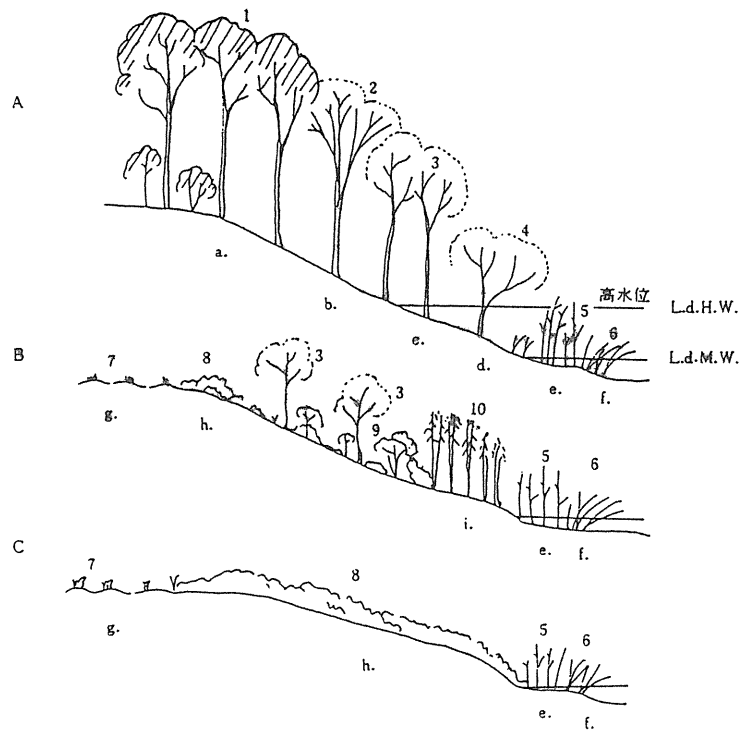


図2・4・19 関東平野における旧河道沿いの植生の退行模式（奥田，1978）

A；原（始）植生，B；不規則な人為的影響を受けた状態，C；強く人為的な影響を受けた状態。a；シラカシ群集，
 b；コクサギ－ケヤキ群集，c；ゴマギ－ハンノキ群集，d；ジャナギ－アカメヤナギ群集，e；ヨシ群落，
 f；ウキヤガヤ－マコモ群集，g；カラスビシャク－ニシキソウ群集，h；アキノノゲシ－カナムグラ群集，
 i；メダケ群落，1；シラカシ，2；ケヤキ，3；クヌギ，ハンノキ，4；アカメヤナギ，5；ヨシ，6；マコモ，
 7；カラスビシャク，8；カナムグラ，9；ニワトコ，10；メダケ。



1 ヨシノヤナギ、アカヤナギの高木林（四万十川）



4 カワヤナギ低木林（琵琶湖）



2 上高地のケショウヤナギ林（梓川）



5 イヌコリヤナギ低木林



3 ネコヤナギ低木林



6 長瀬の溪谷景観（埼玉県荒川）



7 河口部のヨシ群落（四万十川）



10 西日本に多い帰化植物セイヨウカラシナ群落（琵琶湖）



8 河辺湿地ヤナギ林下のノウルシ群落（琵琶湖）



11 河川の攪乱で増大するセイタカアワダチソウ群落（荒川下流）



9 河辺湿地サクラソウ群落（荒川田島ヶ原）



12 最近拡大急なアレチウリ群落（荒川下流）



13 河原の代表的群落、カワラハハコ群落



16 河原の代表種カワラナデシコ



14 扇状地河原のカワラナデシコ－カワラヨモギ群落



17 河原の代表種カワラサイコ



15 扇状地河原のメマツヨイグサ群落



18 一年生草本群落のヤナギタデ群落（赤色）



19 河川上・中流の代表種ツルヨシ



22 ヨシ群落



20 ツルヨシ群落



23 河川下流の代表種オギ



21 河川下流の代表種ヨシ



24 河川中流の代表種ススキ

2. 5 洪水時の植生の破壊について

河川では、平水時に流水のない場所において、それぞれ土壌、地下水の条件に合った植生が盛んに生育しようとする。しかし、一旦洪水が生じれば、植生の繁茂区域にも流水が及び、その流水に耐えられない植生は破壊されたり傷められてその後衰退することになったりする。河川での植生の生態はまさに流況（流量時系列）、すなわち洪水の頻度、規模に左右されているといえる。こうした性状は写真2・5・1（p.53参照）に示すような神通川西派川の植物の繁茂（この分派部ではここ25年間ほど水が流れていない）と本川部の

扇状地河川特有の貧相な植生の比較によっても知られるし、ダム建設によって洪水頻度の減少した河道の航空写真の比較によっても容易に推測される。図2・5・1は手取川の規模別洪水頻度の経年変化を調べた例、写真2・5・2（p.53参照）は河道の様子を航空写真で比較した例で、洪水頻度の減少がとくに扇状地河川では植生繁茂にかかわっていることが推測される。

以上のことより、平水時における植生の成長特性を知ること、洪水時の植生の破壊特性を知ることによって、任意の流況に対する植生の動態をおさえることが可能となるものと期待される。ここでは、洪水時の植生の破壊について、破壊形態及び破壊の定量的評価について既往の研究を述べる。

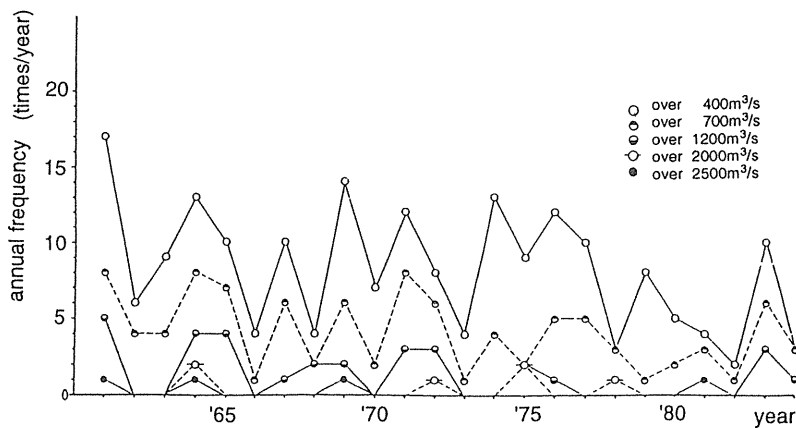


図2・5・1 手取川規模別出水頻度の経年変化

2.5.1 洪水時の植生の破壊形態の整理

洪水が植生に及ぼす破壊作用は概略的には以下のよう分類される（猶原，1945；Hosner，1960；石川（小真），1991）。

(1) 直接的な流水の作用によるもの

(1-1) 植物が流れによって受ける流体力によって、変形、倒伏さらには根こそぎ剥ぎ取られて流失するといった物理的破壊。

(1-2) 沈水状態による光合成や呼吸といった植物体の生理的活性度への悪影響による生理的破壊。

(2) 土砂移動による河床、河岸の変動作用によるもの

(2-1) 植物群落内への土砂堆積による植物体の埋没による破壊。

(2-2) 植物群落内の土壌侵食による植物体の倒伏、流失。

(3) 直接的な土砂流送の作用によるもの

(3-1) 土砂による衝撃力による物理的破壊。

もちろんこれらはそれぞれ独立して生じるものではなく常に複合して生じるものであるが、それぞれの作用に対する植生の応答を整理することが、植生の破壊特性の理解につながる。

一口に植生といっても、木本類、草本類といった分類のほか、形態が様々に異なったり、根系の状態も異なる。したがって、植物種によって破壊作用に対する抵抗性は上記のそれぞれの作用に対して様々に異なったものとなるが、植物の形態を地上部、根系の形態と分け、それぞれの作用に対する耐破壊特性を理解するのが便利であろう。

植物の地上部の形態は、流れによる流体力を左右する。地上部の形態としては、植物のシルエット、葉の付き方、群落の密生度、剛性といった量が重要で、これらによって流れから受ける流体力が決定されるとともに、土砂移動の際に重要となる植物に被覆された砂面に働くせん断力をも決定する。

一方、根系の形態は、地上部の植生に働く流体力による転倒に対して抵抗する力を決定するとともに、土壌侵食が生じた場合の植物体及び土壌の流失現象を支配する。

2.5.2 地上部の植物体に作用する流体力

地上部の植物体に作用する流体力は、植物のシルエット、葉の付き方、群落の密生度、剛性、外力としての流体流速によって決まる。

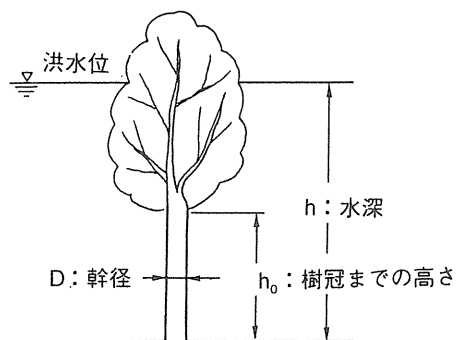


図2・5・2 樹木のシルエットの想定

植物のシルエットは、例えば樹木を考えた場合、水位が樹冠部分にまで至るか否かによって大きく異なることから、流体力を左右する重要な要素となる。図2・5・2のようなシルエットを有する樹木に対して、樹木全体に作用する力を幹部と樹幹部に分けて取り扱い、それぞれによる外力モーメントを算出してたしあわせることが提案されている（建設省治水課，1994）。それぞれの流体力を求める際、幹部については形状が比較的単純であることから、単円柱としての取り扱いが可能であるが、樹冠部については、葉が生い茂り、この部分に働く流体力 F の評価が、比較的難しい。文献（建設省治水課，1994）では、樹冠部での水位以下の枝の総投影面積 S を用い、

$$F = \frac{1}{2} \rho C_u S U^2 \quad (2.5.1)$$

とすることを提案している。ここで、 ρ ：水の密度、 U ：代表流速、 C_u ：投影面積 S 全体に対する抗力係数であり、単位体積当たりの枝葉の存在体積（葉の密生度、無次元であり、1.3節での植生密度の定義と異なることに注意） Λ に対して、実験結果にもとづき図2・5・3のように変化するものとしている。石川(忠)(1994)はカワヤナギを対象として、葉部の抵抗が枝

部に対して十分に大きいこと、葉部の抵抗は葉の枚数に比例することを実験的に見だし、葉一枚の抵抗特性を調べるとともに、全体の抵抗は葉一枚の抵抗に葉の枚数をかけ合わせればよいとしている。以上のような、樹冠部に働く流体力の決定法の違いは、現象をどのような空間スケールでみるかという違いの表れであるが、樹冠の内部構造特性が抵抗特性に大きく影響する以上、個々の葉や枝の抵抗評価から総合していく手法も考えておくことが重要と思われるが、個々の要素の働く抵抗がどの程度まで算術加算できるかは検討を要する。

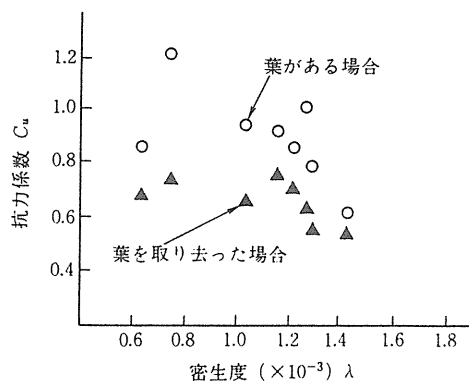


図2・5・3 葉の密生度 Λ に対する抗力係数 C_u の変化（建設省治水課，1994）

群落の密生度は、上記のような個々の植物の特性とあいまって、群落としての抵抗特性を規定する。厳密には、河道内での群落の配置も流体流速の決定には影響するがこれについては後述する。群落内流れに対して、先ほどの議論よりさらにマクロな視点から、群落を均質な透水層とみなし、そこでの流体塊の力の釣り合いは次のように書け、これより流体流速 U が見積もられる。

$$\rho g h I_e = \left(\frac{1}{2} \rho C_D D h_0 U^2 + N_L F_L \right) N_0 \quad (2.5.2)$$

ここで、 g ：重力加速度、 h ：水深、 I_e ：エネルギー勾配、 C_D ：幹部の抗力係数、 D ：幹部の直径、 h_0 ：枝下高、 N_L ：樹木1本あたりの葉数、 F_L ：葉1枚あたりの摩擦抵抗、 N_0 ：単位面積当たりの植生本数である。また、底面でのせん断力を植生による形状抵抗に比べて小さいとして無視している。

群落の密生度は、洪水時の植物体へのゴミ（流下物）の付着にも影響する。北川・島谷・小栗（1988）によると図2・5・4に示すように、樹木間隔が1 m以下の場合にはすべての樹木で、4 m以下の場合には3分

の2以上の樹木でゴミによる閉鎖が生じていることを報告している。ゴミによって閉鎖された面積を流体に対する遮蔽面積とし、さらにそれに応じた適当な抗力係数を用いることで、ゴミによる閉塞の効果を取り入れることも提案されている（建設省治水課，1994）。

ゴミによる閉塞は、植物体に作用する流体力を急激に上昇させるため重要であるが、ゴミの付着程度は群落の内部と境界で異なるだろうし、さらに群落の配置によっても変化するものと考えられ、今後その付着過程とともに詳細な検討が必要である。

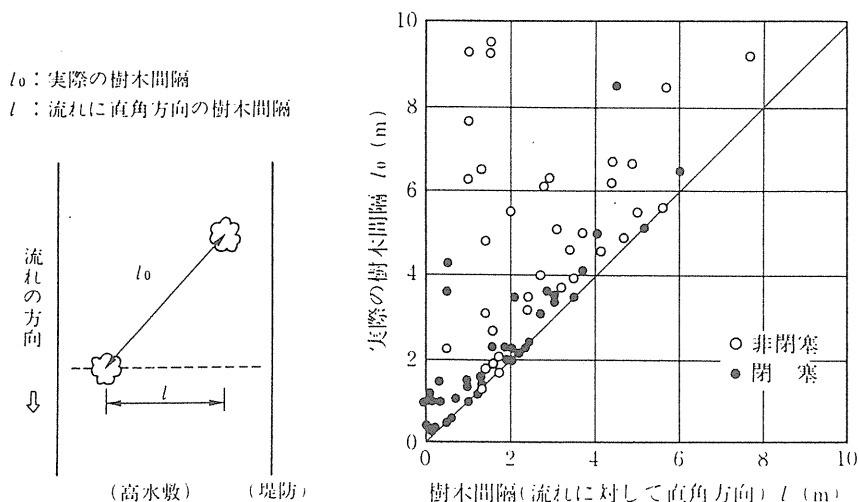


図2・5・4 樹木間隔とゴミによる閉塞との関係（北川・島谷・小栗，1988）

一方、植物体の剛性によっては、流体力により植物体自身が変形し、流れに対する植物体の遮蔽面積を減じたり、流体力の減少が生じたりすることもある。中川・辻本・北村・藤井（1995）は直立性の草本類を対象とし、植物体の変形を弾性変形を仮定した片持ち梁としての有限変形とした解析を行ない、さらに流れ場を乱流モデルによって表現し、流速分布も考慮して、群落を形成している状態での植物体の変形量と流れの強さの関係を求めている。

ところで、以上の研究では流体流速は一定であるとして流体力を求めているが、植生が側岸や流路中央部に縦断方向に長い群落を形成していると、第1.3節で説明されたような群落境界付近では低周波のかなり強い流速変動が生じることが知られている。こうした変動によると思われる植生の倒伏も観察されており（石川，1994），今後、変動流速を考慮した流体力の評価も必要である。

2.5.3 植物体の永久変形と根元での折れ破壊

上述したような地上部の植物体に作用する流体力によって、植物体の変形が弾性変形の範囲を超えると、

植物体には永久変形が生じる。こうした永久変形に関する調査、検討は今のところ見当たらない。植物体の終局強度を超えるような曲げ応力が作用した場合、植物体は折れ破壊を生じる。石川（1994）は現地観測から折れ破壊が生じるのは根元部であることを確認し、根元での折れ破壊の条件を次式によって検討している。

$$M \geq \frac{2I}{D} \sigma \quad (2.5.3)$$

ここで、 M ：植物体に作用する流体力による植物の根元での曲げモーメント、 I ：幹の断面2次モーメント、 D ：幹の直径、 σ ：幹の終局強度である。さらに、カワヤナギを対象として、引張圧縮試験装置を用いた測定から幹の終局強度を図2・5・5のように得るとともに、観測にもとづき、樹木の規模と葉の量、幹の直径等の回帰式を求め、これらをもとに図2・5・6のように、 F_d ($F_d = N_L L / D$, N_L ：葉の枚数、 L ：流水抵抗の作用点で、樹冠の中心から幹の根元までの長さ) というパラメータと折れ破壊の限界流速 v_l の関係をj

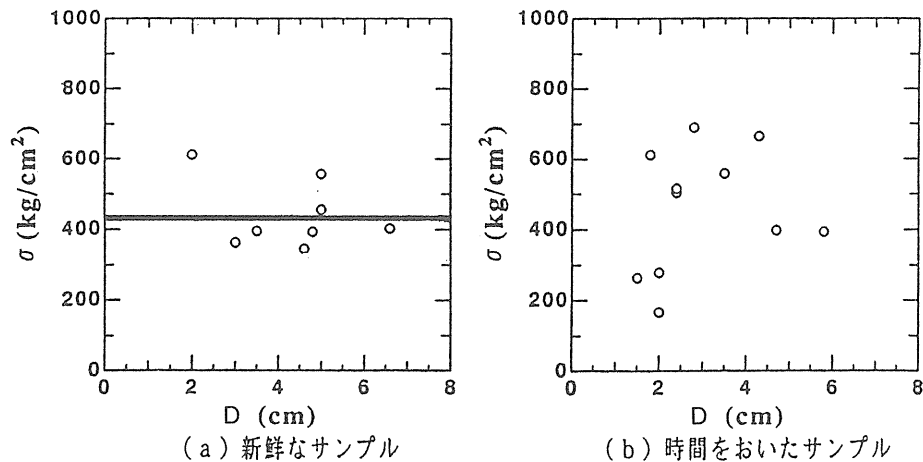


図2・5・5 樹木の幹の直径と終局強度との関係（石川，1994）

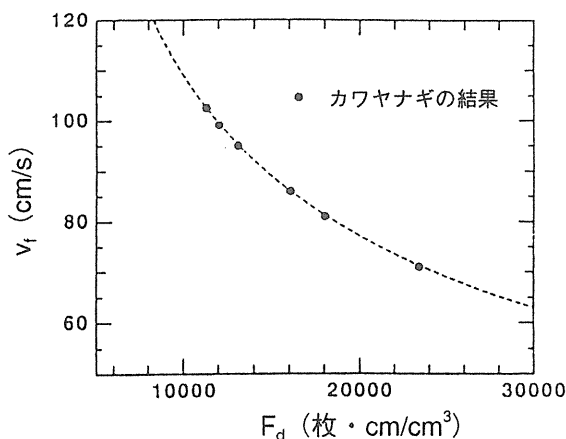


図2・5・6 折れ破壊流速 v_f とパラメータ F_d との関係（石川，1994）

2.5.4 根系の抵抗力

地上部の植物体に働く流体力に抵抗する根系の作用には、根系の形態により2つの異なった作用が期待される。一つは、一般的な樹木が有する根系に期待される作用として、根系が根鉢と一体となって、すべり面でのせん断に抵抗する作用である（野々田・林・川辺，1993；建設省治水課，1994）。植生に作用する流体力によるモーメントがこの抵抗力を上回った場合、植生は根こそぎ倒伏し、さらに、流水の勢いがあれば、植生は流失して流木化する。もう一つは、竹林、オギなどのように地下茎という形態を有する根系に期待される作用で、地下茎は仮に周囲の土壌が洗掘されたり、地上部の植生が倒伏しても、それらが流出するのをくい止めている。一般的な樹木が根こそぎ倒伏して流出

し、根の抜けた穴からさらに土壌侵食が進行していくのと比べ、地下茎を有する植生ではそうした現象をある程度くい止められることが期待される（福岡・渡辺・新井田・佐藤，1994）。

地上部の植物体に作用する流体力に対して一般的な樹木が有する根系によって、抵抗する樹木の倒伏限界モーメントは次式を用いて算出すればよい（建設省治水課，1994）とされている。

$$M_c = aD^2 \quad (2.5.4)$$

ここで、 M_c ：倒伏限界モーメント（kgfm）、 D ：樹木の胸高直径（cm）、 a ：定数であり、定数 a は引き倒し試験の結果を用いて定めるものとし、図2・5・7のように実河川の樹木に対して試験を行っている。この式では、倒伏限界モーメントが樹木の直径に規定されることになるが、これは樹木の直径と根鉢の半径にはほぼ一意的な関係が認められるためである（図2・5・8）。こうした根系による倒伏に対する抵抗の力学機構の研究は林学分野でのわずかな検討（野々田・林・川辺，1993）を除いてほとんど行われておらず、現在のところその評価は経験的方法に頼らざるを得ない。

オギやヨシの地下茎による侵食防止作用について、福岡・渡辺・新井田・佐藤（1994）は、河岸侵食が生じた場合でも、オギは地下茎の作用によって河岸がひさし状の形状を保ち、それが河岸を引き続く侵食から防いでいることを現地観測によって見出した。オギの地下茎によるひさし状河岸はオギの地下茎の引っ張り力が植生に作用する流体力を上回る限り保持される。彼らは、独自に開発した現位置引張り試験機を用い、

オギやヨシの地下茎の引っ張り強度求めるとともに、
植生に働く流体力との比較から、河岸の破壊限界流速

をひさし状河岸の張り出し長さや水没水深との関係を
調べている（第3.4節参照）。

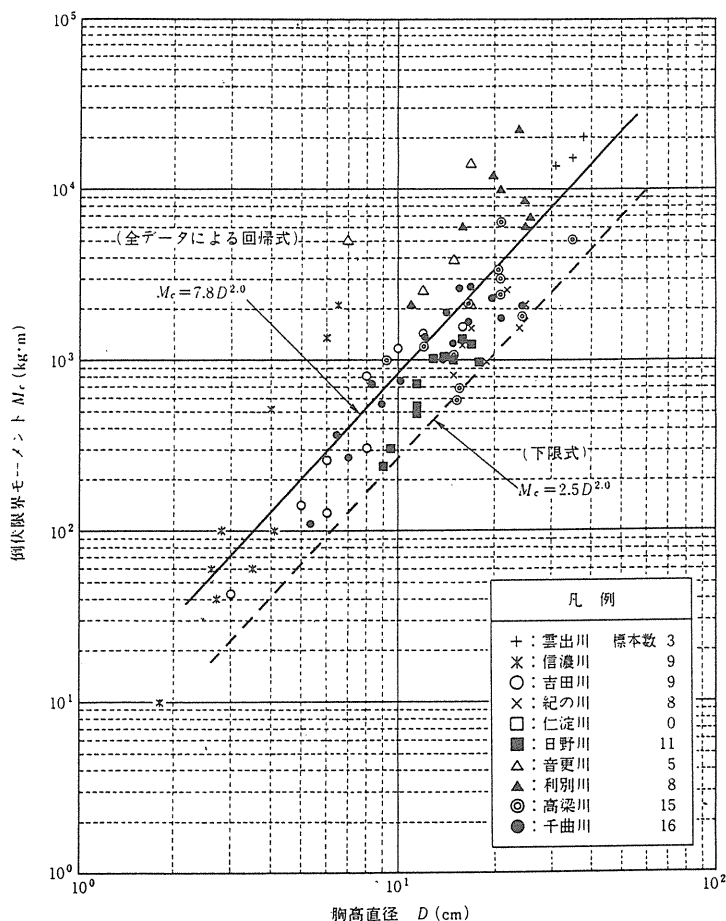


図2・5・7 実河川の河道内樹木の引き倒し試験から得られた
倒伏限界モーメントと樹木の直径との関係
(建設省治水課，1994)

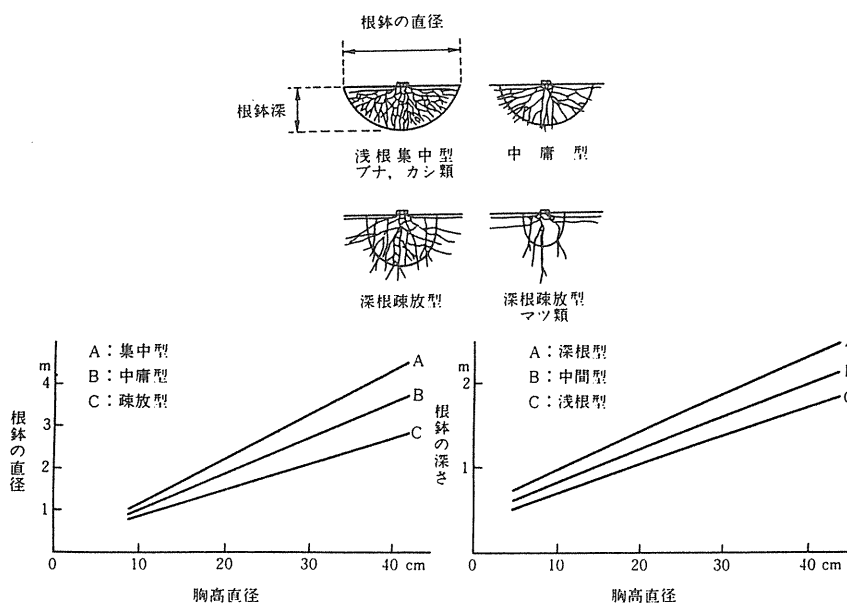


図2・5・8 樹木の直径と根鉢の半径との関係（建設省治水課，1994）

2.5.5 土砂移動による河床・河岸変動による植物体の破壊

植生によって被覆された砂面の土砂移動については、地上部の植物体によって影響を受ける流れが基礎事象となる。この形状抵抗のために、全抵抗は植物がない場合よりも大きくなるが、砂面に働くせん断力は植生の形状抵抗の分だけ全抵抗より小さいものとなり、土砂移動が抑制される。清水・辻本・中川（1992）は植生の形状抵抗を考慮した k - ϵ 乱流モデルを用い、植生に覆われた路床上流れにおける平均流速、Reynolds 応力分布の計算を可能にした。辻本（1994）は実植

生上での流速計測とこれらの計算結果の比較（図2・5・9）から、実植生の等価密生度を推定して、実植生を有する砂面の土砂移動抑制効果の定量的評価を行っている。すなわち実植生上の流れの解析と計算結果が対応するように等価密生度を評価、計算によって例えばエネルギー勾配一定の条件で流量を変えた計算より、流量に対する水深と路床に作用する掃流力の変化を求めている（図2・5・10）。後者と路床材料の粒径より植生層下の砂面が移動限界以上か否か判断できる。図2・5・10では計算された掃流力を移動限界とする砂の粒径 d_c も縦軸に示した。

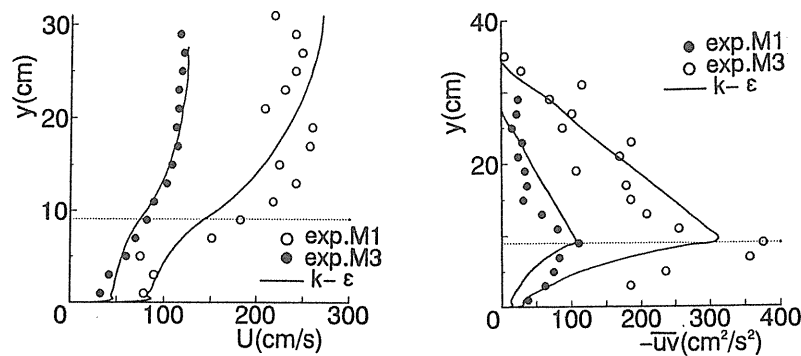
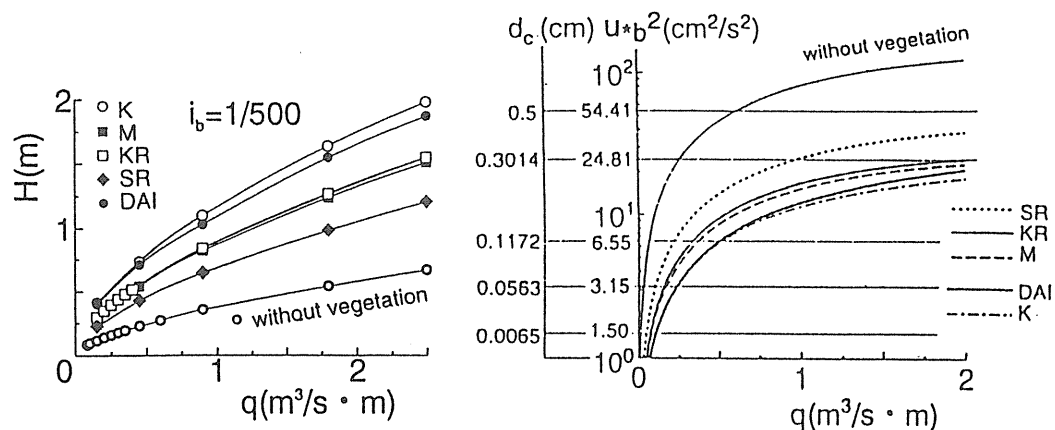


図2・5・9 実植生上の流速分布とレイノルズ応力分布の実測例（辻本，1994）



Case	KR	SR	DAI	K	L
K (cm)	10.0	8.0	20.0	13.0	9.0
$C_D \lambda$ (cm ⁻¹)	0.011	0.004	0.013	0.040	0.015

図2・5・10 植生上の流れの抵抗と路床掃流力と流量との関係（辻本，1994）

上記では植生がある程度密生して、植生層内の流れが均質になっている状況を想定しているが、樹木が孤立していると個々の樹木による局所流が強く、樹木の前面での下降流が作る馬蹄形渦により局所洗掘を生じる場合がある。樹木根元の渦径は樹木径のオーダーでそのオーダーの洗掘深さが現われて、場合によっては根ごと洗い流される場合もある。橋脚についての局所洗掘深 z_s についての実験式の例をあげると、

$$z_s = 1.5D \quad (h/D > \approx 2); \quad z_s = 0.8h \quad (h/D < \approx 2) \\ (2.5.5)$$

である（例えば吉川，1985；中川・辻本，1986）。

土砂堆積、侵食はこうした流れの特性だけでなく、ある領域における流入土砂量の影響も受けるし、さらに、植生の群落配置によっても変化する。側岸部に植生が存在するような場合には植生群落内流れと主流部の流れとの間の運動量、質量混合により、砂礫は掃流状態、浮遊状態ともに植生群落内に持ち込まれ堆積することが実験によって見出だされるとともに、解析的記述がなされている（池田・太田，1992；辻本・北村・中川，1994）。

こうした植物体の存在によって影響を受けた流れとそれによる土砂輸送によって、堆積、侵食が生じた場合、堆積量がある程度を越えれば、植物体が埋没して破壊に至る。どの程度の埋没で植生が破壊されるのかはよくわかっていないが、ヤナギ類やツルヨシは土砂による埋没にはある程度耐えることができるようである（石川，1991）。また、侵食が生じた場合、植生が破壊に至るかは根系の形態によっているようである。侵食量が植生の根の深さを越えてしまえば、植生は流出し、侵食がさらに進行することとなるが、地下茎による植生流失防止効果が働けば、植生の破壊はある程

度でくい止められる。また、芝の耐侵食性を検討した福岡・藤田・加藤・森田（1987）の研究によれば、芝の地上部における流れに対する流体抵抗は小さく通水初期には侵食速度はかなり速いが、侵食が進行するとともに侵食速度は軽減する。これは、侵食によって洗れた根が流れに対して形状抵抗として作用するためと考えられている。

2.5.6 冠水に対する植物の強さ

植生に作用する流体力による物理的な破壊を免れた植生も、洪水継続時間が長引けば、冠水による生理的ダメージを受け、破壊に至る場合もある。

こういった現象については、生物学の知識が欠かせないものであるが、例えば、近藤・福沢・高橋（1986）は冠水現象を被る恐れのある空間の緑化に適する植物を探るという目的から、濁水・流水条件下における植生の冠水抵抗性を実験的に検討している。その結果、芝類やツゲ等の灌木、ヨシ等の水生植物のうちの数種類が65～85日間の水没に耐えることが明らかにされているがこうした知識の集積が望まれる（第4.3節参照）。

2.5.7 土砂の衝撃力による破壊

土砂の衝撃によって、植物が破壊されるのは土石流などの大規模な土砂流の場合がほとんどである。矢澤・水山・福本（1987）、水山・石川（1988）は土石流の研究との関連からこうした現象を検討している。土石流が問題となる場所以外では、こうした効果は小さい。



写真2・5・1 神通川分派部（建設省富山工事事務所提供）

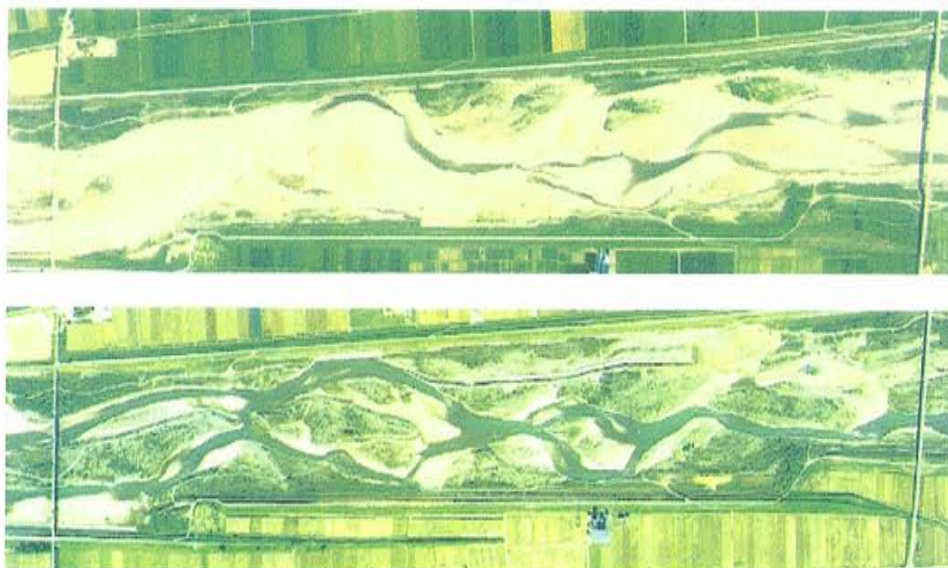


写真2・5・2 手取川の河道内植生の変化（1984年と1989年の比較，
建設省金沢工事事務所提供）

参考文献

- 相沢陽一 (1977) : 信濃川をとりまく植物. 新潟の自然, 3, pp.107-112.
- 青砥雄子 (1969) : 相模川河辺植生の植物群落学的研究第一報. ソニー厚木学園研究紀要, 3, pp.96-102. 7 Tabs.
- 安成哲三 (1991) : 「地球温暖化」と生物圏. 遺伝, 45(8), pp.23-28.
- 旭川宮林局 (1974) : 石狩川源流地域の概要 大雪事業区. pp.1-7. 1 Map.
- Begemann, W. & Schiechtle H.M. (1994) : Ingenieur Biologie. Handbuch zum ökologischen Wasser- und Erdbau. 203pp. Bauverlag GMBH.
- 越前谷 康 (1976) : 秋田県玉川におけるハルニレ林とその立地. 秋田自然史研究, 7, pp.1-6.
- 榎本 敬・中川恭二郎 (1977) : セイタカアワダチソウに関する生態学的研究. 第1報種子および地下茎からの生長. 雑草研究, 22, pp.26-31.
- 藤田正憲・古川憲治・岩堀恵祐・池 道彦 (1993) : 水路と植物を利用した河川水質浄化に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第2集), pp.231-256. 河川環境管理財団.
- 福嶋 司 (1991) : 多摩川流域の生態学的環境指標策定のための手法開発. 208pp.
- Gerhard Wiegand & Kadono Yasuro (1988) : Composition, structure and distribution of plant communities in Japanese rivers. Bot. Jahrb. Syst. 110, pp.47-77.
- Gill, C.J. (1970) : The flooding tolerance of woody species - A review. Forest. Abstr., 31, pp.671-688.
- 後藤稔治 (1988) : 木曽川下流・八開村藤ヶ瀬におけるケイヌビエ群落について. 岐阜県生物教育, 32, pp.1-10.
- Hall, T.F. & Smith, G.E. (1955) : Effect of flooding on woody plants, West Sandy Dewatering Project, Kentucky Reservoir. J. Forest., 53, pp.281-285.
- 塙 順 (1976) : 奥入瀬川の植生 (2). 国道102号自然環境調査-昭和51年度報告書-, pp.1-21.
- 波田善夫 (1972) : 瀬野川の河床植生. 広島大学生物学会誌, 39, pp.18-21. 1 Tab.
- 服部 保 (1987) : 水辺の保全. 生活空間におけるウォーターフロントの再評価に関する研究. pp.38-42. 21世紀ひょうご創造協会.
- 服部 保・武田義明・浅見佳世・赤松弘治・大山雄三 (1990) : 河川草地群落の生態学的研究 (予報)-河川緑地の問題点と望ましい野草群落-. 神大教育研究集録, 85, pp.1-8.
- 服部 保・武田義明 (1991) : 淀川河川公園の野草地区における望ましい野草群落の育成および管理方法に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.105-120. 河川環境管理財団.
- 服部 保・赤松弘治・浅見佳世・武田義明 (1993) : 河川草地群落の生態学的研究. セイタカアワダチソウ群落の発達および種類組成におよぼす刈り取りの影響. 人と自然, 2, pp.105-118.
- 春木雅寛・伊藤浩司 (1986) : ケシヨウヤナギの環境保全学的研究 (Ⅱ)-幼樹木の生産構造と器官の現存量-. 日林論, 97, pp.283-284.
- Hiratsuka Akira (1985) : Germination in the amphicarpic annual Polygonum hydropiper(L.). Ecological Review, 20(4), pp.279-284.
- 広瀬忠樹・平塚 明 (1994) : 河辺植生の成立と維持の機構. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.49-75. 河川環境管理財団.
- Hosner, J.F. (1960) : Relative tolerance to complete inundation of fourteen bottomland tree species. Fore. Sci., 6, pp.246-251.
- 生井兵治・鷺谷いづみ・丹羽 勝・蒲谷 肇・大沢 良 (1993) : 荒川中流河川敷の特別天然記念物田島ヶ原サクラソウ群落の保全的管理のための基礎的研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第2集), pp.197-209. 河川環境管理財団.
- 猪谷富雄・肱元茂善 (1978) : セイタカアワダチソウに関する生態学的研究. 生育と土壌反応との関係. 雑草研究, 23, pp.165-169.
- 井上 浩・穴水京子・石川秀治 (1976) : 奥入瀬溪谷のコケ植物. 国道102号自然環境調査-昭和51年度報告書-, pp.22-40.
- 井上 守 (1971) : 岩木川原下流の川原の植物群落について. 県生物学会発表資料, 10pp. 2 Maps.
- 井上由扶・谷口信一 (1955) : 林分構成. 石狩川源流原生林総合調査報告書, pp.71-161.
- Ishikawa, S. (1983) : Ecological studies on the floodplain vegetation in the Tohoku and Hokkaido Districts, Japan. Ecol. Rev., 20(2), pp.73-114.
- Ishikawa Shingo (1988) : Floodplain vegetation of the Shimanto River in Shikoku, Japan I. Arrangement of the main plant communities developing on the bars in the lower course.

- Memoirs of the Faculty of Science of the Kochi University, D (Biology) (9), pp.25-31.
- Ishikawa Shingo & WATANABE Naoshi (1986): An ecological study on the sciadopitys verticillata forest and other natural forests of Mt. Irazu, southern Shikoku, Japan. Memories of the faculty of science of the Kochi university, D (Biology) (7), pp.63-75.
- Ishikawa Shingo (1987): Ecological studies on the Willow communities on the Satsunai river floodplain, Hokkaido, with special reference to the Development of the Chosenia arbutifolia forest. Memoris of the faculty of science of the Kochi university, D (Biology) (8), pp.57-67.
- Ishikawa, S. (1994): Seedling growth traits of three salicaceous species under different conditions of soil and water level. Ecol. Rev., 23, pp.1-6.
- 石川慎吾 (1982): 東北地方の河辺に発達するヤナギ林について. 高知大学学術研究報告, 31 (自然科学), pp.1-10. 2 Tabs.
- 石川慎吾 (1982): 東北地方のヤナギ類. 植物と自然, 16(6), pp.23-24.
- 石川慎吾 (1980): 北海道地方の河辺に発達するヤナギ林について. 高知大学学術研究報告, 29 (自然科学), pp.73-78. 2 Tabs.
- 石川慎吾 (1988): 揖斐川の河辺植生 I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境. 日生態会誌, 38, pp.73-84.
- 石川慎吾 (1991): 揖斐川の河辺植生 II. 扇状地域の砂礫堆上の植生動態. 日生態会誌, 41, pp.31-43.
- 石川慎吾・石田明儀 (1986): 仁淀川下流域の砂礫堆にみられる植物群落. 高知大学学術研究報告, 34 (自然科学), pp.265-276.
- 石川忠晴 (1994): 灌木水制に関する基礎的研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.77-87. 河川環境管理財団.
- 環境庁自然保護局編 (1987): 植物目録. 740pp. 大蔵省印刷局.
- 海堀正博 (1992): 広島県加計町における最近の土砂災害と治山・砂防ダムの状況. 植物の群集構造に及ぼす治水設備の影響の研究, pp.13-24.
- 香川 匠 (1941): 河畔樹林の群落学的研究. 生態学研究, 7, pp.89-107.
- Kamada Mahito & Nakagoshi Nobukazu (1993): Pine forest structure in a human dominated landscape system in Korea. Ecological Research, 8, pp.35-46.
- 加藤辰典・太田英利 (1993): 日本の絶滅危惧生物. 197pp. 保育社.
- 建設省関東地方建設局 (1976): 荒川. 44pp.
- 建設省河川局 (1977): 生態環境調査. 改訂建設省河川砂防技術基準 (案) 調査編, pp.527-543.
- 建設省河川局編 (1989): 調べてみよう私たちの川ー川原の植物群落の簡易調査法ー. 36pp.
- 建設省霞ヶ浦工事事務所 (1980): 霞ヶ浦の生物. 174pp.
- 建設省土木研究所 (1994): 河道特性による植物群落の分類ー利根川と鬼怒川を事例としてー. 110pp.
- 吉良龍夫 (1948): 温量指数による垂直的な気候帯のわかちかたについて. 寒地農学, 2(2), pp.143-173.
- 小林圭介・村長昭義・北村敏子・蓮沼 修 (1992): 愛知川河畔林と整備計画について. 滋賀自然環境会誌, 4, pp.1-26.
- 小清水卓二 (1975): 紀の川上流のカワノリ. 紀の川上流地域自然環境調査報告書. pp.23-30.
- Kozlowski, T.T. (1984): Response of woody plants to flooding. In "Flooding and plant growth" ed. Kozlowski, T.T. pp. 129-163. Academic Press, San Diego.
- 倉本 宣 (1984): 定置区における植生の変化. 2) 秋川市小川における状況. 増水による河辺植生および立地変化と復元に関する研究, pp.119-133.
- 栗田竹雄 (1959): 荒川中流の洪水について. 秩父自然科学博物館研究報告, 9, pp.15-29.
- 牧田肇・菊池多賀夫・三浦修・菅原啓 (1976): 丘陵地河辺のハンノキ林・ハルニレ林とその立地にかかわる地形. 東北地理, 28, pp.83-93.
- 松岡清久・端山重男・中村武久・榎田信也 (1979): セイタカアワダチソウの対策研究. 56pp. 日本科学協会.
- 南川 幸 (1973): 矢作川流域の現存植生調査報告書. 愛知県中部植生研究グループ, 57pp. 26 Tabs.
- 南川 幸 (1963): 矢作川水系河原植物群落の植物群落生態学的研究. 矢作川の自然, pp.188-219.
- Minamikawa Miyuki (1979): Phytosociological studies of the vegetation on the dry beds of the River Nagara and its tributaries. Vegetation und Landschaft Japans, 16, pp.281-288. 4 Tabs.
- 三島次郎 (1991): 河川・河原の昆虫類の分布と生息条件ー虫たちの住む河川・河原作りのための基礎研究. ー河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.

- 25-44. 河川環境管理財団.
- 三輪利英・榊原和彦・長沢小太郎・土山和夫・藤墳忠司 (1991): 河川のイメージを生かした景観整備のあり方に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.71-84. 河川環境管理財団.
- 宮本水文 (1984): 水域植物群落の変化と保護. *Nature Study*, 30(11), pp.122-126.
- 宮脇 昭・新井洋一・飯村優子・大場達之・鈴木邦雄 (1982): 土木工学大系 3 自然環境編 (Ⅱ) 植生と開発保全. 338pp. 彰国社.
- 宮脇 昭・奥田重俊・望月隆夫 編 (1978): 日本植生便覧. 850pp. 至文堂.
- 村上雄秀 (1986): 横浜市内河川の河辺植生. 横浜の川と海の生物 (第4報). pp.125-150. 横浜市公害対策局.
- 村上雄秀 (1986): 横浜市内河川の沈水植物. 横浜の川と海の生物 (第4報). pp.151-153. 横浜市公害対策局.
- 村上雄秀 (1989): 横浜市内の河辺植生 (第2報). 横浜の川と海の生物 (第5報). pp.145-173. 横浜市公害対策局.
- 村上雄秀・福嶋 悟・水尾寛己・樋口文夫・畠中潤一郎 (1989): 横浜市内河川の沈水植物 (第2報). 横浜の川と海の生物 (第5報), pp.175-178. 横浜市公害対策局.
- 村岡浩爾・多田博登・波田善夫 (1993): 河川水草帯における水の滞留特性の把握と適正水草帯規模の提案に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第2集), pp.211-229. 河川環境管理財団.
- 長田武正 (1972): 日本帰化植物図鑑. 254 pp. 北隆館.
- 中川恭二郎・榎本 敬 (1975): セイタカアワダチソウの日本における研究. *農学研究*. 55, pp.67-78.
- 中越信和・平川法義 (1992): 太田川中流域の護岸上の植物群集. 植物の群集構造に及ぼす治水設備の影響の研究, pp.1-11.
- 中越信和・平川法義 (1992): 広島県加計町における治山・砂防ダムと植物群集. 植物の群集構造に及ぼす治水設備の影響の研究, pp.25-34.
- 中越信和・平川法義・海堀正博 (1992): 河川構造物が植物群集に及ぼす影響. 植物の群集構造に及ぼす治水設備の影響の研究, pp.35-42.
- 中越信和 (1982): 太田川の河原植生と河辺植物フロア. *植物と自然*, 16(6), pp.33-37.
- Nakamura Toru (1984): Vegetational recovery of landslide scars in the upper reaches of the Oi River, central Japan. *Journal of the Japanese Forestry Society*, 66(8), pp.328-332.
- Nakamura Toru (1984): Seed dispersal on a landslide scar on the upper reaches of the Oi River, central Japan. *Journal of the Japanese Forestry Society*, 66(9), pp.375-379.
- 中西 弘・浮田正夫・関根雅彦・城田久岳 (1993): 河川敷における水草 (よし・がま) の存在を定量的に評価し河川浄化及び維持管理指針について. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第2集), pp.43-58. 河川環境管理財団.
- 中山幹康 (1994): 河川およびその周辺の環境が小学校児童の遊び場として備えるべき条件に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.139-170. 河川環境管理財団.
- 猶原恭爾 (1945): 荒川河原植物群落の生態学的研究並びに其の治水植栽と高水敷牧場化. *資源科学研彙報*, 8, pp.1-155.
- 猶原恭爾 (1950): 高水敷草原の群落学的研究. *資源科学研*, 17(18). pp.96-100.
- 日本自然保護協会, 世界自然保護基金日本委員会 (1989): 我が国における保護上重要な植物種の現状. 320pp. 日本自然保護協会.
- 日本野生生物研究センター (1988): 第3回自然環境保全基礎調査特定植物群落調査報告書 (全国版). 608pp. 環境庁.
- Niiyama, K. (1990): The role of seed dispersal and seedling traits in colonization and coexistence of *Salix* species in a seasonally flooded habitat. *Ecol. Res.*, 5, pp.317-331.
- 西山 泰 (1988): 河床におけるチガヤ群落の発達について. 一特に表層堆積物との関係一, 高知大学理学部生物学科卒業論文.
- 沼田真・延原肇・三寺光雄 (1957): 河川の高水敷群落の構造. 「生態学体系. 植物生態学」 pp.540-549. 古今書院.
- 沼田 真 編 (1962): 植物生態野外観察の方法. 396pp. 築地書館.
- 大原ひろみ (1984): 定置区における植生の変化, 1) 府中市関戸における状況. 増水による河辺植生および立地変化と復元に関する研究. pp.89-119.
- 大場達之 (1983): 溪谷の植物相. *かながわの自然*, 43, pp.3-5.
- 大野啓一 (1979): 西日本における沖積低地の河畔林に関する群落学的考察. *Vegetation und Landschaft Japan*. pp.227-236. 横浜植生学会.

- Ohno Keiichi (1981) : Pflanzensoziologische Forschungen über die Schluchtwälder des Camellieta Japonicae-Bereiches in Südwest-Japan. Hikobia Supplement 1, pp.83-90. 4 Tabs.
- Okuda Shigetoshi (1979) : Das Lonicero-Ulmetum japonicae, eine neue Ulmenwald-Association, zugleich eine vergleichende Betrachtung der japanischen Ulmengesellschaften. Vegetation und Landschaft Japan. pp.203-211. The Yokohama Phytosociological Society.
- 奥田重俊 (1972) : 多摩川の現状－河辺植生. Urban Kubota, 7, pp.22-23.
- 奥田重俊 (1978) : 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国大環科研センター紀要, 4(1), pp.43-112. 51 Tabs.
- 奥田重俊 (1991) : 関東地方の主要河川における植生護岸の基礎研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.45-70. 河川環境管理財団.
- 奥田 稔 (1977) : 気象. 土木工学大系 2 自然環境論 (I). pp.1-99. 彰国社.
- 大垣真一郎・味埜 俊・長岡 裕 (1991) : 河床付着生物膜による自浄能力促進工法の検討. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.121-131. 河川環境管理財団.
- 大沢雅彦 (1984) : 都市河川の集水域にみられる景観変遷. 沼田真編「都市生態系の統合化－水をつなぎ手として」, pp.62-70. 文部省環科特別研究.
- プレック研究所 (1980) : 第2回自然環境保全基礎調査特定植物群落調査報告書 (全国版) 860pp. 環境庁.
- 埼玉県 (1987) : 荒川, 自然, 荒川総合調査報告書 1, 722pp.
- 桜井善雄 (1983) : 近年における霞ヶ浦の水生植物の変化. 水草研究会会報, 13, pp.2-5.
- 桜井善雄・浜 栄一・長田 健・牧野賢司 (1991) : 水辺林の自然景観としてのヤナギを主体とした樹林帯とそこに住むコムラサキの生態研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第1集), pp.225-243. 河川環境管理財団.
- Sasaki Yasushi (1979) : Der Pterocarion rhoifoliae in Japan. Vegetation und Landschaft Japan. pp. 213-226. The Yokohama Phytosociological Society.
- 佐々木 寧・太田和夫 (1986) : 長瀬の原植生について. 埼玉県立自然史博物館研究報告紀要, 4(22), pp.21-29. 3 Tabs.
- 佐々木 寧 (1991) : 湖岸植生による琵琶湖の地域区分. 琵琶湖湖岸の景観生態学的区分. pp.19-33. 琵琶湖研究所.
- 佐々木 寧 (1995) : 琵琶湖湖岸の環境調査. 埼玉大学教養部紀要, 30, pp.1-52.
- 佐々木 寧 (1995) : 琵琶湖湖岸の植物相と分布類型. 生態環境研究 2(1), pp.1-15. 国際生態学センター.
- 佐久間敏雄・倉持寛太 (1994) : 非特定汚染源による河川の富栄養化とその改善. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.171-197. 河川環境管理財団.
- Schiechl, H. M., (1973) : Sicherungsarbeiten im Landschaftbau. 216pp. Callwey.
- 瀬沼賢一 (1977) : 信濃川流域の河辺植生. 新潟の自然, 3, pp.139-144.
- 新藤静夫 (1994) : 河川汚濁の希釈機構の解明とその効果に果たす流域地下水の役割および希釈効果を増進させるための手法の検討. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.89-125. 河川環境管理財団.
- 新谷 融 (1968) : 溪床堆積物の一つの見方. 治山と保全, 7, pp.52-53.
- 新谷 融 (1968) : 荒廃溪流における土石移動の痕跡. 新砂防 (69), pp.19-26. 砂防学会.
- 曾根伸典 (1984) : 現存植生図に見る影響と復元. 増水による河辺植生および立地変化と復元に関する研究, pp.13-56.
- 曾根伸典・倉本 宣 (1984) : 現存植生図に見る固有植物群落の動向. 増水による河辺植生および立地変化と復元に関する研究, pp.57-65.
- 東京都足立区都市環境部 (1989) : 川の生きものたち. 平成元年度足立区河川生物調査報告書. 323pp.
- 東京都足立区都市環境部 (1993) : 川の生きものたち. 平成4年度足立区河川生物調査報告書. 108pp.
- 豊原源太郎 (1977) : 太田川流域の植生. 広島県文化財ニュース, 74, pp.1-3. 広島県文化財協会.
- Tsui Seichiro, Suzuki Mitsuo & Noshiro Shuichi (1990) : Palaeobotany of Holocene buried forests on the reiver-bed of the Iwaki River, Tsugaru, Northern Japan. J. Phytogeogr. & Taxon., 38, pp.107-118.
- 鶴見川流域自然環境調査会 (1994) : 横浜市港北区域の鶴見川生物調査報告書. 75pp.
- 梅原 徹・永野正弘 (1986) : 淀川河川敷の植生－自然地区を除く－. 環境設計株式会社調査研究資料集, 2, pp.1-20. 1 Tab.
- 梅原 徹 (1991) : 9月号「ヨシ原で生きる植物」への追記. Nature Study, 37(10), pp.116.

- 梅原 徹・栗林 実 (1991) : 滅びつつある原野の植物. *Nature Study*, 37(8), pp.87-91.
- 梅原 徹・栗林 実・永野正弘・小林圭介 (1991) : 琵琶湖・淀川水系の低層湿原植生. 総合学術調査研究報告, pp.893-909.
- 梅津幸雄 (1983) : 耶馬溪の溪流辺と岩上の植生. 耶馬日田英彦山国定公園学術調査報告書. pp.73-80.
- 鷺谷いづみ (1994) : 小貝川河川敷の植生の多様性と絶滅危惧植物の保全に関する基礎研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp. 127-137. 河川環境管理財団.
- 鷺谷いづみ・森本信生 (1994) : 日本の帰化生物. 191pp. 保育社.
- van der Maarel, E. (1988) : Vegetation dynamics: pattern in time and space. *Vegetatio*, 77, pp. 7-19.
- Wasserwirtschaft in Bayern und Obereste Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Innern (1989) : Flüsse und Bäche, Erhalten. Entwickeln. Gestalten. 164pp
- White, P.S. (1979) : Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *Bot. Rev.*, 45, pp.229-299.
- Yamanaka, T. (1962) : Warm temperate forests in Shikoku (Forest climaxes in Shikoku, Japan 1). *Res. Rep. Kochi Univ. (Nat. Sci. I)*, 11, pp.1-8.
- 山中二男 (1981) : 南四国における暖温帯の河辺林. *Hikobia Suppl.*, 1, pp.257-264.
- Yamasaki, S. & Tange, I. (1981) : Growth responses of *Zizania latifolia*, *Phragmites australis* and *Miscanthus sacchariflorus* to varying inundation. *Aquat. Bot.*, 10, pp.229-239.
- 吉田博宣・丸山 宏・柴田昌三 (1994) : 滋賀県湖東平野における河辺林の公益的効用に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 (第3集), pp.1-15. 河川環境管理財団.
- 福岡捷二・藤田光一・加藤義明・森田克史 (1987) : 堤防法面の芝の耐侵食特性, 土木技術資料, 29-12, pp.44-49.
- 福岡捷二・藤田光一 (1991) : 洪水流に及ぼす河道内樹木群の水理的影響, 土木研究所報告, 180-3.
- 福岡捷二・渡辺明英・新井田浩・佐藤健二 (1994) : オギ・ヨシ等の植生の河岸保護機能の評価, 土木学会論文集, No.503/II-29, pp.59-68.
- Hosner, J. F. (1960) : Relative tolerance to complete inundation of fourteen bottomland tree species, *For. Sci.*, 6, pp.246-251.
- 池田駿介・太田賢一・長谷川洋 (1992) : 側岸部植生帯が流れ及び粒子態物質の輸送に及ぼす影響, 土木学会論文集, No.447/II-19, pp.25-34.
- 石川慎吾 (1991) : 河原に生きるたくましい植物たち, 日本の植物, 5(1), pp.14-21.
- 石川忠晴 (1994) : 水制と灌木が一体となった半自然的河川構造物に関する基礎的研究, 平成4年度科学研究費補助金 (一般研究C) 研究成果報告書.
- 建設省河川局治水課監修, (財)リバーフロント整備センター編集 (1994) : 河道内の樹木の伐採・植樹のためのガイドライン (案), 第2章, 山海堂.
- 吉川秀夫編 (1985) : 流砂の水理学, 丸善.
- 北川明・島谷幸宏・小栗幸雄 (1988) : 洪水による樹木の倒伏, 土木技術資料, 30-7, pp.9-14.
- 近藤三雄・福沢千栄子・高橋新平 (1986) : 濁水・流水条件下における緑化用植物の冠水抵抗特性について, 造園雑誌, 49(5), pp.114-119.
- 水山高久・石川芳治・鈴木浩之 (1988) : 樹木の土石流衝撃緩衝効果, 土木技術資料, 30-7, pp.3-8.
- 中川博次・辻本哲郎 (1986) : 移動床流れの水理, 技報堂出版.
- 中川博次・辻本哲郎・北村忠紀・藤井康嗣 (1995) : 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.
- 猶原恭爾 (1945) : 荒川河原植物群落の生態学的研究並びに其の治水植栽と高水敷牧場化, 資源科学研報, 8, pp.1-155.
- 野々田稔郎・林拙郎・川辺洋 (1993) : 平成2年台風19号による三重県南部の森林被害について (II) - 根返りの発生機構 -, 日本林学会論文集, 104, pp. 735-738.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次 (1992) : 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.
- 辻本哲郎 (1994) : 梯川河川敷での植生上流への計測と植生層の耐侵食能の評価, 扇状地河川の植物群落調査と植生周辺の流れと流砂に関する研究 (平成5年度科学研究費 (一般C) 研究成果報告書).
- 辻本哲郎・北村忠紀 (1994) : 側岸部に植生群落を有する開水路流れの横断混合機構に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.491/II-27, pp.27-36.
- 辻本哲郎・北村忠紀・中川博次 (1994) : 側岸部植生群落周辺の掃流過程と分級, 土木学会論文集, No. 503/II-29, pp.99-108.
- 矢澤昭夫・水山高久・福本晃久 (1987) : 立木の土石

流制御効果と倒壊限界，土木技術資料，29-12，pp.
50-55.

3. 水理学的テーマ

3. 1 植生帯を通過する流れ

河道内には、種々の植生群落がそれぞれある広がりをもって連続的あるいは離散的に分布している。したがって、河道内の流れ場は縦・横断方向に複雑に変化するが、それを水理学的に取り扱う立場からは、横断方向の変化が十分に小さく、鉛直2次元流とみなし得る流れ場と平面2次元あるいは3次元の流れとして取り扱うべき流れ場の2種に区分されている。そして、前者に関しては、それぞれの群落の代表的幾何条件に規定された等流あるいは擬似等流の特性とそれらが縦断的に接続する場合における遷移流の挙動が問題となっている。一方、後者においては、基本的特性の異なる流れ場が横断方向に接続している場合における相互の干渉効果の解明が特に重要な課題とされている。

本節では、前者の流れを植生帯を通過する流れと呼び、主として等流を対象に、植生がその流動に及ぼす影響の本質とその数理モデル化の方法を考究した研究の成果を取りまとめておく。一方、後者の流れ場に関する研究については次節を参照されたい。

3.1.1 流速分布と乱流構造

河川の植生には多様な種類があり、それぞれシルエット、分枝構造、葉の形など植生固体の形状特性や群落における密生度、さらには変形、揺動など水流に対する応答特性（剛性）が異なっている。このような植生の幾何学的ならびに力学的因子は植生の流体抵抗特性を第1次的に規定するものであるから、きわめて厳密な見方をするならば、植生帯を通過する流れの流速分布や乱流構造は個々の植生群落に特有のものとなっているに相違ない。しかし、実用上の観点からは、河川内の植生を概ね次の4種に類型化し、それぞれと流れとの関係を理解しておくだけで十分と思われる。

- 1) シバ、オオバコ、クローバなどに代表される密生した低い草本類
- 2) ヨシ、オギ、セイタカアワダチソウなどに代表される高い草本類
- 3) 高木状のカワヤナギやニセアカシア、灌木状のネコヤナギやアキグミなどに代表される比較的剛性が高い木本類

- 4) ヤナギモ、コカナダモなどに代表される、流水に“たなびく”ような水草類

以下においては、上記の各類型ごとに、従来の研究で明らかにされた等流の基本的な特性を概観しておこう。

ところで、植生に覆われた河床上の流れは植生の平均高さを境にその構造特性が著しく相違している。そこで、流れの特性に関する議論では、便宜上、流れの全層を植生の高さ以下の領域とその上方の領域の2層に区分することが多い。これら2層の呼称は研究者によって様々であるが、本文では、前者を「植生層」、後者を「表面層」と呼ぶことにする。

(1) 低い草本類で密に覆われた河床上の流れ

低い草本類で密に覆われた河床上の流れに関する研究は、シバなどでライニングした水路の粗度評価を目的としたものに端を発している。このため、当初は、層厚、流速ともに小さい植生層内の流れには無頓着に、流量のほとんど全てを支配する表面層内の時間平均流速 u の分布特性が議論されたが、最近では、植生層内の流れにも注目するとともに、乱流構造についてもかなり詳しく調べられている。

Kouwen・Unnyら（1969, 1973）は、ライニング用のシバ類を模した薄く細長い合成樹脂性の模擬植生を密植した水路において水理条件を多様に変化させながら流速分布を計測した。実験において、模擬植生は直立(erect)、揺動(waving)および倒伏(prone)という3形態の流水応答を呈したが、いずれの場合においても表面層内における u の分布は、砂礫粗面などの場合と同様に、

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left[\frac{y}{k'} \right] + \frac{u_k}{u_*} \quad (3 \cdot 1 \cdot 1)$$

のような対数型の分布式に従うことが確認された。ここに、 y ：水路床からの高さ、 κ ：カルマン定数(=0.4)、 k' ：模擬植生の変形状態での高さ、 u_* ：全水深 h と水路床勾配 i から算定される摩擦速度(= $\sqrt{ghi}$ ； g は重力の加速度)、 u_k ： $y=k'$ における流速で、slip velocityと呼ばれている。式(3・1・1)を実用化するためには、 u_k と k' の特性を明らかにしておく必要がある。図3・1・1は、Kouwenら（1973）が、彼らの実験における u_k の計測値を整理したものである。 u_k と

u_* の間には比例関係が存在することがわかる。さらに、その比例係数は模擬植生の配列条件には無関係で、直立・揺動あるいは倒伏という植生の流水応答形態の相違のみで変化する結果となっている点が興味深い。一方、 k' については、次元解析的な考察により、変形しない状態での植生高さ k との比 k'/k が無次元量 $(mEI/\rho u_*^2)^{1/4}/k$ の関数となることを推察したのち、実験結果に基づいてその妥当性を検証している。ここに、 m ：河床単位面積当たりの植生本数（無次元としている）、 EI ：曲げ剛性、 ρ ：水の密度である。さらに、Kouwen・Li (1980) は、多様なライニング用草本類の粗度係数の実測資料について河床単位面積当たりの見かけの曲げ剛性を逆算した結果も紹介している。

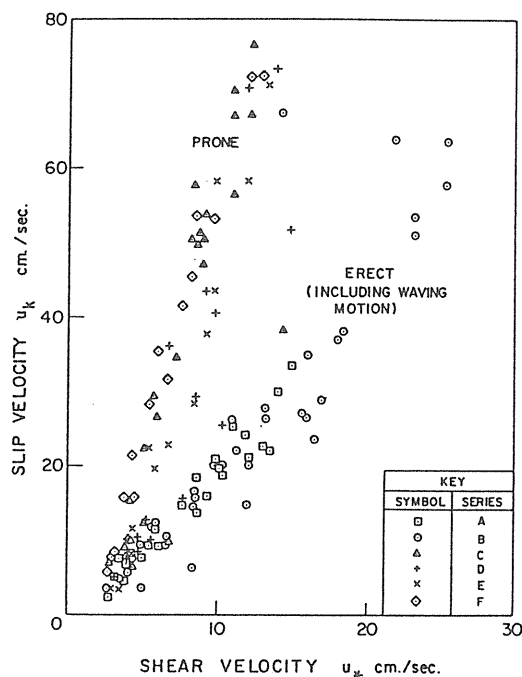


図3・1・1 slip velocityと摩擦速度の関係
(Kouwen, 1973)

最近、辻本 (1994) は、実際河川に自生している雑草、芝生、ハマダイコン、バーベナ、クローバなどの群落の中に仮設した水路に通水し、2成分電磁流速計を用いて流れの構造を詳細に計測した。計測結果の代表例として、 k' が約9 cmのバーベナに関するものを図3・1・2に示す。表面層の時間平均流速（本図では U ）は式(3・1・1)が表すものと同様な変化傾向を呈している。一方、植生層では、まず、これと表面層との境界付近で流速分布が変曲点を持ち、その下方では、河床に近づくにつれて U が急速に減少したのち、植生層の下半分の領域に至るとほとんど $U=0$ の状態となっ

ている。乱流構造の特徴としては、主流および鉛直方向流速の時間変動成分（本図では、それぞれ u および v ）によるレイノルズ応力 $(-uv)$ が、表面層では三角分布するが植生層では指数関数的に減衰すること、また、乱れ強度 $(u_{rms}$ および $v_{rms})$ も境界付近で最大値をとり、植生層内では河床に近づくにしたがって、やはり指数関数的に減少することなどを指摘することができる。

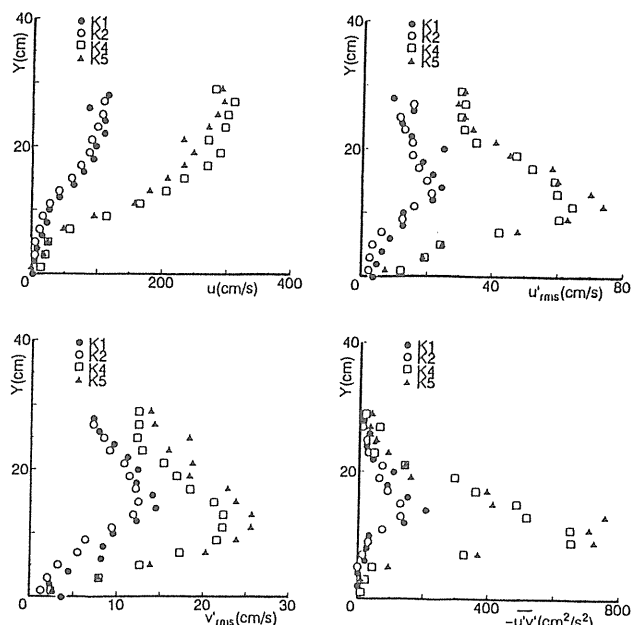


図3・1・2 バーベナに覆われた河床上の流れの時間平均流速、乱れ強度およびレイノルズ応力 (辻本, 1994)

(2) 高い草本類で覆われた河床上の流れ

高い草本類の群落を通過する流れと上述の低く密生した草本類の場合の流れとがある程度類似した傾向を呈することは容易に推察できよう。ただし、植生の高さが増すと、表面層が現れないか、現れたとしても植生層に比してさほど厚くならない場合が多いので、植生層の流れの特性の把握がむしろ重要になってくる。また、群落の種類や立地の条件によっては密生度がさほど大きくない場合がよくある。このような場合には、植生層の流速が大きくなり、河床の摩擦抵抗の効果が無視できなくなる。さらに、とくにヨシやオギなどのように細長く、非常に変形しやすい植生が密生している場合には、冠水時に穂波（ほなみ）と呼ばれる先端部の組織的な揺動現象が生じる（植生先端の包絡線があたかも水面波のように変形・伝播する）。このような大規模で組織的な揺動運動は植生層の遅い流れと表面層の早い流れとの混合を著しく促進するので、流速

分布特性や乱流構造が低く密生した草本類の場合のものとはかなり相違したものとなる。もちろん、穂波の現象は低い草本類の場合にも認められるが、そのスケールが小さいのでとくに重要な問題とはされていないようである（図3・1・1において、比 u_k/u_* が直立の場合と揺動の場合とで変化していないことから理解される）。

さて、はじめに穂波のような大規模な揺動現象が顕著でない場合における流れの特性を見てみよう。まず、図3・1・3に、福原（1983）が比較の変形しやすいモノフィラメントの模擬植生を用い、植生の密生度が時間平均流速（図では $\bar{U}$ ）の鉛直分布に及ぼす影響を調べた結果を示す。ここに、 U_s ：水面での流速である。また、図中の凡例において、 C ：植生の密生度の指標で、水路床単位面積あたりに存在する模擬植生の表面積として定義されており、 R_e ：断面平均流速と水深から求められたレイノルズ数である。なお、図には、比較のために滑面（smooth）の場合の結果も描かれている。 C の増加に従って、流速分布形はベキ乗式で近似できるものから $y=k$ の付近で変曲点を持つものに変化している。ついで、図3・1・4に、密生度が非常に大きい場合（ $C=1.3$ ）を対象にした中川・辻本・清水（1990）の実験結果を示す。この実験では剛性の高いポリスチレンを素材とした円柱状の模擬植生が用いられ、模擬植生が非水没の場合に関する計測も行われている。まず、非水没の場合には、植生層の全層に時間平均流速が一樣の流れ場が現れている。これに対して、水没の場合には、表面層の流れが一樣流速の流れに指数関数的な変化の誘導流速を付加するような形態の流れとなっている。後述するように、流速が一樣となっている領域では、流速の乱れが運動量輸送に対してinactiveになるため、流れに作用する重力の流下方向成分は全て植生の流体抗力で受け持たれる。したがって、その流速 u_s は次式のように植生の幾何学的条件と河床勾配のみの関数として表され、水深とは無関係になる。

$$u_s = \sqrt{\frac{2gi}{C_D \lambda}} \quad (3.1.2)$$

ここに、 C_D ：植生の抗力係数、 λ ：河床単位面積、植生の単位高さ当たりについて求められる植生の流れ方向投影面積（面積密度）である。なお、このような一樣流速の流れ場は固有浸透流、その流速 u_s は固有浸透流速と呼ばれている。そして、表面層の流れが u_s に付加する誘導流速はすでに述べたように指数関数的

に変化する。すなわち、

$$\frac{u-u_s}{u_k-u_s} = \exp\{\beta(y-k)\} \quad (3.1.3)$$

ここに、 β ：誘導流速が出現する深さスケールの逆数である。一方、表面層の流速分布に関しては、植生頂の高さに仮定の河床をおけば、それを対数則で近似できることが明らかにされている。

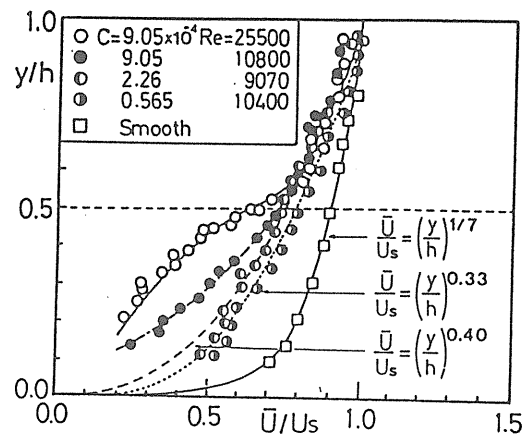


図3・1・3 密生度が主流方向時間平均流速の分布に及ぼす影響（福原，1983）

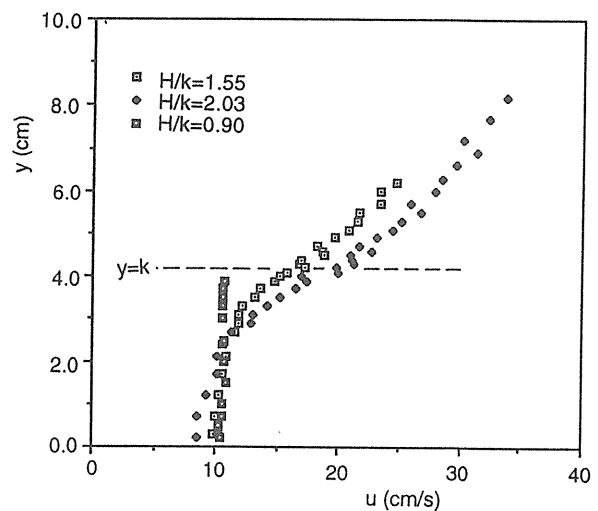


図3・1・4 密生した直立性植生を伴う流れの主流方向の時間平均流速（中川・辻本・清水，1990）

つぎに、乱流構造に注目する。図3・1・5は、福原（1983）が模擬植生の密生度が主流方向流速の乱れ強度 u_{rms} の分布に及ぼす影響を調べた結果である（ただし、 u_* ：摩擦速度）。 C が小さい場合には、滑面の場合と同様に、乱れ強度が底面付近で最大値をとり、水

面に近付くにつれてほぼ指数関数的に減衰するような分布性状を呈するが、 C がある程度以上に大きくなると、植生頂付近で最大値をもつ分布形に移行する。また、図3・1・6は、その流速分布が図3・1・4に示された流れにおける主流および鉛直方向流速の乱れ強度（それぞれ u' および v' ）ならびにそれらによるレイノルズ応力（ $-u'v'$ ）の計測結果である。植生が非水没の場合、流れの全層で乱れ強度は非ゼロであるが、レイノルズ応力はゼロとなっており、乱流運動が運動量輸送に対してはinactiveであることがわかる。一方、植生が水没している場合、レイノルズ応力は $y=k$ の付近で最大値をとり、表面層では水面に向かって直線的に減少してゆくが、植生層においては、底面に向かっ

て指数関数的に急減し、底面付近でほとんどゼロとなっている。さらに、本図と図3・1・4を対比すれば、レイノルズ応力がゼロの領域と固有浸透流の領域とがほぼ一致していることが確認できる。このほか、清水・辻本・中川・北村（1991）は、水没の場合に計測されたレイノルズ応力をもたらし乱流混合現象の四象現区分（乱れ強度の正・負の組み合わせごとにレイノルズ応力を求める）を行い、表面層ではejection（植生層の低速流体塊が表面層に向かって湧き上がるような乱流運動）とsweep（表面層の高速流体塊が植生層に浸入するような乱流運動）の事象が同程度の割合で寄与するが、植生層においては、sweep事象の寄与が卓越することを見出している。

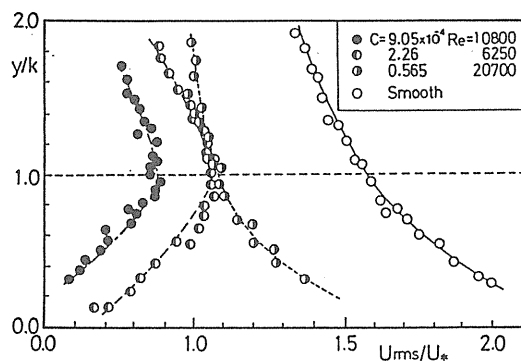


図3・1・5 密生度が主流方向流速の乱れ強度の分布に及ぼす影響
(福原, 1983)

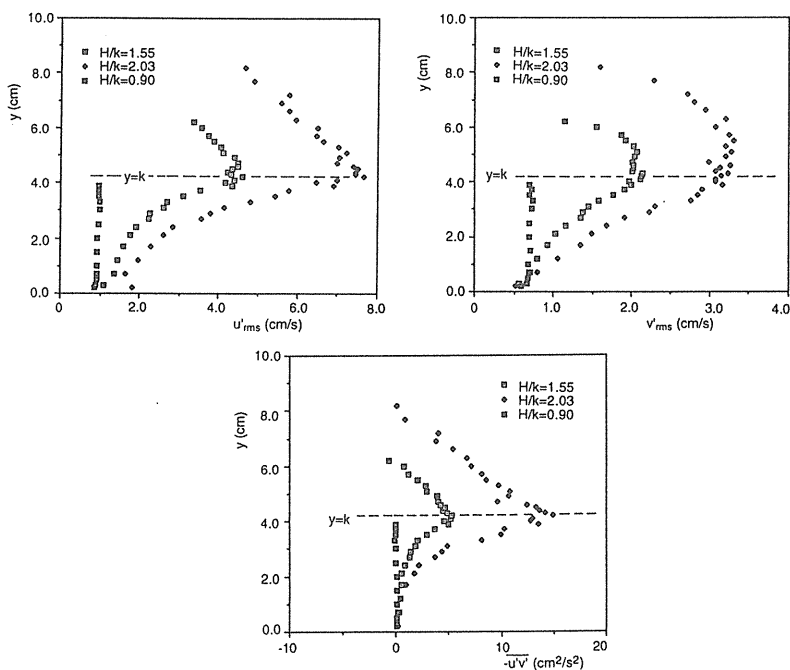


図3・1・6 密生した直立性植生を伴う流れの乱れ強度とレイノルズ応力
(中川・辻本・清水, 1990)

以上の記述では、草本類の揺動の影響にはとくに触れないで流れの特性を列挙した。穂波のように大規模で組織的ではないにしてもある程度活発に揺動する植生は、流れ場にかなりな影響を及ぼすことは言うまでもない。図3・1・7は、室田・福原（1984）が、揺動の有無（厳密には微弱な揺動と活発な揺動）による流れの特性の相違を実験的に調べた結果の一例である。ここに、 $\bar{U}$ ：主流方向の時間平均流速、 U_{rms} および V_{rms} ：それぞれ主流および鉛直方向の乱れ強度、 $-\overline{uv}$ ：レイノルズ応力、 S_e ：エネルギー勾配、 k ：変形した植生の高さ、 h ：水深である。なお、計測値は描点で示されており、併示された曲線は、かれらの理論による植

生の変形量、時間平均流速およびレイノルズ応力の計算結果（計算モデルの内容については3.1.2を参照のこと）である。揺動が活発な場合、その混合促進効果により、植生層の流れが加速され、揺動がない場合に見られる時間平均流速分布の変曲点がほとんど消滅している。一方、乱れ強度とレイノルズ応力は、揺動がなければ植生頂から水路床に向かって指数関数的に減少するが、揺動があると、むしろ直線的な減少傾向を呈するようになっている。このような流れ場の特性については、岡田・北村・辻本（1991）も実験的考察を加えており、揺動に伴う式（3・1・3）中の β の変化や流れの応力構造の特徴に関する興味深い知見を得ている。

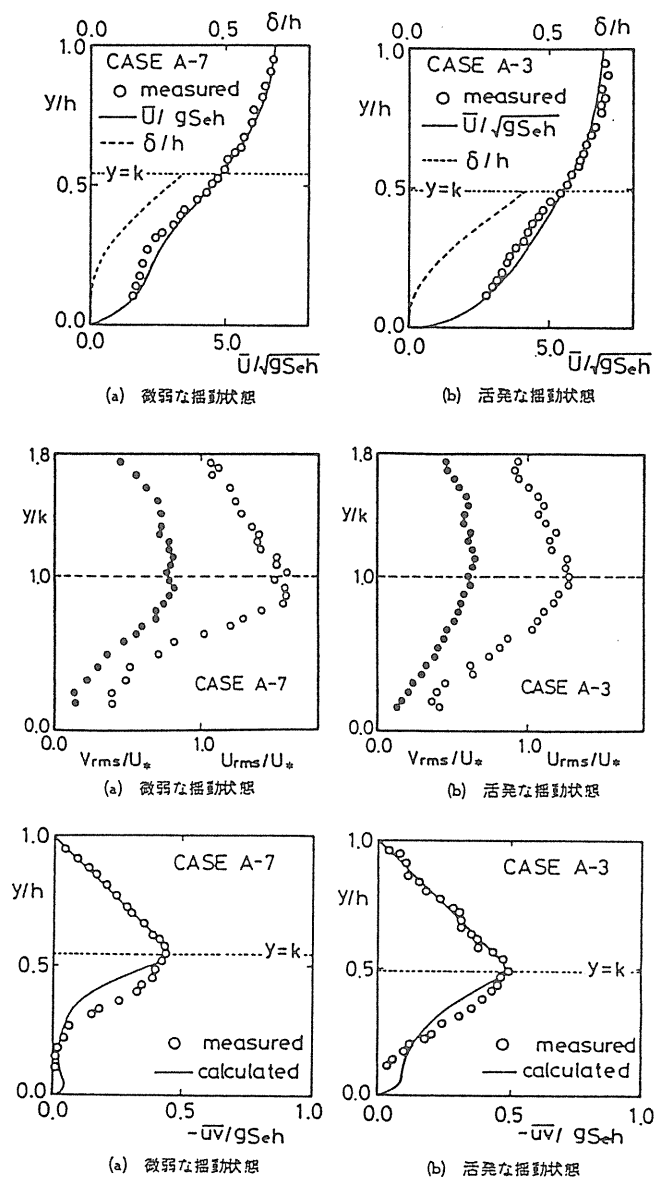


図3・1・7 揺動が時間平均流速の分布と乱流構造に及ぼす影響
(室田・福原, 1984)

穂波の現象が発生した場合の流れについては、とくに農業気象学の分野において樹冠気流の問題の一つとして古くから注目されており、Inoue (1963), Finnigan (1979) などに代表される多くの研究成果が Raupach・Thom (1981) の解説論文に要約されている。しかし、開水路流れの問題としての研究はその端緒についたところであり、穂波に特徴付けられる流れ構造の解明は必ずしも十分にはなされていない。ただし、池田・金沢 (1994) が、トレサーによる可視化も併用しつつ、流れを詳細に計測・分析した成果は注目に値する。とくに、彼らは植生層と表面層の境界付近における組織渦の3次元構造の抽出を試みた。その成果として、組織渦は縦断形状が前傾した楕円形で、その前面で下降流、後面では上昇流が生じていることを見出し、このような渦の通過により穂波現象が発生するものと推察した。また、渦の横断面内には互いに逆回転の渦対が存在していることも指摘されている。

(3) 木本類の群落を伴う河床上の流れ

木本類（以下においては単に樹木と書く）には、高木性の樹木と灌木性のものがある。

高木性の樹木は幼年期を除いて、立地の地盤表面からかなり高い位置まで一本の樹幹が続き、その上方にこんもりとした枝・葉構造を持つ。また、固体数で評価した場合の密生度は、まとまった群落を形成している場合においても、竹など一部の樹種を除けば一般に草本類のものよりかなり小さいし、まったく孤立して散在していることも多い。いずれにしても、各固体が水深に匹敵するような大きい幾何スケールを持ち、しかも比較的疎な密度で分布している高木性樹木群の流れ場は、とくに樹冠部が水没する場合、3次元的で空間的に著しく不均一なものとなるから、その特性の把握は草本類の場合に比して格段にやっかいな問題となる。たとえば、草本群落の場合には、一般に流れ場は平面的にはほぼ均一になっているから、実験などにおいて鉛直2次元流れとしての資料を得ることは容易であるが、高木性の樹木群落の場合には、多数の点で流れ特性量の鉛直分布の計測を行い、それらを水平面で平均化する操作が必要となる。このような理由もあってか、高木性の樹木群を越流する開水路流れの内部構造の解明を試みた研究は過去にほとんど例を見ない。これに対して、非水没で、樹幹の抵抗が支配的な場合の流れ特性はかなり明らかにされていると言える。この場合には、樹木群落を柱状体群でモデル化することができるから、円柱水制の研究（たとえば

秋草ら、1960）などの成果や(2)で紹介した直立・非揺動の模擬植生に関する研究の成果の大部分は、そのまま非水没の高木の場合にあてはめることができる。

一方、灌木性の樹木は中心になる樹幹が必ずしも明瞭でなく、地盤表面に近い位置から分枝構造が伸展している。また、枝は総じて細く、しなやかな場合が多いので、それが群生している場合における流れの特性は草本類の群落におけるのものと同様であると考えてよい。

(4) 水草に覆われた河床上の流れ

水草を伴う流れについては、日野・歌原 (1977) の先駆的な研究に引き続き、福原 (1983) および室田・福原ら (1983, 1985) が系統的な研究を行っている。室田・福原らは、絹糸や薄いポリエチレン・ストリップで作った模擬水草を用いて、詳細に流れの特性を調べた。時間平均流速の分布については、植生の密生度やたなびきの程度に応じて適当に仮想河床を設定すれば、対数型の分布式で近似することが可能という結果を得た。一方、乱流構造については、乱れの強さやレイノルズ応力の分布特性が、滑面や砂礫粗面の場合のものからかなり明瞭に変化することを見出した。図3・1・8に乱れ強度の実測例を示す（室田・福原、1983）。本図において、CASE S-1は滑面床の場合であり、CASE D, E, F, Gでは植生の条件あるいは水理条件が変えられている。流れ方向流速の乱れ強度 u_{rms} は、流れの全層でほぼ一様に滑面の場合より20%近く減少し、鉛直方向流速の乱れ強度 v_{rms} も、水路床に近い領域でやはり20%程度、滑面の場合より小さくなっている。ついで、図3・1・9に模擬水草の活発な揺動が見られた場合におけるレイノルズ応力 uv の実測例を示す（室田・福原、1983）。水面付近では、通常の粗面等流の場合と同様に直線的な変化を示すが、水深の約40%以下の高さの領域では直線分布の値より減少し、かつ一様化する傾向が見られる。なお、このようにレイノルズ応力の分布が通常の等流のものから歪まされる領域は、模擬水草の揺動範囲を大幅に越えていた（日野・歌原 (1977) も同様の結果を報告している）。このようなレイノルズ応力分布の形成機構については未だ十分に解明されていないが、水草の揺動範囲外でもレイノルズ応力が実質的な影響を受けていることは、植生の影響が植生体から発する後流を介して流れ場に広く伝播することを意味している。

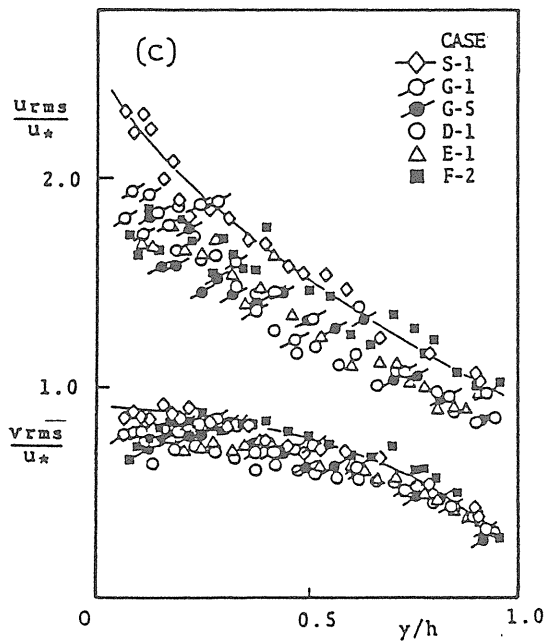


図3・1・8 水草を伴う流れの乱れ強度
(室田・福原, 1983)

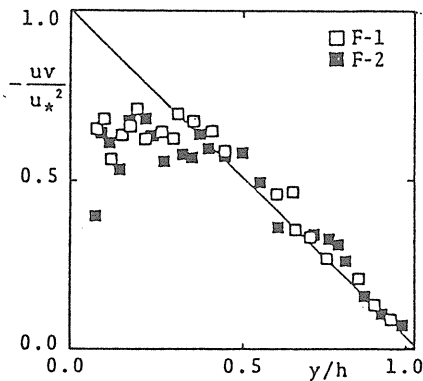


図3・1・9 活発に揺動する水草を伴う流れのレイノルズ応力 (室田・福原, 1983)

3.1.2 流速分布の理論解析モデル

鉛直2次元等流の時間平均流れ場に関する運動方程式は、植生層および表面層についてそれぞれ次のように記述できる。

$$\text{植生層 } (0 \leq y \leq k') : gi + \frac{1}{\rho} \frac{d\tau}{dy} - \frac{1}{2} C_D \lambda u^2 = 0 \quad (3.1.4)$$

$$\text{表面層 } (k' < y \leq h) : gi + \frac{1}{\rho} \frac{d\tau}{dy} = 0 \quad (3.1.5)$$

ここに、 y ：河床からの高さ、 k' ：植生層の厚さ、 h ：水深、 u ：時間平均流速、 τ ：流れの剪断応力、 i ：河床勾配、 λ ：面積密度（定義については、式(3.1.2)の記号説明を参照）、 C_D ：植生の抗力係数、 ρ ：水の密度、 g ：重力の加速度である。

式(3.1.4)および(3.1.5)の τ と速度場との関係を適当に仮定すれば、 u の分布を求め、さらに、それを水深内で積分平均することにより断面平均流速の表示を導くことも可能となる。この問題に対しては、室田・福原(1984)、清水・辻本・中川・北村(1991)、および渡邊・北條・清水(1991)がそれぞれ特徴あるアプローチを行っている。室田・福原は、 τ をPrandtlの混合距離理論により定式化するとともに、流れの式と植生の変形の式とを連立させて解く解法（最終的には数値計算が必要）を提案している。清水・辻本らは、密度がある程度大きい直立性の植生を対象に、混合距離理論に基づきながらも、このような場合における流れの特性に関する経験的知見を巧みに利用した理論を展開して流速分布を定式化している。渡邊・北條らは、非水没の樹木群を通過する流れを対象に、 τ を渦動粘性係数で表現した運動方程式の摂動解を求めている。なお、植生周囲の流れに関しては水理学より古い歴史を持つ微気象学あるいは農業気象学の分野では、水平で流れ方向に一樣な樹冠気流の問題が種々の運動量拡散モデルに基づいて解かれている。それらの概要については、Raupach・Thom(1981)の解説論文を参照されたい。

(1) 室田・福原のモデル

室田・福原は、まず、流れの中で変形あるいは揺動する植生の抵抗に有効な面積密度をより厳密に評価するために、植生層の流れに対する式(3.1.4)を次のように修正した。

$$\frac{1}{\rho} \frac{d\tau}{dy} = -gi + \frac{1}{2} C_D C_V \lambda u^2 \quad (3.1.6)$$

ここに、 C_V ：揺動により植生層上部の領域における面積密度が直立状態におけるものより減少することを評価する係数であり、植生先端の鉛直変位の範囲内において0から1の範囲で線形的に変化するものとみなす。 τ としては、粘性効果も含めた流れの全剪断応力を考え、それをNewtonの粘性法則とPrandtlの混合距離理論に従って定式化すれば、次のような速度勾配の表示式が得られる。

$$\frac{d\tau}{dy} = \frac{1}{2} \left\{ -\frac{\nu}{l^2} + \frac{1}{l} \sqrt{\left(\frac{\nu}{l}\right)^2 + \frac{4\tau}{\rho}} \right\} \quad (3.1.7)$$

表面層においては、 $\lambda = 0$ であり、粘性の効果は無視できるから、式 (3.1.6) および (3.1.7) に対応するものとして下記の2式が得られる。

$$\frac{1}{\rho} \frac{d\tau}{dy} = -gi \quad (3.1.8)$$

$$\frac{du}{dy} = \frac{1}{l} \sqrt{\frac{\tau}{\rho}} \quad (3.1.9)$$

さらに、植生層の厚さ k' を算定するために、片持ち梁の微小変形理論に基づく植生変形の基礎式が導入されたが、ここではその記述を省略する。

以上の諸式を用いるならば、 l 、 C_v および C_D を与えて τ と u の分布ならびに植生の変形状態を数値計算により求めることができる。室田らは、 l の鉛直分布を揺動が微弱な場合と活発な場合とで変化させて、彼らのモノフィラメントを用いた実験の結果の再現を試みた。前出の図3.1.7に計算結果と実験結果の比較がなされている。両者の適合性はかなり良好であり、本法の有用性がうかがえる。

(2) 清水・辻本らのモデル

清水・辻本らは、密生した直立性の植生を越流する流れを対象に、植生層内の誘導レイノルズ応力が指数分布するという前提に基づく巧みな理論を展開している (辻本, 1991a)。

まず、表面層では式 (3.1.9) の τ が三角分布するとみなせる。また、混合距離には植生がない場合とのアナロジーから、次のような表示を与える。

$$l = (\kappa y' + l_0) \sqrt{1 - \frac{y'}{k'}} \quad (3.1.10)$$

ここに、 $y' = y - k$ 、 $h' = h - k$ 、 l_0 : $y' = 0$ (植生頂) における混合距離である。このとき、表面流の流速分布は次のように求められる。

$$\frac{u}{u_{*k}} = \frac{1}{\kappa} \ln \left[\frac{\kappa y'}{l_0} + 1 \right] + \frac{u_k}{u_{*k}} \quad (3.1.11)$$

ここに、 $u_{*k} = \sqrt{gh'i}$ 、 u_k : $y' = 0$ における流速である。一方、植生層では、表面層の流れによる誘導レイノ

ルズ応力が次のように指数分布するものと仮定する。

$$\tau = \tau_k \exp(\alpha y') \quad (3.1.12)$$

ここに、 $\tau_k = \rho u_{*k}^2$ 、 α : パラメーターで、運動量混合が及ぶ深さスケールの逆数である。式 (3.1.12) を式 (3.1.4) に代入し、式 (3.1.2) を考慮しつつ変形すると次のような流速分布式が得られる。

$$u = u_s \sqrt{1 + \alpha h' \exp(\alpha y')} \quad (3.1.13)$$

そして、式 (3.1.11) では未知量であった u_k が次式のように u_s と α で決定される。

$$u_k = u_s \sqrt{1 + \alpha h'} \quad (3.1.14)$$

また、 $y' = 0$ の付近では誘導流速が指数分布するという実験結果を参考に、その点における速度勾配を、係数 β を用いて $\beta(u_k - u_s)$ のように表すと、 α と β の関係が次のように決められる。

$$\beta = \frac{\alpha}{2} \left[1 + \frac{1}{\sqrt{1 + \alpha h'}} \right] \quad (3.1.15)$$

このようにして $y' = 0$ での流速勾配がわかると、混合距離 l_0 が次のように定式化される。

$$l_0 = \frac{u_{*k}}{\beta u_s (\sqrt{1 + \alpha h'} - 1)} \quad (3.1.16)$$

以上のように、清水・辻本らのモデルでは、流れ場全体の流速分布が α のみをパラメーターとして簡潔に定式化されている。なお、 α については、浸透層を持つ開水路流れの実験成果なども参考に次元解析的な考察を行った結果、つぎのような経験式を提案している。

$$\alpha s = a \left[\frac{h'i}{k} \right]^{-b} \quad (3.1.17)$$

ここに、 s : 植生の間隔、 a および b : 実験定数で、清水らの実験では $a = 0.17$ 、 $b = 0.25$ 程度であった。

(3) 渡邊・北條らのモデル

渡邊らのモデルは、植生が非水没で流れの全層が植生層となっている場合に対するものである。流れの基礎式としては、式 (3.1.4) の τ を渦動粘性係数 ν 、

で表したものが用いられている。

$$gi + \frac{d}{dy} \left[\nu_t \frac{du}{dy} \right] - \frac{1}{2} C_D \lambda u^2 = 0 \quad (3.1.18)$$

ただし、 ν_t は流れの全層において一定で、 $\nu_t = \kappa / 6 \cdot u_* h$ によって評価される。また、上式の境界条件は以下のものである。

$$y=0: \quad \nu_t \frac{du}{dy} = C_b u_b^2 \quad (3.1.19a)$$

$$y=h: \quad \frac{du}{dy} = 0 \quad (3.1.19b)$$

ここに、 C_b ：河床の抵抗係数、 u_b ：河床上の流速である。渡邊らは、以上の方程式に摂動法を適用して1次オーダーまでの近似解を求めた。結果の式は煩雑なので記述を省略するが、 $\lambda h = 0.0459$ および 0.0516 での計算例を見ると、水面から水深の8割程度の深さまでは u がほぼ一様に分布し、その下方で u がわずかに減少する結果となっている。このことは、式 (3.1.18) の左辺第2項が第3項に比して無視できること、換言すれば、流れに作用する重力のほとんど全てが、植生の形状抵抗で受け持たれていると見なし得ることを示唆している。すなわち、実用上の観点からは、 $\lambda = \text{const.}$ の非水没植生を伴う流れは固有浸透流 (3.1.1参照) として取り扱っても大きな誤りを招かないと言える。

3.1.3 高次の乱流クロージャー・モデルによる数値解析法

前節で紹介した理論解法は、変動流速の2次モーメントとして定義されているレイノルズ応力を1次量である流速あるいはその勾配で表現していることから、1次の乱流モデルと総称されている。このような1次モデルだけでも、植生帯を通過する流れをかなり良好に説明できるが、レイノルズ応力のモデル化の形式あるいはモデル化の際に導入された係数や指数の普遍性が必ずしも十分ではなく、Raupach・Thom (1981) も批評しているように、経験則の域を越えるものではないかもしれない。これに対して、レイノルズ応力と変動流速の2次モーメントとの関係性を導入し、これと運動量保存式とを連立させて数値解析する方法があり、この種の解法は高次の乱流クロージャーモデルと呼ばれている。もちろん、この際にも変動流速の3次以上

のモーメントについては1次モデルで行ったものと同様に、より低次の流速モーメントを用いたモデル化を施す必要がある。しかし、これが時間平均流速の計算結果に及ぼす影響は本質的なものではなく、高次の乱流クロージャーモデルは1次モデルに比して格段に高い汎用性を持つものと期待されている。

植生周辺の流れへの高次の乱流クロージャーモデルの適用は、気流研究の分野でかなり以前から試みられてきており、Wilson・Shaw (1977), Inoue (1981), Yamada (1982), 神田・稲垣・日野 (1993) らがその成果を報告している。これらのモデルも経験的に決定すべきモデルパラメーターを数多く含んでいるが、一度それらが同定されたならば、一つのモデルで多様な流れをいずれもかなり精度よく予測できることが認められている。

河道内の植生帯を通過する流れの予測問題に高次の乱流クロージャーモデルを適用したものの代表例としては、清水・辻本・中川 (1992a) の研究がある。彼らは、定常鉛直2次元乱流 (等流とは限定していない) の運動量保存式を、Wilson・Shawに習い、植生の存在を考慮しつつ空間平均化したのち、レイノルズ応力と dispersive flux (空間平均化により現れる見かけの応力) を合わせたものに Launder・Spalding (1974) の $k-\varepsilon$ モデルを適用することを骨子とした数値解析法を提案している。以下に清水らのモデルの概要を紹介しておく。

まず、植生帯を通過する鉛直2次元流れの運動量と質量の保存式は、空間平均化操作ののち、以下のよう

$$u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = gI - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p'}{\partial x} - F_x + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ 2(\nu + \nu_t) \frac{\partial u}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ (\nu + \nu_t) \left[\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right] \right\} \quad (3.1.20)$$

$$u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p'}{\partial y} - F_y + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ (\nu + \nu_t) \left[\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right] \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ 2(\nu + \nu_t) \frac{\partial v}{\partial y} \right\} \quad (3.1.21)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0 \quad (3.1.22)$$

ここに、 x および y ：それぞれ主流方向および水深方向で上向きの座標、 u および v ：それぞれ x および y 方向の時間平均流速、 I ：水面勾配、 ν ：水の動粘性係数、 p' ：静水圧からの偏差、 F_x および F_y ：水の単位

質量当たりに作用する植生の形状抵抗力の x および y 方向成分である。なお、 F_x および F_y は、抗力係数をそれぞれ C_{Dx} および C_{Dy} として、次のように定式化されている。

$$F_x = \frac{1}{2} C_{Dx} \lambda u \sqrt{u^2 + v^2} \quad (3.1.23a)$$

$$F_y = \frac{1}{2} C_{Dy} \lambda v \sqrt{u^2 + v^2} \quad (3.1.23b)$$

さらに、 ν_t : 乱流の渦動粘性係数で、乱れエネルギー k および乱れの逸散率 ε の関数として、次のように与えられている。

$$\nu_t = \frac{C_\mu k^2}{\varepsilon} \quad (3.1.24)$$

そして、 k および ε は、それぞれ次のような輸送方程式から求めることにしている。

$$u \frac{\partial k}{\partial x} + v \frac{\partial k}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \left[\frac{\nu_t}{\sigma_k} + \nu \right] \frac{\partial k}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ \left[\frac{\nu_t}{\sigma_k} + \nu \right] \frac{\partial k}{\partial y} \right\} + P_k - \varepsilon + C_{fk} (F_x u + F_y v) \quad (3.1.25)$$

$$u \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} + v \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \left[\frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} + \nu \right] \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ \left[\frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} + \nu \right] \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} \right\} + \frac{\varepsilon}{k} [C_1 \{P_k + C_{f\varepsilon} (F_x u + F_y v)\} - C_2 \varepsilon] \quad (3.1.26)$$

ここに、 P_k : 乱れエネルギーの生成項で、次式のように表されている。

$$P_k = \nu_t \left[2 \left\{ \left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial y} \right)^2 \right\} + \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right)^2 \right] \quad (3.1.27)$$

また、 C_μ 、 C_1 、 C_2 、 σ_k および σ_ε : 標準型 k - ε モデルのパラメータで、従来からの推奨値、それぞれ 0.09, 1.44, 1.92, 1.0 および 1.3 を与えることにしている。このほか式 (3.1.25) および (3.1.26) には、植生の形状抵抗の寄与分を表す項に係数 C_{fk} および $C_{f\varepsilon}$ が導入されているが、これらは実験的に定めるべきパラメータとされている。

以上のモデルによる計算結果と清水らの実験結果と

を比較した一例は図3・1・10のようである。ここに、 U : 時間平均流速、 u_{rms} : 主流方向の乱れ強度、 $-\overline{uv}$: レイノルズ応力である。係数 C_{fk} および $C_{f\varepsilon}$ には、それぞれ 0.07 および 0.16 が与えられた。図から明らかなように、時間平均流速、レイノルズ応力、乱れ強度ともにその分布形が良好に再現されている。また、彼らの実験に関する限り、実験条件によって C_{fk} および $C_{f\varepsilon}$ の値を変化させる必要はなかったと述べられている。さらに、本モデルは、植生密度が非常に小さい値から大きいものに変化することに伴う時間平均流速分布や乱流構造の変化、さらには、植生がない区間から植生のある区間に流入した流れが、植生条件に対応した平衡等流に移行する過程も精度よく再現することが確認されている。

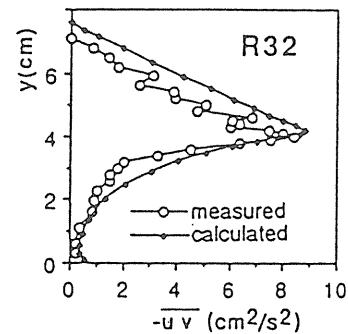
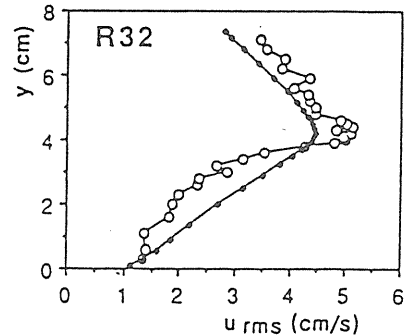
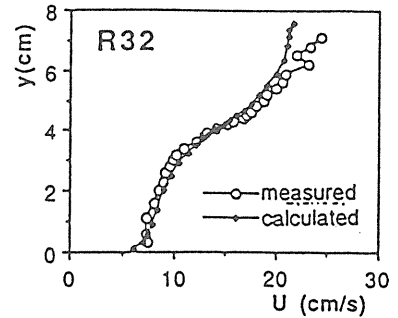


図3・1・10 高次の乱流クロージャーモデルによる数値計算結果と実験結果との比較 (清水・辻本・中川, 1992)

3.1.4 植生の抵抗則

植生と流れの断面平均流速 V_m との関係（抵抗則）は、河道の疎通能評価を行う上で不可欠であり、かなり長年の研究歴史がある。古くは Chow (1959) の著書において、植生を伴う水路の Manning の粗度係数を整理した結果が示されているが、とくに1960年代以降には、より流体力学的な観点から抵抗則を詳細に解明する試みがなされている。

3.1.1でも触れたように、植生の抵抗則に関する最近の研究は、シバなどの低い草本類でライニングされた水路の問題に端を発している。この種の植生の場合、流速分布に式 (3・1・1) のような対数則を当てはめることが可能なことはすでに述べた。ただし、 κ は仮想底面のとり方で変化するし、 u_k/u_* も植生の種類や変形状態によって変化する。そこで、Kouwen ら (1969, 1973) は、平均流速式の一般形を次式のように表示した。

$$\frac{V_m}{u_*} = C_1 + C_2 \ln \left[\frac{h}{k'} \right] \quad (3 \cdot 1 \cdot 28)$$

ここに、 h : 水深、 k' : 植生の変形した状態での高さ、 u_* : 見かけの摩擦速度、 C_1 および C_2 : 植生の幾何条件、力学特性および変形・揺動の状態などによって決まる定数あるいは係数である。Kouwen らは、多様な実際の植生について C_1 と C_2 の特性を調べた結果を紹介している。また、 k' については、その特性を次元解析的に考察している (3.1.1参照)。これとは別に、彼らは、膨大な実験・実測資料に基づき、 n の特性曲線図も作成している (Kouwen・Li, 1980)。また、Chen (1976) は、草本類でライニングされた実際の水路の摩擦損失係数 f の特性をムーディ図の形式でまとめている。さらに、室田・福原 (1983, 1984) は、模擬植生を用いた彼らの実験の結果に基づいて、 f の特性を調べている。

一方、Temple (1986) は、式 (3・1・1) のような流速分布式が普遍性に欠けるのは混合距離のモデル化の方法に問題があると考え、 l を

$$l = \kappa(y - bk') \quad (3 \cdot 1 \cdot 29)$$

のように仮定し直して流速分布式を導き、これを積分して次のような単位幅流量 q の表示式を得た。

$$q = V_l h + \frac{\sqrt{gi}}{\kappa} \left[(h - bk')^{3/2} \ln \left\{ \frac{\sqrt{h - bk'} + \sqrt{h - k'}}{\sqrt{h - bk'} - \sqrt{h - k'}} \right\} - \frac{2}{3} (h - k')^{3/2} - 2(h - bk')\sqrt{h - k'} \right] \quad (3 \cdot 1 \cdot 30)$$

ここに、 b : 経験的に定めるべき定数である。 b の最適値として、Temple は、実際の植生を用いた大規模実験の結果より 0.94 を推奨している。また、 V_l は植生層の流れの平均流速で、次のような経験的抵抗則に基づいて求めることとされている。

$$n_v = \exp \left[C_v \left\{ 0.0133 \left\{ \ln \left[\frac{q_v}{C_u} \right] \right\}^2 - 0.0954 \ln \left[\frac{q_v}{C_u} \right] + 0.0297 \right\} - 4.16 \right] \quad (3 \cdot 1 \cdot 31)$$

ここに、 n_v 、 q_v および C_v : それぞれ植生層内流れの Manning の粗度係数、単位幅流量および植生の幾何条件を表す無次元量、 C_u : 長さの計測単位に係わる補正計数で m -単位ならば $C_u = 1.0$ である。

ところで、3.1.2では、密生した直立性植生の流速分布を定式化した清水らの理論を紹介したが、彼らもその分布式を積分して次のような抵抗則を導いている。

$$h > k : \frac{V_m}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \left(\frac{h'}{h} \right)^{3/2} \left[\left(1 + \frac{l_0}{\kappa h'} \right) \ln \left[\frac{\kappa h'}{l_0} + 1 \right] - 1 \right] + \frac{u_k - u_s}{u_*} \frac{1}{\beta h} \{ 1 - \exp(-\beta k) \} + \frac{u_k}{u_*} \frac{h'}{h} + \frac{Kk}{\sqrt{gh^3}} \quad (3 \cdot 1 \cdot 32a)$$

$$h \leq k : \frac{V_m}{u_*} = \frac{u_s}{u_*} = \frac{K}{\sqrt{gh}} \quad (3 \cdot 1 \cdot 32b)$$

ここに、 $K : u_s$ を $u_s = K\sqrt{i}$ と表示する場合の係数（透水係数）であり、 $K = \sqrt{2g/C_D \lambda}$ と表せる。なお、両式に含まれているパラメーター、 u_k 、 β および l_0 はそれぞれ式 (3・1・14)、(3・1・15) および (3・1・16) により求めることができる。

以上の成果は、主として密生度の大きい植生に関するものであって、流れへの抵抗力としては事実上、植生体の流体抵抗だけしか考慮されていない。これに対して、樹木などのように密生度が比較的小さい植生群落の流れでは、個々の植生体から発する後流が必ずしも河床面全体を覆わないので、河床面の抵抗も十分有

効になる。このような場合の抵抗則を論じるには、人工粗度 (Morris, 1959) や水制 (秋草ら, 1960) の研究などでよく用いられる、いわゆる抵抗分離法が有用である。抵抗分離法とは、ある広さの河床面に着目し、その上の流れに作用する重力の流下方向成分に釣り合う抵抗力を河床の摩擦抵抗力と植生の形状抵抗力との線形重ね合わせで表現したものから V_m あるいは n 求めるものである。この種のアプローチとしては、Petryk・Bosmajian (1975), 福岡・藤田 (1990b), 玉井 (1991) などの研究が挙げられる。それぞれの内容の紹介は省略するが、Petrykらが非水没の植生の問題のみを取り扱ったのに対して、福岡・藤田は植生に上に流れがある場合についても考察している。また、玉井は、水没した灌木から発生するボイルに類

似した組織渦がもたらす付加的抵抗も考慮している。

3. 2 植生を持つ河道内の流れ

3.2.1 植生が流れに及ぼす影響

図3・2・1にその一例を示すように、河道内には種々の植生群落ブロック状あるいは帯状に分布している (福岡・浅野ほか, 1990)。これらのうち、とくに背の高い草本類や木本類で構成された群落の領域 (以下、簡単に植生域と呼ぶ) では、流水の排除効果や流水への抵抗効果が大きく、これによって河道内の流れは2次元あるいは3次元の複雑な流況を呈するようになる。

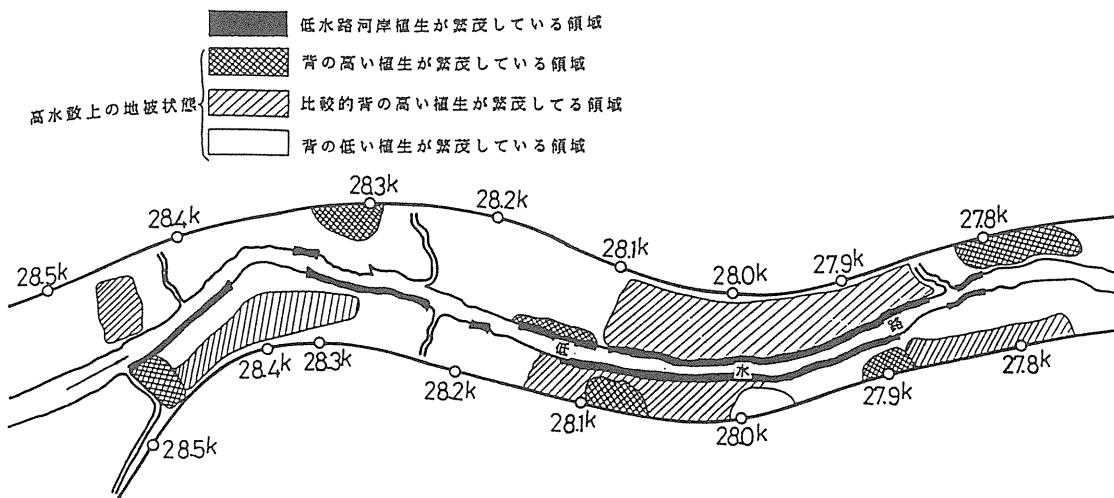


図3・2・1 実際河道 (涸沼川) における植生分布の一例 (藤田・浅野ほか, 1990)

図3・2・2は、低水路と高水敷の境界に沿って帯状に植生域が存在する河道区間において実測された表面流速の横断分布である (福岡・藤田, 1990)。植生域内の流速が著しく低減しているとともに、この影響が植生帯の幅の数倍の広がり非植生域に及んでいる。また、図3・2・3には、清水・中川・岩田 (1990) が側岸に沿って模擬植生を帯状に設置した実験水路で計測した主流方向流速の横断面内分布であり、図3・2・4は、その流れについて、水深平均化された主流方向流速 $\bar{u}$ とレイノルズ応力 $-\bar{u}'w'$ (u' および w' は、それぞれ主流および横断方向の変動流速) の横断分布を描いたものである。この流れにおいても、植生域と非植生域の境界面を挟んで幅の広い流速の遷移領域が形成されている。流速の横断方向変化に着目すると、境界面上において流速の横断勾配が最大値をとり、その

両側で流速が指数関数的に変化して植生域および非植生域に固有のものに収束しており、レイノルズ応力の分布も流速変化に対応したものとなっている。なお、一般に、流速の遷移領域は、植生域より非植生域の方により広く及ぶ傾向がある。

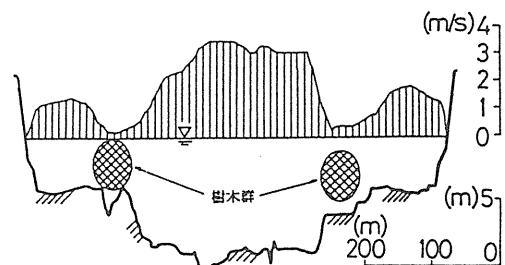


図3・2・2 植生域を持つ河道で実測された表面流速の横断分布 (福岡・藤田, 1990)

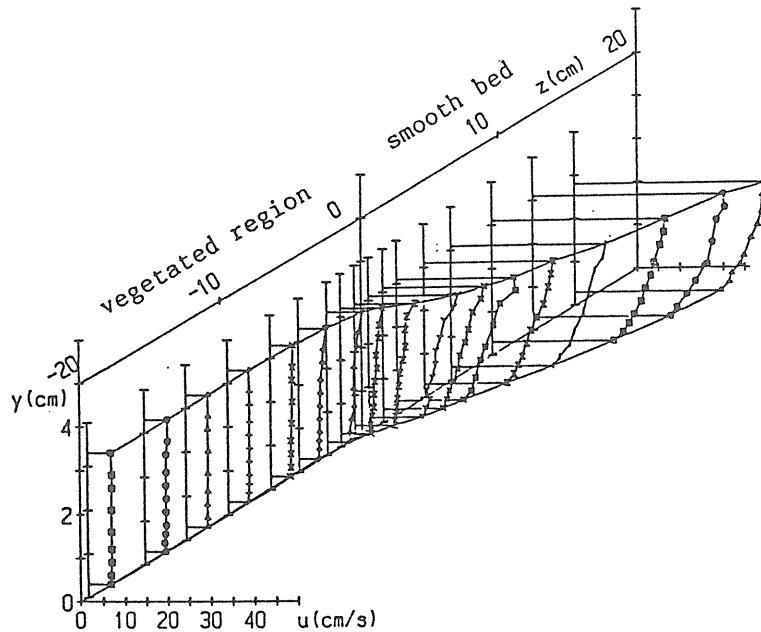


図3・2・3 側壁沿いに植生域を伴う流れにおける主流方向・時間平均流速の横断面内分布
(清水・中川・岩田, 1990)

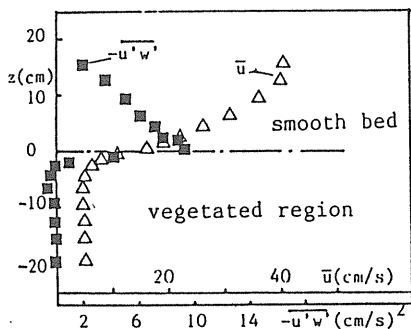


図3・2・4 水深平均された時間平均流速とレイノルズ応力の横断方向分布
(清水・中川・岩田, 1990)

以上のような流れの特性により、植生を伴う河道の疎通能が著しく低下するのは明白である。また、後節でも詳しく述べられるように、流況の変化は流砂や浮遊物質の輸送状況にも直接反映されるので、とくに最近の約10年間、その特性の解明を目的とした研究が盛んに行われてきた。この過程において、当初は、植生の形状抵抗の効果を適当に考慮すれば、この問題を平行自由乱流や2次元浅水流などと同様な手法で取り扱うことができるものとも思われた。ところが、研究の進展に伴い、植生域と非植生域の間あるいは帯状の植生域を挟む二つの非植生域の間には大規模で組織的な交番流（あるいは周期渦）が発生しており、これが上述した流れ場の特性を規定するとともに、物質輸送に

も著しい影響を及ぼしていることが明らかにされた。写真3・2・1に、池田・太田・長谷川（1992a, 1992b）が可視化した組織的流れの一例を示しておく。また、図3・2・5は、福岡・渡辺・津森（1994）が、中央部に帯状の植生域を持つ水路において同時計測した平均値からの水位変動 η' 主流ならびに横断方向の変動流速、それぞれ u' および v' の記録である。2つの流速変動成分については、その積すなわち瞬間レイノルズ応力の計算結果も示されている。いずれの波形も周期性が極めて高く、強い組織性がうかがえる。また、水位と横断方向流速がほぼ同位相であることより、横断方向の流速変動は植生域を挟む2つの水域の水位差に起因しているものと推察される。さらに、瞬間レイノルズ応力は2つの変動流速の双方あるいはいずれかがゼロでないかぎり常に正值をとっていることにも注目される。このほか、辻本・北村（1992, 1994）も、水路側壁沿いに模擬植生を配置した場合の流れについて、水位変動と流速変動の同時計測を行い、各々の、あるいは両者の時・空間相関構造を詳細に調べている。その結果として、水位と流速の変動は植生域と非植生域の境界付近の平均流速で移流されていること、植生域と非植生域の水位変動には位相差がないが、振幅が相違するために横断方向の流速が誘起されること、横断方向の流れは流速の遷移領域のほぼ全域で、しかも全水深にわたって生じていることなどが明らかにされている。

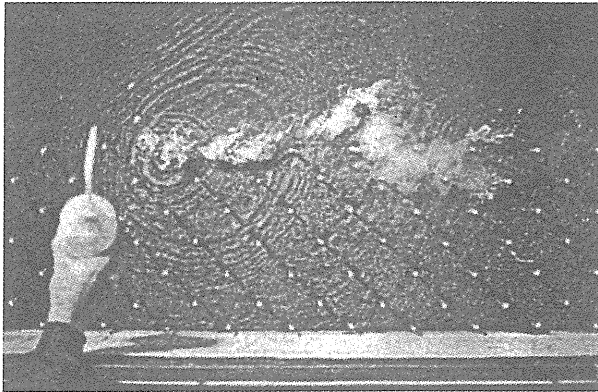


写真3・2・1 植生域と非植生域の境界に発生した組織的流れ
(池田・太田・長谷川, 1992b)

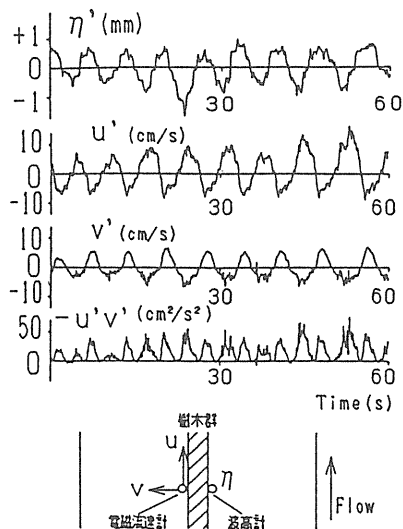


図3・2・5 植生域の近傍における水位と流速の時間変動 (福岡・渡辺・津森, 1994)

3.2.2 断面分割法による抵抗評価法

河床位や河床粗度が横断方向に大きく変化する河道の抵抗を評価する場合、河道断面内の流れを両者がほぼ一定（したがって流速も一定）とみなせる幾つかの小区間に分割し、各区間の流れを1次元的に取り扱った後に合成するという方法が、従来より一般的に行われている。これは、断面分割法とも呼ばれており、その代表例として、すでに広く実用に供されている井田の方法（1960）がある。最近では、福岡・藤田（1989a）が、井田の方法を基礎として、複断面河道の抵抗評価法を検討している。福岡らは、低水路と高水敷の境界に生じる見かけの剪断応力（apparent shear

stress）の効果をとくに重視しつつ、実用的な合成抵抗の評価法を提案している。本書で注目されている植生も河道内粗度要素の一種であるから、断面内の一部に植生域を持つ河道の抵抗評価を断面分割法で行うこともまた可能である。福岡・藤田ら（1987, 1989b, 1990）はこの問題についても系統的な研究を行い、有用な成果を挙げている。

福岡らは、実際河川での植生域の分布や予想される流れの構造などから植生域を持つ河道の流れを次の4種に類型化した（ただし、説明の都合上、タイプ名の付け方は彼らの論文におけるものとは相違している）。

- ①河道の片側に一様で連続的に繁茂した非水没性植生域を有する流れ（タイプA）
- ②河道の片側に一様で連続的に繁茂した水没性植生域を有する流れ（タイプB）
- ③河道の中央に一様で連続的に繁茂した非水没性植生域を有する流れ（タイプC）
- ④河道の中央に一様で連続的に繁茂した水没性植生域を有する流れ（タイプD）

そして、4種の流れのそれぞれについて、非揺動性の模擬植生を用いた水路実験を行った。ついで、断面分割法に基づいて、長方形断面水路の植生域ならびに非植生域に対する運動方程式を記述するとともに、モデルに含まれた2領域の境界面上の剪断抵抗応力の評価法を検討した。

(1) タイプAの流れ

勾配、幅がそれぞれ、 i 、 B で、その片側に幅 b の植生域を持つ水路に水深 h の等流が流れている場合、植生域および非植生域の運動方程式はそれぞれ次のように記述される。

$$[\text{植生域}] \quad \frac{\rho g n_V^2 U_V^2}{R_V^{1/3}} b - h \tau_B = \rho g h i b \quad (3.2.1)$$

$$[\text{非植生域}] \quad \frac{\rho g n_M^2 U_M^2}{R_M^{1/3}} (B - b) + h \tau_B = \rho g h i (B - b) \quad (3.2.2)$$

ただし、 n : Manningの粗度係数、 U : 断面平均流速、 R : 径深であり、これらに付された下付き添字 V および M はそれぞれ植生域および非植生域における値であることを示す。また、 ρ および g : それぞれ水の密度および重力の加速度である。

式 (3.2.1) および (3.2.2) の τ_B は、境界混合係数 f を用いて次のように表されている。

$$\tau_B = \rho f (U_M - U_V)^2 \quad (3.2.3)$$

そして、 f に対しては、水路実験の結果や山崎・石川・金丸 (1984) の理論を参考に、次のような半理論式が導かれている。

$$\frac{f - f_{b=0}}{f - f_{b=\infty}} = 1 - \exp\left[-0.06 \frac{b}{L_V}\right] \quad (3.2.4)$$

ここに、 $f_{b=\infty}$ および $f_{b=0}$ ：それぞれ b が十分大きい場合および b がゼロ（すなわち、植生域がない）場合における f の値、また、 L_V ：植生域内における混合領域の代表幅であり、

$$L_V = \sqrt{\frac{hK}{2g}} f_{b=\infty} \left[\sqrt{\frac{2gh}{F_M}} - K \right] \left\{ (2F_M gh)^{-1/4} + \sqrt{\frac{K}{2gh}} \right\} \quad (3.2.5)$$

のように定式化されている。ただし、

$$K = U_V / \sqrt{i} \quad (3.2.6a)$$

$$F_M = 2ghn_M^2 / h^{1/3} \quad (3.2.6b)$$

(2) タイプBの流れ

タイプBの流れについては、植生層に含まれる部分を死水域とみなして除外すれば、植生域と非植生域の流れの運動方程式がそれぞれ次のように表示される。

[植生域]

$$\frac{\rho g n_{UV}^2 U_{UV}^2}{R_{UV}^{1/3}} b - (h - h_V) \tau_B = \rho g (h - h_V) i b \quad (3.2.7)$$

[非植生域]

$$\frac{\rho g n_M^2 U_M^2}{R_M^{1/3}} (B - b) + (h - h_V) \tau_B = \rho g h i (B - b) \quad (3.2.8)$$

ここに、 h_V ：植生層の高さ、 n_{UV} 、 R_{UV} および U_{UV} ：それぞれ植生層上の流れの Manning の粗度係数、径深および断面平均流速である。 τ_B の表示は式 (3.2.3) と同形であるが、 U_V の代わりに U_{UV} を用いることとされている。また、実験によれば、この場合の f 値は、0.13～0.24程度の値になる。

(3) タイプCおよびDの流れ

河道の中央に植生域をもつタイプCおよびDの流れは、河道の半断面について考えるとそれぞれタイプAおよびBのものに帰着するので、運動方程式や τ_B の式として後者に対するものがそのまま使えるようにも思われる。しかし、福岡らが実験資料に基づいて検討を加えた結果、とくにタイプDで植生層上の水深が小さい場合 ($h \leq 2h_V$) には植生層を死水域として除外できないと判断され、基礎式の修正が行われている（詳細は福岡・藤田 (1990) 参照）。 f については、植生域の両側の流水が植生域を通して大規模に混合するため、タイプAおよびBの場合よりかなり大きくなることが認められた。そして、水理学的考察と実験資料の整理を通して、次のような経験式が提案されている。

$$\frac{K\sqrt{h}}{U_M\sqrt{b}} \leq 0.4 : f = 0.072 \frac{K\sqrt{h}}{U_M\sqrt{b}} \quad (3.2.9a)$$

$$\frac{K\sqrt{h}}{U_M\sqrt{b}} > 0.4 : f = 0.017 + 0.029 \frac{K\sqrt{h}}{U_M\sqrt{b}} \quad (3.2.9b)$$

ただし、タイプDの場合には、 K の代わりに、次式で求められる K_e を用いることとされている。

$$K_e = \frac{1}{n_{UV}} \frac{(h - h_V)^{5/3}}{h} + K \frac{h_V}{h} \quad (3.2.10)$$

3.2.3 水平剪断流モデルによる横断面内流速分布の解析

前節で述べた断面分割法における境界面抵抗力の一般的特性あるいは後節で述べる物質輸送や河床変動を議論する際の基礎として、植生域を伴う河道内における流速の横断方向分布を明らかにしておくことが重要である。この問題に関しては、長方形断面水路の等流について、水深平均化された平面剪断流の解析法を検討した研究がある。

(1) 基礎式

図3.2.6は、片側に植生域を持つ長方形断面水路内の等流の模式図である。ここに、 h ：水深、 u ：水深平均された流速、 u_o ：植生域と非植生域の境界上の流速、 u_V および u_M ：それぞれ植生域および非植生域の平衡流速である。

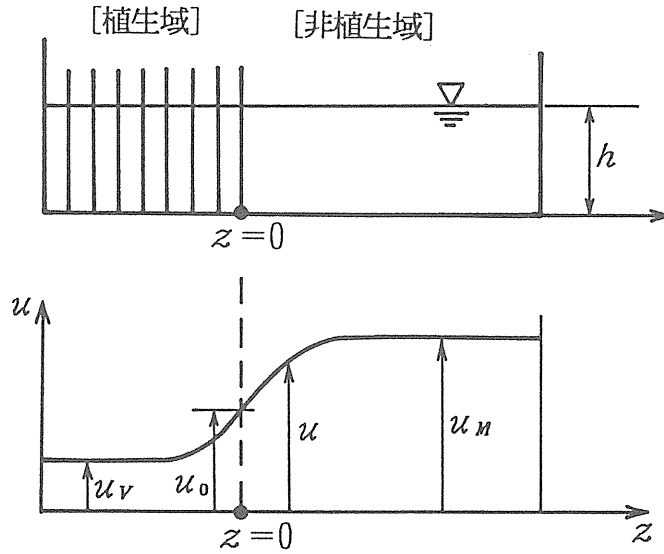


図3・2・6 植生域を伴う水平剪断流の模式図

さて、植生域と非植生域の境界に原点を持つ横断方向の座標を z (植生域から非植生域に向かう方向を正) とするとき、平面剪断流の運動方程式は次のように記述される。

[植生域]

$$gi + \frac{d}{dz} \left[\varepsilon_v \frac{du}{dz} \right] - \frac{1}{h} \left[f_v + \frac{1}{2} C_D \lambda h \right] u^2 = 0 \quad (3.2.11)$$

[非植生域]

$$gi + \frac{d}{dz} \left[\varepsilon_M \frac{du}{dz} \right] - \frac{1}{h} f_M u^2 = 0 \quad (3.2.12)$$

ここに、 f_v および f_M ：それぞれ植生域および非植生域の底面の抵抗係数、 C_D ：植生の形状抵抗係数、 λ ：植生の面積密度 (例えば、平面積 A_v の植生域に直径 d の円柱状模擬植生を N 個並べたとすれば、 $\lambda = dN/A_v$)、 ε_v および ε_M ：それぞれ植生域および非植生域の渦動粘性係数である。

式 (3.2.11) および (3.2.12) は、次のように一つの式で代表させることができる。

$$gi + \frac{d}{dz} \left[\varepsilon_i \frac{du_i}{dz} \right] - \frac{1}{h} f_i u_i^2 = 0 \quad (3.2.13)$$

ここに、 f_i ：各領域の代表抵抗係数であり、下付き i 添字は、1 および 2 の場合にそれぞれ植生域および非植生域を表すものとする。

式 (3.2.13) の解法としては、解析的なものと摂動法による近似解法がある。以下においては、両者による解の概要を説明しておく。

(2) 解析的な解

式 (3.2.13) の解析解を求めた例としては、 ε_i を一定とした山崎・石川・金丸 (1984) および山浦・石川 (1993) の研究、あるいは ε_i が流速に比例するものと仮定した清水・中川・岩田 (1990) の研究がある。

山崎らならびに山浦らは、 u_v および u_M に対応する流速を $u_{i\infty}$ とし、流速差 $v_i (=u_i - u_{i\infty})$ の厳密解を導いた。その結果は、 z を適当な長さの尺度 δ_i (山崎らは水深、山浦らは排除厚さを採用) で、 v_i を $u_{i\infty}$ でそれぞれ基準化するとき、次のように記述される。

$$V_i = \frac{12C_i \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{k_i}} |\zeta| \right]}{\left\{ 1 - C_i \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{k_i}} |\zeta| \right] \right\}^2} \quad (3.2.14)$$

ここに、

$$V_i = v_i / u_{i\infty} \quad (3.2.15a) \quad \zeta = z / \delta_i \quad (3.2.15b)$$

$$k_i = \varepsilon_i h / (f_i u_{i\infty} \delta_i^2) \quad (3.2.15c)$$

$$C_i = \{ 6 + v_{i0} / u_{i\infty} - 2\sqrt{3(3 + v_{i0} / u_{i\infty})} \} (u_{i\infty} / v_{i0}) \quad (3.2.15d)$$

式 (3・2・15d) において, $v_{i0} : z = 0$ の流速 u_0 と $u_{i\infty}$ との差, すなわち $v_{i0} = u_0 - u_{i\infty}$ である. そして, v_{i0} は, $z = 0$ において 2 領域の流速分布曲線が滑らかに接続する条件から決定される (具体的な表示については山浦ら (1993) を参照).

しかしながら, 式 (3・2・14) 式は形が複雑で取り扱いにくい. そこで山崎らは, 基礎式から v_i^2 を省略し, 次のような近似解を得ている.

$$v_i = (u_0 - u_{i\infty}) \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{k_i}} |\zeta| \right] \quad (3 \cdot 2 \cdot 16)$$

本式における u_0 は, $F_i = \sqrt{f_i u_{i\infty} / (\varepsilon_i h)}$ として, 次のように求められている.

$$u_0 = \frac{u_{1\infty} \sqrt{F_1} + u_{2\infty} \sqrt{F_2}}{\sqrt{F_1} + \sqrt{F_2}} \quad (3 \cdot 2 \cdot 17)$$

なお, 山崎らは, 試行計算の結果より, 実用上では, 近似解だけで十分であることを示している.

以上の結果の利用において問題になるのは ε_i の与え方である. 山崎らは, $\varepsilon_i = \varepsilon$ (一定) と仮定したのち, これを規定する長さスケールとして $z = 0$ で引いた流速分布曲線の接線が $u_i = u_{i\infty}$ と交わる 2 点の間隔を, 速度のスケールとしては速度差 ($u_{2\infty} - u_{1\infty}$) を選んで ε の表示式を得ている.

$$\varepsilon = \frac{1}{2} \gamma_L (u_{2\infty} - u_{1\infty})^2 \left[\frac{1}{\sqrt{f_1 u_{1\infty}}} + \frac{1}{\sqrt{f_2 u_{2\infty}}} \right]^2 h \quad (3 \cdot 2 \cdot 18)$$

ここに, γ_L : 実験定数 ($= 0.01 \sim 0.03$) である.

一方, 清水ら (1990) は, レイノルズ応力と流速の実測値から ε_i を逆算し, それが,

$$\varepsilon_i = \gamma_{vi} u_i h \quad (3 \cdot 2 \cdot 19)$$

のように局所流速にも比例して変化する傾向があることを見いだした. これに基づいて式 (3・2・13) を解いた結果は,

$$u_i = \{u_{i\infty}^2 - (u_{i\infty}^2 - u_0^2) \exp(-A_i |z/h|)\}^{1/2} \quad (3 \cdot 2 \cdot 20)$$

のようになる. ここに, $A_i = \sqrt{2f_i / \gamma_{vi}}$ であり, u_0 は次のように表されている.

$$u_0 = \left\{ \frac{\sqrt{\gamma_{v1} f_2 / (\gamma_{v2} f_1)} u_{2\infty}^2 + u_{1\infty}^2}{\sqrt{\gamma_{v1} f_2 / (\gamma_{v2} f_1)} + 1} \right\}^{1/2} \quad (3 \cdot 2 \cdot 21)$$

(3) 摂動法による近似解

摂動解法とは, 非線形性のためにそのままでは解きにくい方程式を一連の線形方程式に漸近展開して解く方法である. 泉・池田・伊藤 (1989) および, 池田・泉 (1991) は, 植生域を伴う流れの浮遊砂濃度の研究において, 式 (3・2・11) および (3・2・12) の摂動解を 1 次まで求め, その後, 池田・太田・長谷川 (1992a) は, 植生域と非植生域との境界付近に生じる周期渦の発生機構を解析する際に, 2 次までの解も求めている. ただし, 1 次と 2 次の解の差はさほど大きいものではない. 一方, 山浦・石川 (1993) は, 流速差 $v_i (= u_i - u_{i\infty})$ について, その摂動解の一般形を求めている. 以下においては, それらの代表例として, 池田・泉の解を紹介しておく.

まず, 渦動粘性係数および底面の摩擦抵抗係数を横断面内で一定とみなすとともに, 非植生域内の植生域から無限に遠い点では, $ghi = fu_M^2$ となることを考慮しつつ式 (3・2・11) および (3・2・12) を無次元化すれば次のようになる.

$$1 + \nu \frac{d^2 \phi}{d\zeta^2} - (1 + \chi) \phi^2 = 0 \quad (3 \cdot 2 \cdot 22)$$

$$1 + \nu \frac{d^2 \phi}{d\zeta^2} - \phi^2 = 0 \quad (3 \cdot 2 \cdot 23)$$

ここに, $\phi = u/u_M$, $\zeta = z/B$ (B : 水路幅), $\nu = \varepsilon h / (fu_M B^2)$, $\chi = C_D \lambda h / 2f$, である. ただし, ここでは, z が非植生域から植生域に向かう方向 (図 3・2・6 とは逆) にとられている. 池田・泉は, 上の基礎式の変数 ζ を $p = \zeta / \nu^{1/2}$ のように変換したものに摂動解法を適用して, 次のような 1 次までの解を導いている.

[植生域]

$$\phi = J \left\{ J + (1 - J) \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{\nu}} \frac{\zeta}{J} \right] \right\} \quad (3 \cdot 2 \cdot 24)$$

[非植生域]

$$\phi = 1 - (1 - J) \exp \left[\sqrt{\frac{2}{\nu}} \zeta \right] \quad (3 \cdot 2 \cdot 25)$$

ここに, $J = 1/(1 + \chi)^{1/4}$ である. 図 3・2・7 は, この解と実験結果とを比較したものである. ただし,

$\bar{u}$: 流速, y : 植生域・非植生域境界に原点を持ち, 植生域の側を正とする横断方向の座標. 流速分布の説明には, 1次までの解だけでも十分であることがわかる. なお, ε については, $\varepsilon = \gamma_M u_M h$ とする場合の係数 γ_M が実験水路で 0.16~0.4 程度になることが示されている (泉ら, 1989). ただし, その後, 池田ら (1992a) は, ε を流速差 ($u_M - u_0$) と排除厚さ $\delta_{dis} = (\nu/2)^{0.5} (J+1)B$ に関係付けて,

$$\varepsilon = \gamma_D \delta_{dis} (u_M - u_0) \quad (3.2.26)$$

のように表現し直し, 式中の係数 γ_D に対しては, 次のような実験式を提案している.

$$\gamma_D = 0.035 \exp \{-2.95 \exp(-3.8J^2)\} \quad (3.2.27)$$

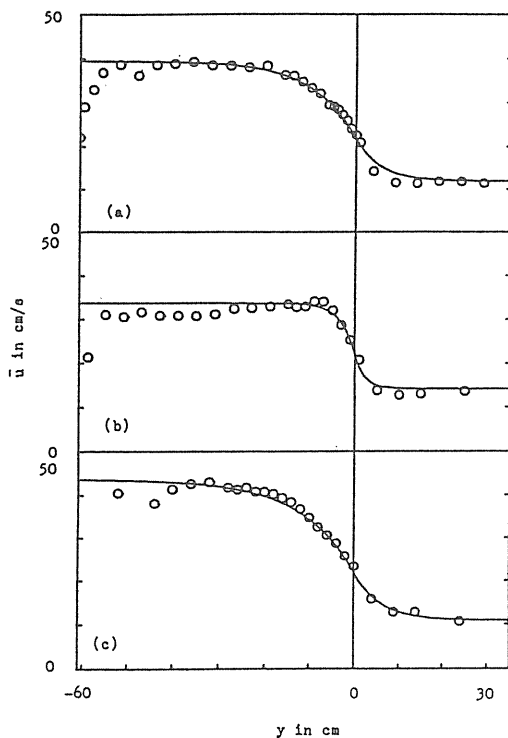


図3・2・7 池田・泉の摂動解 (1次) と実測値との比較 (池田・泉, 1991)

3.2.4 高次の乱流クロージャーモデルによる数値計算法

高次の乱流クロージャーモデルによる流れの解法とは, 時間平均の流れ場に関する方程式とレイノルズ応力を支配する乱流特性量 (乱流エネルギーやその逸散

率など) の方程式とを連立させて数値解析しようとするものである. これについては前節でも触れたが, 基礎式の構成方法や数値解法に関する基本的な面は, 植生を伴わない流れを対象にかなり詳しく研究されており, 単一のモデルにより多様な形態の流れを良好に再現できることが実証されている (和田ら, 1992).

植生域を伴う流れへの高次乱流モデルの適用を試みた例としては, 清水・辻本・中川 (1992b) および灘岡・八木 (1993) の研究がある.

清水らは, 植生の存在を考慮しつつ空間平均化されたレイノルズ方程式と乱流現象に対する $k-\varepsilon$ 方程式 (いずれも3次元の定常式) を連立させて解くことを試みた. このとき, k および ε の方程式の中に植生による乱れの発生量を評価する項を付加したことは前節でも紹介したとおりであるが, さらに, 応力モデルとしては, 植生による乱れの非等方性を考慮して, 複断面水路の問題において河原 (1987) がその有効性が明らかにしたLaunder・Ying (1973) の応力代数モデルを採用した. 本方法を水路の片側に植生域を伴う非越流流れに適用して適合性を検討した結果によると, 時間平均の流れ場は全領域において非常に良好に再現されたが, レイノルズ応力を初めとする乱れの特性量については, 一部にかなり大きい計算値と実測値の相違が見られ, レイノルズ応力モデルの改善の必要性が指摘された.

灘岡らは, SDS & 2-D (subdepth-scale & 2-D horizontal) モデルと称する, 水深平均化されたレイノルズ方程式と k -方程式 (いずれも2次元の非定常式) を連立させて数値計算する方法を提案している. 植生が流れに及ぼす影響の評価法は, 表示方法に若干の差があるものの, 清水らのものと同様である. 灘岡らは, 池田ら (1992a) や辻本ら (1992) の実験に対応した条件での数値計算を行い, 本計算法が, 時間平均の流れ場のみならず植生域・非植生域の境界付近に発生する水平大規模渦の構造や挙動なども十分的確に再現し得ることを示した.

3.2.5 大規模な水平混合のモデル化

植生域と非植生域の境界付近に発生する流体の大規模な水平混合は2領域の境界面剪断応力の第1支配因子であるとともに, 物質輸送とも深く関係することから, その機構の解明とモデル化を試みた研究がいくつかなされている.

まず, 池田・太田・長谷川 (1992a) は, 植生域と非植生域の境界付近に見られる周期渦が, 変曲点を持

つ tangent hyperbolic 型の流速分布における組織渦と同様な性質を持つものと推察した。そして、これに関する Michalke (1964) および Tamai・Asaeda・Ikeda (1986) の理論を参考にしつつ、植生域を伴う流れ場の線形不安定解析を行っている。すなわち、平均の流速分布式としては、2 次までの摂動解を用い、粘性を無視したオイラー方程式に基づいて擾乱の振幅に関する Riccati 型の基礎式を導き、その数値積分の結果から、擾乱の発達率を最大にする周波数として周期渦の卓越周波数を求めている。このような理論解と彼らならびに辻本 (1991b) の実験結果がよく一致したと報告されている。

これに対して、福岡・渡辺・津森 (1994) は、流速分布形をあらかじめ与えて行う池田らの線形解析の不十分さを指摘したのち、卓越周波数と流速分布の相互依存性関係を考慮した非線形不安定解析法を提案している。流れの基礎式としては平面浅水方程式を用い、周期渦の効果を卓越波長とその $1/2$ 波長の変動の重ね合わせで表現したのち、植生域と非植生域の境界におけるレイノルズ応力が最大になる条件より卓越波長を決定するとともに、平面流況も算定した。福岡らは、彼らの計算法を単断面水路の中央に細い植生域がある場合ならびに複断面水路の低水路沿いの高水敷に細い植生域がある場合の実験に適用し、良好な再現結果を得ている。

このほか、辻本・北村 (1992,1994) は、3.2.1 でも紹

介した詳細な水路実験の結果に基づき、植生域と非植生域の流れを 1 次元化して、両者の相互作用を境界面を介した低周波の周期的横流出流速で代表させる解析モデルを構築した。このモデルは、池田らあるいは福岡らのものより単純であるが、彼らの実験で観測された水面変動と流速変動との相関構造や低周波の横断混合による付加的抵抗の発生過程をおおむね良好に説明している。

3. 3 掃流力の大きさと土砂の動き

3.3.1 植生による河床変化のメカニズム

図3・3・1は、平面的に見た土砂移動の様子を模式的に示したものである。まず、流れが植生域に差し掛かる部分では、植生の抵抗による減速効果が始まったばかりなので、流速はさほど減少しない。したがって河床の掃流力は強く、洗掘が生じる可能性がある。ここで掃流力が大きいのは、単に流速が速いままであるためだけではない。流下に伴い、植生域手前まで単純に低下してきた掃流力は、植生域に入った直後一旦増加することが知られている。これは、非植生域から植生域へと鉛直方向の流速分布が変化するためと考えられており、粗度急変部と同様なオーバーシュート効果が生じているといえる。

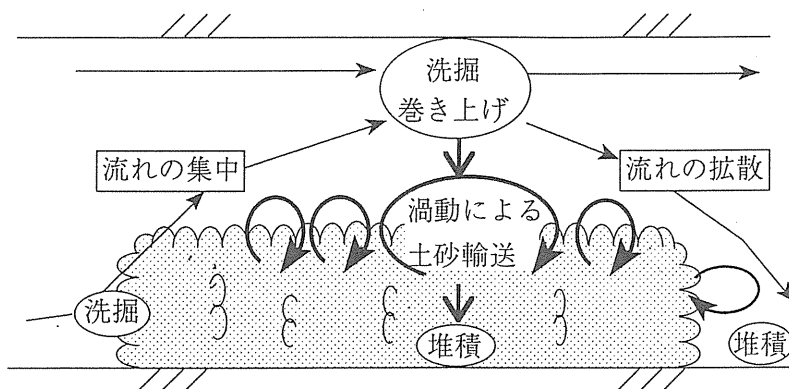


図3・3・1 平面的に見た土砂の動き

また、植生域では流下とともに植生の影響を受けて減速するので、その分、傍らの非植生域へと流れが集中していくことになる。非植生域では流れの集中のために流れが加速され、植生がない場合に比べて土砂の移動量が大きくなり、結果として非植生域はより洗掘

傾向となる。

植生域の長さが十分にあれば、もはや流れ方向には変化しない平衡状態に達するようになる。ただしその場合でも、土砂輸送は流れ方向のみではなく、横断方向にも生じている。浮遊砂に対しては横断方向の乱流

拡散が作用して、浮遊砂濃度の高い非植生域から低濃度の植生域へと輸送される。このとき、流れの速い非植生域と遅い植生域との間には、大規模な渦動が生じており、そのために横断方向の拡散は通常の場合よりも大きくなる。一方、掃流砂に対しては、平衡領域では流れはどこも流下方向を向いているので、通常ならば横断方向の掃流砂輸送は有り得ないところである。もちろん河床が横断方向に勾配を有しておれば、その向きに掃流が発生する。ところが平坦床においても、先に述べたように、非植生域と植生域との間に形成される自由せん断渦がきわめて大規模しかも低周波なので、掃流砂がこれに追従して、横断方向の運動が生じるようになる。そして、掃流力の強い非植生域から弱い植生域への掃流砂量が、その逆向きの掃流砂量よりも卓越することから、正味としては非植生域から植生域への掃流砂輸送が行われる。以上のように、この平衡領域では、浮遊砂、掃流砂いずれについても非植生域から植生域への土砂輸送が生じることになる。そして、一般に植生域では掃流力は極めて小さいので、植生域の奥へと土砂が輸送される途中で輸送限界が生じ、縦筋地形を形成することになる。

さらに流下して植生域がとぎれる頃になると、流れの速い非植生域から遅い植生域へと流れの拡散が生じる。これに伴い、非植生域の下流側は掃流力が低下するので、上流に比べて相対的に堆積傾向となる。植生域の下流側ではその逆に堆積傾向が衰える。ただし、植生域のすぐ背後では未だに流速が遅く、場合によっては、急拡部や鈍い物体背後のように死水域が生じるので、堆積する領域や堆積量の特性が、植生域内部とはまた異なる傾向を示すようになる。

こうして平面的に捉えるだけでも、さまざまな形で土砂輸送が行われており、河川地形の変化に寄与していることがわかる。しかしながら、これまでの研究の

大半は、流れ方向に変化のない平衡領域のみを対象としている。しかも、数値計算も含む「解析方法」の妥当性を、実験・観測データにより検証している段階にとどまっているものがほとんどである。今後は、植生域の上下流に見られる遷移領域も含めて、流れ・土砂・地形の「定量的な傾向」を把握していくことが必要である。

3.3.2 平衡領域における底面せん断力の評価

(1) 植生が水没していない場合

この場合は、底面から水面までが一つの植生層内流れとして認識できるので、水深平均流速 u を有意な流速スケールと考えることができる。そして、底面せん断応力 τ_b を、

$$\tau_b = \rho C_f u^2 \quad (3.3.1)$$

のように表すことが多い。ここに、 ρ : 水の密度、 C_f : 摩擦係数である。摩擦係数は植生のない場合の抵抗則を参考にして決める。水深平均流速は、例えば、流れ方向に一樣な直線水路における運動方程式

$$\rho g h i_0 - \rho \frac{C_f}{\cos \theta} u^2 - \frac{1}{2} \rho \frac{C_D \alpha h}{\cos \theta} u^2 + \frac{d}{dy} \left(\epsilon_y h \frac{du}{dy} \right) = 0 \quad (3.3.2)$$

を解いて求めることになる (i_0 : 河床勾配, θ : 横断方向河床勾配, C_D : 植生 1 本当たりの抗力係数, $\alpha \equiv d/l_x l_y$: 植生密度, d : 植生の直径, l_x, l_y : 流れ方向および横断方向の植生の間隔, ϵ_y : 横断方向の渦動粘性係数, 図3.3.2参照)。上式において、第1項は重力、第2項は底面摩擦、第3項は植生による抗力、第4項は横断方向の乱流混合を示している (泉・池田, 1989)。

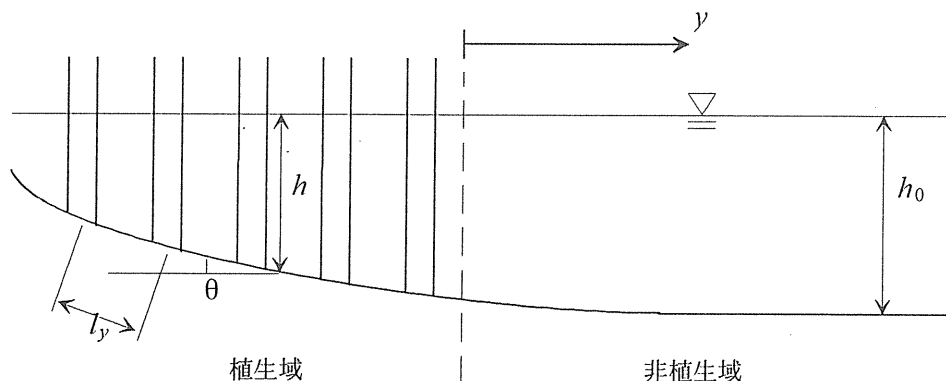


図3.3.2 植生が水没しない場合 (泉・池田, 1989を改変)

幅広い河川では、植生域から十分離れたところでは、河床も平坦であり、流速分布も一様になっている。そこでの流速および水深を u_0 , h_0 とすると、底面せん断応力は

$$\tau_{b0} = \rho g h_0 i_0 = \rho C_f u_0^2 \quad (3.3.3)$$

と書ける。この関係を用いて式 (3.3.2) を無次元化すると、次のようになる。

$$H - \frac{U^2}{\cos \theta} - \chi H \frac{U^2}{\cos \theta} + \nu \frac{d}{d\eta} \left(H \frac{dU}{d\eta} \right) = 0 \quad (3.3.4)$$

ただし、 $U = u/u_0$, $H = h/h_0$, $\eta = y/B$ (B : 水路幅), $\chi = C_D \alpha h_0 / (2C_f)$, $\nu = \epsilon_y h_0 / (C_f u_0 B^2)$ である。

式 (3.3.4) の一般解を求めるのは、 h が変化する場合も考えると非常に困難であるので、ここでは次のように考える。まず、河床が十分に粗ならば、 α はほぼ一定の値 0.13 をとる。また通常 $C_f = 0.005 \sim 0.01$ であるので、 $\alpha / \sqrt{C_f} = 1 \sim 2$ 程度といえる。したがって、 h_0/B が十分小さければ ν は微小量であり、横断方向の流速分布が急変する植生・非植生域の境界部付近以外では、式 (3.3.4) の第 4 項は無視できることになる。すると植生域から側岸部へかけての底面せん断応力は、 ν^0 オーダーの近似の下に

$$\frac{\tau_b}{\tau_{b0}} = \frac{H}{1 + \chi H} \cos \theta \quad (3.3.5)$$

となる。実際、泉・池田(1989)は、このせん断応力分布から礫床河川の河床形状を求め、それを元に、流速および河床せん断応力の ν^1 近似解を求めている。

また、横断方向にほとんど平坦 ($\theta \approx 0$) で水深も一定 ($H \approx 1$) と見なせるとき、流速分布の ν^1 近似解は

$$U = 1 - (1 - \sqrt{U_s}) \exp(-y/b_m) \quad (y > 0) \quad (3.3.6)$$

$$U = U_s + \sqrt{U_s} (1 - \sqrt{U_s}) \exp(y/b_s) \quad (y < 0) \quad (3.3.7)$$

となる。ただし、 $b_m = B\sqrt{\nu/2}$, $b_s = b_m/(1 + \chi)^{1/4}$, また $U_s = 1/(1 + \chi)^{1/2}$ は植生域での無次元平衡流速である。この流速分布と式 (3.3.1) とから、境界部 ($y=0$) 付近の底面せん断応力を評価することができる。なお、池田ら (1992a) は境界部に生じる周期渦の不安定解析に際して、より精密な ν^2 近似解も求めている。

(2) 植生が水没している場合

図 3.3.3 に見られるように、植生が水没して植生上にも流れが存在する場合の底面摩擦を検討した例は意外と少ない。この場合、流れは植生層内と植生上の 2 領域で特性を異にしているので、非水没時のように水深平均流速を用いるのは物理的意味をなさない。

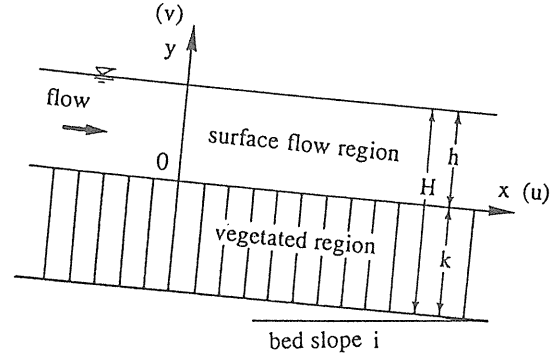


図 3.3.3 植生が水没している場合 (清水・辻本・中川・北村, 1991)

清水・辻本・中川・北村(1991)は、模擬植生を $l_x = l_y (=l)$ の正方形配置にして室内実験を行い、植生層上のせん断応力 (レイノルズ応力) は通常の開水路と同様に直線分布を示すのに対して、植生層内では植生の抵抗のためにせん断応力が指数関数的に減少することを示した。図 3.3.4 は $k = 4$ cm の場合の測定例である。図中、レイノルズ応力 $-u'v'$ は $u^2 (= \tau_k/\rho)$ で無次元化してある ($\tau_k = \rho g h$ は植生層頂上に作用するせん断応力, h は植生上の水深, k は植生の高さ。その他の記号は図 3.3.3 参照)。これに従えば、底面せん断力は次のようになる。

$$\tau_b = \tau_k \exp(-\alpha k) \quad (3.3.8)$$

ここに、 α は、せん断応力の減少に係る長さスケールの逆数であり、清水らは実験の範囲内において、おおよそ

$$\alpha l = 0.17 \left(\frac{h}{k} i_0 \right)^{-0.25} \quad (3.3.9)$$

のように変化することを見出している。

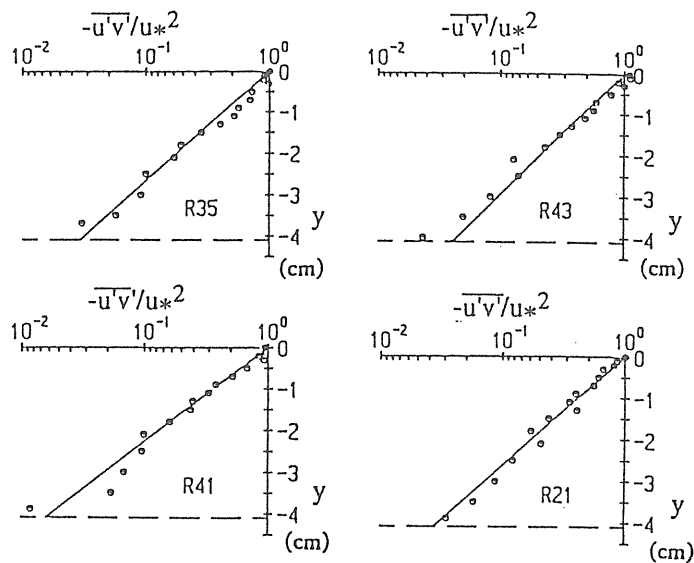


図3・3・4 植生層内のレイノルズ応力分布の測定例
(清水・辻本・中川・北村, 1991)

3.3.3 遷移領域における底面せん断力

以上は流れ方向に植生が一様に繁茂し、流れ方向の変化がない場合のものである。この場合は、植生による抵抗が重力成分を支持する分だけ、底面せん断応力は小さく抑えることができる。しかしながら、流れの途中から植生が繁茂しており、流れが平衡状態に達するまでの遷移領域では、大きなせん断応力が作用するので注意が必要である。図3・3・5は、宮田・池田(1992)による風洞実験での測定例である。横軸 x は流

れ方向座標を表し、 $x < 0$ は非植生域、 $x = 0$ 以降が植生域である。底面せん断応力は非植生域から植生域に入る際に一度大きくなり、以後は植生内の流速の低下とともに減少している。植生域に入ってせん断応力が一旦大きくなるのは、滑面～粗面急変部でも見られるオーバーシュート効果で、植生密度が高くなるほど顕著になる。こうした遷移領域における現象については、清水ら(1992a)の $k-\varepsilon$ モデルによる数値計算などが行われているが、植生遷移域に関しての一般的な傾向は未だ不明のままである。

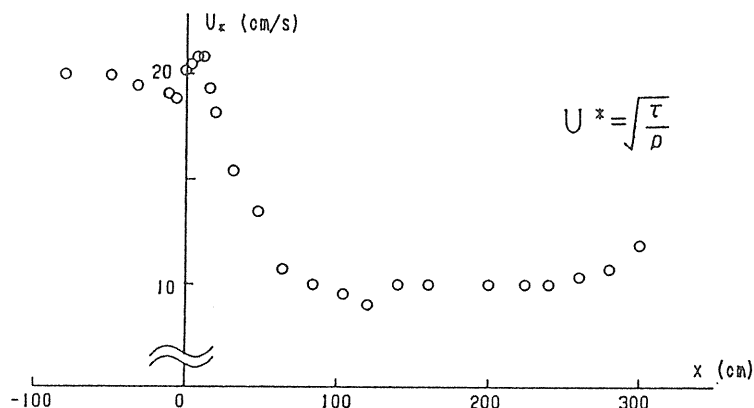


図3・3・5 植生遷移領域での摩擦速度の流れ方向変化
(宮田・池田, 1992)

3.3.4 河床の摩擦係数・粗度係数

摩擦係数 C_f の値は、植生のない場合の抵抗則を参考にして決めることになる。これまで行われてきた植生水利の研究では、植生のない場合の抵抗則を流用しているものがほとんどである。たとえば、Manning則なら

$$C_f = \frac{gn^2}{h^{1/3}} \quad (3.3.10)$$

Manning-Stricklerの式では

$$C_f = 7.66^2 \left(\frac{d}{h}\right)^{1/3} \quad (3.3.11)$$

あるいはKeulegan則では

$$C_f = [6 + 2.5 \ln \frac{h}{k_s}] \quad (3.3.12)$$

という具合になる（これらを使用した例としては順に、平林・山本 1992, 辻本ら 1994, 泉・池田 1989などが挙げられる）。ただし、 g ：重力加速度、 n ：粗度係数、 k_s ：相当粗度、 h ：水深である。

これらの値は植生がない場合と流速の分布形が同一であることを仮定することになる。ところが、渡邊ら (1991) は、植生が水没しない場合の鉛直方向流速分布の解析を行い、植生層内の流速分布が植生のない場合に比べて均一になっていることを示している。そして、植生がない場合の粗度係数および摩擦係数を、植生がある場合には補正すべきであるとして、その補正量を求めている。この解析では ϵ_z の評価に問題はあるものの、例えば高水敷など摩擦係数が大きな場合には相対的な補正量も大きくなることから、植生域の粗度の評価には注意が必要である。

3.3.5 掃流砂量の評価

掃流砂に関しては、何らかの形で底面せん断応力を評価し、後は植生のない場合の研究成果を援用しているものがほとんどである。まず限界掃流力 τ_c^* ($\tau^* = \tau / (R_s g d)$, $R_s = (\rho_s - \rho) / \rho$, (ρ_s ：砂の密度、 ρ ：水の密度) については、例えば泉・池田 (1989) は通常河川における Egiazaroff の式

$$\frac{\tau_{cm}^*}{M} = \frac{0.05}{[\log_{10}(19M)]^2} \quad (3.3.13)$$

を用いて混合粒径の効果を取り入れている。ここに下添え字 m は平均的なものを示しており、また $M = d_{90} / d_m$ である。辻本・北村・中川 (1994) は、 τ_{cm} には岩垣公式による値を用い、混合粒径に対しては通常河川における分級の解析に用いた式

$$\frac{\tau_{ci}^*}{\tau_{cm}^*} = \left(\frac{d_i}{d_m}\right)^{-1} \quad (3.3.14)$$

を援用している。

次に掃流砂量については、例えば辻本ら (1994) は、植生がない場合の研究で定式化された pick-up-rate 式を用いて、平衡領域における単一粒径および混合粒径に関する解析を行い、実験の傾向をよく説明している。ここでポイントとなるのは、平坦床においても横断方向の掃流砂量が発生することである。側岸に沿って植生帯が存在する場合、非植生帯との境界に周期的で大きな水平渦が発生することはよく知られている。この低周波の大規模渦のために、流速の横断方向成分の時間平均がゼロであっても、非植生域から植生域へあるいはその逆向きの土砂移動が交互に行われる。そして結果的に、掃流力の大きな非植生域から、掃流力の小さな植生帯へと向かう掃流砂フラックスが発生することになる。

図 3.3.6 は、この原理に基づいた解析結果と実験結果とを比較した一例である。図中、 q_{Bz}^{net} は正味の横断方向掃流砂フラックスで、植生の影響の及ばない領域での流下方向掃流砂量 q_{B0} で無次元化してある。横軸 z は横断方向座標で、平均水深 h_0 で無次元化してある ($z < 0$ が植生域、 $z > 0$ が非植生域)。また、 F_{r0} はフルード数 ($\equiv u_{m0} / gh_0$, u_{m0} は植生の影響の及ばない領域での主流速)、 d は砂の粒径、 Ω は植生密度を表すパラメータ ($\equiv 0.5 C_D \lambda h_0$, C_D は植生の抵抗係数、 λ は水の単位堆積当りにおける植生の遮蔽面積) である。非植生域と植生域との境界部では、非植生域の流れ方向掃流砂量の 1 割程度にまで達する横断方向掃流砂量が生じているのがわかる。また、横断方向掃流砂フラックス q_{Bz}^{net} の横断方向微分 $\partial q_{Bz}^{net} / \partial z$ は、河床高の時間変化率の大小を表している。図 3.3.7 は解析から得られた $\partial q_{Bz}^{net} / \partial z$ と実際に測定された横断河床形状 y_b を示しており、流れ方向に形成される縦筋地形の位置をほぼ再現しているものといえる。さらに図 3.3.8 には、さまざまな条件下での解析結果を示

している。条件によっては、この縦筋地形は植生域内ではなく、非植生域に形成される場合があるのは重要

な知見であろう。

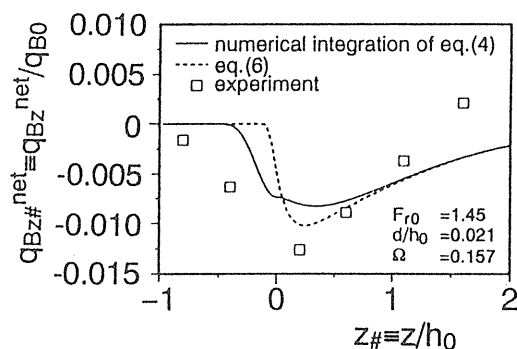


図3・3・6 正味の横断方向掃流砂量の横断方向変化 (単一粒径の場合. 辻本ら, 1994)

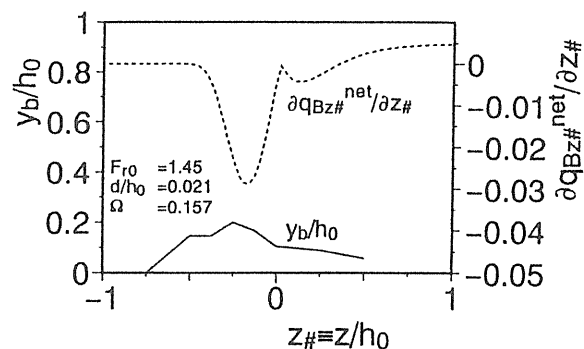


図3・3・7 植生境界部の横断河床形状 (単一粒径の場合. 辻本ら, 1994)

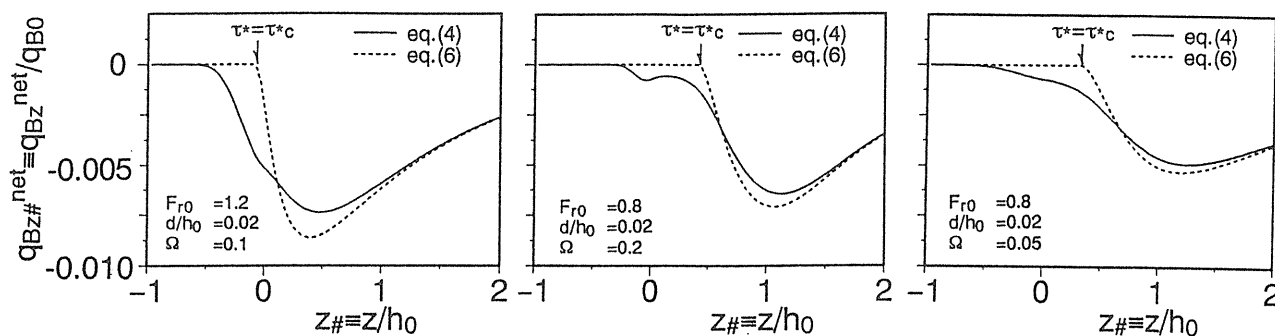


図3・3・8 正味の横断方向掃流砂量の計算例 (単一粒径の場合. 辻本ら, 1994)

混合粒径の場合も、同様な考え方を適用できる。図3・3・9は混合粒径の場合の横断河床形状の時間変化の測定例を示したものである。植生境界付近に砂礫が堆積し、縦筋が形成されており、それが時間の経過とともに植生域内部へと位置が移動していくのがわかる。

しかも、粒径が小さいほど横断方向掃流砂フラックスが大きいので、細かい砂ほど植生域の奥へ堆積するという分級現象が生じる。このことは、植生の種類による粒径の嗜好性から、植生と河道の動態を考える上で極めて興味深い現象といえる。

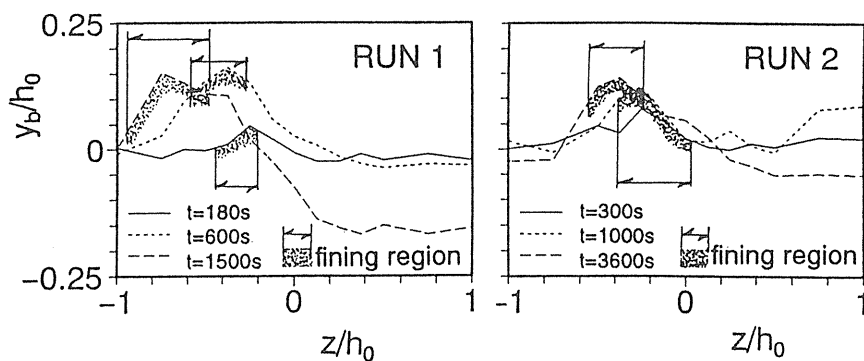


図3・3・9 混合粒径実験における縦筋地形の形成 (辻本ら, 1994)

なお、掃流砂に関してこれまでに行われた研究は、すべて植生が水没していない場合のものである。とはいえ、以上の研究成果を見ると、底面せん断応力さえ適切に評価できれば、植生のない場合の研究成果を流用することができそうである。ただし、植生による遮蔽効果や植生と砂礫のスケールが拮抗する場合など、未だに明らかにされていない部分もあり、適用範囲には十分に注意すべきであろう。

3.3.6 浮遊砂量の評価

(1) 鉛直方向浮遊砂分布

植生が水没していない場合の浮遊砂分布は、植生のない場合と同様な手順で考えることができる。まず、平衡状態にあるときの浮遊砂の状態は、鉛直下方への沈降と乱れによる巻き上げ（拡散）がバランスしていると考えて

$$v_s C + \epsilon_z \frac{dC}{dz} = 0 \quad (3.3.15)$$

ここに、 C ：浮遊砂濃度、 v_s ：浮遊砂沈降速度、 ϵ_z ：鉛直方向浮遊砂拡散係数、 z ：河床からの鉛直上向き座標である。 ϵ_z を一定としてこれを解けば、いわゆる指数型分布

$$C = C_a \exp\left(-\frac{v_s}{\epsilon_z} z\right) \quad (3.3.16)$$

が得られる（ C_a ：底面浮遊砂濃度）。底面浮遊砂濃度

C_a は、平衡状態では、無次元巻上量 E に等しい。これは

$$\epsilon_z \left. \frac{dC}{dz} \right|_{z=0} = -v_s E \quad (3.3.17)$$

で定義されるものであり、植生のない場合について数多くの測定が行われており、それらをまとめた結果によれば

$$E = K \left(\frac{u_*}{v_s} \right)^2 \quad (3.3.18)$$

となる。ここに K は比例定数（ $=6.7 \times 10^{-5}$ ）である（池田ら，1992b）。

図3・3・10は、室内実験における浮遊砂濃度の鉛直分布の例である。この実験では側岸に一樣に植生を配置しており、横断方向座標 y が負の部分が非植生域、正の部分が植生域になっている。図中のプロットされている点が測定結果、実線が先述の指数型分布を当てはめたものである（ ϵ_z は実測値とよく適合するように値を設定した）。これより、非植生域から植生域にかけて、鉛直方向浮遊砂濃度分布を指数型分布でよく表すことができるといえる。また、その際の ϵ_z の値を $u_* h$ で無次元化したものの横断方向分布を図3・3・11に示す（図中、 D は水深を意味する）。 ϵ_z は植生域内で若干大きくなるものの、おおよそ一定で、平均的には

$$\epsilon_z = 0.077 u_* h \quad (3.3.19)$$

となり、従来からよく知られている値とよく一致している。

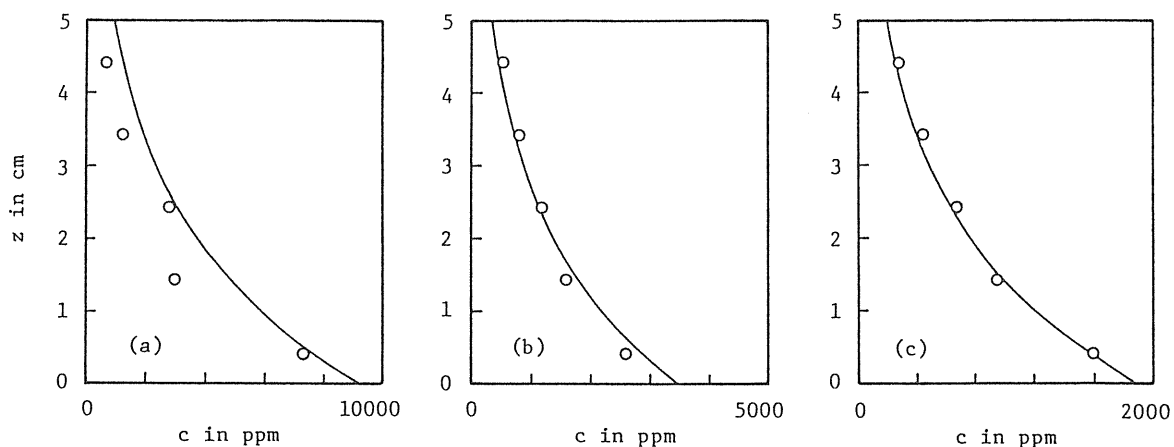


図3・3・10 鉛直方向浮遊砂濃度分布の例（池田・泉，1991）

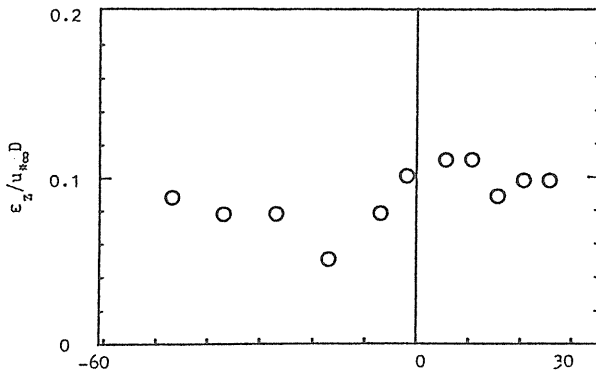


図3・3・11 鉛直方向拡散係数の横断方向分布の例
(池田・泉, 1991)

植生が水没する場合には、植生層内と植生層上の流れの構造が異なるので、この二つを同様に扱うことはできない。清水・辻本・北村（1991）は、 $k-\varepsilon$ モデルによる計算結果から、レイノルズ応力 τ の鉛直分布が、植生がない場合のもの $\tau_0 \equiv \rho g(h-z)$ に対して

$$\Omega \equiv \frac{\tau}{\tau_0} = \begin{cases} 1 & (z > k) \\ \exp[\gamma(z-k)/h] & (z < k) \end{cases} \quad (3.3.20)$$

のように低減することを見出している（ここで h は全水深、 k は植生の高さ、 z は河床からの高さ、 γ は低減係数で、その値は経験的に求められるものである）。そして、レイノルズ応力と同様な乱流フラックスである浮遊砂濃度フラックスも、植生がない場合の値に対して低減率 Ω に従うと考えると、

$$v_s C = \Omega v_s C_{a0} \exp\left(-\frac{v_s}{\epsilon_{z0}} z\right) \quad (3.3.21)$$

$$\epsilon_{z0} = \frac{\kappa}{6} u_{*0} h \quad (3.3.22)$$

となる（ C_{a0} 、 ϵ_{z0} 、 u_{*0} はそれぞれ植生がない場合の底面浮遊砂濃度、鉛直方向渦動拡散係数、摩擦速度）。さらに、 $\epsilon_z dC/dz = v_s C$ より浮遊砂濃度分布を求めれば、

$$\frac{C}{C_{a0}} = \begin{cases} \Omega_0 (A f_1(z) + 1) & (0 < z < k) \\ \Omega_0 (A f_1(z) - f_2(z) + 1) & (z > k) \end{cases} \quad (3.3.23)$$

$$f_1(z) = \exp\left[-(\delta_0 - \gamma) \frac{z}{h}\right] - 1,$$

$$f_2(z) = \exp\left(-\delta_0 \frac{z}{h}\right) - \exp\left(-\delta_0 \frac{k}{h}\right) \quad (3.3.24)$$

$$A = \frac{\frac{v_s h}{\epsilon_{z0}}}{\frac{v_s h}{\epsilon_{z0}} + \gamma}, \quad \delta_0 = \frac{v_s h}{\epsilon_{z0}} \quad (3.3.25)$$

となる。ただし、 $\Omega_0 \equiv \Omega|_{z=0}$ 、鉛直方向拡散係数は植生がない場合のもの ϵ_{z0} に等しいとしている。

図3・3・12は、こうして計算された浮遊砂濃度分布の例である（図中、 y は鉛直方向座標、 H は全水深、 K は植生高さ、 D は植生の直径、 s は植生の間隔）。植生密度 D/s^2 が大きくなると植生上が清水に保たれるようになること、浮遊砂が植生上まで輸送される場合には水深方向に大きく拡散されることなどがわかる。

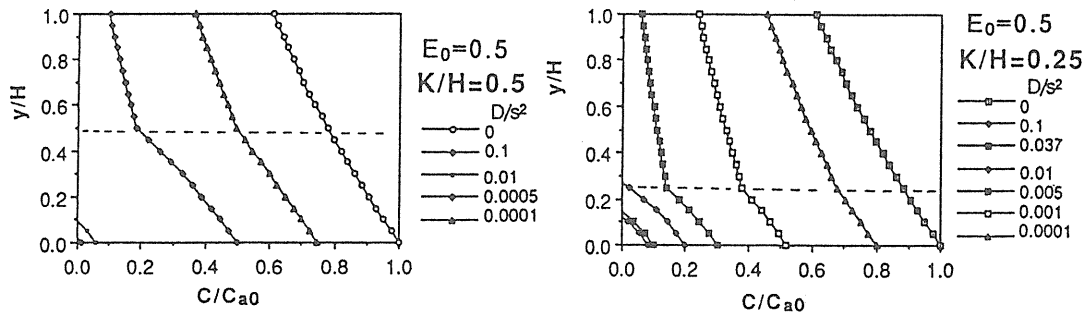


図3・3・12 植生が水没する場合の浮遊砂鉛直方向分布の計算例
(清水・辻本・北村, 1991)

(2) 横断方向浮遊砂分布

池田・泉(1991)は平坦床の平衡領域における浮遊砂分布を解析的に求めている。平衡状態の浮遊砂の拡散方程式は、断面内二次流を無視すると

$$\epsilon_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = -v_s \frac{\partial C}{\partial z} - \epsilon_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (3.3.26)$$

となる (ϵ_y : 横断方向拡散係数)。この式を鉛直方向 $z=0 \sim h$ まで積分すると、積分浮遊砂濃度 $\zeta \equiv \int_0^h C dz$ に関する拡散方程式

$$\epsilon_y \frac{d^2 \zeta}{dy^2} = -v_s K \left(\frac{u_*}{v_s} \right)^2 + \frac{u_*^2}{\epsilon_z} \zeta \quad (3.3.27)$$

が得られる。池田・泉は先に3.3.3に示した v_s 近似解を用いて摩擦速度 u_* を求め、上の拡散方程式の近似解を導いている。

図3・3・13は、実際の測定値と上の式との適合性を見たものである。ただし、 ϵ_z は式 (3・3・19) にしたがるものとし、 ϵ_y の値は、測定結果によく適合するように決めている。実際には流速分布から求めた渦動粘性係数に等しい値にしたとき、浮遊砂濃度の横断分

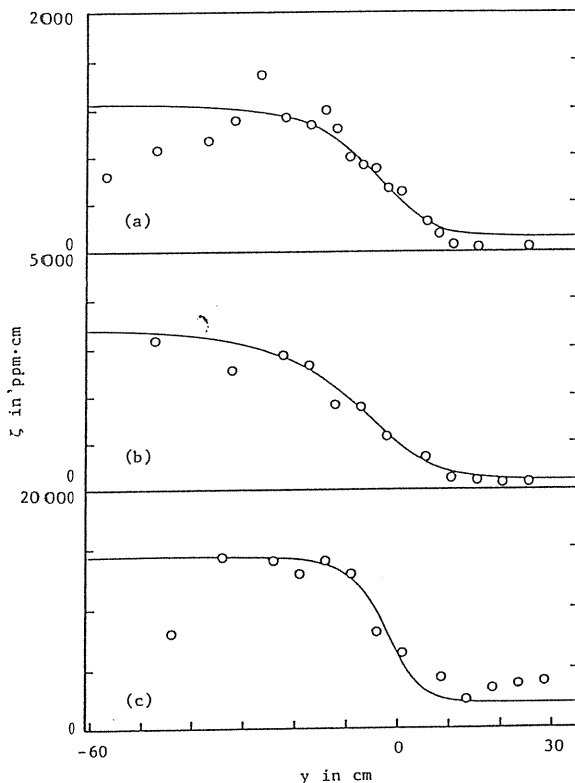


図3・3・13 平坦河床上での積分浮遊砂濃度の横断方向分布 (池田・泉, 1991)

布をよく表すことができたという。 ϵ_y/u_*h の値は0.15~0.4程度で、平均としてはおよそ0.23であった。この値は鉛直方向拡散係数の約3倍であり、Fischerがまとめた値と比べても70%程度大きくなっている。これは、流速分布の変曲点不安定から生じる水平渦が発達していることが原因と考えられる。

また、堆積速度 D および巻き上げ速度 $\mathcal{E}$ はそれぞれ

$$D = v_s C_a = \zeta \frac{v_s^2}{\epsilon_z}, \quad \mathcal{E} = v_s E = v_s K \left(\frac{u_*}{v_s} \right)^2 \quad (3.3.28)$$

で表され、正味の堆積速度は D と $\mathcal{E}$ との差となる。図3・3・14は、この正味の堆積速度の計算例を示したものである ($\eta = y/B$, B は河道幅, $\eta > 0$ が植生域)。流路中央 ($\eta \rightarrow \infty$) では堆積と巻き上げがバランスしており、河床面はほとんど変化しない。植生境界に近づくにつれて非植生域で巻上量が大きくなり、局所洗掘が生じることになる。そこで過剰に巻き上げられた浮遊砂は乱流拡散によって植生域へと輸送され、植生域のすぐ内側へと堆積することがわかる。

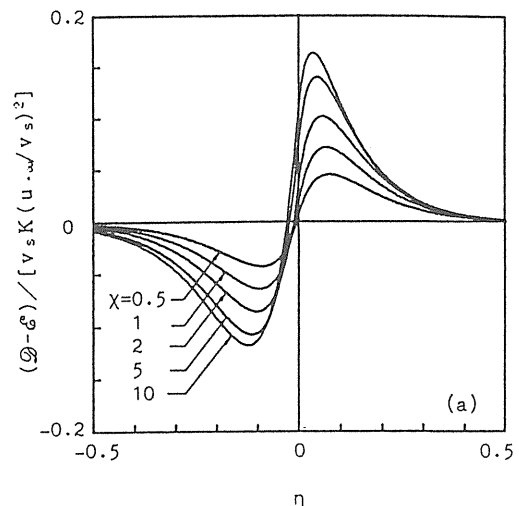


図3・3・14 平坦床における土砂堆積速度の横断方向分布の計算例 (池田ら, 1992b)

さらに、植生境界を通じて流下方向単位長さ当りに搬入される浮遊物フラックス $\mathcal{F}_L$ は

$$\mathcal{F}_L = -\epsilon_y \frac{d\zeta}{dy} \quad (3.3.29)$$

で表される。図3・3・15はその計算例を示したものである。横軸 $J^2 = u_*^2/u_0^2$ は非植生域に対する植生域の流

速比で、抵抗係数 C_f の値にかかわらず、 $J^2 = 0.4$ 程度の場合に $\mathcal{F}_L$ が最大になっている。これを実現するためにはヨシであれば、100本/m²程度の密生度に対応しており、実際のヨシの生息密度の範囲内に入っている。

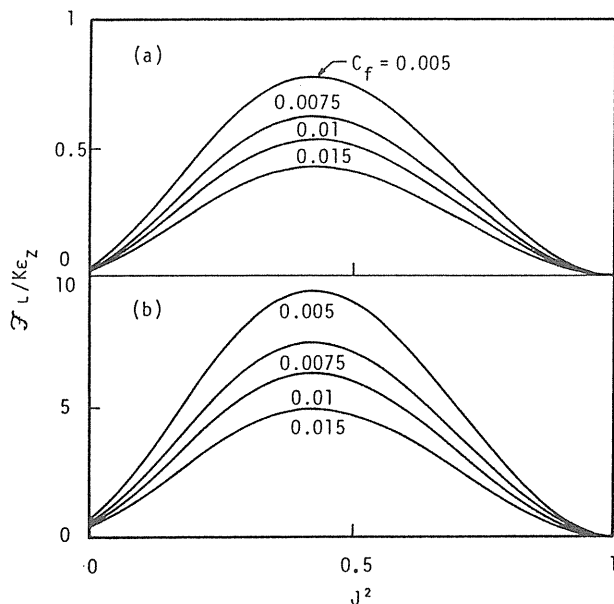


図3・3・15 浮遊物の搬入率 (池田ら, 1992b)

(3) 断面内浮遊砂分布

河道内の浮遊砂分布を求める場合、以上のように古典的にはまず、鉛直方向の浮遊砂分布の関数形を求め、それを河床から水面まで積分した積分浮遊砂濃度についての拡散方程式を解き、その横断方向分布を求めるという2段階になる。ところが最近では、数値計算手法と乱流のモデル化が進み、河道断面内の流れや浮遊砂の分布を直接求める試みがなされるようになってきた。

Tsujimoto & Shimizu (1994) は、代表的な乱流モデルの一つである代数応力方程式モデルを用いて断面内流速分布を求めた。そして、この流速場における浮遊砂濃度分布を2次元の拡散方程式

$$V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial y} \left(\epsilon_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\epsilon_z \frac{\partial C}{\partial z} + v_s C \right) \quad (3 \cdot 3 \cdot 30)$$

を用いて計算している。ただし境界条件としては流れ方向のみの平衡状態を仮定しており、したがって池田・泉 (1991) の場合とは異なり、水路中央においても浮遊砂の堆積あるいは巻き上げが生じることになる。

図3・3・16は、勾配1/500、幅1mの長方形水路の両側に20cm幅で植生帯を配置した際の計算例である。

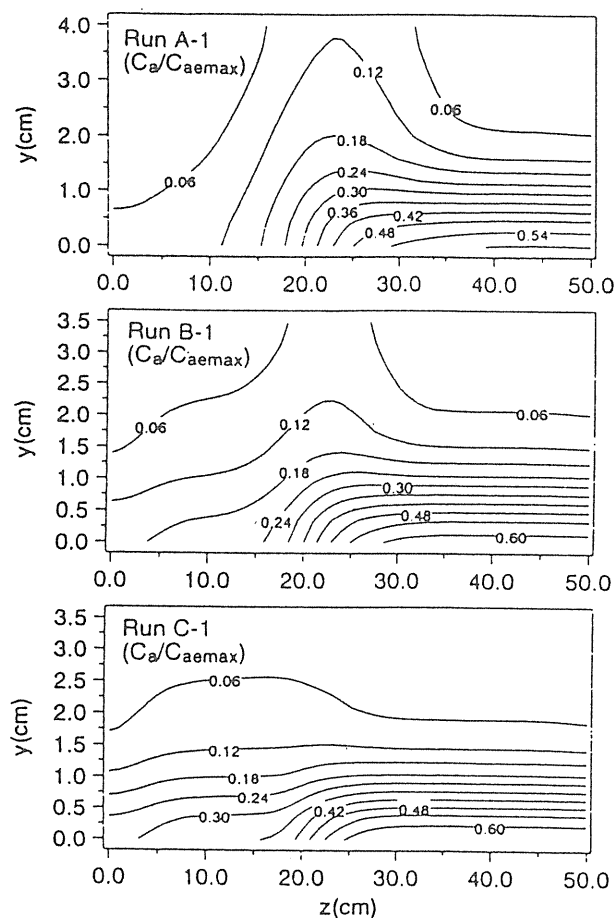


図3・3・16 長方形断面水路における浮遊砂濃度分布の計算例

(Tsujimoto & Shimizu, 1994)

横軸 z は左岸からの横断方向距離、縦軸 y は底面からの鉛直方向距離である。流量は3ケースとも 8.9 l/s 。Run A-1は水深 $z = 4.1 \text{ cm}$ 、水の単位堆積当りの植生の遮蔽面積 $\lambda = 0.070 \text{ cm}^{-1}$ 。Run B-1は $h = 3.5 \text{ cm}$ 、 $\lambda = 0.018 \text{ cm}^{-1}$ 。Run C-1は $h = 3.5 \text{ cm}$ 、 $\lambda = 0.006 \text{ cm}^{-1}$ である。植生密度が高い場合には、植生境界で浮遊砂濃度が局所的に高くなるようだが、植生密度が低いとそのような集中はみられない。また、正味の堆積速度の横断方向分布は図3・3・17のようである。植生密度の増加に伴い、堆積速度が最大となる位置が植生境界へと移動し、しかも集中の度合いが高くなるのがわかる。これは菅・中井 (1994) の実験で見られた傾向をよく説明している。

さらにTsujimoto & Shimizu (1994)は、複断面水路にもこの計算法を適用し、断面内の流速分布および浮遊砂分布を求めている。計算対象は図3・3・18のように河床勾配 $i_0 = 1/350$ 、水路幅 $2B = 1 \text{ m}$ の水路の両側に、幅 $B_p = 20 \text{ cm}$ 、高さ $K_p = 4.8 \text{ cm}$ の高水敷を取り付け、これに植生密度 $\lambda = 0.07 \text{ cm}^{-1}$ の植生帯を配置した

もので、佐野ら (1991) の実験をターゲットとしたものである。図3・3・19は浮遊砂濃度分布の計算例を示したものである。Run SD-1Bは流量 $Q=9.8\text{ l/s}$ 、植生帯幅 $B_v=7\text{ cm}$ 。Run SE-3は流量 $Q=16.8\text{ l/s}$ 、植生帯幅 $B_v=20\text{ cm}$ 。水面付近で横断方向の濃度の尖り方が大きく、低水路の高水敷寄りに高濃度領域が存在しているのがわかる。正味の堆積速度の横断分布を図3・3・20に示す (図中、Run Xは植生なし $Q=15.0\text{ l/s}$)。Run SD-1Bにおいては、高水敷上に堆積がピークになる所がみられるが、Run SE-3においてはほぼ一様に堆積していくのがわかる。この計算結果は佐野らの実験結果をよく説明しており、植生帯の幅を変えて高水敷への堆積状況をコントロールする可能性を示したものである。

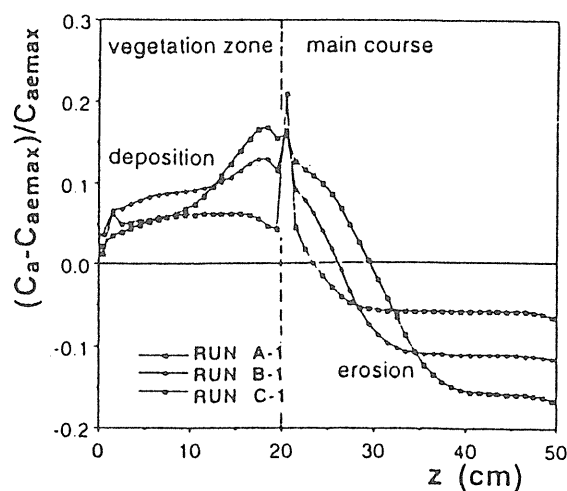


図3・3・17 長方形断面水路における堆積速度の横断方向変化の計算例 (条件は図3・3・16と同じ。Tsuji moto & Shimizu, 1994)

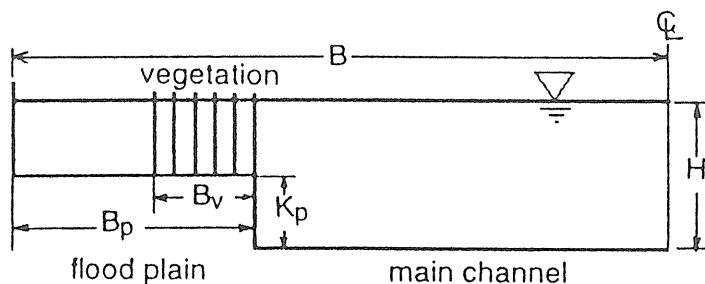


図3・3・18 植生帯を有する複断面水路 (Tsuji moto & Shimizu, 1994)

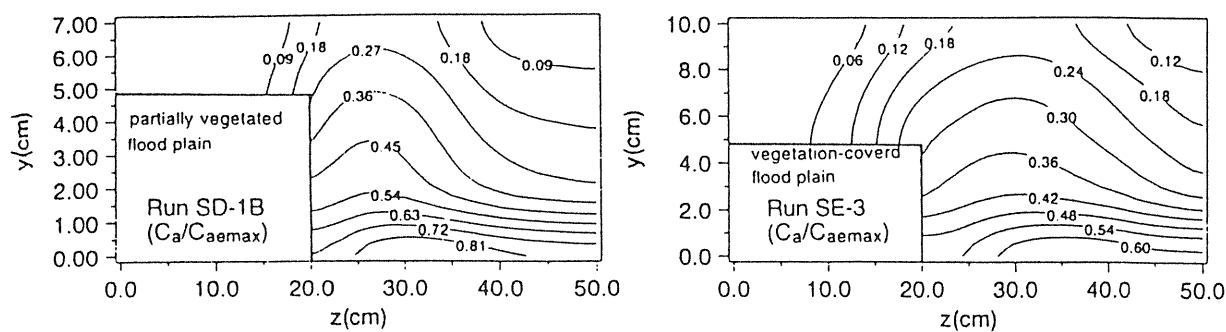


図3・3・19 複断面水路における浮遊砂濃度分布の計算結果 (Tsuji moto & Shimizu, 1994)

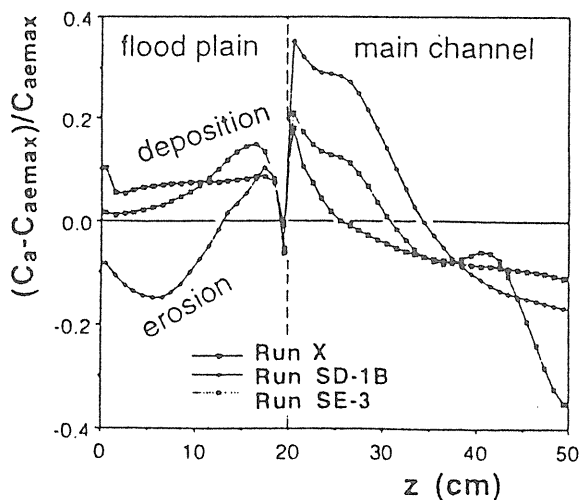


図3・3・20 複断面水路における堆積速度の横断分布
(Tsumimoto & Shimizu, 1994)

3. 4 河道の変形に対する植生の影響

植生によって生じる河道の変形は、前節で説明した土砂輸送の状況と密接な関係があり、その一部についてはすでに、掃流砂あるいは浮遊砂フラックスのバランスから検討を加えた。本節では、河床形状、洗屈あるいは堆積量、ならびに植生による侵食保護作用などについて、直接的に扱っている研究を取り上げることにする。

3.4.1 掃流砂が支配的な河床変化

泉・池田(1989)は、図3・4・1のように両側岸に樹木帯を有する直線砂礫床河川の安定横断河床形状を、次のようにして求め、野外観測結果を良好に説明できることを示している。まず、Laneが導いた側岸部の静的平衡式に、底面せん断応力 τ_0 の ν^0 近似式(3・3・5)を代入して、側岸部の断面形状および $2D_c/B_s$ の値を求めた。これらは $\chi \equiv C_D a D_c / 2C_f$ (C_D : 植生1本当たりの抗力係数, $a \equiv d/l_x l_y$: 植生密度)のみをパラメーターとして持ち、その値により図3・4・2および図3・4・3のような変化を見せる(図中, $s = D/D_c$, $\eta = (2y - B_c)/B_s$, d : 植生の直径)。

つぎに、この河床形状のもとに流速分布および底面せん断応力の ν^1 近似解を求める。このとき重要なのは、側岸部と中央部との接合点での底面せん断応力である。側岸部では静的平衡状態にあるため限界掃流力以下となっており、ちょうど中央部との接合点で限界

掃流力に等しくなる。泉・池田は限界掃流力の評価にEgiazaroffの式(3・3・13)を用いて、安定水深の計算式を導いている。図3・4・4に、いくつかの河床勾配について χ による D_c/d_{50} の変化を示す(図中, d_{50} は平均粒径, S は河床勾配)。

さらに泉・池田は、流路全体の運動量のつり合いから全川幅 B を求めている。河床勾配1/100の場合について、いくつか流量 Q を変えて、 χ による B/d_{50} の変化を計算したものを図3・4・5に示す。泉・池田は、この理論の適用限界は、おおよそ $\chi < 7$, $B/D_c > 8$ であることを示しており、この範囲内では、 χ すなわち樹木密度の増加により安定水深は増加し、川幅が減少することがわかる。

ところで、先に植生境界付近に縦筋地形が形成される(辻本ら, 1994)ことを説明したが、それは植生境界部に生じる水平渦の作用で掃き寄せられて生じるものである。泉・池田の考える安定河床形状は、水路中央の平坦な部分では砂礫が掃流状態にあり植生が繁茂し得ない(あるいは流亡してしまう)ということから決まるもので、辻本らのいう縦筋地形とは若干、形成理由が異なるので注意が必要である。とはいえ、その縦筋地形が時間の経過とともに成長して植生側岸部を形成する際に、果たして泉・池田のいう安定河床形状に到達するものなのか、実証的な検討はされておらず、今後の検討課題といえる。

以上は、流路や植生が直線的なものを対象としたものである。実河川とくに扇状地河川においては砂州が形成されている場合が多いが、そこに繁茂する植生の影響を検討している例は未だに少ない。宇多ら(1994)は、利根川と鬼怒川と実例として、河道特性に応じた植物群落の繁茂状態の分類を行い、植生の繁茂状況と河道地形の変遷との関連性を検討している。そのなかで、鬼怒川において当初複列砂州が形成されていた区間が、単列砂州へと変化している例を挙げており(図3・4・6)、その過程を次のように説明している。すなわち

1. 砂利採取など何らかの原因で河床低下が生じ、高水敷が形成される。
2. 実際に水が流れる川幅が狭くなり、砂州が単列化する。
3. 砂州の下流側の砂質土部分の水際に植生が繁茂し始める。
4. 砂州の固定化が見られ、その下流側に土砂が堆積し、植生の繁茂領域はさらに下流側へそして砂州の上流側にも拡大していく。
5. 砂州が徐々に植生で覆われていき、砂州上の土砂移動が抑制されて、砂州の固定化が進む。

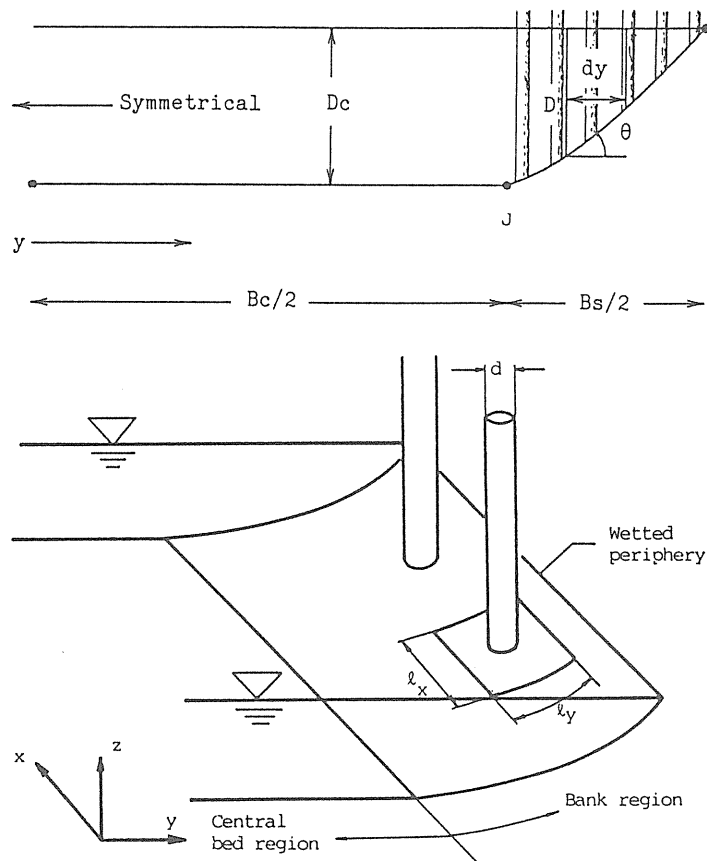


図3・4・1 両側岸に樹木群を有する直線砂礫河床河川
(泉・池田, 1989)

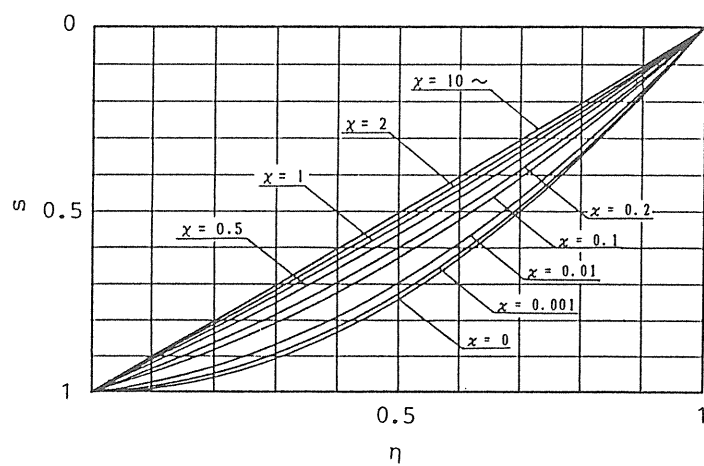


図3・4・2 植生密度による側岸部の形状の変化
(泉・池田, 1989)

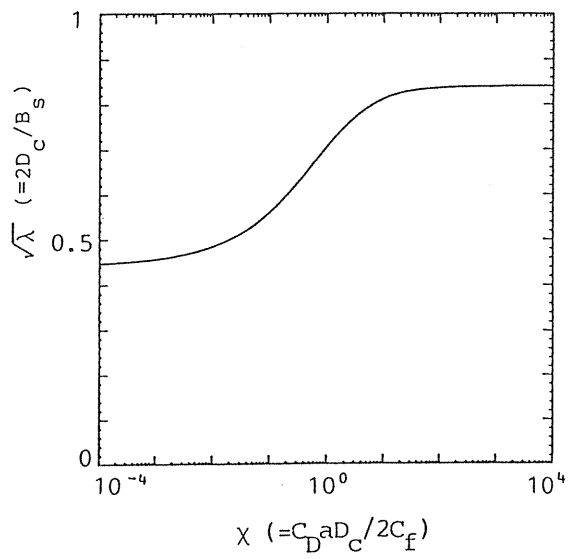


図3・4・3 植生密度による側岸部の幅水深比の変化
(泉・池田, 1989)

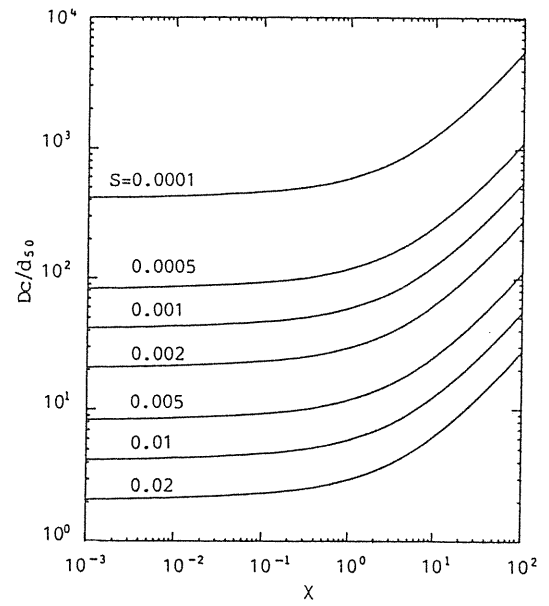


図3・4・4 植生密度による安定水深の変化
(泉・池田, 1989)

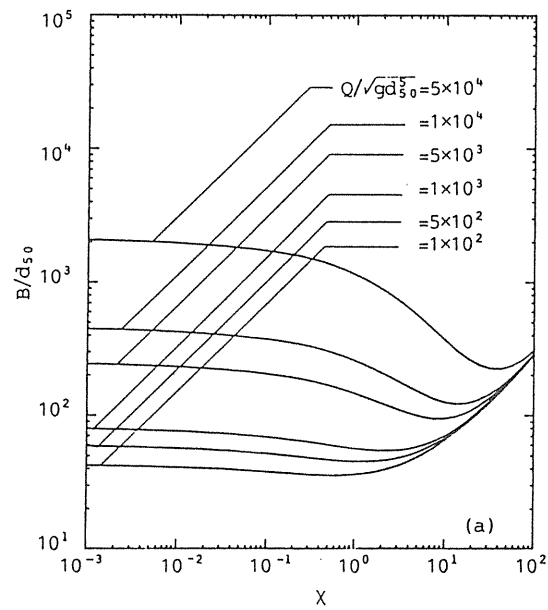


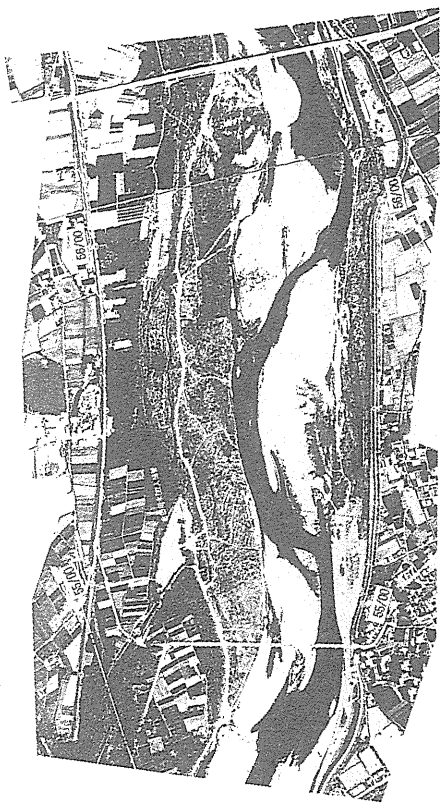
図3・4・5 植生密度による安定川幅の変化
(泉・池田, 1989)



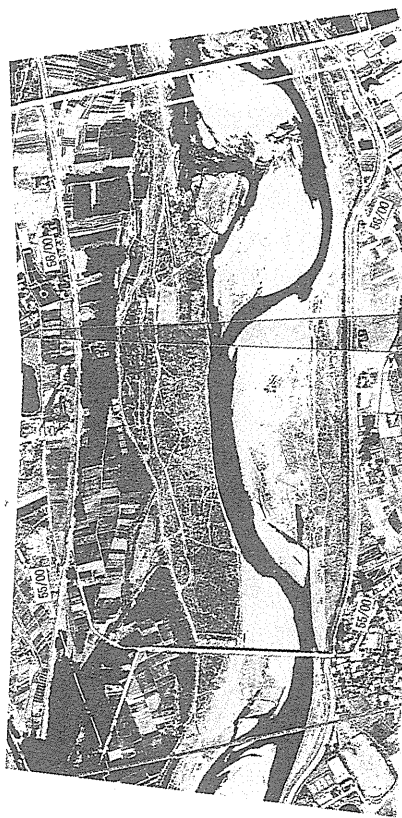
(a) 1966年4月



(b) 1979年12月



(c) 1985年9月



(d) 1990年3月

図3・4・6 鬼怒川 (54.5km～56.5km区間) における植生繁茂と砂州形状の変遷 (宇多ら, 1994)

3.4.2 浮遊砂を含む河床変化

佐野ら(1991)は、図3・4・7のように植生を配置した複断面水路の低水路に砂を敷き詰めて通水し、高水敷への堆積状況を調べた。その結果、植生帯の幅が狭いほど、浮遊砂は高水敷の奥側に堆積し、その量も多くなることを示した。その原因として佐野らは、図3・4・8のような低水路側および高水敷奥側に生ずるお互い逆向き的一对の大規模渦の存在を挙げている。

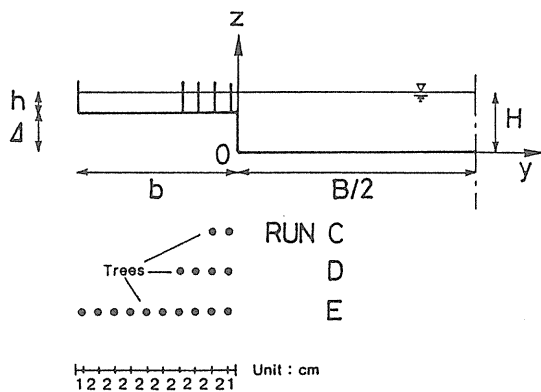


図3・4・7 佐野ら(1991)の実験における断面形状

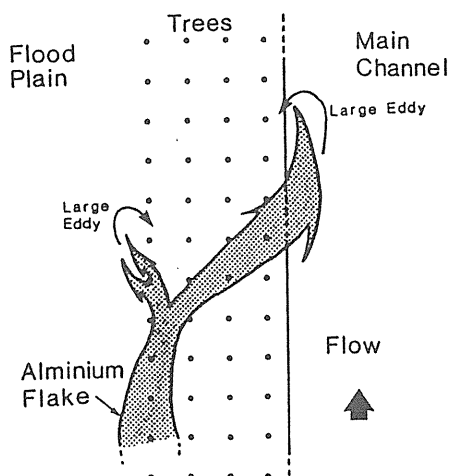


図3・4・8 植生帯両側の大規模渦 (佐野ら, 1991)

また、菅・中井(1994)は、図3・4・9のような平坦床で移動床実験を行い、植生域における浮遊砂の堆積位置は、植生密度が高いほど非植生域寄りになること、またその位置が時間とともに植生域の奥へと移動することを見出している(図3・4・10)。同様な現象は池田ら(1992b)の実験でも見られ、初期には平坦床に対する解析で予測される堆積速度のピーク位置に堆積す

るものの、非常に長時間後には、やはり植生域内部まで堆積がおよんでいる(図3・4・11)。これは、境界近傍の堆積地形の発達により流速分布が変化し、浮遊砂が植生域奥深くまで輸送されるためと考えられているが、実証的な研究はなされていない。辻本ら(1994)は、掃流砂による縦筋地形の形成に対して、混合粒径の場合は粒径の分級が時間とともに進行することによって、河床表層の粒度構成が変化し、それが縦筋地形の位置を植生域内側へとずらすことを示しているが、同様なメカニズムがここでも作用しているのかもしれない。

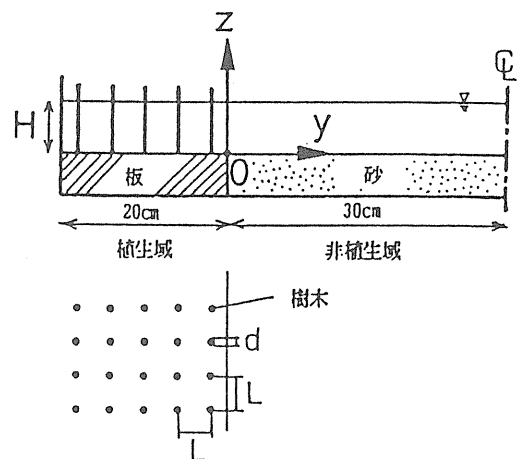


図3・4・9 菅・中井(1994)の実験における断面形状

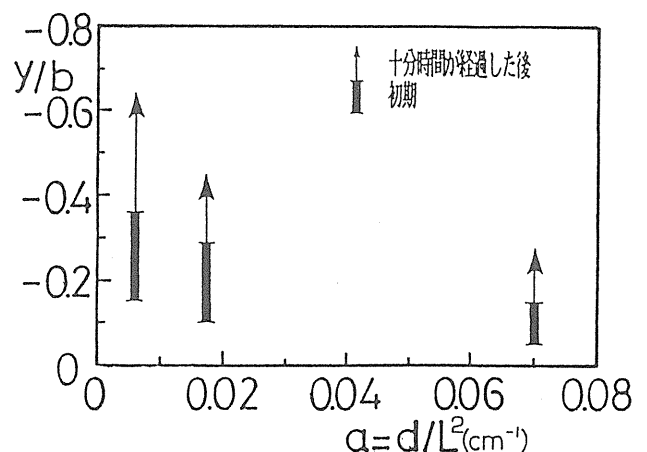


図3・4・10 浮遊砂の堆積位置 (菅・中井, 1994)

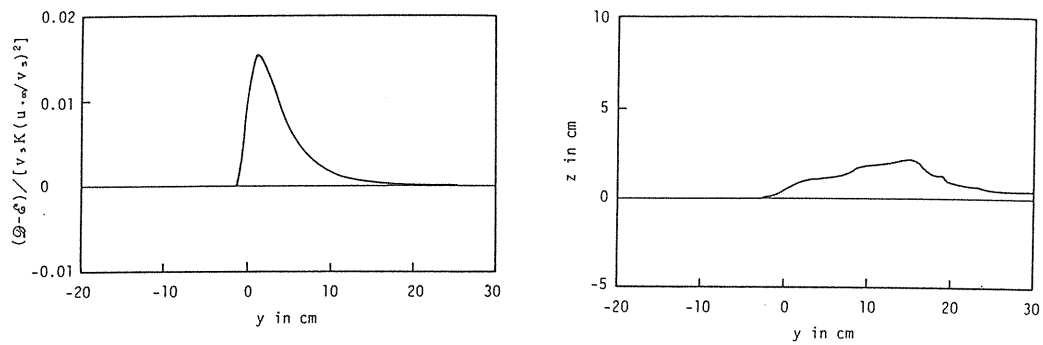


図3・4・11 平坦床と仮定した場合の堆積速度の分布（左側）と20日後の実際の堆積状況（右側）
（池田ら，1992b）

これとは別に，Murakami et al.(1994) は，図3・4・12に示す4通りの複断面水路について移動床実験を行い，詳細な測定を行っている．図3・4・13は水深平均した浮遊砂フラックスおよび浮遊砂堆積量の横断方向変化を示したものである．図中，横軸 z は横断方向座標で， $z < 0$ が高水敷側である．実験ケースのRA-1，RB-1，RC-1の断面形状はそれぞれ図3・4・12のA，B，Cに対応している．この図を見ると，浮遊砂フラックスは接合部付近でピークをとるが，その位置は植生を

配置しない場合には低水路側，植生を有する場合は高水敷側となり，その大きさは植生を有しない場合の2，3倍にもなることがわかる．このことは図3・4・14に示すように，接合部付近の低水路河床は，植生のない場合は堆積過剰で上昇し，植生を有する場合は洗掘過剰で低下していくことを意味している（MA-1，MB-1，MC-1，MD-1の断面形状はそれぞれ図3・4・12のA，B，C，Dに対応している）．

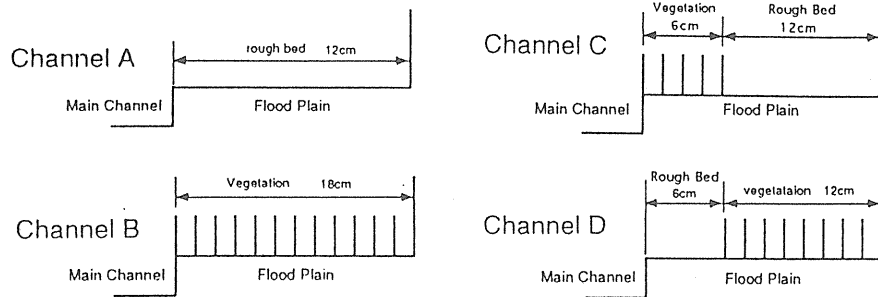


図3・4・12 Murakami et al.(1994)の実験における断面形状

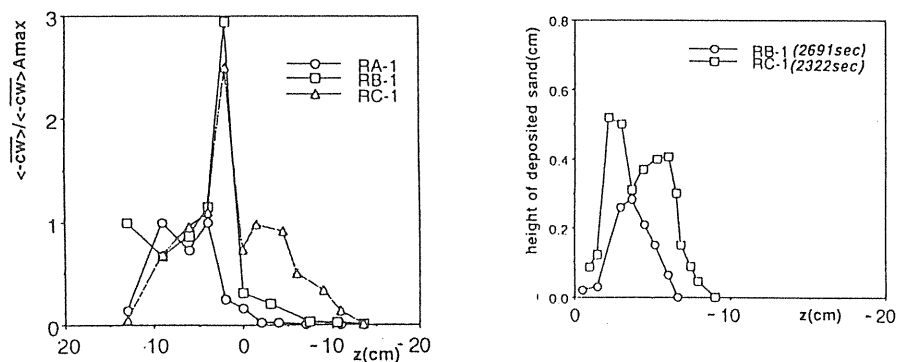


図3・4・13 浮遊砂輸送フラックス（左側）と浮遊砂堆積量の横断方向変化
（Murakami et al., 1994）

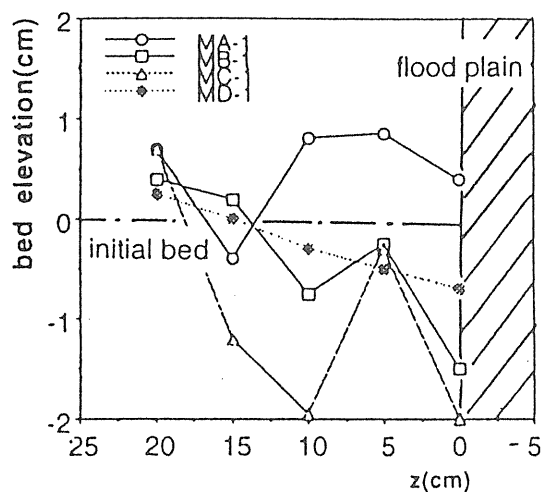


図3・4・14 低水路の河床形状
(Murakami et al., 1994)

実河川に関する検討例としては、まず平林・山本(1991)が涸沼川河畔の堆積状況を調査している。彼らは河畔堆積物の形成を、低水路から高水敷への浮遊砂の供給と高水敷上での沈降条件とから検討している。図3・4・15は洪水観測により得た洪水ピーク時の摩擦速度を元に、浮遊砂のRouse分布を粒径別に表示したものである。図中、縦軸にある y は鉛直方向座標、 h は水深、 a は基準面位置を示す。これによれば、高水敷に浮遊砂が供給されるためには、粒径は0.3mm以下でなければならないことがわかる。実際の調査結果で

は堆積物の粒径がおおよそ0.25mmであったことから、こうした検討方法の妥当性が示された。また、沈降条件については u_*'/u_{*c} の値を評価している(図3・4・16)。

また、山本ら(1993)は実際の沖積河道に生じた低水路川幅変化を分析し、植生の作用が関与する川幅縮小のメカニズムとして図3・4・17に示すような2タイプを挙げている。

・低水路拡幅後の川幅縮小

河道掘削などで低水路川幅が広がると、平水時に水面から露出する河床部分が以前に比べて多くなる。そこに植生が繁茂するようになり、出水時には浮遊砂やウォッシュロードの堆積が活発に起こって、新しい高水敷や河岸が形成されるようになる。

・段差発生に伴う川幅縮小

上流からの供給土砂の減少や河道掘削などで、低水路において部分的な河床低下が生じると、その段差間での流速差のために、上段側への浮遊砂やウォッシュロードの堆積が活発に起こり、段差はさらに大きくなり、新しい河岸の形成につながる。そして、平水時に水面から露出するようになると、植生が繁茂し始め、堆積作用がさらに助長される。

いずれにしろ、洪水時だけでなく平水時においても非常に微細なウォッシュロードは植生帯に堆積していくので、今後は浮遊砂だけでなくウォッシュロードも含めた堆積機構の検討が必要となってくるだろう。

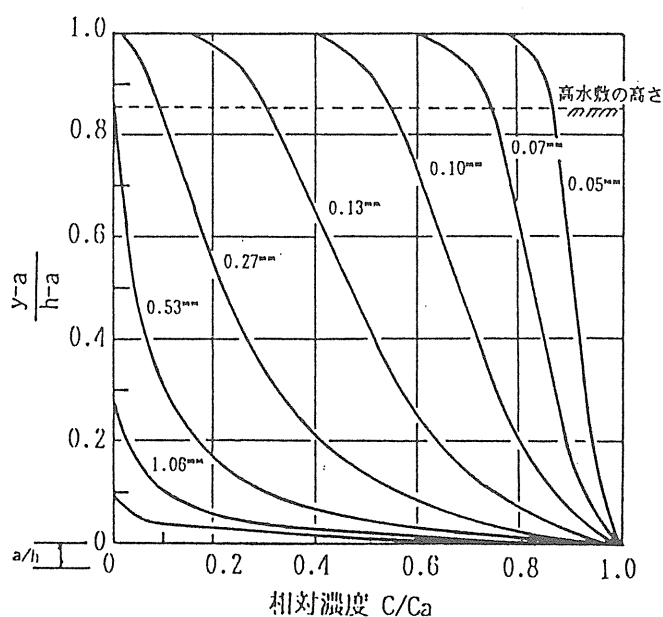


図3・4・15 粒径別の低水路内の浮遊砂濃度分布
(平林・山本, 1991)

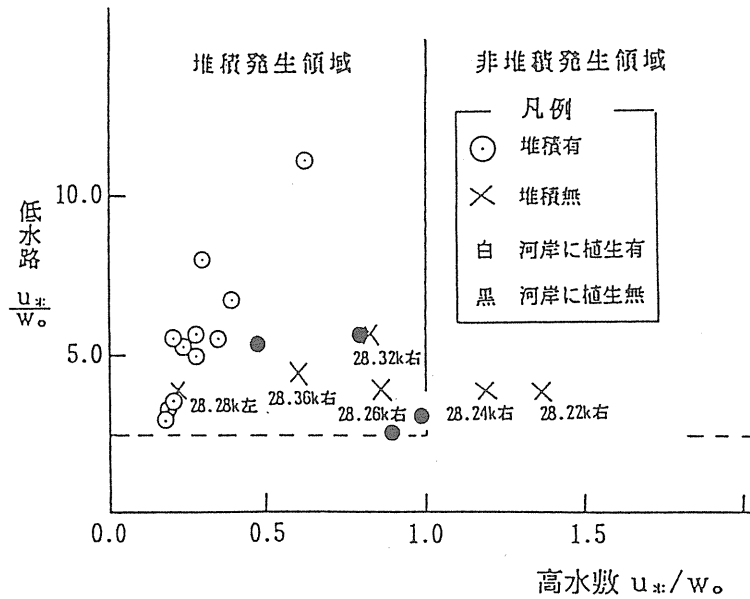


図3・4・16 河畔堆積物の発生条件 (平林・山本, 1991)

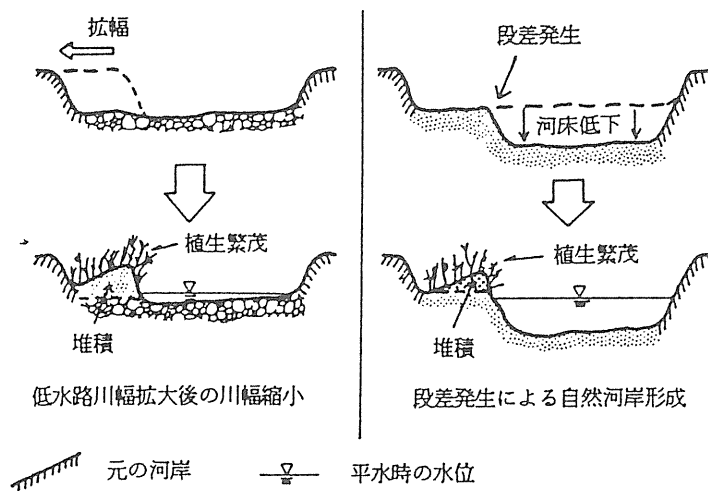


図3・4・17 川幅縮小のパターン (山本ら, 1993)

3.4.3 植生による河岸保護機能

河岸に植生が繁茂している場合には、植生の地上部による掃流力低下機能や被覆保護機能、あるいは根・地下茎等による土壌緊縛によって、河岸が保護される。Odgaard (1987) は、Iowaにある2河川の河川地形の経年変化を調べた際に、植生が繁茂している湾曲部の侵食速度が、繁茂していない場合の1/2程度であることを報告している。こうした植生の河岸保護機能は、近自然工法の発展とともに積極的な活用が試みられている。

福岡ら (1994b) は、オギが地下茎を持つために河

岸の侵食が図3・4・18のように進行し、洪水中は地下茎と土壌からなるひさし状部分が河岸の侵食を抑制することを指摘した。そして、オギ地下茎の引っ張り強度 (図3・4・19) からひさしの張り出し長さ a と限界流速 u_{cr} との関係性を求めている。図3・4・20はその計算例を示したものである。図中 b は、流れが群落に入ってから十分減衰するまでの距離であるが、さほど影響は受けにくいことがわかる。さらに彼らは、低水路河床に生えるヨシにも着目し、その地下茎の引っ張り強度 (図3・4・21) から、ヨシ原の水没水深と侵食限界流速との関係性を示している (図3・4・22)。

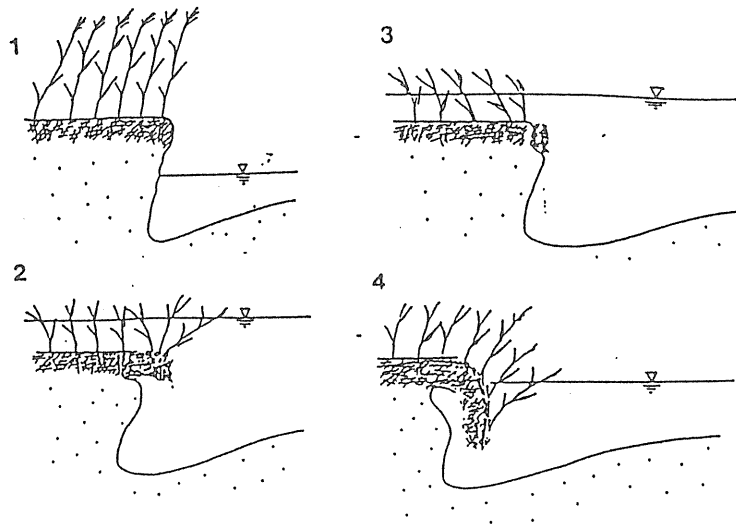


図3・4・18 オギ河岸の侵食過程と形態（福岡ら，1994b）

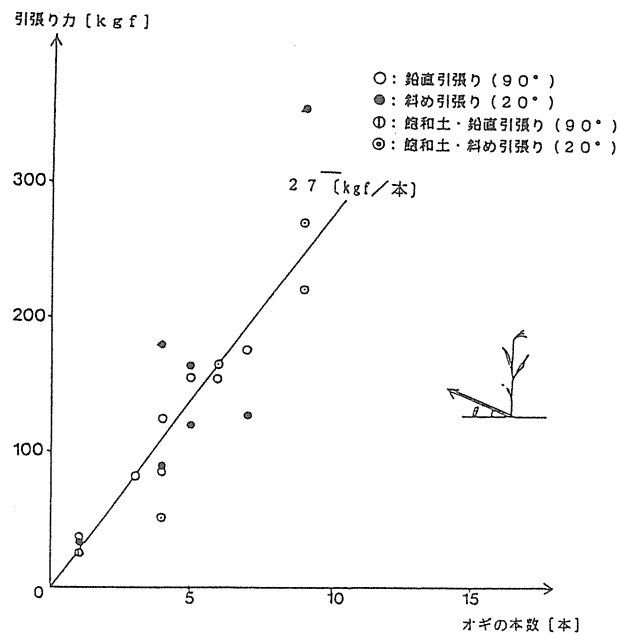


図3・4・19 オギ地下茎の引っ張り強度（福岡ら，1994b）

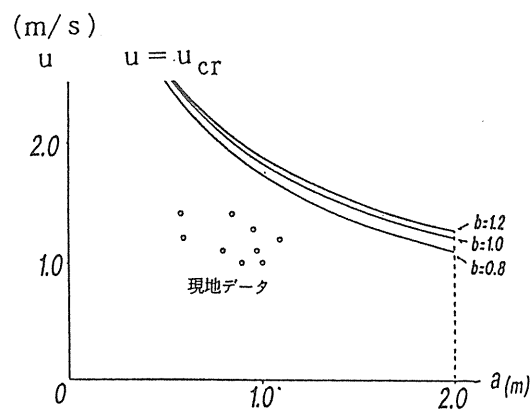


図3・4・20 オギひさしの張り出し長さと限界流速との関係（福岡ら，1994b）

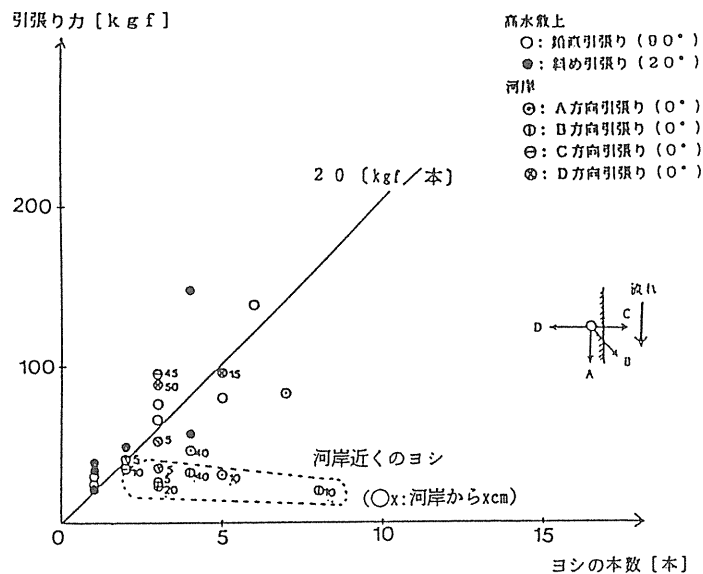


図3・4・21 ヨシ地下茎の引っ張り強度 (福岡ら, 1994b)

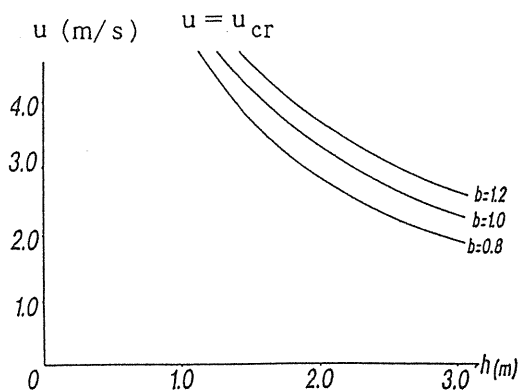


図3・4・22 ヨシ原の水没水深と侵食限界流速との関係 (福岡ら, 1994b)

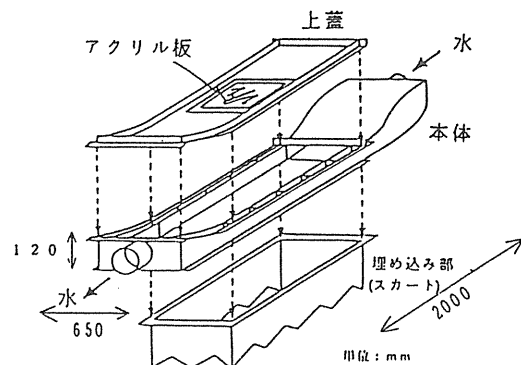


図3・4・23 堤防芝の現地試験装置 (福岡ら, 1994a)

また、福岡ら(1994a)は、図3・4・23にあるような現地試験機を用いて堤防芝の侵食抵抗を検討し、図3・4・24のような侵食限界判定図を作成している。図中 α は、芝面の侵食深を表すパラメータで、表層土質の細粒分 $F(\%)$ の関数として次式のように与えられている。

$$\alpha = 14.5 - 0.18F \quad (3 \cdot 4 \cdot 1)$$

ただし、やみくもに植生を配置しても意味はない。ひとつにはメンテナンスの問題がある。対象地点に適した植種を選択しないと、後で他の植種の侵略を受けたり、年とともに群落が衰亡したりするので、それを食い止めるために思わぬところで維持コストが掛かっ

てしまう。こうした自然物を活用する工法では、単に施工時のみを考えるのではなく、その後の維持管理をも含めた長いスパンでの事業計画を策定する必要がある。また、他の種類の動植物との関連性も見逃してはならない。植物同士に関しては、水辺から遠ざかるにつれて、草本類、背の低い木本類、背の高い木本類と配置するのが自然であろう。同時に、植生は陸上および水中の動物や昆虫の生息場所をも提供しているので、在来種への配慮や生息域拡張への積極的な活用も必要となろう。例えば奥田(1991)は、関東地方の主要河川における植物群落の組成や分布状況を調査し、この地方での植生護岸に適した植種を検討している。図3・4・25は、その一般的イメージを示したものである。植生の繁茂特性にしたがって、上・中・下流域ごとにその細かな構成は異なってくるものの、基本的にはヤ

ナギ林を中心として、これとオギ・ヨシの類との組み合わせによって効果的な植生護岸の形成が可能である

としている。

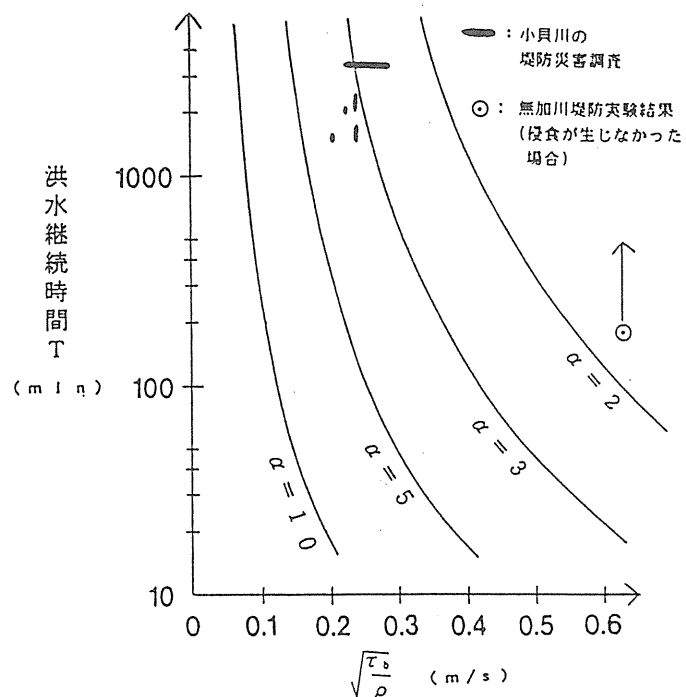
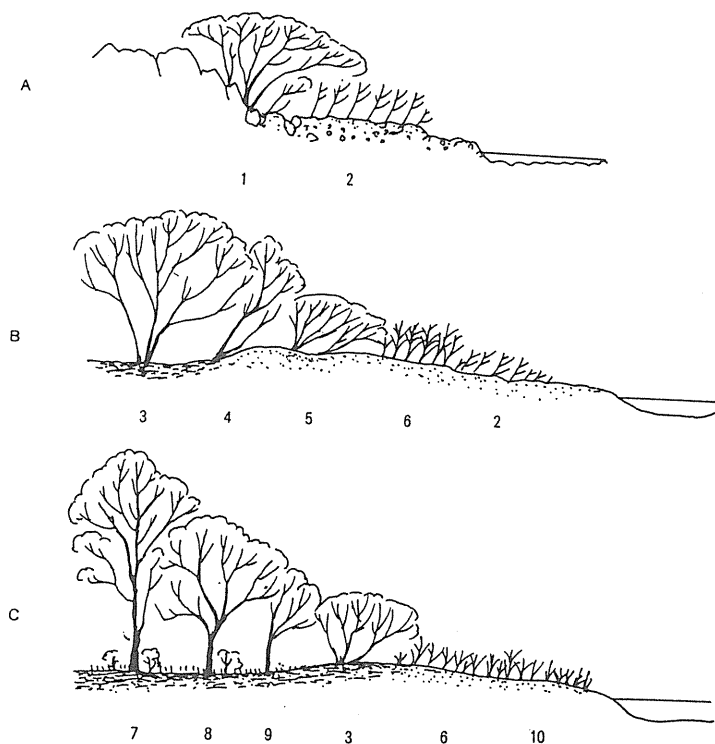


図3・4・24 堤防芝の侵食限界判定図 (福岡ら, 1994a)



- A 上流 B 中流 C 下流
 1. ネコヤナギ、2. ツルヨシ、3. タチヤナギ、4. オノエヤナギ、5. イヌコリヤナギ、
 6. オギ、7. ジャヤナギ、8. アカメヤナギ、9. カワヤナギ、10. クサヨシ

図3・4・25 関東地方における効果的な植生配分の一般的パターン (奥田, 1991)

参考文献

- 秋草薫・吉川秀夫・坂上義次郎・芦田和男(1960) : 水制に関する研究, 土木研究所報告, 第107号.
- Chen,C. (1976) : Flow retardance in broad shallow grassed channels, Jour.Hydraul.Div., ASCE, Vol.102, HY3, pp.307-322.
- Chow,V.T. (1959) : Open-Channel Hydraulics, McGraw Hill., Chap.5.
- Finnigan,J.J. (1979) : Turbulence in waving wheat, I. Mean structure of honami, Boundary Layer Meteorology, Vol.16, pp.181-211.
- 福原輝幸(1983) : 開水路乱流の構造解析とその応用に関する研究, 大阪大学学位論文, 第Ⅱ編, 第3章, pp.41-57.
- 福岡捷二・藤田光一・平林桂・坂野章(1987) : 樹木群の流水抵抗について, 第31回水理講演会論文集, pp.335-340.
- 福岡捷二・藤田光一 (1989a) : 複断面河道の抵抗予測と河道計画への応用, 土木学会論文集, No. 411 /Ⅱ-12, pp.63-72.
- 福岡捷二・藤田光一 (1989b) : 洪水流の横断方向流速差がもたらす付加的抵抗の評価, 第33回水理講演会論文集, pp.301-306.
- 福岡捷二・浅野富夫ほか(1990) : 瀬沼川における洪水流れと河床変動の研究, 土木研究所報告, 第180号, pp.35-128.
- 福岡捷二・藤田光一(1990) : 洪水流に及ぼす河道内樹木群の水理的影響, 土木研究所報告, 第180号, pp.129-192.
- 福岡捷二・藤田光一(1991) : 洪水流における水平乱流混合, 土木学会論文集, No.429 /Ⅱ-15, pp.27-36.
- 福岡捷二・渡辺明英・津森貴行(1994) : 樹木群を有する開水路における平面剪断流の構造とその解析, 土木学会論文集, No.491 /Ⅱ-27, pp.41-50.
- 日野幹雄・歌原英明(1977) : 水草のある流れの水理学的研究, 土木学会論文報告集, 第266号, pp.87-94.
- 井田至春(1960) : 広巾員水路の定常流－断面形の影響について－, 土木学会論文集, 第69号, 別冊(3-2), pp.1-18.
- 池田駿介・泉典洋(1991) : 浮遊砂の横断方向拡散係数について, 土木学会論文集, No.434 /Ⅱ-16, pp.47-55.
- 池田駿介・太田賢一・長谷川洋 (1992a) : 側岸植生境界の周期渦の発生機構, 土木学会論文集, No.443 /Ⅱ-18, pp.47-54.
- 池田駿介・太田賢一・長谷川洋 (1992b) : 側岸部植生帯が流れ及び粒子態物質の輸送に及ぼす影響, 土木学会論文集, No.447 /Ⅱ-19, pp.25-34.
- 池田駿介・金沢稔(1994) : 可撓性を有する沈水性植生内外の流れ及び植生境界で発生する組織渦の3次元構造について, 水工学論文集, 第38巻, pp.345-350.
- Inoue,E.(1963) : On the turbulent structure of airflow within crop canopies, Jour. Meteorol. Soc. (Jpn), Ser.2, Vol.41, pp.317-326.
- Inoue,K.(1981) : A model study of microstructure of wind and turbulence of plant canopy flow, Bull. Natl. Inst. Agric. Sci.(Jpn), A27, pp.69-89.
- 泉典洋・池田駿介・伊藤力生(1989) : 流水抵抗及び浮遊砂濃度に及ぼす植生の効果, 第33回水理講演会論文集, pp.313-318.
- 神田学・稲垣聡・日野幹雄(1993) : 植生－大気境界層における大規模渦構造と運動量交換に関するLESモデルによる検討, 土木学会論文集, No.461 /Ⅱ-22, pp.39-48.
- 河原能久(1987) : 複断面開水路流の三次元数値解析, 第31回水理講演会論文集, pp.425-429.
- Kouwen,N., Unny,T.E. and Hill,H.M. (1969) : Flow retardance in vegetated channels, Jour. Irri. & Drainage Div., ASEC, Vol.95, IR2, pp.329-342.
- Kouwen,N. and Unny,T.E. (1973) : Flexible roughness in open channels, Jour. Hydraul. Div., ASCE, Vol.99, HY5, pp.713-728.
- Kouwen,N.and Li,R.M.(1980) : Biomechanics of vegetative channel linings, Jour. Hydraul. Div., ASCE, Vol.106, HY6, pp.1085-1103.
- Langsberg,J.J. and James,G.B. (1971) : Wind profiles in plant canopies: studies on an analytical model, Jour.Appl.Ecol., Vol.8, pp.729-741.
- Launder,B.E. and Ying,W.M.(1973) : Prediction of flow and heat transfer in ducts of square cross-section, Heat and Fluid Flow, Vol.3, pp.455-461.
- Launder,B.E. and Spalding,D.B. (1974) : The numerical computation of turbulent flows, Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering, Vol.3, pp.269-289.
- Michalke,A. (1964) : On the inviscid instability of hyperbolic-tangent velocity profile, Jour. Fluid

- Mech., Vol.19, pp.543-556.
- Morris, H.M. (1959) : Design methods for flow in rough conduits, Jour. Hydraul. Div., ASCE, Vol.85, HY7, pp.43-62.
- 室田明・福原輝幸(1983) : 柔軟な水草を有する流れの乱れ特性について, 第27回水理講演会論文集, pp.585-590.
- 室田明・福原輝幸(1984) : 直立性の植物を有する開水路の流れ構造について, 第28回水理講演会論文集, pp.225-231.
- 室田明・福原輝幸・村越一也(1985) : 水草を有する流れの抵抗特性, 第29回水理講演会論文集, pp.839-844.
- 灘岡和夫・八木宏(1993) : SDS&2HDモデルを用いた開水路水平せん断乱流の数値シミュレーション, 土木学会論文集, No.473/II-24, pp.35-44.
- 中川博次・辻本哲郎・清水義彦(1990) : 植生を伴う開水路流れの構造に関する研究, 水工学論文集, 第34巻, pp.475-480.
- 岡田敏治・北村忠紀・辻本哲郎(1991) : 柔軟な植生に覆われた路床をもつ開水路流れの特性, 土木学会第46回年次学術講演会講演概要集, II-373, pp.786-787.
- Petryk, S. and Bosmajian III, G. (1975) : Analysis of flow through vegetation, Jour. Hydraul. Div., ASCE, Vol.101, HY7, pp.871-884.
- Raupach, M.R. and Thom, A.S. (1981) : Turbulence in and above plant canopies, Ann. Rev. Fluid Mech., Vol.13, pp.97-129.
- 清水義彦・中川博次・岩田美幸(1990) : 水路横断面内に植生群落を伴う流れの構造について, 第45回土木学会年次学術講演会概要集, II-153, pp.358-359, 1990.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次・北村忠紀(1991) : 直立性植生層を伴う流れ場の構造に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.438/II-17, pp.31-40.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次 (1992a) : 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.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次 (1992b) : 水路横断面内に植生帯を伴う流れ場の数値計算, 水工学論文集, 第36巻, pp.265-272.
- Tamai, N., Asaeda, T. and Ikeda, H. (1986) : Study on generation of periodical large surface eddies in a composite channel flow, Water Resour. Res., Vol.22, No.7, pp.1129-1138.
- 玉井信行(1991) : 氾濫原での流量予測式とフィッロイ横断路(西オーストラリア)での観測との比較, 水工学論文集, 第35巻, pp.299-304.
- Temple, D.M. (1986) : Velocity distribution coefficients for grass-lined channels, Jour. Hydraul. Engrg., ASCE, Vol.112, No.3, pp.193-205.
- Thom, A.S. (1971) : Momentum absorption by vegetation, Q.J.R. Meteorol. Soc., Vol.97, pp.414-428.
- 辻本哲郎(1991a) : 植生を伴う流れの水理, 第27回水工学に関する夏期研修会講義集, 91-A-5, pp.1-22.
- 辻本哲郎(1991b) : KHL Communication, Kanazawa Univ., Vol.2, pp.41-54.
- 辻本哲郎(1994) : 扇状地河川の河道内植物群落調査と植生周辺の流れと流砂に関する研究, 平成5年度文部省科学研究費補助金研究成果報告書.
- 辻本哲郎・北村忠紀(1992) : 側岸部に沿って植生群落のある流路での水面変動を伴う横断混合, 水工学論文集, 第36巻, pp.273-280.
- 辻本哲郎・北村忠紀(1994) : 側岸部に植生群落を有する開水路流れの横断混合機構に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.491/II-27, pp.61-70.
- 和田明代表(1992) : 水工学における数値解析手法の精度向上と実用化に関する研究, 土木学会水理委員会「水理学・水文学における数値解析手法」研究小委員会報告書.
- 渡邊康玄・北條紘次・清水康行(1991) : 樹木の存在する河道の流況特性, 水工学論文集, 第34巻, pp.471-476.
- Wilson, N.R. and Shaw, R.H. (1977) : A higher order closure model for canopy flow, Jour. Applied Meteorology, Vol.16, pp.1197-1205.
- Yamada, T. (1982) : A numerical model study of turbulent flow in and above forest canopy, Jour. Meteorol. Soc.(Jpn), Vol.60, pp.439-454.
- 山崎真一・石川忠晴・金丸督司(1984) : 開水路水平剪断流に関する実験的研究, 第39回土木学会年次学術講演会概要集, II-237, pp.473-474.
- 山浦勝明・石川忠晴(1993) : 開水路水平剪断流の流速分布についての考察, 第48回土木学会年次学術講演会概要集, II-287, pp.672-473.
- 福岡捷二・渡辺和足・柿沼孝治(1994a) : 堤防芝の流水に対する侵食抵抗, 土木学会論文集, No.491/II-27, p.31-40.
- 福岡捷二・渡辺明英・新井田浩・佐藤健二(1994b) : オギ・ヨシ等の植生の河岸保護機能の評価, 土木学

- 会論文集, No.503/Ⅱ-29, pp.59-68.
- 平林桂・山本晃一 (1991): 瀬沼川における河畔堆積物調査, 水工学論文集, vol.35, pp.269-274.
- 池田駿介・泉典洋 (1991): 浮遊砂の横断方向拡散係数について, 土木学会論文集, No.434/Ⅱ-16, pp.47-55.
- 池田駿介・太田・長谷川 (1992a): 側岸部植生境界の周期渦の発生機構, 土木学会論文集, No.443/Ⅱ-18, pp.47-54.
- 池田駿介・太田・長谷川 (1992b): 側岸部植生帯が流れ及び粒子態物質の輸送に及ぼす影響, 土木学会論文集, No.447/Ⅱ-19, pp.25-34.
- 泉典洋・池田駿介 (1989): 側岸に樹木を有する直線砂礫床河川の安定河床形状, 土木学会論文集, No.411/Ⅱ-12, pp.151-160.
- 菅和利・中井正則 (1994): 側岸に樹木を伴う直線河道の浮遊砂輸送, 水工学論文集, vol.38, pp.659-664.
- 宮田正史・池田駿介 (1992): 直立性植生の遷移領域流れに関する基礎的研究, 土木学会第47回年次学術講演会概要集Ⅱ, pp.294-295.
- Murakami,S., Nakagawa,h., & Tsujimoto,T. (1994): Effect of suspended sediment on formation of bed profile and floodplain of open channel with vegetated zone, Proc. 1st Int. Symp. Habitat Hydr., Trondheim, Norway, pp.502-512.
- Odgaard, A.J. (1987): Stream bank erosion along two rivers in Iowa, Water Resources Research, vol.23, No.7, pp. 1225-1236.
- 奥田重俊 (1991): 関東地方の主要化せんにおける植生護岸の基礎研究, 河川美化・緑化調査研究論文集, vol.1, pp.45-70.
- 佐野良久・野崎一郎・濱谷拓・中井正則・菅和利 (1991): 高水敷に樹木を有する複断面直線水路の流れと浮遊砂の輸送について, 水工学論文集, vol.35, pp.483-488.
- 清水義彦・辻本哲郎・北村忠紀 (1991): 植生に覆われた砂床上流れの浮遊砂濃度分布, 水工学論文集, vol.35, pp.477-482.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次・北村忠紀 (1991): 直立性植生層を伴う流れ場の構造に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.438/Ⅱ-17, pp.31-40.
- 清水義彦・辻本哲郎・中川博次 (1992a): 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.
- 辻本哲郎・北村忠紀・中川博次 (1994): 側岸部植生群落周辺の掃流過程と分級, 土木学会論文集, No.503/Ⅱ-29, pp.99-108.
- Tsujimoto,T. & Shimizu,Y. (1994): Flow and suspended sediment in a compound channel with vegetation, Proc. 1st Int. Symp. Habitat Hydr., Trondheim, Norway, pp.357-370.
- 宇多高明・藤田光一・佐々木克也・服部敦・平舘治 (1994): 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－, 土木研究所資料, 第3249号, 建設省土木研究所, 河川部河川研究室.
- 渡辺康玄・北條鮎次・清水康行 (1991): 樹木の存在する河道の流況特性, 水工学論文集, vol.35, pp.471-476.
- 山本晃一・藤田光一・佐々木克也・有澤俊治 (1993): 低水路川幅変化における土砂と植生の役割, 河道の水理と河川環境シンポジウム論文集, pp.233-238.

4. 管理・取扱い

4. 1 植生調査法

一般に植生調査法は植物生態学の分野で方法論として確立されている（佐々木, 1973; 沼田, 1978; 田川・沖野, 1979; 鈴木・伊藤・豊原, 1985）。しかしながら河川, 川原での調査例は必ずしも多くはない。それでも奥田 (1975) による多摩川の調査のほか最近では加藤・石川・篠沢 (1993), 倉本・井上・鷺谷 (1993), 石川 (1994) らの研究に見られるように, 植物生態学の分野でも河川をフィールドにした研究が見られるようになってきている。奥田らの研究はその後, 建設省「河川水辺の国勢調査」マニュアル（建設省治水課, 1991）作成にあたって格好のひな形になったものと思われる。またこれまでも建設省 (1977) や環境庁 (1979) で調査要綱が作られてはいた。河川環境機能整備・管理の観点からみれば, 植生調査に限らず河川の生態環境調査は河道・水流との相互作用系として調査されるべきものであるが, これまで植物調査が不十分であったり, 逆に借り物の植物学的調査に終始し河川環境整備・管理に充分いかせるものになっていないものも見られがちである。植物生態学の成果を参考にしながらも河川・河道水理学的背景をもった独自の河川植生調査法を確立していかなければならない。ここでは, 辻本 (1993) が扇状地河川を対象とした調査の経験から提案した方法について説明する。河川工学の分野でも, 最近になってフィールドで調査しようという試みも増えつつある（宇多・藤田・佐々木・服部・平館, 1994）。

4.1.1 調査対象植物

調査目的は, 治水・利水・環境の3機能を等しく確保する河川整備の鍵としての河川植生の実態を把握し, 植生水理の研究が健全に発展すること, その学術を受けて, 治水評価を的確に行なえること, 植生を利用した新しい工法や河川環境制御の技術を発展させることにあると思われる。このためには, まず河川の中でどのような種類の植物が河道形状や流況に応じてどのように繁茂しているかがとらえられねばならず, 植物の分布状況と河道の条件（地形, 河床材料あるいは土質, 地下水位など）, 植物群落の形態, 大きさなどである。さらには植物の動態（成長や破壊, 遷移など）につい

での調査も必要であり, それには経年的に調査を継続していくことが必要である。辻本 (1994) はある時点での河道植生状況を上述のように主として河道条件との関連で把握するための調査法を提案した。こうした観点では, 河道動態あるいは「河相」に関わる植物が調査対象となる。すなわち, 水流・流砂・地形変化に強く関わる, ある程度流れの抵抗に関わるような植物やその群落が対象となる。もっとも, 草本類も土壌を変化させたり, 昆虫・小動物にとって重要であったり, また希少種にもこの種のものが多く, 副次的にはこれらの調査も意義がある。ただこうした草本類などの環境も, 先に選定される灌木などが提供していることが多く, 河川環境を大枠で決定している植物を選定して調査対象とすることが重要であるとされている。

手取川の例ではカワヤナギ, アキグミ, ハリエンジュ, ネムノキ, オニグルミ, ドクウツギ, クワ, エノキ, アカマツ, ノイバラなどの木本類と, ツルヨシ, ススキ, イヌタデ, メマツヨイグサ, ハギ, クズなどの草本類が対象とされた。

4.1.2 調査項目と測定方法

河道動態あるいは河相と関わりを重視した調査では, 植物調査と川原の微地形調査, 河床材料調査を同時に平行しなければならない。そこで, 次のような方法がとられた（図4・1・1参照）。一般に精度よい平面図など

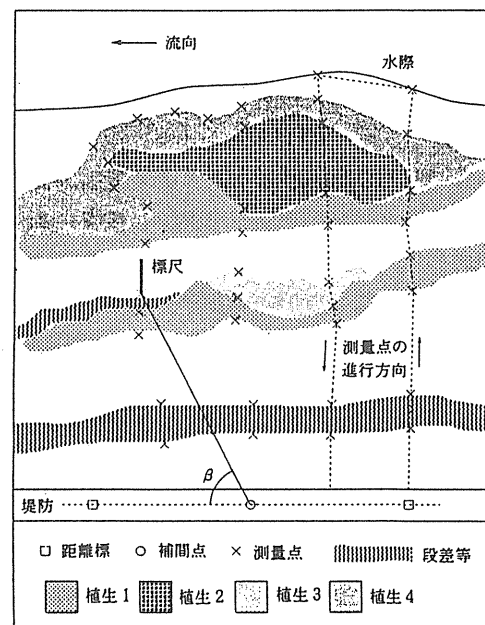


図4・1・1 河道内植物と微地形の調査

は用意されていないことが多く、とくに微地形は出水や工事によって変化していることが多いので、地形測量は必須であり、この点が「河川水辺の国勢調査」では不十分であった点と言える。

植物や植物群落の位置（3次元的）を測量するためのトランシットを堤防に沿って設置する。堤防には例えば一級河川では200mおきに距離標が設置されており、その位置は知られている。手取川は典型的な扇状地河川で、川原は洪水時に形成された交互砂州の名残で、それが調査の1ユニットとされた。川原の平面形ををおおまかに三角形で近似すると底辺が400～600m、高さ（堤防から最も川に張り出したところまでの距離）200～250mとなっている。植生の繁茂状況にもよるが、距離標のあいだを補間し基準点を50mごとに設け、約25m間隔の堤防に直角な測線を設定し、ほぼこれに沿って踏査員が川原に入り、植生調査と標尺設置を行なわれた。後述のようなスタジア測量が行なわれるので、踏査は必ずしも測線に沿う必要はなく、植物群落や地形に応じて臨機応変に行なわれる（後述するように5mメッシュでデータが整理されることが勘案された）。

測量方式はスタジア測量と呼ばれるもので、堤防の

トランシットから川原の標尺の目盛と鏡軸の回転角を読み取る（図4・1・2の調査票に書き込む）ことで、トランシット位置からの相対的位置を容易に測量できる。後述のように5mメッシュでデータ整理されることからして測距の精度は充分であり、また後述のように25～50cm間隔の等高線を描くための高低差測量の精度も充分確保される手法である。踏査員は特異な個々の植物、植物群落の境界、地形の変化点、河床勾配の変化点などに標尺を立てるとともに植物や川原の様子が克明に記録された（さらに写真撮影、図4・1・3の調査票参照）。踏査員は2～3名（標尺を立てる者、標尺をたてる位置を選定しトランシット係と連絡を取る者、植物の種類、大きさ、河床状況を記録する者）、トランシットには1～2名の配置が適当である（トランシットを覗いて目盛を読み取る者と、調査票記入及び踏査員とトランシーバーで連絡をとる者を分けた方が便利）とされている。植物については樹高、幹の太さのほか枝振りなどのシルエットなども調査項目であるが、シルエットなどはむしろ植物種ごとに相似である場合が多く、調査時にこうした特徴を把握することが重要であると思われる。

地点番号	km	<データシート A>						
観測日	天候	観測開始時間	観測終了時間		[距離]=Kcos ² α+Ccosα			
トランシット番号	標尺番号	トランシットの高さ	スタジア定数		K=100 C=0 [標高]=[距離]tanα			
観測者	記録者							
測量位置No	水平角β	鉛直角α	上	下	中	距離D	標高H	備 考
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								
11								
12								
13								
14								
15								

図4・1・2 調査票（トランシット側）の例

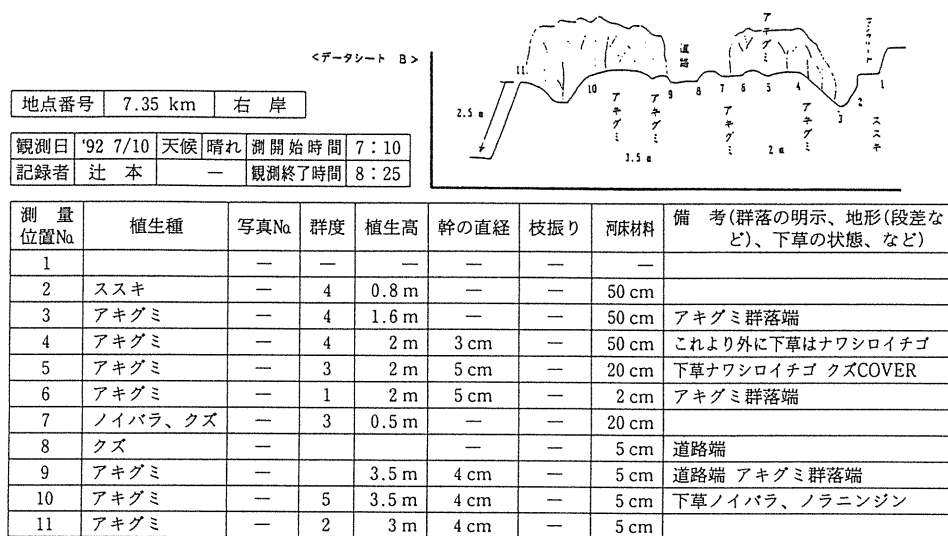


図4・1・3 調査票（踏査員）の例

4.1.3 データの整理と保存

野外調査で得られた結果は河原ごとに5 mメッシュをかけて、そのメッシュごとに整理、記憶される。すなわちメッシュごとに階層的な格納場所を設け、例えば下段から標高、河床材料、各種植物の有無、樹高、幹の太さ、密度度が記憶・保存された。

一方、河川のデータとして対象区間の流量時系列が収集される。その統計的処理から、年平均流量、低水流量、平水流量、豊水流量、確率洪水（1年，2年，5年，10年程度のもの）などが知られる。もし、その区間について距離標対応断面に対して不等流計算などによって流量水位関係が得られておれば、その内挿によって先のメッシュごとに各流量時の水面標高が求められデータとして格納される。水位・流量関係が知られていない場合には、不等流計算を実行するか、近似

的には適当な断面で等流計算したものを内挿する程度で流量水位関係を確保すると良いだろう。このようにして作成されたデータは調査結果を表示することのほか、植物ごとの成育環境の統計的評価にも有効である。

図4・1・4では標高データ、植物種類データから作成された等高線図に植物群落の空間分布が重ねられている。ツルヨシ、カワヤナギ、アキグミなど縦断方向に長い群落を形成するものやススキなどパッチ状の群落形成など特徴の抽出に役立つ。地形と比較するにあたって、扇状地河川のように急勾配河川ではむしろ平均勾配を除いたほうが特徴をつかみやすい。そこでたとえば年平均流量時の水面からの地盤の高さで表すこととし、これを「比高」と定義している。基準とする流量によって「比高」は異なる。こうした比高はメッシュ内に既に格納されている標高と水面高さから容易に計算される。

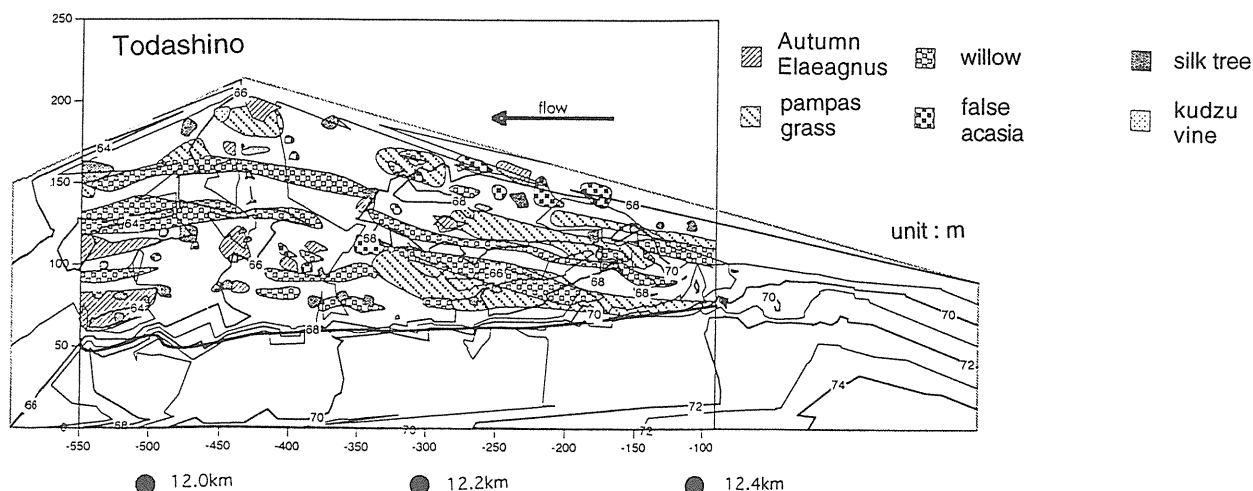


図4・1・4 河原の微地形等高線と植物の空間分布

年平均流量による比高で表示すると（図4・1・5），河原の微妙な窪みや台地，溝などの特徴がよくわかる．図4・1・6（p.* * 参照）は比高，植物種のデータがどのように格納されているかが見やすく示されたものである．この図では年平均流量を基準流量とし，冠水域は青色で表示，比高が高いほど明るい色で表示している．また代表植生としてヤナギを緑，ツルヨシを白，アキグミを赤，ネムノキをピンク，ススキを灰色のプ

ロットで表示している．流量の変化に対する冠水域や比高の変化などを即座に表示でき，流量増加に対し河原だけでなく植物がどのように水没していくかも知られる．また植物ごとに階層的にデータが格納されるので，必要によっては樹木群内の下草調査やそれらの樹木群との関連など今後の生態環境調査にも有効な方法と言える．

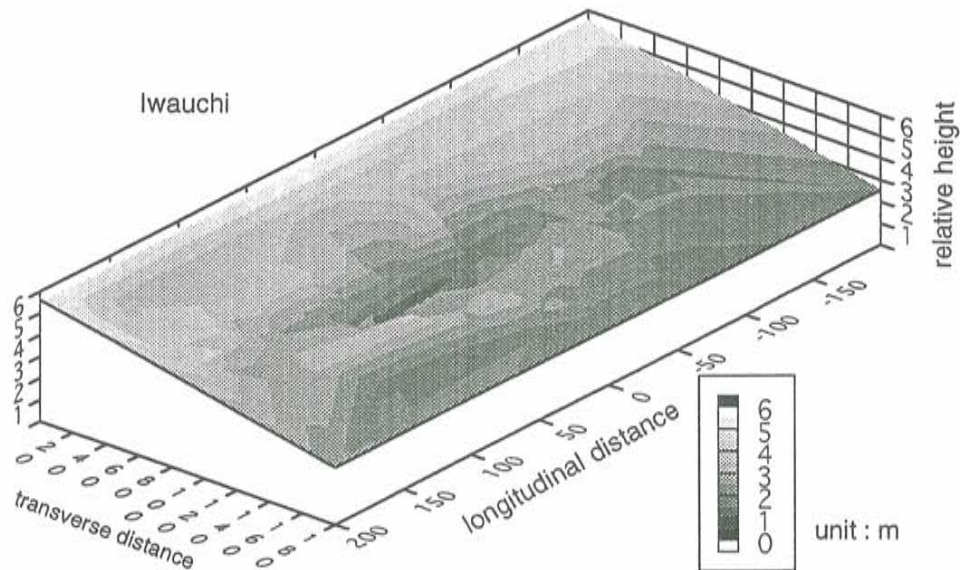


図4・1・5 比高で表された河原の微地形



図4・1・6 比高・植物種などのメッシュデータの例

4.1.4 調査結果の表現と植物群落特性の解析

すでに河川敷微地形のコンターを描き、それに植物種類の空間分布を重ねた図や比高と植物群落分布については図4・1・4, 4・1・6に示された。そのほか河川地形とその上の植生を典型的に示す横断面図も描けるが図4・1・7にその例を示す。

上記のような調査結果の表示のほか、植物群落の形成特性についての統計的な解析にもこうした調査を使っていくことが望まれる。たとえば、地形の植物群落形成と比高や横断勾配との相関は高そうに見え、こうしたものに着目して、たとえば図4・1・8, 4・1・9が得られている。縦軸は植物の面積占有率で、各比高や横断勾

配をもつ河原の部分について各植物がどのくらいの面積比率を占有しているかが調べられた。ツルヨシ、カワヤナギは年平均流量での水際（年平均流量に対して比高ゼロ）、アキグミやススキはそれより数m高いところに繁茂しやすいこと、カワヤナギ、ツルヨシは横断勾配の大きいところ、すなわち河原のなかの流路跡の側岸斜面に、ススキはむしろ平坦なところといったことが抽出されている。いくつかの河原についての調査を比較検討することも興味深いが、上記のような特徴の抽出は難しくなる。すなわち、河原にそれぞれ特徴があるからで、その特徴には、河原の比高分布や横断勾配分布が大きな要素であると考えられる。

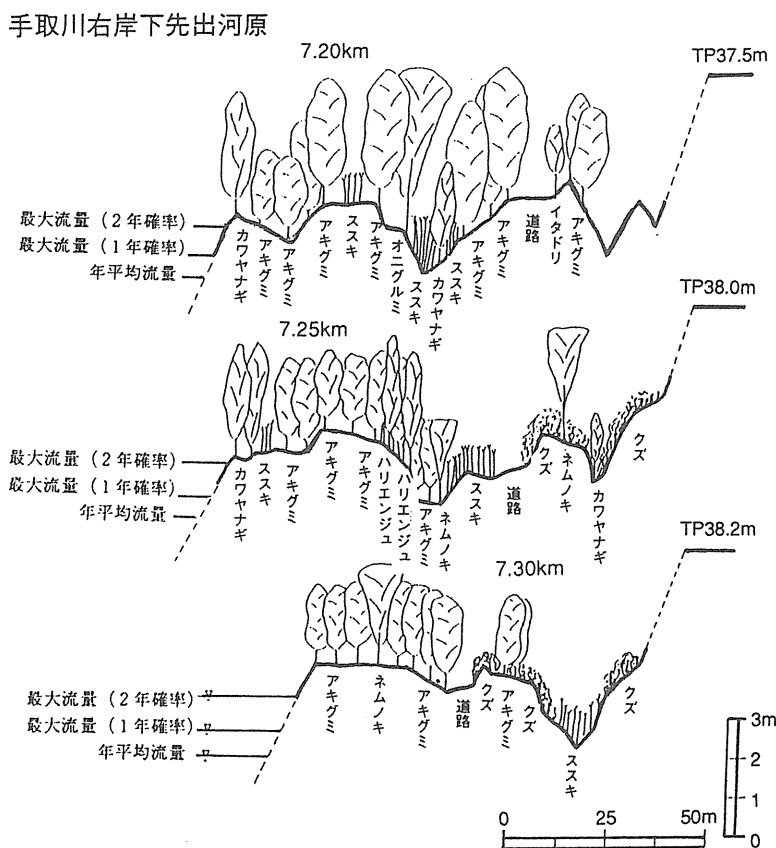


図4・1・7 河原の微地形と植物分布を表す横断面図 (辻本, 1993)

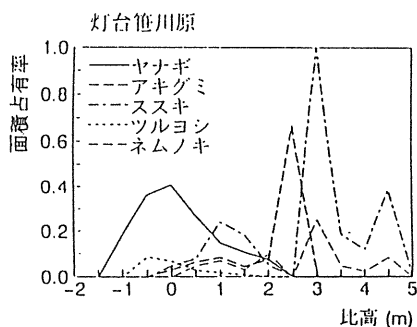


図4・1・8 植物の比高別面積占有率 (辻本, 1993)

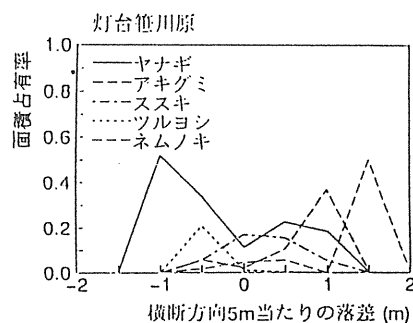


図4・1・9 植物の横断勾配別面積占有率 (辻本, 1993)

4.1.5 流路に沿った調査

大きな河川では河原が形成され、そこでの植生が河相を規定しているが、小さな流路では河道内の平面分布はそれほど重要でないものもある。むしろ、流路の縦断勾配による流れや河相の流下方向変化がその兩岸の植生と強く相関しているような場合である。このようなときには縦断勾配や河床材料、流路の平面形など併行して植生調査をするのが適当であろう。この例として、手取川の河原に残る小流路（旧流路）について調査された結果をもとに述べる（図4・1・10）。

このようなところでは流路に沿ってトランシットを移動しながら流路の平面形状、流路縦断・横断形状を測量しながら、兩岸の植生、河床、側岸の材料調査を

行なうのが適当である。ただ側岸は既存の植物群落に促進される横断混合で側岸に運ばれ沈殿した浮遊土砂で細粒化している場合があったり、それに応じて別種の植物群落に変化している例のあることに注意しなければならない。

こうした調査結果は縦断方向の変化に着目して整理された。この例では流下距離10mのセグメントで代表して、縦断勾配、流路幅、左右岸植生、河床材料などがデータとして格納された。図4・1・10に示されるようにこの例では1/30の急勾配から逆勾配までバラエティに富んでおり、河床材料も砂から50cm以上の石まで広く変化しており、調査例として興味深い。図4・1・11に示すように、縦断勾配、河床材料粒径、兩岸植生の間に強い相関が得られている。

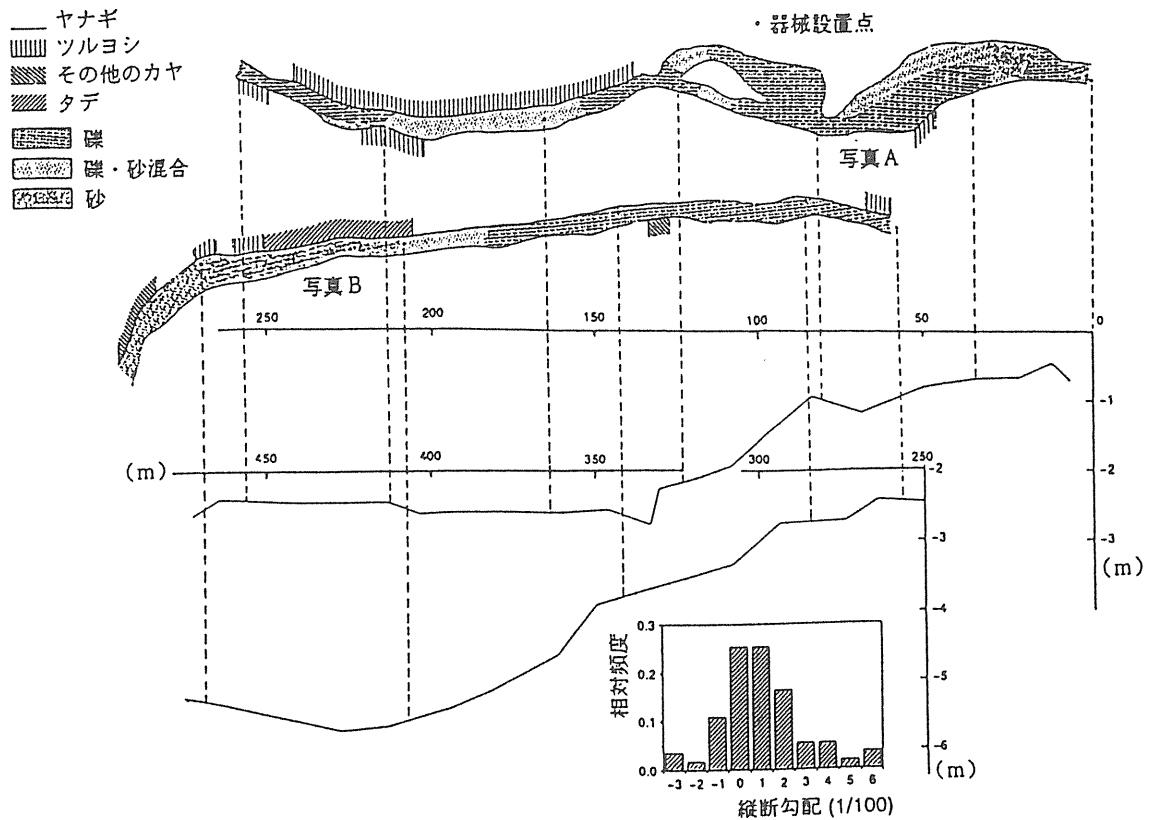


図4・1・10 河原に残る小流路での調査（辻本, 1993）

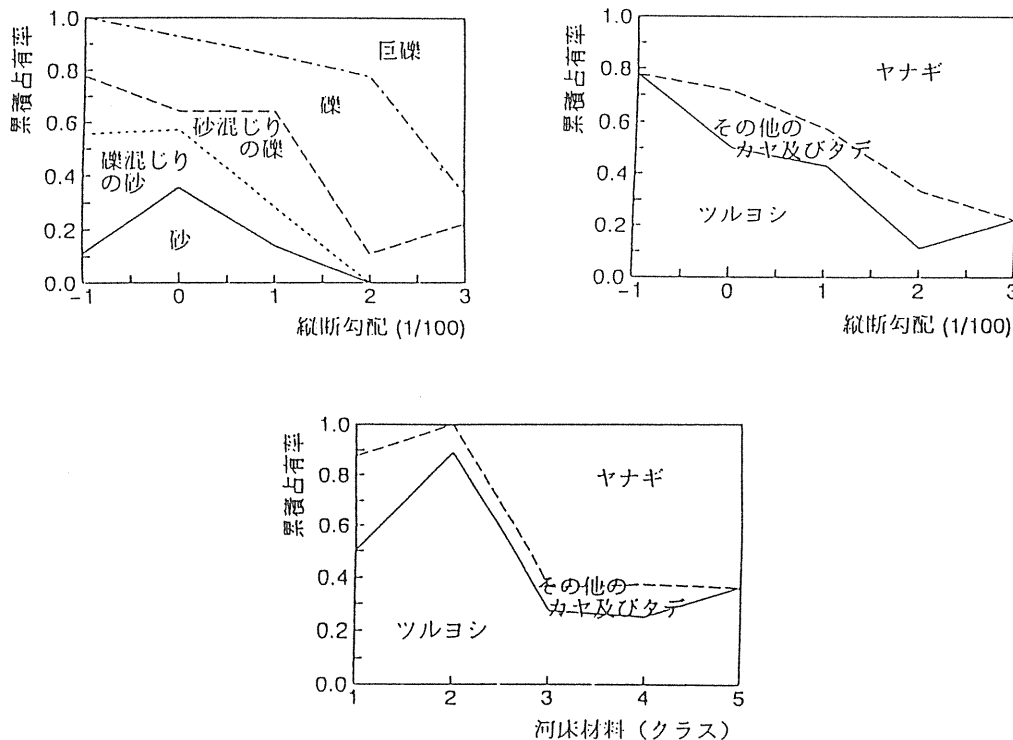


図4・1・11 流路の縦断勾配，河床材料，流路沿い植生の相関
(辻本, 1993)

4.1.6 空中写真による調査

上記では現場で実際に河原の微地形と植物についての踏査を実行してその調査結果を整理，検討する方法を示した．しかしながら，空中写真が容易に撮れ，また写真測量技術によって上記にせまる精度での地形測量，植物種判定，植物群落特性（樹高，密生度）などが判読できればその有用性は極めて高い．先ほども述べたように，植物群落特性のうち幹の太さや，枝振りなどのシルエットなどは植物種と樹高が判定できれば比較的推定しやすいので，その意味からは踏査を省略できる．ただし，これらの基礎的情報や微妙な地形，河床材料については踏査の重要性も高く，空中写真調査をする場合も，できるだけ多くの例について踏査・測量を伴う方法との比較・検証を積み重ねたい．また，空中写真による方法が可能となり，過去の空中写真が入手できれば，植生の時間的変遷が把握され，洪水履歴を併せ検討することで，植物の生態学的特性と水理

学的特性の接点とも言うべき領域について貴重な知見が集積されることになる．

萱場・島谷（1995）は航空写真を立体視することにより植生の高低を把握し，とくに低木か高木かの区分ができるとしている．また写真上で植生部分テクスチャーや色がほぼ同一の領域を区分して植生図を描く試みを行なっている．とくに現存植生図があればその同定が合理的になる．写真4・1・1（p.112参照）は北上川支流雫石川の航空写真（1976年撮影）で，図4・1・12（p.112参照）は萱場・島谷（1995）がその立体視から低木林，高木林に分類して図化した例を示す．彼らはさらに群衆・群落単位での整理からハビタートとしての観点からの検討の重要性を示唆している．

空中写真のパーソナル化として，気球，凧，ラジコンヘリコプターなどがあげられ，なかでも気球による植生調査の試み（Suzuki & Nagano, 1992；佐々木，1995）が進められている．

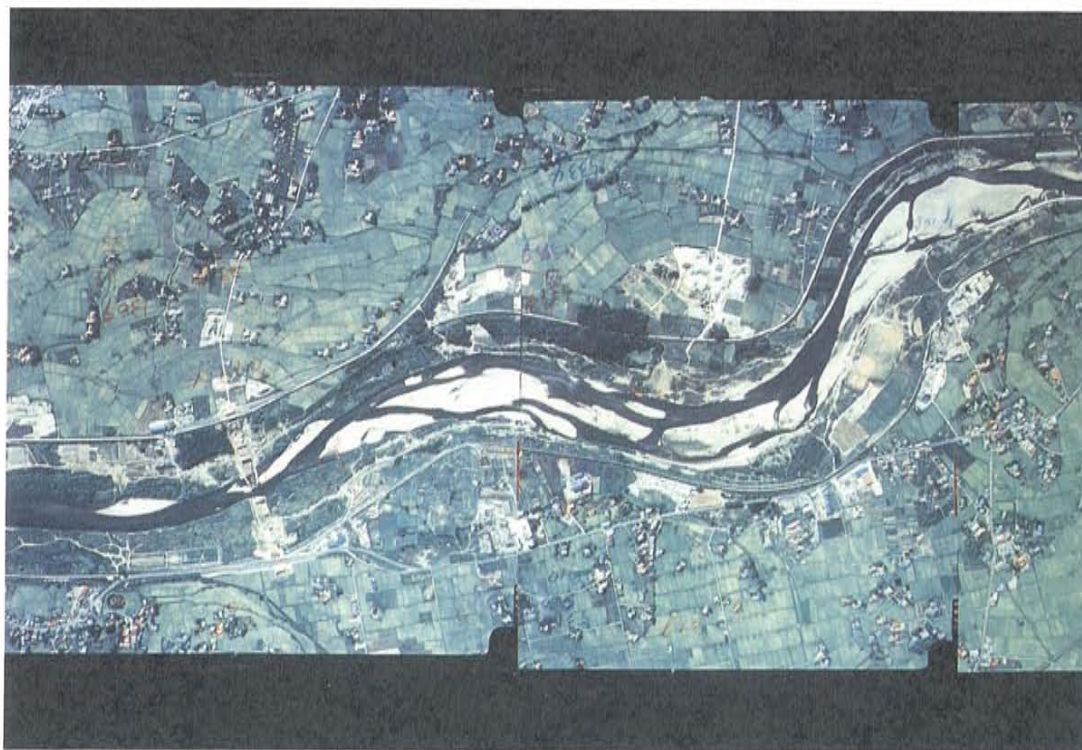


写真4・1・1 北上川支流雲石川の航空写真

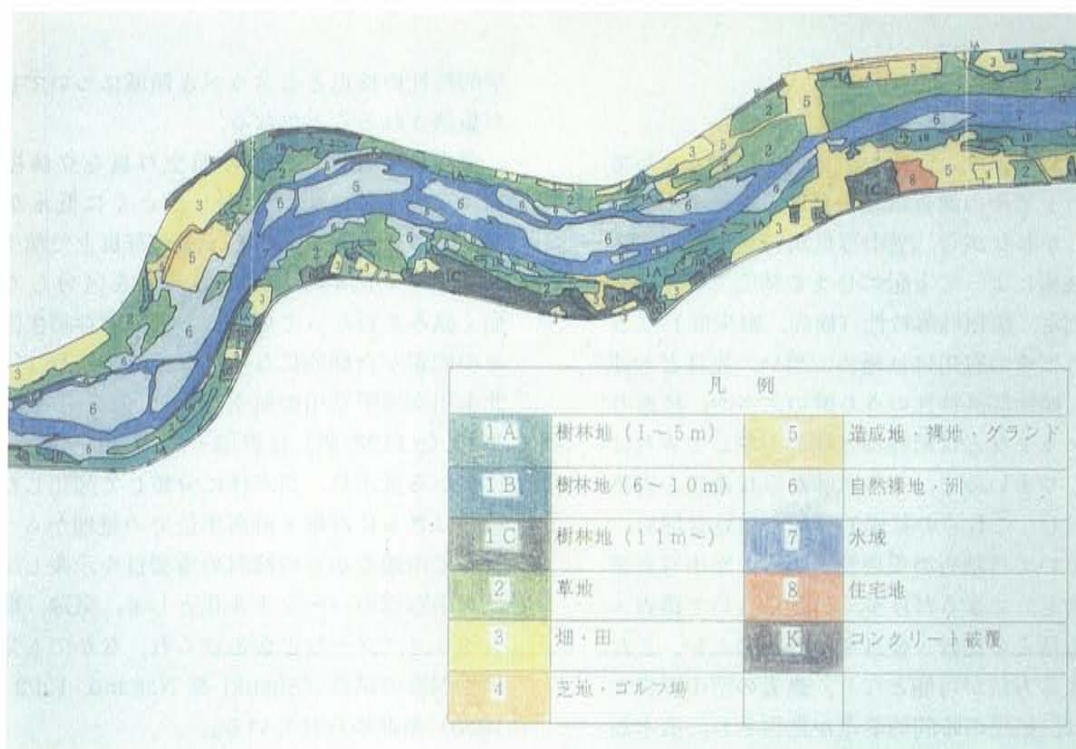


図4・1・12 雲石川航空写真より得られた植生図 (萱場・島谷, 1993)

4. 2 包括的・長期傾向

前章までに眺めたように、河道内の植生はさまざまな時間的、空間的な環境の変化によって制約を受ける。発生の契機が自然のものであっても人工的に計画されたものであっても、周囲の種と河川の水位と流れおよび気候の変化の影響を受けながら繁茂と衰退を繰り返し遷移して行く。河川の計画規模がたとえば200年であるならば、少なくとも200年の確率規模あるいはトレンドで起こる植生の遷移の範囲はどのようなものだろう。管理面からは植生全体についての包括的・マク

ロ的な理解も必要となる。洪水頻度が減少することそれ自体は結構なことだが、それによって河道内は一般に木本化が進むことになる。不幸にして適切でなかった植生管理のもとでは、次に起こる大出水では大規模な河辺林の破壊が生じ、予想以上の災害にもなりかねない。水文環境、植生耐性・管理について長期、長距離でのマクロな取扱いも必要になる。図4・2・1は植生の“繁茂”の程度を縦軸に、河川流れ方向距離と時間の変化を横軸にして模式的に表示したものである。ただし、ここでの“繁茂”の意味は総括的概念的なものである。この分布と変化をどのように理解していくかの方法論の構築が待たれる。

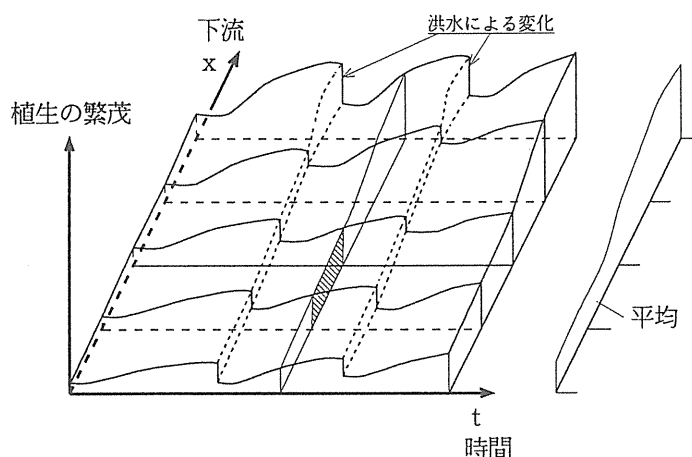


図4・2・1 植生の繁茂状況の変化（概念図）

長期の傾向の把握には、空間的にも大きなスケールでの視点が必要になる。水系全体での流量変動、土砂動態、植生の分布と遷移の場所的特性の理解が不可欠である。この方面の研究は長期資料の蓄積が必要であることもあり必ずしも十分ではないが、以下に、地域気候と河道特性が考慮された生態学的研究や長期傾向の検出についてみてゆく。

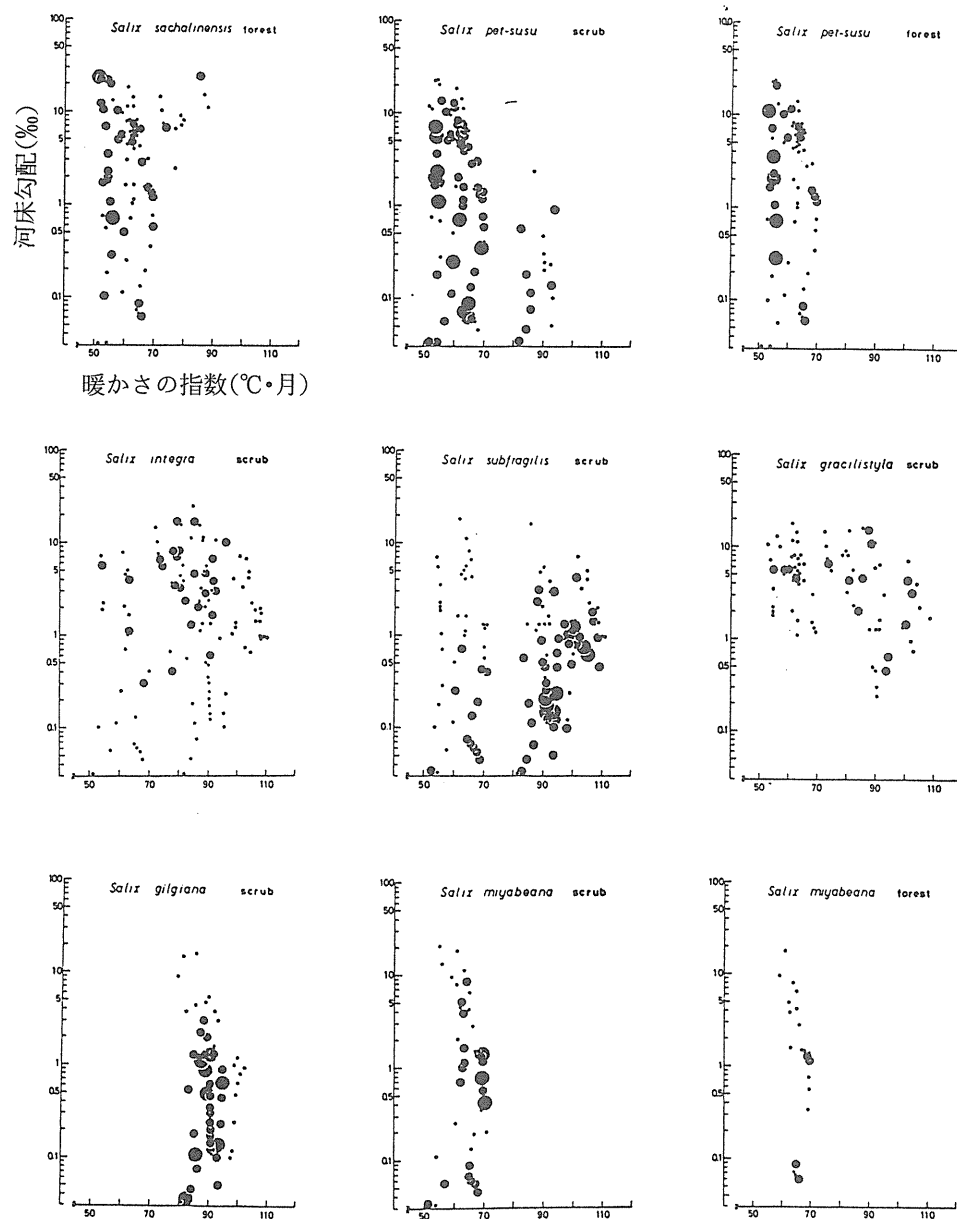
4.2.1 地域の気候と河道特性

石川(慎) (1980,1982,1983,1987) は北海道地方、東北地方の9本の一級河川の河辺に発達するヤナギ林を始めとする植生の生態を調査している。その中で、代表的な河道特性として河床こう配を気候特性として暖度指数(=温度(℃)×月数)をとり、それらを軸にそれぞれの植種について分布の程度を3段階で示せば図4・2・2のようになる。この図から、例えばイヌコリヤナギ (*Salix integra*) は広く東北・北海道の上下流

地域に分布していることが判り、一方エゾノカワヤナギ (*Salix pet-susu*) は北海道に主に分布することが知れる。石川(慎)はさらに、扇状地河川河床に生育する植生の動態も調べている (石川(慎), 1988a 1988b 1991a)。

4.2.2 植生の分布と河道の水理特性

長期のトレンドや地域の植生分布を、次節で議論される「管理」と関連して把握するには、ある程度平均化された要素や特性の抽出が必要になる。あたかも中規模・小規模・局所的な河床変動の問題の重要性と共に、大規模1次元的な取扱いも河道計画には不可欠なのと同様である。しかしながら植物は生態系を構成しており、自らの存在が自らの環境を支配する不確定・不安定な分布を形成しているのも事実である。従って、「平均的」、「マクロ的」な傾向の把握は、このような植生の特性を予め認識しながら適切な方法で進められ



Distribution of cover degrees of each plant community in relation to the river bed gradient (gradient) and the warmth index. The size of solid circles indicates total cover area of the community in an investigated area: large circle; more than 20% in area, medium circle; 5-20% in area, small circle; less than 5% in area.

図4・2・2 群落の程度に及ぼす河床勾配と暖度指標の影響 (Ishikawa, 1983)

る必要がある。

建設省土木研究所（山本ほか，1993；宇田ほか，1994）では河道内に形成される植物群落（グループ）を，河道計画（治水，環境）に反映させることを目的とした基礎研究として，鬼怒川と利根川における河道内の植物群落の分布形態およびそれらを構成す植種と河道特性との関係を調べている。方法としては，縦断方向には土木研究所の提案するセグメント，横断方向には砂州，中水敷，高水敷，河岸の領域に分けて

植物群落の分布をとらえ，それらの領域の冠水頻度，表層材料，流砂形態などの河道特性と比較している。その結果，植物群落の分布形態はセグメントごとに河道特性によって大局的に説明できるとしている。表4・2・1は各セグメントにおける河道特性と植物群落との関係を示したもので，今後他の河川での調査や検討の参照になろう。ただし，群落（グループ）A，B，Cはそれぞれのセグメントで下欄のような群落を示す。

表4・2・1 各セグメントにおける河道特性（環境的秩序規制）と植物群落の関係
(宇田ほか, 1994)

	セグメント 1		セグメント 2		セグメント 3	
	鬼怒川 46.0km～101.5km区間	96.0km地点 55.0km地点	鬼怒川 0.0km～46.0km区間	32.0km地点 16.5km地点	利根川 0.0km～45.0km区間	27.0km地点 20.0km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50mm 砂州上 中～大礫 砂州周縁部 粗砂		河床材料 約0.5mm テラス上 細砂		河床材料 約0.2mm 高水敷上 粘土～シルト	
低水路幅	250m～800m		100m～250m		350m～1,000m	
出水時の平均流速	平均年最大流量(1,700m³/s) 時で約2.5m/s～4.5m/s		平均年最大流量(1,700m³/s) 時で約1.5m/s～2.5m/s		既往洪水(4,500m³/s 1972.9. 18)時で約0.9m/s～1.6m/s	
各植物群落の冠水頻度	群 A	20～0.5	100～250	4～365	4～55	0.33～9
	群 B	0.5～0.1	0.3～100	1～4	1～4	
	群 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, カワヨモギ, カワササユ	オオクサヒ, ヤナギタテ, 萩, クサヨシ	ヨシ, マコモ, 萩, カヤナギ, クサヨシ
B 群落	ツルヨシ, 灌木類	ギンギョウ, 萩, セリ, クサヨシ, カワラナツハギ, カワササユ	セイタカアワダチソウ, ギンギョウ
C 群落	ススキ, 高木類	クサナギ, タケ	

一方、久下・砂田・今井（1994）は同様な目的から河川植生の繁茂機会と河道特性との関係を考察している。まず、昭和21年、41年、57年、平成2年の滞筋変遷図から、1kmごとに非滞筋区域の横断方向平均面積分布を計測し、平成5年の全植生分布現況と比較した結果、自然低水路の形成された笛吹川では一致するが、流路の変化の激しい釜無川（富士川本川）では

あまり一致しないことが分かった。また、流況に関するパラメータのうち、川幅水深比（B/H）と無次元掃流力（ τ_* ）および測定植生域との関係は図4・2・3のようになる。すなわち、B/Hの小さい領域では滞筋がより安定して植生は繁茂し易く、 τ_* の小さい領域では流砂量も少なくなって植生域が拡大する。

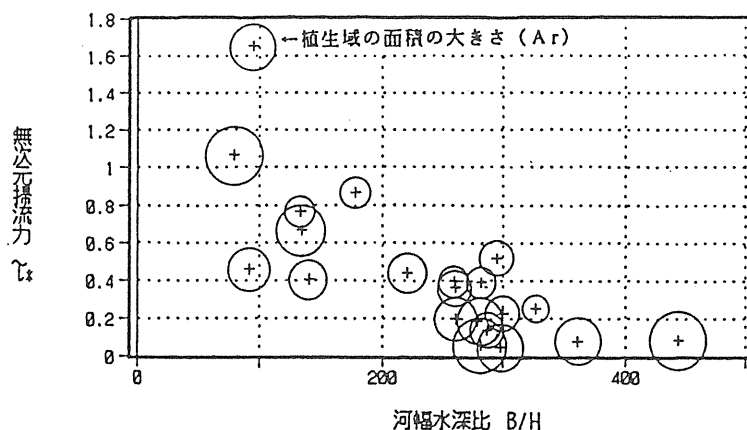


図4・2・3 川幅水深比と無次元掃流力および現存植生域との関係
(久下・砂田・今井, 1994)

4.2.3 植生の影響の年変動・長期トレンド抽出の事例

植生の流況に及ぼす影響が季節に応じて年変動をするとしたら、その検出と解析は管理にとって重要な課題となろう。河岸や砂州上の植物群落は季節・気候に支配されながら年々の遷移が無視できず、抵抗などの見積にはいくらかの制約を受ける。一方、河川下流部など流量が比較的安定した箇所での沈水性の植物（水草）の場合には明瞭な年変動の抽出と季節による河床抵抗の簡潔な取扱いができる。Gurnell・Midgley (1994) は季節による水草の成長に伴って流れの抵抗が変化する点を、量水所における流量観測と水位観測についての25年間の資料を解析している。水草が成長すると水位をより高め、浮遊砂の堆積、河床面および河床面付近のながれの場所的な変動が助長される。Gurnellらは流れの構造に立ち入ることをせず、

これらの様々な影響を一括した形で粗度係数 (n) および粗度指標 ($n/S^{0.5}$; S : 水面勾配) を逆算してそれらを季節ごとの水位で回帰する経験的な方法を示している。

河道地形や洪水の履歴を含めた植生の遷移を一般的に評価するのは容易ではないが、何回かの航空写真から低水路沿いの植生遷移も推定が行われる。濱田・石浦・甲岡 (1990) は1947年、1990年の航空写真の判読結果の比較により、図4・2・4のような植物の変遷を推定している。その経過としては、たとえば砂礫堆積後の図中A③、B③期にはヤナギ類、ハンノキ稚幼樹が侵入し、当初は両者は混交した状態であったが、地下水位の条件により優占種が決まったとしてよい。すなわち、溝状の地にはヤナギ類が、微高地にはハンノキが優占しており、その後時間の経過と共にヤナギ類は枯死し、後にヨシが栄養繁殖によって侵入したとしている。

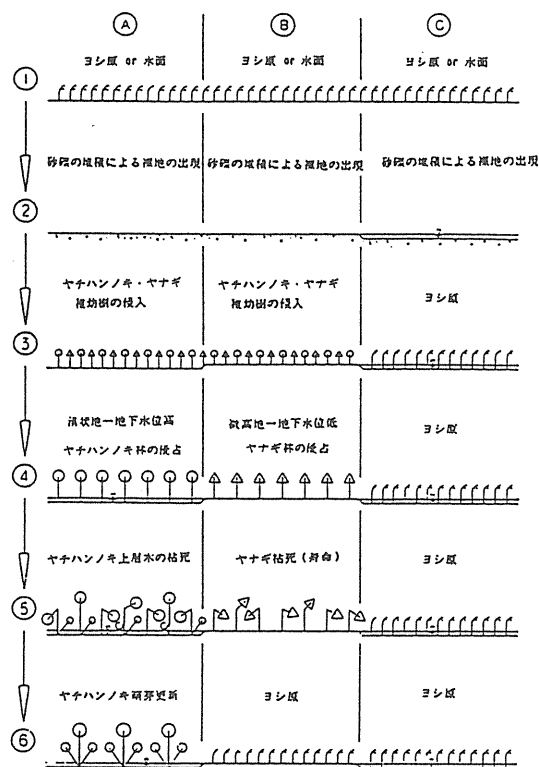


図4・2・4 植生変遷図 (濱田・石浦・甲岡, 1990)

もう少し長時間の傾向を実態として把握する努力も試みられている。萱場・島谷 (1995) は、洪水などの自然と共にダム建設、砂利採取、築堤、など人為的なインパクトが河川に与えてきた影響を100年のスケールで改めて評価したいとしている。雫石川を対象とし

て、明治以降の空中写真、旧版地図、工事資料等をもとに、植生を含めた河道の変化の実態を調べ、図4・2・5のように50年間の自然裸地の減少、樹林地の増加を検証している。

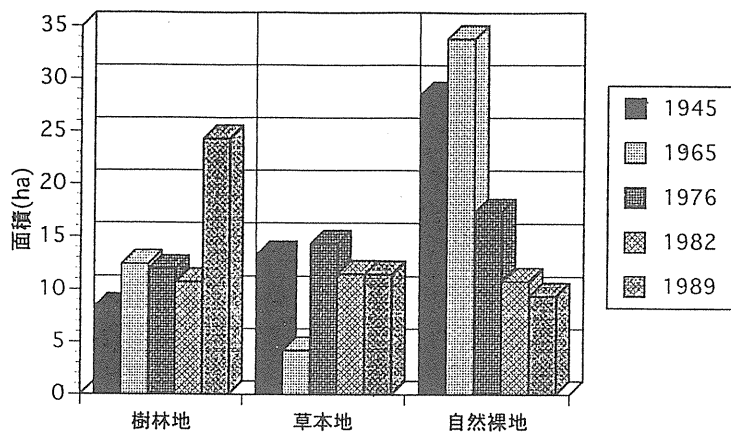


図4.2.5 植生長期傾向の抽出（萱場・島谷，1995）

4.2.4 堤内河辺林・水害防備林

植樹もしくは自然発生的に遷移・発達した堤内側にある河辺林・水害防備林の機能の例をみておこう。かつては自然河川堤防あるいはそれに近い状態で河川の流水の作用を直接受ける機会の多かった河辺林も堤防の整備と共に遷移はより長期におよび、その変化を知ることができる。その変化の過程には人間の生活環境との関わりも反映されている。

吉田ら（1994）は河辺林の変異過程と林分構造を明らかにするために、平地において半自然的な河辺林が比較的良好に残存している滋賀県湖東地域の愛知川、野州川において、古絵図、地形図、文献資料、聞き取

りによる調査を行っている。吉田らは図4.2.6のような約100年間の愛知川河辺林の変遷を示しながら、その他の調査と共に次のような結果を得ている。両河川とも、特に中流域で、沿川の開発により河辺林の減少が顕著であること、下流域の竹林が残っているのは水害防備の竹林を保護育成したためであること、16世紀末の愛知川大破後の築造の際松を植林し、この名残で中流域では松（アカマツ）が多いが、最近はそのアカマツが衰退し広葉樹林へと変化してきていること、竹林も放置により上層に落葉広葉樹、下層に常緑広葉樹が混交して林分構造に変化もみられること、などである。

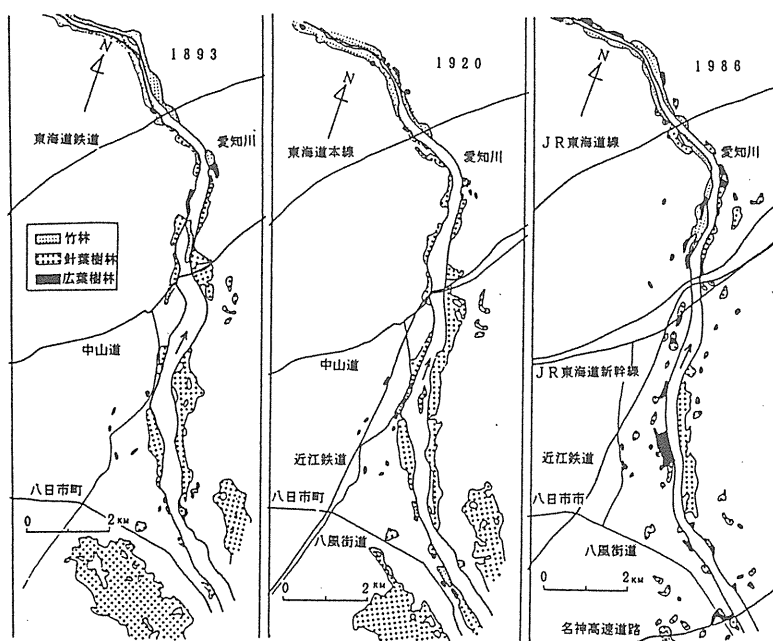


図4.2.6 愛知川河辺林の変遷（吉田・丸山・柴田，1994）

堤防の整備に伴って水防林の重要性は相対的に減少し、そのままでは河道内の洪水水位を上昇させることもあるため、伐採される傾向にある。この点について、福岡ら（1995）は江の川の水防林の保全を図るための検討を行っている。特に、水防林の洪水時における流れや、河床変動に及ぼす影響や水防林伐採の影響について議論し、できるだけ水防林を残しながら護岸を設置する工法の可能性を提起している。

松浦・島谷（1987）は長い年月をかけて行われた治水・利水施設は独特の雰囲気を持っており、付属施設を含めた構成が河川環境面から優れていることを指摘し、特に、水害防備林を対象として具体的な評価を試みている。松浦らは、治水の要衝として認識され住民の努力により大切にされてきた富士川水系笛吹川の万力林を典型例として考察している。笛吹川の水衝部の岩盤、眼鏡橋と親しまれる橋および前面石張りの堤

防ほかの構成の中で万力林の松（アカマツ）の緑が周辺の風景によく映えて優れた景観の要素となっていることを強調している。

水害防備林は言うまでもなく景観のために設置されたものではない。同じ万力林について、砂田・伊藤・鈴木（1988）はその水害防備機能についての水理学的評価を行っている。砂田らは、砂礫堆積を考慮した移動床模型実験を行い、洪水氾濫に対する氾濫流向、林内での土砂堆積、自然堤防形成などについて考察した。林内への土砂堆積効果はより大流量の場合大きいことなどが判明したばかりでなく、図4・2・7に示されるように、背後山腹に水衝部として機能させ、霞堤で導水して氾濫水を戻す構成になっていることを指摘している。単に水害防備林としてだけでなく、周辺の地形的な特徴を認識し、より強固で効率的な施設の構成になっていることを見いだしている。

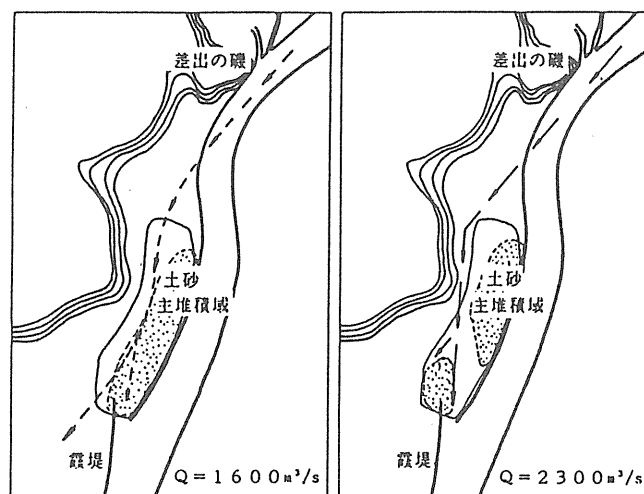


図4・2・7 万力林氾濫流主流経路（砂田・伊藤・鈴木，1988）

4. 3 管理

河川の植生を工学的、技術的に議論する最終目標の一つに植生の管理が挙げられる。管理の範囲は広く、第1章でも述べたように、気候的背景と植生の種、分布状態と遷移、空間支配の助長と制御他に関わる重要な課題を構成する。固有な特性を持つ各河川に通用する一般的な管理の手法を確立するのは困難なため、管理に関わる要素や段階ごとに、これまでに得られている知見を整理してみたい。視点としては、すでに詳しく眺めてきた「植生が流況に及ぼす影響」を背景として、「流況や河道特性が植生に及ぼす作用」や「流況

からの作用の結果」や「それらを適切に処置するための方法」が考察の対象になる。ここでは、以上の議論を、植生の耐性と成長、倒木・流木、管理のための視点、指針と事例、に分けて概観する。

4.3.1 植生の成長・耐性

河道内では、季節による水位・流量の変化、時として巨大な洪水による流水の直接の作用、流砂による堆積や洗掘・侵食作用が生じ、河道内植生にとっては極めて不安定な環境でもある。第3章での立地環境や破壊の内容と若干関連するが、その主な研究成果を紹介する。

石川(慎)ら(1990,1994)は、個々の植物の行動を上記した河川のさまざまな環境との関連を議論する必要があるとして、河辺に生育する一年生の草本や、ツルヨシ、オギ、ススキの沈水状態に対する耐性を調べている。例えば、ヤナギタデ、イヌコウジュ、マルバヤハズソウの実生期の沈水実験を行った結果、ヤナギタデは沈水に強く、イヌコウジュとマルバヤハズソウは成長が抑制される傾向にあることを見だしている。

さらに、Ishikawa(1984)は粒径の違う2種の土壌と3種の地下水面の高さの条件を変えて、タチヤナギ(*S. subfragilis*)、シロヤナギ(*S. jessoensis*)、ケショウヤナギ(*C. arbutifolia*)の生育試験を行って植生の成長度合いの比較を行っている(図4・3・1)。石川(慎)はそれまでの植物生態の調査結果とも併せて、以下のような主な草本類の特徴をまとめている。(石川(慎), 1991b) それらは植生の管理に役立つものとなろう。

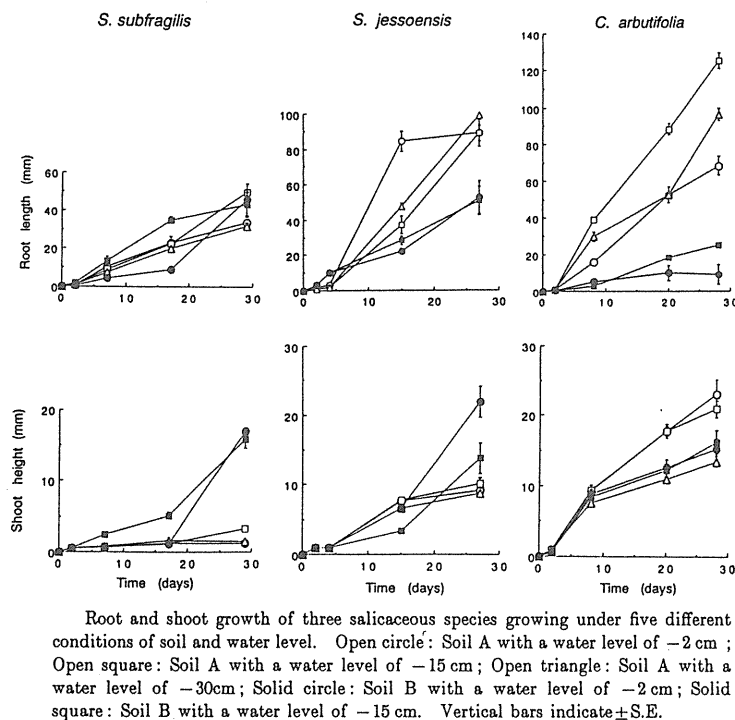


図4・3・1 土壌条件(土粒子粒径と地下水位)の違いによる根と芽の成長の差 (Ishikawa, 1994)

乾燥には弱い河川の浸水には強い

.....オオイヌタデ(タデ科)

洪水でも流されず砂礫に埋まっても成長する

.....ネコヤナギ(ヤナギ科)

砂礫による埋没作用には弱い乾燥には強い

.....カワラハハコ(キク科)

河川改修など攪乱された場所に見られる帰化植物

.....メマツヨイグサ(アカバナ科)

立地の流失や堆積作用などの環境変化に適応する

.....ツルヨシ

河道には木本類の灌木も存在する。石川(忠)(1987, 1991, 1992, 1993, 1994)らは、伐採してもすぐに復活する灌木を無条件に排除することを考えるよりも、灌木の生えることを承知の上で河道の設計を行うのが得策だとして、その流水抵抗と共に物理的な終局強度

や成長速度を調べている。まずカワヤナギの曲げ強度特性として引っ張り試験を行い、終局強度は幹直径に関係なく300~450kg/cm²程度であることを得ている。さらに、石川(忠)は試料灌木の調査による年輪を用いた方法と、簡易的に写真からの測定による成長速度の推定を行い、カワヤナギの場合始めの2~3年は1m/年で以降は0.5m/年となることを得ている。図4・3・2は年輪から推定したカワヤナギの樹高の経年変化を示している。

草本類でも対侵食性や破壊に対する抵抗性を評価しておくことは重要である。福岡(1992,1993)らは特に、オギを有する河岸の侵食抑制効果を調査解析を行い、多摩川における現地のオギ河岸での引っ張り試験を実施して強度を定量的に評価した。福岡はさらにヒサシ状のオギ河岸の破壊限界流速についても検討し、オギによる河岸保護効果を指摘している。

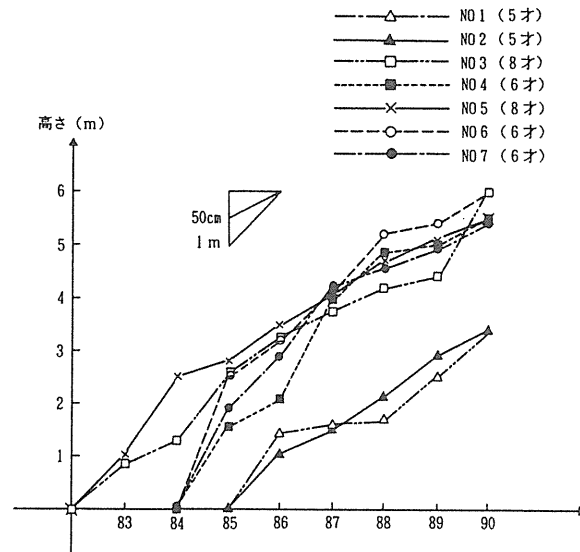


図4・3・2 年輪から推定した樹高の経年変化
(石川(忠), 1993)

4.3.2 倒木・流木

洪水時の流水の直接の作用による河辺林の破壊とその結果生ずる流木は河道の管理の点で重要な課題である。しかしながら、最近の洪水対策の進展と共に出水頻度が低下傾向にあることにより、河道内の倒木、流木に関する知識、資料は必ずしも十分ではない。この点は一見問題が軽減したかのように見えるが、その間に植生遷移が進行して、河道内に多くの灌木の集積が行われて、ひとたび大出水の場合は従来以上に大きな災害につながるおそれがある。北海道開発局（渡邊・

三谷, 1993 ; 三谷・渡邊, 1993,1994）では、洪水と植生変動の把握の立場から道内河川の洪水による河辺林の倒伏状況について詳しい調査を行っている。図4・3・3は植生と洪水流の方向および樹高6～10mを中心とする河辺林約2600本の倒伏状況を示している。調査によれば、倒木した主な樹種の内ヤナギは倒伏したものでも再生力が強いが、ケヤマハンノキの倒伏したものは再生力が弱いことが判明した。後者の場合、将来の洪水によって流木化する可能性もあるとしている。

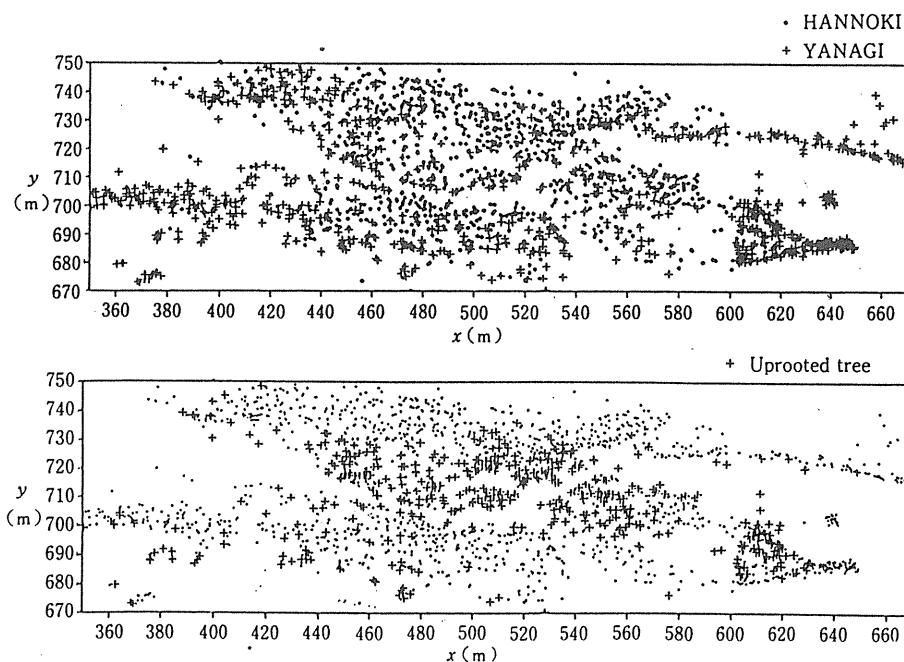


図4・3・3 倒伏調査地点の樹種（上图）および根返り倒伏状況（下图）（渡邊・三谷, 1993）

流木は流下に伴い、峡谷部や橋脚などの構造物にせき止められて直接、あるいは2次的に河川災害の原因になり得る。流木の原因は河道内の灌木には限らないが、流木の挙動に関する研究はあまり多くない。最近では藤田・黒川（1993）は山間河道における流木の挙動について実験的な検討を行っている。現実の植生では枝葉付きの抜根状態に対し直線的な幹部のみの実験条件であり、いくつかの点で実際とは異なるが、水面幅が流木模型長よりも広く水深が流木模型直径より十分大きい条件では、流木は河岸の侵食や路床底面の変化にほとんど影響しないことなどを得ている。さらに、緩こう配流路では急こう配流路に比べ水深が相対的に大きくなるので堆積しにくくなることも結論している。

一方、中川ら（1993, 1994）は堤内側市街地における氾濫洪水についての防災工学的視点から、ラグラン

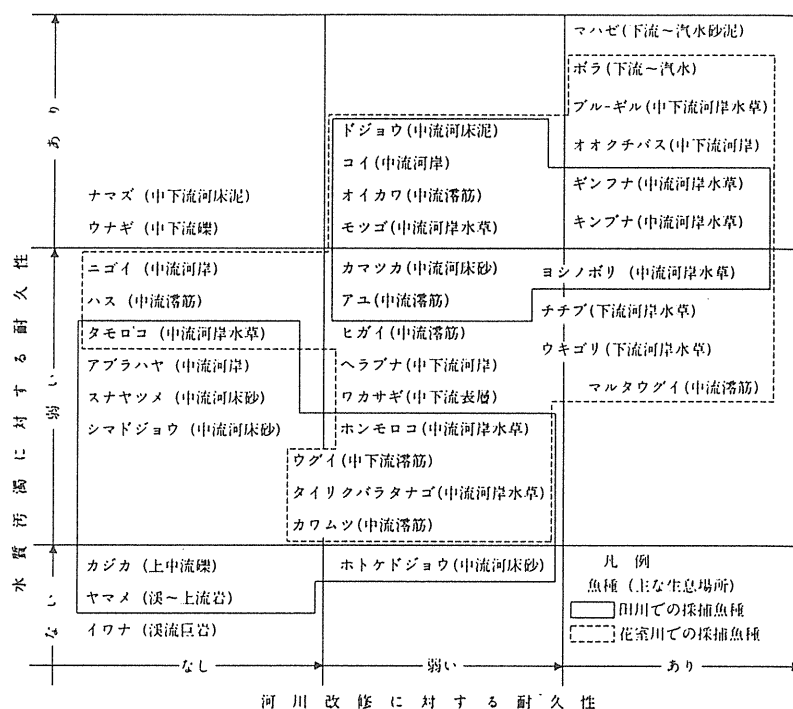
ジュ的な流木群の流動シミュレーション手法を用いて、堰止めに関する水理実験結果の説明を試みている。

4.3.3 植生と魚類・昆虫・野鳥

河道内の植生は流水への作用のみならず他の生物、魚類、昆虫、野鳥の棲息環境を構成している。その様子は極めて多岐に及ぶため、ここでは若干の事例に止める。

鈴木（1993）は多自然型河川工法について生物にとっての河岸を強調し、瀬と淵および河岸における魚類の生息状況を調査し整理している。特に河川改修後の河岸、河床側方、河床中央での沈水植物帯、抽水植物帯の回復に応じた魚類の出現調査にもとづいて、表4・3・1のような河川改修に対する魚類の耐性の程度に関する試案を提示している。

表4・3・1 河川改修に対する魚類の耐性に関する経験的な推定範囲（鈴木，1993）



桜井ら（1991）は、犀川の砂州上に発達した河辺林、特にヤナギを主体とした狭い樹林帯に棲息する蝶コムラサキが年3回の発生や集団ねぐらなど非常に変わった生活パターンを持っていることを調べている。その理由として、河床付近の気温が相対的に高いこと、河辺林緑地帯が南向き日溜まりを作ったこと、棲息域が山地帯とは孤立していることなど、他の地域とは隔離しながらその地に合った生態変化を起こしたものであろうと推論している。

野鳥にとって河川の水辺はその他の地域より魅力的である。昆虫、水性昆虫、魚類などより多様な餌場がある。唯一不都合な点は身を隠しにくいことであるが、河辺林や高い植生があればそこは格好の休息場であり、営巣場となる。最近、飛ぶ宝石と呼ばれるカワセミを増やす試みもなされている。崖地に穴を掘って営巣するが、川魚を餌とし河辺林や植生のブッシュが休息のために必要である。

4.3.4 管理の新たな視点

当然のことながら、河川環境保全の立場から管理の手法が検討される必要がある。最近行われているいくつかの新たな視点の例を見てみよう。

河道内では管理すべき状態としての「自然」は考えられるのだろうか。服部・武田（1992）は、淀川河川公園の野草広場を念頭に、「望ましい野草群落」の育成、管理について調査と考察を行っている。多年生群落を候補として、多様性、利用性、群落相観など12の評価項目について評価し、チガヤ、トダシバといった中茎の在来種が最も適した群落とされた。評価の客観性や群落の人工的な管理には問題点もあるが、河道内の限定的な範囲ということで開催することも可能だろう。服部らはチガヤを中心に、シバとの混播、播種密度による植栽試験を行い、管理のための参考データ

を得ている。同じ淀川において、村岡・多田・波田（1993）によりオギ、ヨシの水草帯の形状的な特性や流れとの関係と共に、地下水や土壌水の水質などの観点からの調査研究も行われている。

堤防は代表的な河川構造物であり、芝張り護岸は自然環境にも馴染むと共に耐侵食性にも優れているとされる。当初の芝も植生の遷移を受けて順次背の高い植物に置き変わる傾向がある。北川ら（1995）は築堤後10年経過、年2回の除草の場合の被度（0～5）の経年変化を調べ、図4・3・4を示している。図によると、年数の経過により順次優先種が入れ替わり、シバ、シロツメクサ、イネ科（チガヤ、キンエノコロ）に変わっていくことがわかる。チガヤなどはシバに次いで耐侵食性があり大きな問題とはならないが、管理が適当ではない場合、木本類にまで遷移が進むことがあり、堤防の管理としては問題となることを指摘している。

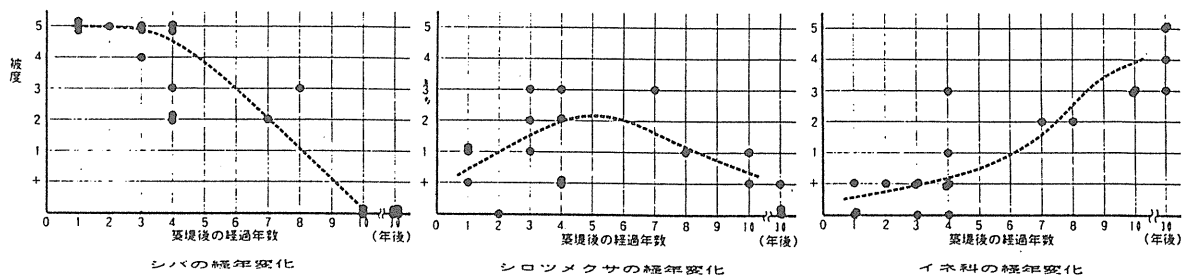


図4・3・4 シバ・シロツメクサ・イネ科の植物の被度と築堤からの経過年の関係（北川ほか，1995）

河川植生の持つ機能を生かして、治水対策に直接的に活用することも考えられる。福岡は、第3章で扱われたような植生が河川の流況に及ぼす影響と共に、河道内の植物群の取扱い（福岡，1990）、ヨシ原による船が造る波のエネルギーの減衰効果（福岡ら，1992）、オギ群による河岸保護（福岡，1993），などについて調査し、治水対策や河川環境整備のための一連の検討を進めている。

樹木群については、樹木群内外の流速分布の予測式に基づいて、堤防沿いに繁茂した樹木群がどの程度効果的に流速を低減させるかの算定が可能になっている。さらに、それら樹木群の間隔が水深程度になると、隙間に発生する最大流速は主流部の流速と同程度となる場合があるため、堤防と樹木群との間隔は水深より十分小さい値になるよう管理する必要があるとしている。

一方、前述したように、オギ群からなる河岸は耐性も比較的強く、根系層より下層のシルト・砂礫層より侵食抵抗力は高い。従って、下層の侵食に対してオギの根系層はヒサシ状となって河岸を覆い、保護し得る

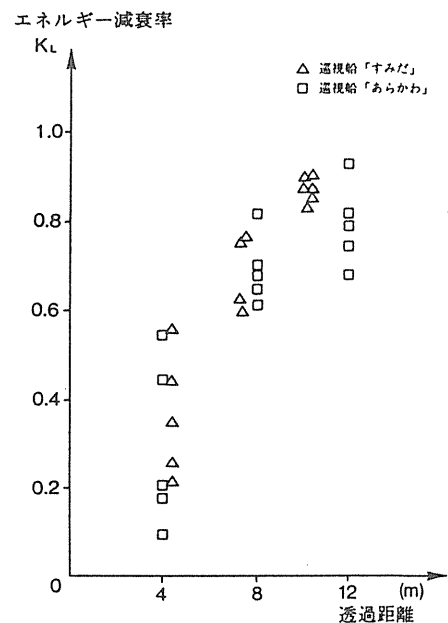


図4・3・5 船の波のヨシ原でのエネルギー減衰（福岡ほか，1992）

ことになる。別に得られているオギの地下茎の引っ張り強度と洪水流による外力との釣合からヒサシ状河岸の破壊限界が計算でき、多摩川での観測結果がよく説明できることを示している。

さらに、福岡は小型船舶等が下流河川水面に造る波の減衰にヨシ原が効果的であることを見だし、荒川での観測により図4・3・5を与えている。これによれば、例えば波が8 m透過するとエネルギー減衰率は0.6～0.8にも達し得ることが分かる。

4.3.5 試験施工と指針の具体例

理論や実験および実河川でのこれまでの調査で得られた知見をもとに、植生を実際に管理して行くための試験的な取り組みや提案されつつあるガイドラインについてみる。

建設省や北海道開発局では河道内・堤内の植生管理についての幾つかの試験施工的な取り組みを行っている。まず、川地（1993）は長良川下流右岸での植生復元対策として、護岸根固め上に浚渫土を積み、ヤナギの低木の植栽を行い、昆虫・水鳥の生息場の保全を目標とした検討をおこなっている。

一方、竹内・見延・数田（1991）は、市街地に近い河川では河川に沿う樹林帯が、小動物の棲息の場のみならず、防風・防雪機能、防音・遮音機能もあることを考慮した。防風林としての最も高い効果は樹高の3～5倍までで、風速が35%程度に落ちる。石狩川対雁地区の樹木植栽計画では現堤の上野丘陵盛土の上に、堤内側に縁切り工（堤体への根の進入を防ぐ）やドレーンを施し、その上に植栽用盛土を置き樹種・混植が検討されている。河道内では、環境林の位置づけのもと尻別川河畔林再生試験施工が検討されている。吉井（1991）は、環境林としての維持・管理、長年月での

評価を前提として、まずは散布力が大きいハンノキ類、ヤナギ類などの先駆広葉樹の埋枝工、混播の形態を検討している。

現実に旺盛に展開している河道内の樹木について、河川の流下能力確保のために高水敷の立木を伐採する必要が生ずる。この点は河道内の樹木の管理にとって極めて重要な実際の問題である。野嶽・橋本・今（1991）は、この問題について正攻法的な手順で現実的な検討例を示している。目指したのは、従来の治水安全度の確保のための全面伐開に対して、適切に樹木を残しながら環境に考慮し、なおかつ治水面からも妥当な河川維持工事の検討である。対象とされたのは石狩川水系忠別川で、区間の河床こう配は1/114の急流河川である。伐開工事施工前の高水敷および低水路における樹木群の繁茂状況は、景観的には見苦しい密林、水辺に人を寄せ付けない状況であり、場所によってはゴミの不法投棄が甚だしく、河川維持管理上も問題であった。まず、計画として図4・3・6のように計画低水路法線より河心部については全面的に伐採、樹木群として残す配置を縦断的に带状にし、流向を低水路へ戻す働きを期待した。続いて、実際に残した樹木群が河道内の流況にどのような影響北海道開発局開発土木研究所の提案による計算式を用い、伐採前、計画部分伐採、全面伐採の場合についての流速、水深が吟味された。その結果、部分的伐採の場合は、水位は10%程度降下するが、河道内の流速は若干増加する。部分的には残置樹木の位置、植樹などの検討が必要とされたが、全体的には全面伐採より危険度が低いことが示されている。蝶野・笹浪・斎藤（1991）は同様な河道内樹木群の伐開でも、都市域での河川公園の場合について、親水機能に配慮し低木（雑木）の間伐と高木の下枝の伐採の方法を提案している。

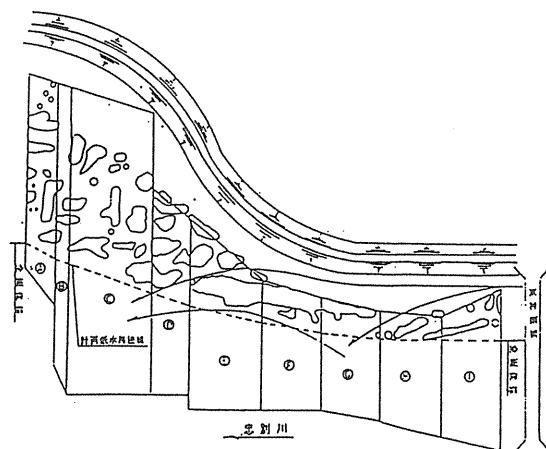


図4・3・6 伐開工事施工計画図（野嶽・橋本・今，1991）

これまで見てきたような、植物生態学的特徴、水理学的特性、構造物の機能・形状を踏まえてより客観的に計画・管理に役立たせようとするために、指針もしくはガイドラインの作成とそれ自身の評価が重要であり、さまざまな側面から試みがなされている。

建設省河川局は1983年に「河岸等の植樹基準（案）」を出している（建設省,1983,1994）。まず、植樹の位置としては掘込河道の河岸、堤防の裏小段・側帯、河道の高水敷、遊水池および湖沼の前浜とされ、それらの区分に応じて漏水等の堤防保安上の観点から、植樹

の位置区分についての細目基準が示されている。例えば、図4・3・7のように、高水敷での高木の植樹は堤防表法尻および低水路法肩から20m以上の距離を離し、かつ堤防表法面と計画高水位との接線から計画高水流量（Q）に応じて30m～70m離すこと、植樹の横断方向の間隔もQに応じて20m～70m離し、堤脚沿いに高速流を生じさせないようにすることになっている。自然発生・生育の樹木の伐開等の管理もこれを参考にできる。

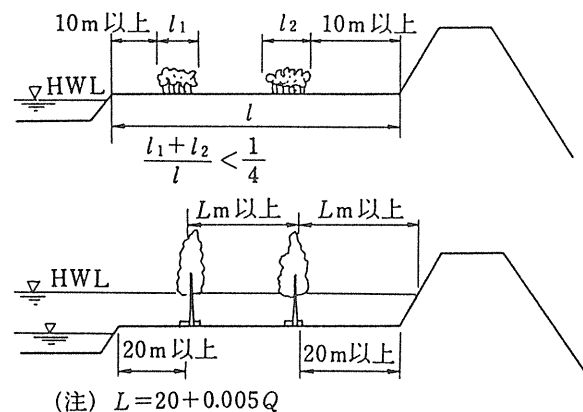


図4・3・7 河岸等の植樹基準（案）（技術的細目基準：建設省河川局）

最近、合衆国工兵隊（1993）でも主に景観設計の視点から堤防への植栽についての指針をだしている。主に堤内側の景観整備のための植樹の位置、植栽盛土の範囲を胸壁堤やフィルタイプのダムを含む堤防を対象にしている。堤防の場合、裏法面から法先現在斜面に沿っては90cm程度の無根の領域を設けること、堤外側では、表法先から4.5m程度は樹木の展開をやめることなどが示されている。

ドイツ水資源・農業土木協会（1991）は、自然河川における河道内植生の水理学的挙動に関する知識をもとに、流量と水位についての計算解説書を提示している。

これらの解説書とは別に景観的な面からいくつかの有用なマニュアルも出されている。まず、建設省土木研究所・日本造園修景協会（1988）では、河川空間

の中で有力な魅力を持つ植生のタイプを分布形態・材質感から、草本で：まだら状型、带状型、カーペット型、草原型に、木本で：列状型、点在型、ヤブ型、河畔林型に分類している。これらの植生タイプは他の河川空間の景観要素と組み合わせられて、検討されることになる。土木学会（1988）もさまざまな河川水辺の景観をデザインして行くためのテキストを刊行しており、植生が自然の象徴としてその回復が図られるよう強調している。

管理を考えた植生の取扱いについてはまだまだ研究は十分とはいえない。よりよい河川環境のために植生と流れとの関係について、われわれの理解を深め、植生とその変化の実態把握を重ねていく必要がある。

参考文献

- 環境庁自然保護局 (1979) : 第2回自然環境保全基礎調査要綱, pp.1-70.
- 加藤和宏・石川幹子・篠沢健太 (1993) : 小貝川河辺植物群落の帯状分布と河川横断面微地形との関係, 造園雑誌, Vol.56, No.5, pp.355-360.
- 萱場裕一・島谷幸宏 (1995) : 扇状地河川の地被状態の長期的変化とその要因に関する基礎的研究, 第2回河道水理と河川環境シンポジウム論文集.
- 建設省河川局編 (1977) : 生態環境調査, 改訂建設省河川砂防技術基準 (案) 調査編, pp.527-543.
- 建設省河川局治水課 (1991) : 河川水辺の国勢調査マニュアル (案) 植物調査編, 51p.
- 倉本宣・井上健・鷺谷いづみ (1993) : 多摩川中流の流水辺における河辺植生構成種の分布特性について, 造園雑誌, Vol.56, No.5, pp.163-168.
- 沼田真編 (1978) : 植物生態の観察と研究, 東海大学出版会, 275p.
- 奥田重俊 (1975) : 多摩川流域の植生と植生図, 多摩川流域自然環境調査報告書, とうきゅう環境浄化財団.
- 佐々木寧 (1995) : バルーン空中写真による湿原の植生図化と植生調査ー八甲田山谷地湿原を例としてー, 群落研究, 第11号, pp.41-51.
- 佐々木好之編 (1973) : 植物社会学, 生態学講座4, 共立出版, 143p.
- Suzuki, K. and Nagano, N. (1992) : Baloon photography - A method for vegetation mapping in the peat swamps, Coastal LowLand Ecosystem in Southern Thai and Malaysia, Kyoto University, pp.171-191.
- 鈴木兵二・伊藤秀三・豊原源太郎 (1985) : 植生調査法Ⅱー植物社会学的研究法ー, 生態学研究法講座3, 共立出版, 190p.
- 田川日出夫・沖野外輝夫 (1979) : 生態遷移研究法, 生態学研究法講座10, 共立出版, 177p.
- 辻本哲郎 (1993) : 手取川扇状地区間の河原の植物群落と河道特性, 金沢大学日本海域研究所報告, 第25号, pp.83-99, 1993.
- 宇多高明・藤田光一・佐々木克也・服部敦・平館治 (1994) : 河道特性による植物群落の分類ー利根川と鬼怒川を実例としてー, 土木研究所資料, 第3249号, pp.1-110.
- 土木学会編 (1988) : 水辺の景観設計, 技法堂出版.
- 土木研究所緑化研究室 (1988) : 河川公園の景観計画・設計, 日本造園修景協会.
- ドイツ水資源・農業土木学会 (財リバーフロンティア整備センター訳) (1991) : 多自然型川づくりにおける河川内植栽の水理的検討について, 水資源に関する解説書文冊番号220.
- 藤田裕一郎・黒川悦彦 (1993) : 山地河道における流木の挙動に関する実験的考察, 京都大学防災研究所年報, 第36号B-2, pp.465-485.
- 福岡捷二 (1990) : 河道内の樹木群が洪水流に与える影響をさぐるー河道計画・管理における樹木群の取扱いについてー, 土木技術資料, Vol.32, No.1.
- 福岡捷二・新井田浩・佐藤健二 (1992) : オギの河岸侵食抑制機構と耐力の評価, 水工学論文集, Vol.36, pp.81-86.
- 福岡捷二・甲村謙友・渡辺明英・三浦央晴 (1992) : 船が造る波のエネルギーを減衰させる河岸ヨシ原の効果, 水工学論文集, Vol.36, pp.713-716.
- 福岡捷二 (1993a) : 自然の機能を生かした治水対策, 東工大土木工学科研究報告, No.47, pp.31-46.
- 福岡捷二 (1993b) : 自然の機能を生かした治水対策, 建設月報, Vol.46, No.5, pp.26-29, 1993.
- 福岡捷二・五十嵐崇博・高橋宏尚 (1995) : 江の川水防林の特性と治水効果, 水工学論文集, Vol.39, pp.501-507.
- Gurnell, A. M. and P. Midgley (1994) : Aquatic weed growth and flow resistance: Influence on the relationship between discharge and stage over a 25 year river gauging record, Hydrological Processes, Vol.8, pp.63-73.
- 濱田毅・石浦一夫・甲岡宏治 (1990) : 高水敷の植生管理について, 第34回北海道開発局技術研究発表会, 河-22, pp.151-156.
- 服部保・武田義明 (1992) : 淀川河川公園の野草地区における望ましい野草群落の育成および管理方法に関する研究, 河川美化緑化研究報告集, 第1巻, pp.105-120.
- 石川慎吾 (1980) : 北海道地方の河辺に発達するヤナギ林について, 高知大学学術研究報告, 第29巻自然科学, pp.73-78.
- 石川慎吾 (1982) : 東北地方の河辺に発達するヤナギ林について, 高知大学学術研究報告, 第31巻自然科学, pp.95-104.
- Ishikawa, Shingo (1983) : Ecological studies on the floodplain vegetation in the Touhoku and Hokkaido districts, Japan, Ecological Reveiw, Vol. 20, No.2, pp.73-114.

- Ishikawa, Shingo (1984) : Seedling growth traits of three salicaceous species under different conditions of soil and water level, Ecological Review, Vol.23, No.1, pp.1-6.
- Ishikawa, Shingo (1987) : Ecological studies on the willow communities on the Satsunai River floodplain, Hokkaido, with special reference to the development of the Cheseonia arbutifolia forest, The Memoirs of the Faculty of Science of the Kochi University, Series D (Biology), Vol.8, pp.57-67.
- Ishikawa, Shingo (1988a) : Floodplain vegetation of the Shimanto River in Shikoku, Japan, I. Arrangement of the main plant communities developing on the bars in the lower course, The Memoirs of the Faculty of Science of the Kochi University, Series D (Biology), Vol.9, pp.25-31.
- 石川慎吾 (1988b) : 揖斐川の河辺植生, I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境, 日生態会誌, Vol.38, No.2, pp.73-84.
- 石川慎吾・森田景子 (1990) : 河辺に生育する一年生草本3種の沈水状態に対する耐性と反応, 日本生態学会中国四国地区会報, No.48, pp.15-20.
- 石川慎吾 (1991a) : 揖斐川の河辺植生, II. 扇状地域の砂礫堆上の植生動態, 日生態会誌, Vol.41, No.1, pp.31-43.
- 石川慎吾 (1991b) : 河原に生きるたくましい植物たち, 日本の生物, Vol.5, No.1, pp.14-21.
- 石川忠晴・田中昌宏 (1987) : 開水路流中のかん木の抵抗特性に関する研究, 第31回水理講演会論文集, pp.320-333.
- 石川忠晴・高橋和明 (1992) : 河道内の灌木林の形成に関する考察, 水工学論文集, Vol.36, pp.709-712.
- 石川忠晴 (1993) : 水制と灌木が一体となった半自然的河川構造物に関する基礎的研究, 平成4年度科学研究費(一般研究C)研究成果報告書.
- 石川忠晴 (1994) : 灌木水制に関する基礎的研究, 河川美化緑化研究報告集, 第3巻, pp.77-87.
- 市川和紀・石川慎吾 (1994) : ツルヨシ・オギ・スキの沈水状態に対する耐性と反応, 第41回日本生態学会大会講演要旨集, pp.118.
- 萱場祐一・島谷幸宏 (1995) : 扇状地河川における地被状態の長期的変化とその要因に関する基礎的研究, 土木学会第50回年次講演会概要集, Vol.Ⅱ.
- 川地淳司 (1993) : 植生復元等について, 建設省中部地建技術報告会, Vol.24, pp.23-28, 1993.
- 建設省河川局水政課 (1994) : 河川敷地占用許可準則の見直し, 河川, No.580, pp.89-115, 1994.
- 北川明・宇多高明・竹本典道・栗田信博・服部敦 (1995) : 植生の遷移と堤防の管理, 水工学論文集, Vol.39, pp.883-887.
- 久下敦・砂田憲吾・今井武雄 (1994) : 河川植生の繁茂機会と河道特性に関する検討, 土木学会第49回年次講演会概要集, Vol.Ⅱ, pp.206-207.
- 松浦茂樹・島谷幸広 (1987) : 治水・利水施設の河川環境面からの評価—水害防備林を対象として—, 第31回水理講演会論文集, pp.253-258.
- 三谷修司・渡邊康玄 (1993) : 平成4年8月洪水による河畔林の倒伏状況について, 土木学会第48回年次講演会概要集, Vol.Ⅱ, pp.464-465.
- 三谷修司・渡邊康玄・北條紘次 (1994) : 平成4年8月鶴川洪水による高水敷の土砂堆積状況, 土木学会第49回年次講演会概要集, Vol.Ⅱ, pp.234-235.
- 村岡浩爾・多田博登・波田善夫 (1993) : 河川水草帯における水の滞留特性の把握と適正水草帯規模の提案に関する研究, 河川美化緑化研究報告集, 第2巻, pp.211-229.
- 中川一・井上和也・池口正晃・坪野考樹 (1993) : 流木群の流動に関する研究2, —流木群の堰止め—, 京都大学防災研究所年報, 第36号B-2, pp.487-498.
- 中川一・井上和也・池口正晃・坪野考樹 (1994) : 流木群の流動と堰止めに関する研究, 水工学論文集, Vol.38, pp.543-550.
- 野嶽秀夫・橋本朗・今日出入 (1991) : 河川維持工事における伐開手法の検討—石狩川水系忠別川での一例—, 第35回北海道開発局技術研究発表会, 河-12, pp.111-116.
- 桜井善雄・浜栄一・長田健・牧野賢司 (1991) : 水辺林の自然景観としてのヤナギを主体とした樹林帯とそこに住むコムラサキの生態研究, 河川美化緑化研究報告集, 第1巻, pp.225-243.
- 砂田憲吾・伊藤強・鈴木秀樹 (1988) : 歴史的治水施設の水理学的評価—笛吹川万力林の水害防備機能について—, 山梨大学工学部研究報告, No.39, pp.58-64.
- 鈴木興道 (1993) : 生物にとっての河岸, 土木技術資料, Vol.35, No.8, pp.47-53.
- 高橋和明・石川忠晴 (1991) : 河道内に繁茂するカワヤナギの成長速度に関する研究, 土木学会第46回年次講演会概要集, Vol.Ⅱ, pp.482-483.
- 竹内正信・見延昇・数田茂 (1991) : 水と緑の公共空間整備について—緑の丘陵堤・水辺の並木・水と緑

- の回廊－，第35回北海道開発局技術研究発表会，河-9, pp.93-98.
- 蝶野誠一・笹浪修弥・斉藤好生（1991）：河川環境を配慮した伐開方法について，第36回北海道開発局技術研究発表会，河-4, pp.63-66.
- US Army Corps of Engineers（1993）：Guidelines for landscape planting at floodwalls, levees, and embankment dams, Engineering Manual, 1110-2-301.
- 宇田高明・藤田光一・佐々木克也・服部敦・平舘治（1994）：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－，土木研究所資料，第3249号，pp.1-110.
- 山本晃一・藤田光一・佐々木克也・有澤俊治（1993）：河岸形成における水と植生の役割，土木技術資料，Vol.35, No.8, pp.54-60.
- 吉井厚志（1991）：水辺環境林の造成について，第35回北海道開発局技術研究発表会，河-11, pp.105-110, 1991.
- 吉田博宣・丸山広・柴田昌三（1994）：滋賀県湖東平野における河辺林の公益的効用に関する研究，河川美化緑化研究報告集，第3巻，pp.1-15.
- 渡邊康玄・三谷修司（1993）：鶴川 KP14.1～KP15.2における河道内植生の変遷と平成4年8月洪水による河道内樹林の倒伏状況調査，開発土木研究所月報，No.483, pp.55-69.

