

河川における植生管理手法の開発に関する研究

研究予算：運営費交付金（治水勘定）
研究期間：平 17～平 21
担当チーム：河川生態チーム
研究担当者：三輪準二、大石哲也

【要旨】

本研究では、河道内に存在する植生を対象に、人為や出水等にもなう植生の遷移機構を明らかにするとともに、植生の評価法、適切な維持管理や復元手法に関して検討を行うことをと目的としてきた。その結果、河原植物が維持には、大規模な出水により、生育場がリフレッシュされるような環境が欠かせないことや、礫の厚さの有無が礫河原、河原植物の成立に大きく寄与していることを明らかにした。砂州内の河川植生の成立は、埋土種子量や種類による影響よりもむしろ、その場の地形や環境条件が支配的であることが示唆された。また植生を数量的に評価する方法を開発するとともに、この利用方法についての提案を行った。

キーワード：河川植生、復元手法、氾濫原、植生評価、礫河原

1. はじめに

本研究では、河道内に存在する植生を対象に、人為や出水等にもなう植生の遷移機構を明らかにするとともに、植生の評価法、適切な維持管理や復元手法に関して検討を行うことを目的とし検討を行った。以下では、本研究期間中に明らかとなった内容について報告するものである。

2. 河川植生の人為改変に伴う植生遷移機構に関する検討

2.1 概説

近年、河川では草地や樹林地といった安定的な植生域が増えてきている。実際に、この50年の景観変化をみても、低水路幅が縮小するとともに草地、樹林地が増大してきている川が多くみられる。とくに樹林地の拡大については、治水安全率を大きく低下させる原因にも繋がり、その抑制は河川管理上重要な課題である¹⁾。

河川に草地や樹林地が増えるプロセスについては、これまで、流れや土砂移動といった水理的作用と植物の物理的・生理的作用との関係により、その解明が進められてきている²⁻³⁾。これについては、攪乱の主役であった洪水が減ったために植物が増えたと単純に考えられることもあったが、洪水をきっかけに植物が急激に増えるパターンがあることもわかるようになってきた⁴⁾。一方、流れや土砂移動の影響が少ない箇所についても、近年、草地・樹林化が進行してきている。これらは、耕作放棄や河川管理による樹林伐採の減少など、川へ関わる人為的攪乱の減少により、これまで抑制されてきた樹木が成長した結果と考えられる。しかしながら、これらの解明については、過去から実際に作用した影響を定量的に捉えることが難しいために、定量的なデータをもとに、十分な議論が為されていないものと思われる。

そこで本研究では、①現況で入手できる資料（迅速図や国土地理院で撮影された空中写真）をもとに過去100年間の地被状態の変遷を明らかにする、②空中写真から草本や樹木の高さを判読し、その変化を明らかにする、③各年のデータをGISを用いて整理する、という手順で、土地利用の変化パターンやその変化量を抽出することを目的とした。さらに、得られた結果を踏まえて、地被状態の変化と人的利用の変化との関係について考察を行った。

2.2 研究対象地の概要

研究対象とした小貝川は、延長112km、流域面積1,043km²の1級河川である（図-1）。標高187mの栃木県那須郡南那須長大赤根の丘陵地を源流とし、利根川合流部にあたる茨城県相馬郡利根長町まで流れる。本河川の特徴は、他の1級河川に比較して、平地面積率が大きく、山地の高度が低いことがあげられる⁵⁾。近くに鬼怒川という砂利採取効率のよい河川があることにより、河床掘削がほとんどなされず、このため河床高があまり変化せ

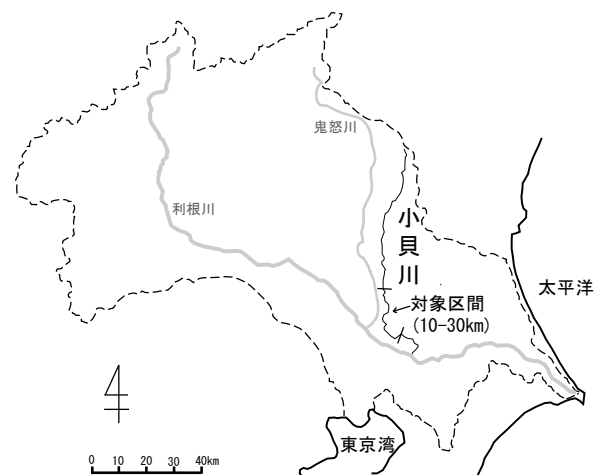


図-1 研究対象地とその周辺の主要な河川



1947年 1990年

図-3 表層高の抽出に選んだ区域（抜粋：右岸23km）
一口で囲まれた区域（約1ha）の表層高を図化機により判読—



1890年 1947年 1961年 1974年 1990年

図-2 利用した迅速図および空中写真（抜粋）

— 21km~24m 区間における各年の迅速図および空中写真 —

ず、位況の経年変化は少ない⁵⁾。

小貝川は用水利用も目立ち、関東の3大堰として有名な福岡堰、岡堰、豊田堰があるほか、上流部に7ヶ所の堰があり、農業用水等に利用されている⁶⁾。人の暮らしと密接に関係していたため、現在でも高水敷上には、薪炭林の残存であるクヌギ、コナラの高木が目立つ。ただし、近年、それらの樹種は、河畔の代表的な樹種であるヤナギやハンノキに置き換わられつつある。

調査対象区間は、小貝川の管理区間である10km地点から30km地点までとした(図-1)。なお、小貝川の場合、0km地点は利根川との合流部付近ではなく、そこから約5km上流にある。河床勾配は、約50km上流にある黒子橋付近で大きく変化し、橋の上流側が1/500、下流側が1/4,000となる。本検討で対象とした地区は、河床を砂分が多く占める下流部にあたる。流域形状の特性を反映して、出水による大きな河道変化がないため、高水敷の地被状態の変化は、主に人為的な影響によるものである。そのため、人為的攪乱による河川高水敷の地被状態の変遷を定量的に理解しやすいモデル的な場所とも考えられる。

2.3 利用データと解析方法

2.3.1 地被状態のGIS化

迅速図(1890年)、空中写真(1947年、1961年、1974年、1990年)からGISを用いて地被状態情報を抽出し、

表-1 分類項目とその定義

分類項目	分類項目の定義
水域	水面である場所
自然裸地	植物の繁茂が目立たなく、人工的利用がなされていない場所、主に砂州
人工裸地	樋門などの人工的な場所および車両等の侵入で裸地化されていた箇所
耕作地	水田、畑である場所
草地	草本植物が繁茂している場所
樹林地	木本植物が繁茂している場所
その他	凡例不明、判読不可能(雲の陰りなど)である場所

1つの空間座標系に統合した(図-2)。迅速図については、土地利用の凡例をもとに、水域・自然裸地・人工裸地・耕作地・草地・樹林地の6項目に分類し、ポリゴン・データ化を行った。このデータを1890年の土地利用データとした。

空中写真は、迅速図で分類した項目を参考に、表-1に示す定義に基づき判読しポリゴン・データ化を行った。なお、凡例不明、判読不可能である場所は、迅速図、空中写真とも「その他」とした。以上の処理により、迅速図や空中写真から地被状態を数値情報化することでGISによる定量的分析を可能にした。

2.3.2 表層高の読み取りと草地・樹林高の算出方法

図化機を用い空中写真を立体視することにより地物の高さを求める方法で、表層高情報を取得した。読み取り区域は、約1ha(100m×100m)内とし、区域内における表層高を判読した(図-3)。本研究では代表的な区域を4箇所のみ選定している。読み取りに当たっては、当該箇所の草や樹木といった地物の表層高を約0.5m間隔で読み込み、ポイント・データに変換したのち、TIN(Triangulated irregular network)処理により起伏データを作成した。さらに、この起伏データを基に1m格子のGridデータに区分することにより、各Gridに標高値を与えた。なお、水面や堤防にかかる領域はデータから除外した。

取得された表層高を元に地盤高との差分により草地・樹林地の地物高を算出した。地盤高については、2003年に取得されたプロファイラ・データ⁷⁾をTIN処理したものを用いた。作成された地盤高と定期横断測線図を比べると、当該地区の基盤高は昭和初期から現在までに大きな変化はなかったため、ここでは本処理データを各年の基準の地盤高とし、地物高の算出に用いた。

2.4 結果

2.4.1 地被状態の経年的な変化

図-4 に調査対象区間における堤間区域の地被状態の経年的な変化を示す。

1890年は、耕作地や樹林地の面積が40%を超えるなど、他年と比較し、その割合が多い。松や雑木（クヌギ、コナラなど）が多く、小貝川の高水敷は生活利用されていたことが迅速図から伺える。ただし、地図上の地被状態については、松や雑木がどの程度の密度であったかは確認できないことや写真と比較すると情報が簡素化される分だけその割合も正確性に欠ける。しかし、これ以上詳しいデータは現存しないため、ここでは1890年の地被状態と見なすが、あくまでも参考程度として理解されたい。

1947年では、耕作地や樹林地の占める割合が減少し、代わりに草地の占める割合が大きくなった。1961年、1974年ともに、耕作地の面積が多少変化しているものの1947年と大きな差異は見られない。なお、自然裸地や水域の場合、写真撮影前の降雨状況により両者の割合は大きく変化する可能性がある。したがって、水域と自然裸地域に限っては、人為影響の及ばない箇所として、ひとくくりの情報として考える方が妥当と言える。

1990年になると、地被状態が大きく変化した。その傾向を見ると、草地・耕作地が減少し、逆に樹林地の割合が増加した。その割合は、1974年からの16年間で樹林地割合が3倍まで増え18%となった。

2.4.2 土地利用の変化パターン

図-5 に土地利用の変化パターンを示す。楕円内の数字は、読み取りから得られた各地被の面積 (ha) を示している。図の上部が下部よりも古い年であり、古い年を基準とし新しい年へ向かっての地被状態の変化を線で結んでいる。線内の数字は、上部から下部へ向かい同一あるいは別の地被状態へ変化した面積を示している。なお、1890年のデータは、他と比較し正確性に欠けるため、ここでは比較検討から除いた。また、地被状態が「その他」である箇所も主要な変化パターンとして検討できないため、検討外とした。

1947年から1961年（期間①）にかけて、耕作地のほとんどはそのまま耕作地として維持されており、草地への転換も若干見られる。草地は、主として草地のまま維持されているが、耕作地へ約9ha、樹林地へ約6haへと変化していた。また、樹林地は、半分よりやや少ない面積が樹林地のままであるが、残りが草地へと変化してい

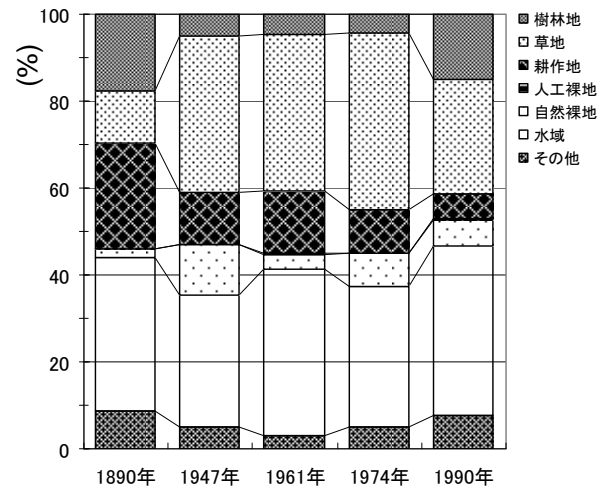
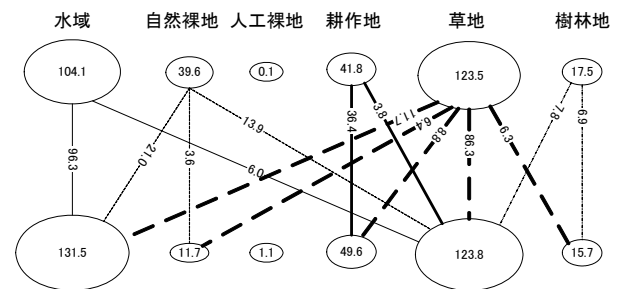
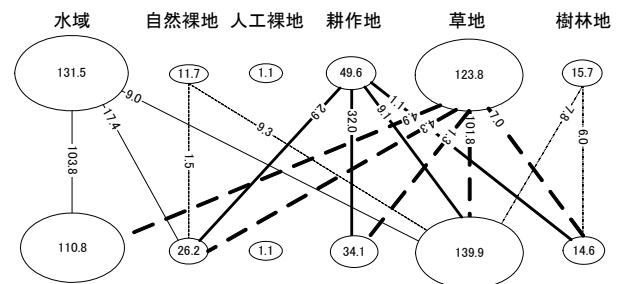


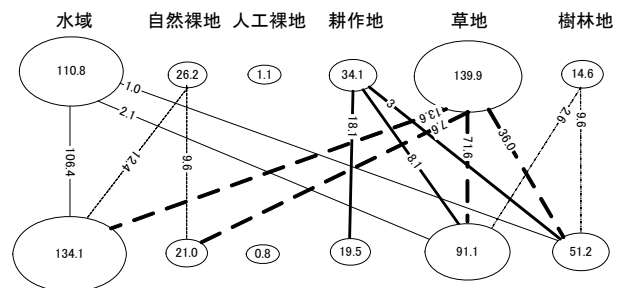
図-4 各年における地被状態



期間① 1947年→1961年



期間② 1961年→1974年



期間③ 1974年→1990年

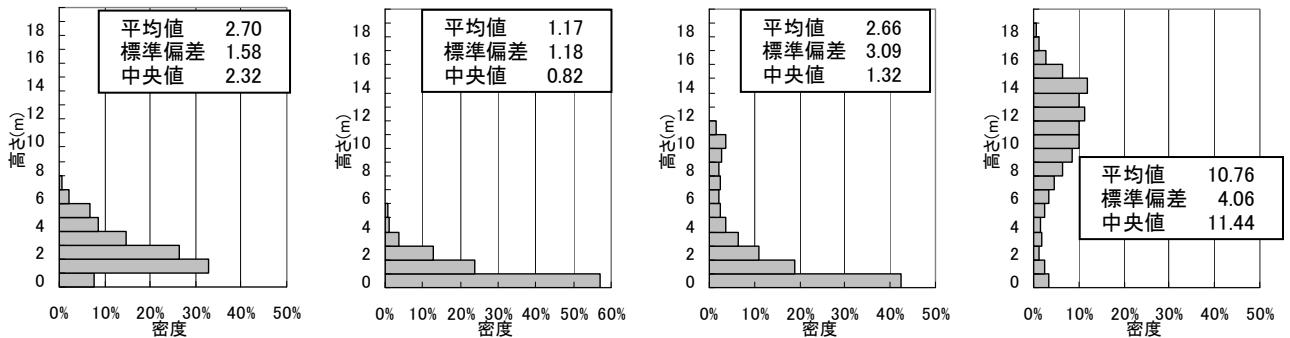
図-5 期間別にみた地被状態の変化パターン

—表中の数字は面積 (ha) を示す—

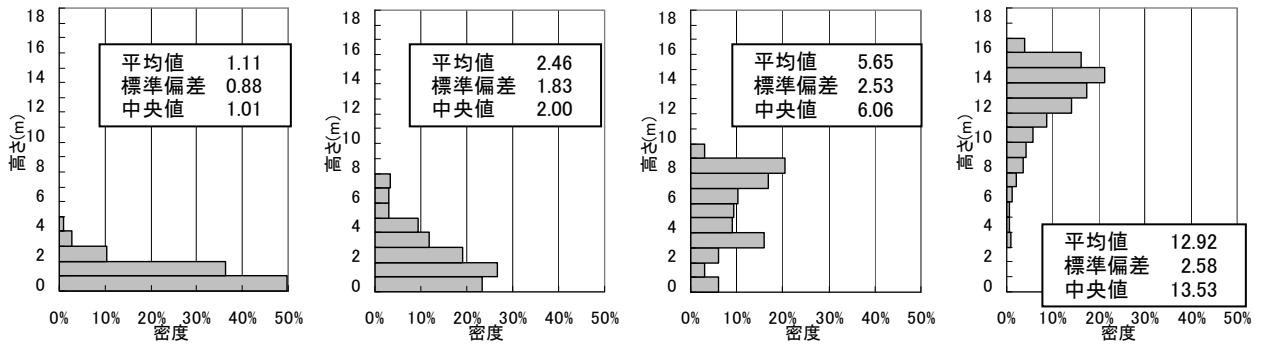
た。1961年から1974年（期間②）にかけては、期間①での傾向とほぼ同等と見なしてよく、例えば、草地と樹林地との間の変化については、変化面積がほぼ同じであった。一方、1974年から1990年（期間③）にかけては、期間①、期間②と比較すると、その変化の傾向は異なっ

ていた。とくに、これまで、草地と樹林地で約7ha前後の面積が入れ替わっていたものが、草地から樹林地へと変化する面積が36haと大きくなり、樹林地から草地へと変化する面積は約3haと小さくなっていった。また、樹林地のまま維持される面積は約10haと大きくなっていった。

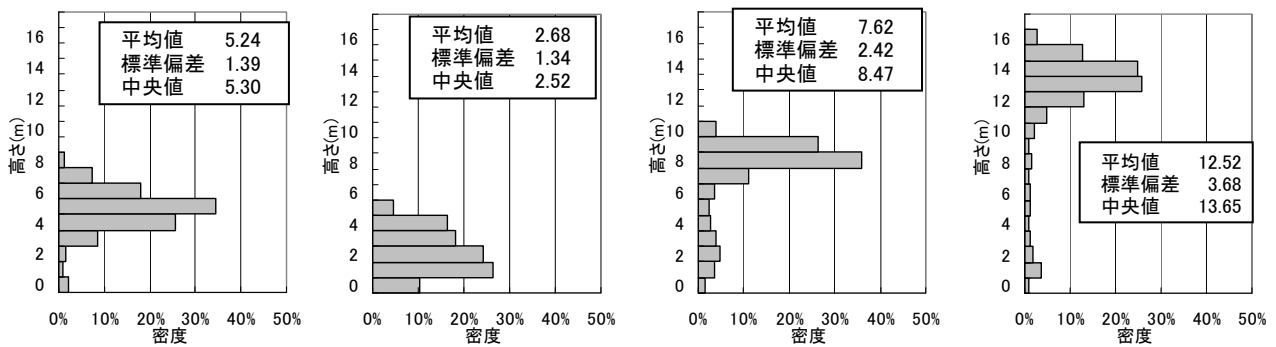
期間③においては、草地であった箇所が樹林地へと変化する傾向が強まり、樹林地へと遷移が進行していることが伺えた。



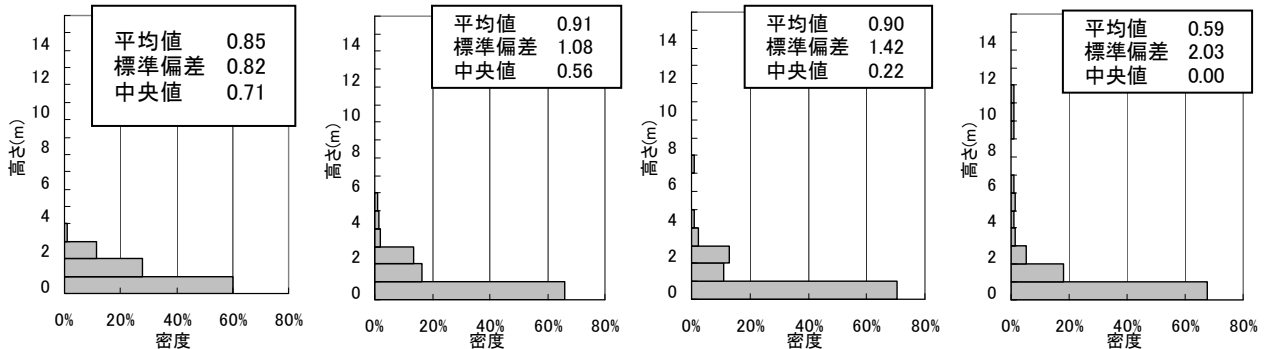
a) 草地が近年になり樹林地となるパターン 草地(47)→草地(61)→草地(74)→樹林地(90) (右岸17km)



b) 草地が30年以上前に樹林地となっていたパターン 草地(47)→草地(61)→樹林地(74)→樹林地(90) (右岸23km)



c) 過去より樹林地のまま推移したパターン 樹林地(47)→樹林地(61)→樹林地(74)→樹林地(90) (左岸22km)



d) 耕作地が草地になったパターン 耕作地(47)→耕作地(61)→耕作地(74)→草地(90) (左岸24km)

図-6 各年の地物高分布と密度との関係

2.4.3 地物高（草本高・樹林高）の変化

ここでは、樹林化と関連するとみられる典型的な変化について、高さ情報を利用して検討する。図-6に樹林化に関わる典型的な4つのパターンを示した箇所における地物高とその密度との関係を示す。なお、ここでは地物高の結果以外にも当該箇所の迅速図での凡例や2007年に植生調査を行ったので、100年前から現在までの地被状態の変化について定性的な記述も加えた。

a) 草地が近年になり樹林地となるパターン

(草地(47)→草地(61)→草地(74)→樹林地(90))

右岸の17km付近にあたり、迅速図ではヨシ原であった箇所が、2007年には、ムクノキエノキ林が優占している。図-4、図-5にもみられるように、草地が減少し、樹林地が増加するパターンは、主要パターンの1つとしてあげられる。

地物高の変化をみると、1947年には中央値で約2mであり、1~2mの地物高の占める割合が高い。1961年は、中央値が1m未満であり、1~4mにかけて幅広く分布していた。1974年には、大部分は地物高1~2mであるが、10mを超える地物高もわずかにみられた。1990年には、中央値で約11mであり、全体的に高木林が目立つようになった。他年と比較し大きな地物高（樹林）が目立ち、地物高が9m~14mの間において、どの高さも密度が10%前後であった。

b) 草地が30年以上前に樹林地となっていたパターン

(草地(47)→草地(61)→樹林地(74)→樹林地(90))

右岸の23km付近にあたり、迅速図ではヨシ原であった箇所が、2007年には、ムクノキエノキ林が優占している。

地物高の変化をみると、1947年には、0~2mの地物高が全体の90%以上を占めていた。中央値が1mということからみても、背丈の小さな草本が優占していたものと思われる。1961年になると、徐々に地物高が高くなり、2mが分布の中央となる。大部分はヨシやオギといった高茎草本と考えられる。また、密度は僅かだが、最大で7mの高さもみられることから、孤立の樹木があったものと思われる。1974年には、平均値、中央値とも6m前後であり、樹林が目立つようになった。1990年になり、12-15m付近だけで全体の約80%を占めるなど、高木の樹林地が目立つようになった。

c) 過去より樹林地のまま推移したパターン

(樹林地(47)→樹林地(61)→樹林地→樹林地(90))

左岸の22km付近にあたり、迅速図では松林であった箇所が、2007年にはクスギ林が優占している。

空中写真による地被状態の変化から、1947年から1990年にかけて樹林地である箇所だが、地物高（樹林）には大きな変化がみられた。

地物高の変化をみると、1947年には中央値が約5mであり、4m~6mの低木林が大部分を占めていた。1961年には、中央値が約3mになり、この期間中に刈り取りが行わ

れていたものと推察される。1974年になり、中央値が8mを超え、7m~9mの亜高木林が多く占めるようになった。1990年には、中央値が約14mになり高木林が多く占めるようになった。

d) 耕作地が草地になったパターン

(耕作地(47)→耕作地(61)→耕作地(74)→草地(90))

左岸の24km付近にあたり、迅速図では畑地だったが、2007年には、草本にセイタカアワダチソウ、ハナムグラ、オギ、カナムグラなど、樹林にタチヤナギ、スギ・サワラなどが混成している。

地物高の変化をみると、1947年から1974年にかけては、耕作地であるため、地物高も低い。1990年に耕作地から草地へ変化した。地物高に大きな変化はみられなかった。この理由として、1990年の段階では、放棄されてから数年ほどしか経ていない可能性がある。つまり、1981年、1986年の2度に渡る大きな出水を境に、耕作放棄地が増えたのが一因と思われる。

以上のように、管理が行き届いた土地では、時間が経ても地物高が高く成り得ないが、放置してから約15年も経ると樹林が目立つようになるようである。

2.5 考察

本研究では、現存する迅速図や空中写真を用いて、人的利用の変化が河川高水敷の地被状態へ表れることを定量的に把握した。1940年代から1970年代までにかけては、各地被面積の割合はほぼ一定であったが、その内訳をみると草地が樹林地に変化したり、また戻ったりしていた。これらの変化は、収支バランスがとれており、人の生活に密着し持続的に管理されていたことが伺えた。既存の資料やヒアリングにより、この地域では、1970年代以降になると、生活様式の変化により、河川の樹木やヨシ等を利用しなくなっており、このため、一方的な変化が始まったと考えられる。それは、樹林面積の拡大と樹木高の増加であった。樹木高については、管理放棄を始めて約15年も経ると15~20mほどの高木林へと変化していた。このように人為の影響が少なくなれば、植物の自然的な遷移に従い、程度の違いはあるが10年~20年のうちに本河川は樹林化へと進行すると考えられる。

地物高の変化の検討から、樹林化の傾向については、3つの傾向があることが考えられた。1つ目は、草地から樹林地へと変化するもので、かつてヨシ原であった箇所が樹林へ至るパターンである。ヨシ原は、根茸き、垣根、よし、あるいは燃料、肥料などに利用されていたが、現在では、その利用のための刈り取りや火入れが行われなくなり、樹林地の増加に繋がったと考えられる。本河川の場合、その傾向は早い箇所、1974年には表れていた。

2つ目は、樹林地であった箇所の樹木が高木化したり、樹林地が拡大するパターンである。これは、マツ、クスギ、コナラの薪炭林が利用されなくなった結果、樹木の高木化や樹林地の拡大に繋がったものと考えられる。こ

の理由として、河川においても里山管理と同じように、15～25年に1度は薪炭林の更新のため伐採する⁸⁾という生活様式が消滅したことによる影響が大きいと思われる。また、1970年以降は、河川管理上、治水安全率を維持するための樹林伐採が樹木の抑制につながっていたが、これが最近減少してきた結果が表れているものと推察される。

3つ目は、耕作地であった箇所が放棄された結果、草地化へと進行し、15～20年後には、樹林地への増大が懸念されるパターンである。以上の3つのパターンは、すべて生活様式の変化を反映したものである。例えば、カヤ場(ヨシ原)の減少は茅葺き屋根からトタンや瓦屋根へと変化した結果であるし、薪炭林放棄は、燃料が木炭から石油、ガスへと変化した結果である。さらに、第一次産業の衰退にともなう耕作地の減少は、近年、堤内地においても多く見られるようになってきた社会現象の一端であり、今後河川の樹林化を促進する可能性が高い。

これらの生活様式の変化は、地被状態の変化に与えるだけでなく、地域の河川生態系にも影響を及ぼしている可能性が高い。一例をあげれば、ヨシ原に依存するオオヨシキリや林床内のフジバカマの減少なども生活様式の変化に起因する現象とも考えられる。

2.6 おわりに

本研究では、空中写真等を用いて土地利用の変化パターンやその変化量を抽出することを目的とし、得られた結果を踏まえて、地被状態の変化と人的利用の変化との関係について考察を行った。その結果、過去100年間の土地利用の変化や空中写真の表層高の変化は、流域の生活と密接にかかわっていることを定量的に示した。

3. 河原植生の出水に伴う植生遷移機構に関する検討

3.1 概説

河川特有の自然景観である河原は、多くの河川で減少している¹⁾。河原の減少は、河原特有の環境に依存する生物の減少の問題とも関係が深い⁹⁾。これらの問題を解決する為に砂州の切り下げ等の河原再生事業が各地で行われている⁹⁻¹⁰⁾。この際、河原再生事業の目標には、カワラヨモギ、カワラハハコ、カワラノギク等の希少河原植物の保全や回復があげられる場合が多い⁹⁾。しかし、これら希少河原植物の生育地の成立および維持機構については、よく分かっていない。そのため、これらを把握できれば、河原再生事業の実施にあたり、砂州切り下げ高さおよび形状の設計に反映でき、事業の効果をより高くすることができると思われる。

一般に砂礫州上の植物群落は、洪水による生育地の攪乱による縮小と、その攪乱により新たに生じた立地への拡大を周期的に繰り返している。頻繁に攪乱が発生する立地では、植物は群落を形成できない。一方、攪乱の少ない立地でも、様々な要因(例えば、植物の生育に必要な水分の不足等)により、植物群落の拡大が制限される。

高頻度に攪乱が発生せず、植物群落の拡大を制限する要因が少ない条件の立地では、一年生草本から多年生草本等の安定的植生へと遷移していくことが考えられる。希少河原植物もまた、洪水の攪乱による破壊と他の植物と競合しながら生育しているものと考えられる。しかし、希少河原植物の生育地について、洪水攪乱の影響および周辺植物との生育条件の違いを定量的に把握した事例は少ない。そこで、本研究は、実際に、希少河原植物であるカワラヨモギおよびカワラハハコが現存する砂州を対象に、これら希少河原植物の生育地の成立過程および維持機構を、洪水攪乱の強度および周辺植生の拡大に着目し、明らかにすることを目的とする。

3.2 方法

3.2.1 対象砂州位置

対象砂州は、流域が福島、栃木、茨城の3県にまたがる一級河川那珂川の河口から45.5-46.2km(栃木・茨城県境の茨城県側)に位置する。

対象砂州の存在する区間は、那珂川が八溝山地を横断する狭窄区間を出た直後、台地・丘陵区間に該当し、河床勾配は約1/770、河床材料は代表粒径25mmの砂礫で構成され、平常時水面幅は約75m、セグメント2-1に分類される。対象砂州の位置を図-7に示す。

3.2.1 砂州および植生の変遷履歴の整理

現在維持されている希少河原植物の立地が、どのような過程をたどり成立したか把握するために、対象砂州の平面形状および植生の変遷を整理した。砂州の平面形状は、空中写真により判読した。植生の変遷は、空中写真を判読し、対象砂州上の植生を竹林、密に生育する草本、粗に生育する草本、裸地に分類した。そして、各分類の面積と平面位置の変遷を求めするために、GISを用いて整理した。

3.2.2 洪水攪乱強度

現在の植物の生育地に働いた洪水攪乱強度を把握するために、1次元不等流計算により掃流力(τ)を求めた。計算を行うにあたり、まず、2003年の定期横断測量によって得られた標高データおよび現地でのRTK-GPS測量機器(精度5cm以内)を使用し計測した標高データを用い、100m間隔で計算断面を設定した。次に、近傍の流量観測所(野口)の流量履歴を整理(図-2)し、計算流量を決定した。1998年の最大流量はデータが欠損していたため、水位¹¹⁾を用い、H-Q曲線より推測した。1998年から2002年まで発生した洪水の最大流量は、約4000m³/sであった。以降、2003年から2007年まで砂州上の草本が拡大傾向にあり、発生した洪水の最大流量は約2000m³/sであった。このため、現在(2007年)の植生分布を、洪水攪乱の観点から規定しているのは、流量2000m³/sの洪水と考え、計算対象流量を2000m³/sとした。そして、流量2000m³/sの洪水時に植物の生育地に働く掃流力(τ)を式(1)のように求めた。

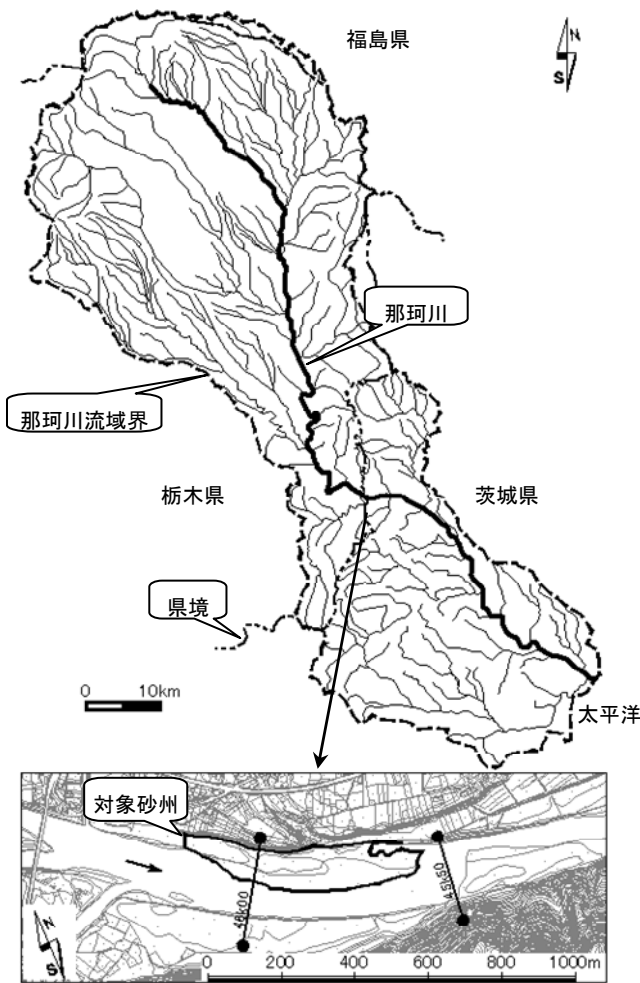


図-7 対象砂州

$$\tau = \rho g h i_e \quad (1)$$

ρ (=1000kg/m³):水の密度、 g (=9.8m/s²):重力加速度、 h :計算によって得られた水位から地盤高を減じて得た植物の生育地上の水深、 i_e :エネルギー勾配

断面形状を考慮した次元不等流計算を実施したため、得られた水位情報に基づいて横断面に任意の位置毎に h を与えることで、出水時における砂州上の掃流力分布を求めることができる。

3.2.3 現状の植物分布と細粒土砂の堆積状態

砂州上の植物群と地形や細粒土砂の堆積状況の関係を把握するために、河川横断方向に5本の調査ラインを設定し(図-9)、このラインに沿って植物群の種類や細粒土砂の堆積状態、地盤高を計測した。

細粒土砂の堆積状態は、図-10に基づき分類し、地盤高及び調査位置の記録は、RTK-GPS 測量機器を用いた。加えて、水面比高(地盤高-調査時の水面高)を求め、植物群との関係を把握した。なお、調査は2007年に発生した約2000m³/sの洪水後に行った。

3.3 結果

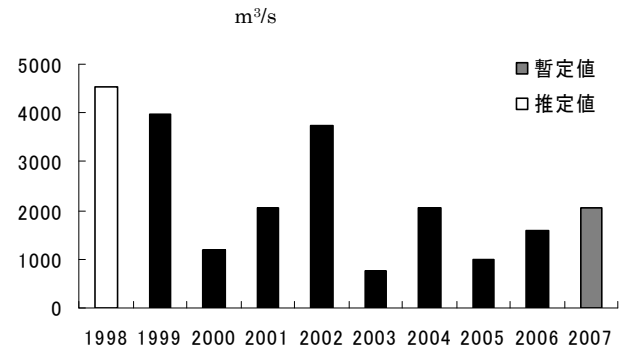


図-8 1998年以降に発生した洪水の年最大流量

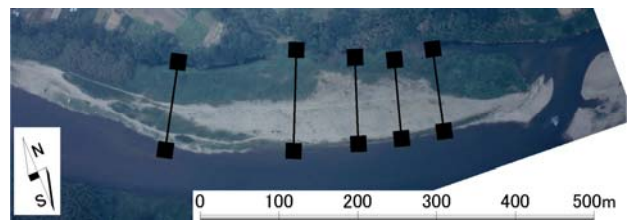


図-9 調査ライン位置

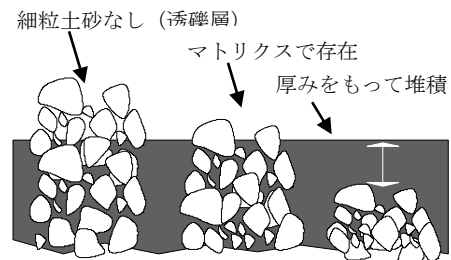


図-10 細粒土砂の堆積状態³⁾

3.3.1 生育地の成立過程

(1) 砂州形状の変遷

図-11に1963年～2007年における対象砂州の変遷を示す。1963年の滞筋は、現在と異なり左岸側にあった。現在、希少河原植物が存在する地点は、そのほとんどが水中であった。その後、1993年にかけて、砂州は徐々に下流へ移動し、現在、希少河原植物が生育する立地は、1998年に形成された。以降、2007年までに、対象砂州は右岸側および下流側へ、若干の拡大が見られた。

したがって、対象砂州は、形状を変化させながら、1963年から1998年の35年間に約500m下流へ移動した。その後、現在までに砂州の移動を伴う変化はないことから、現在、希少河原植物が生育する立地は、1998年に形成されていることとなる。

(2) 植生の変遷

図-12に1993年以降の植生の変遷を示す。1993年において、砂州の左岸側は密に生育する草本(以下、草本(密))であり、本流側の水際は裸地であった。1998年には、1993年に存在した左岸側の草本(密)は、多くが裸地に変化した。2000年には、1998年に砂州中央部に带状に残存した粗な状態の草本(以下、草本(粗))が、草本(密)

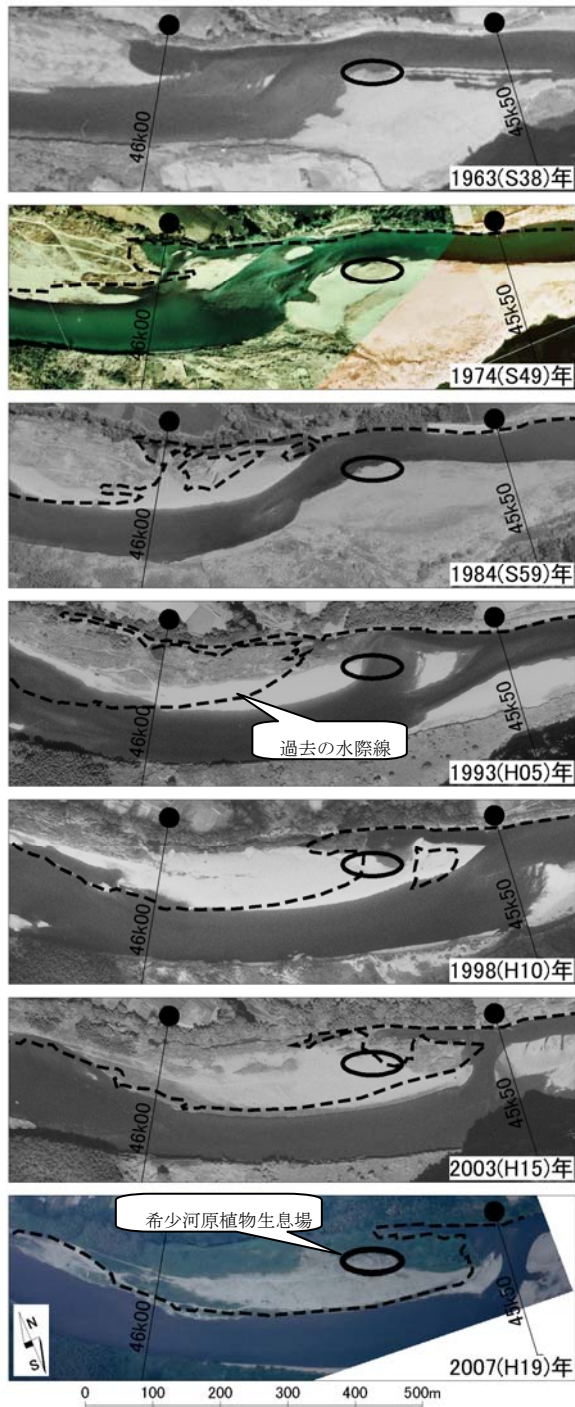


図-11 砂州の変遷 (1963~2007年)

に変化したが、草本の範囲はほとんど拡大していない。2003年には、本流側の水際に草本(密)が新たに現れ、砂州中央部の草本が拡大した。2007年には、砂州中央部の草本が生育密度を増した。

次に、図-13に植生面積の時系列変化を示す。1998年に増大した裸地面積は、2003年以降、草本の増加に伴い減少した。竹林の面積も1998年に一旦減少したものの、その後は拡大傾向にある。

つまり、現在は、1998年に砂州中央部に残存していた草本を中心に、草本が拡大すると同時に、水際にも草本

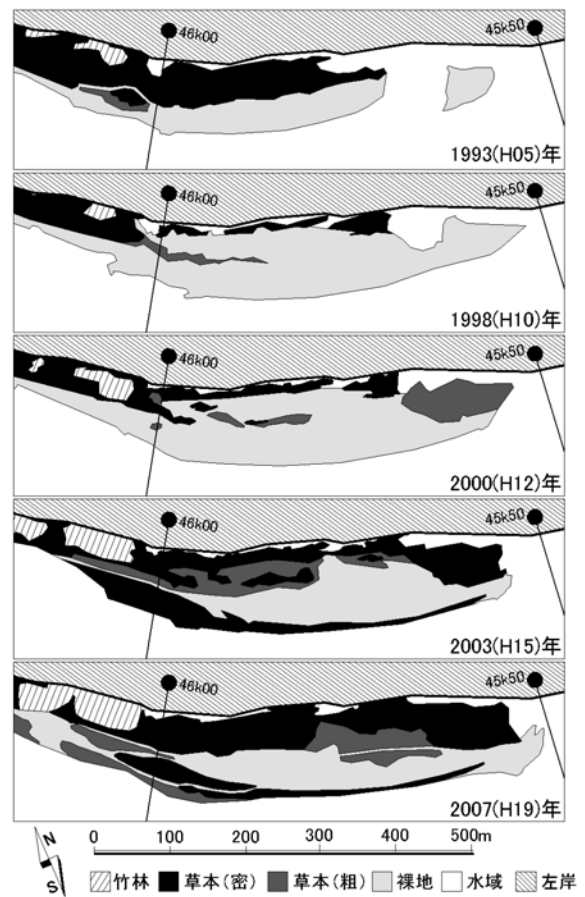


図-12 植生の変遷 (1993年~2007年)

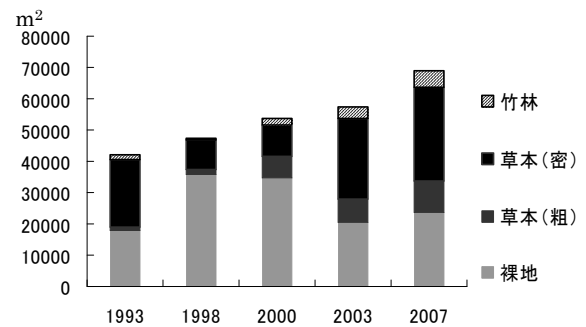


図-13 植生面積の変化

が定着し、結果として裸地面積が減少している状況であった。

3.3.2 生育地の物理条件

(1) 攪乱強度

砂州上の草本が拡大傾向にある2003年から2007年にかけて発生した洪水の最大流量は約 $2000\text{m}^3/\text{s}$ であり、現在の植生に発生した最大の攪乱強度はその際に発生したものと考えられる。数値計算により求めた流量 $2000\text{m}^3/\text{s}$ 時の掃流力と現在の植物群の立地の関係を図-14に示す。なお、1998年から2007年にかけて発生した年最大流量の平均値が約 $2300\text{m}^3/\text{s}$ であり、約 $2000\text{m}^3/\text{s}$ 規模の洪水は、1998年から2007年にかけて、3回発生している。

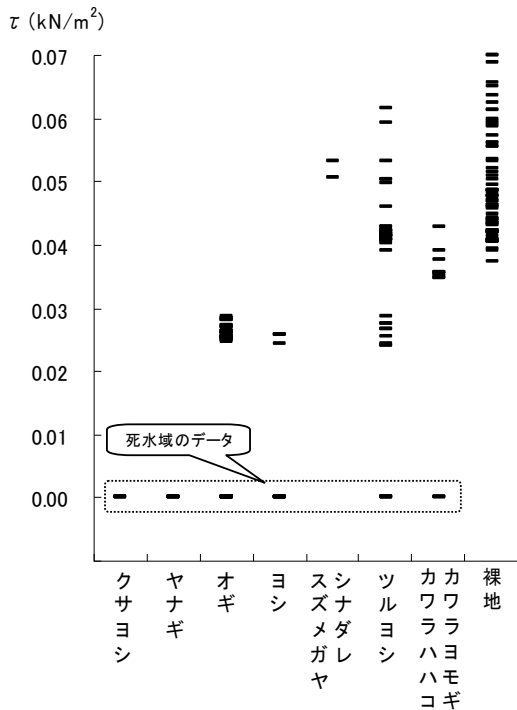


図-14 植物群の立地に働いた推定掃流力 (2000m³/s)

裸地は、掃流力が約 0.04kN/m² 以上の立地に存在していた。それと入れ替わるように、掃流力が約 0.04kN/m² 以下の立地には、希少河原植物が生育していた。希少河原植物よりやや強い掃流力が働く立地には、シナダレスズメガヤが生育し、希少河原植物より弱い掃流力が働く立地には、ヨシ、オギが生育していた。ツルヨシはさまざまな大きさの掃流力が働く場所に生育していた。また、ヤナギとクサヨシは、計算上死水域に設定した砂州の左岸(ワンド)側の立地に生育していた。

(2) 比高

図-15 に植生と比高の関係を示す。希少河原植物は、比高が約 2.5m 以上の立地に生育していた。希少河原植物の生育地は、他の植生のそれと比較して、比高の大きな場所である。しかし、同様の比高の立地には、オギ、ヨシ・シナダレスズメガヤ・ツルヨシが繁茂しており、比高だけでは、希少河原植物の生育地と他の植物は分かれていない。

(3) 細粒土砂の堆積状況

図-16 に植物群落と河床構造の比較結果を示す。希少河原植物とシナダレスズメガヤを除くオギ、ヨシのすべて、およびほとんどのツルヨシは、細粒土砂が厚みを持って堆積した立地に生育していた。細粒土砂なしの状態の立地に生育する植物はツルヨシ以外なかった。細粒土砂が厚みをもって堆積する環境では、希少河原植物以外の植物が繁茂するが、マトリクス状態では、繁茂せず希少河原植物とシナダレスズメガヤが生育していた。

3.4. 考察

3.4.1 生育地の維持条件

出水時に希少河原植物の生育地に働く掃流力は、オギ、ヨシの生育地での値よりも強く、裸地での値よりも弱い。つまり、洪水攪乱強度の観点から、希少河原

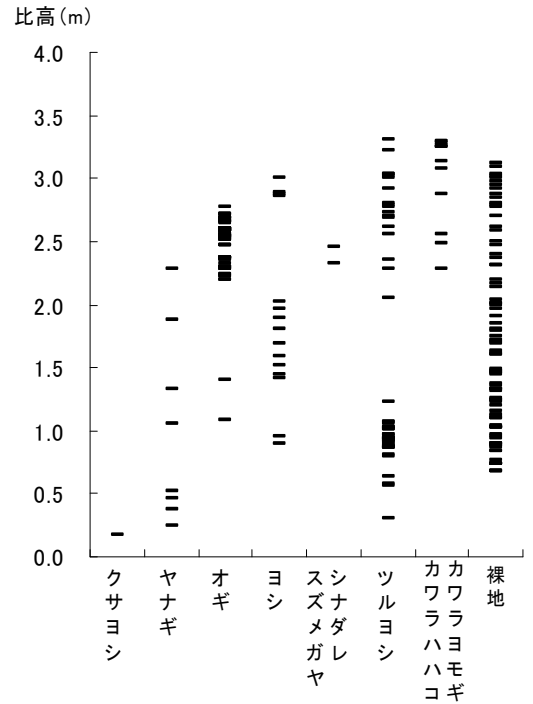


図-15 比高と植物群の関係 希少河原

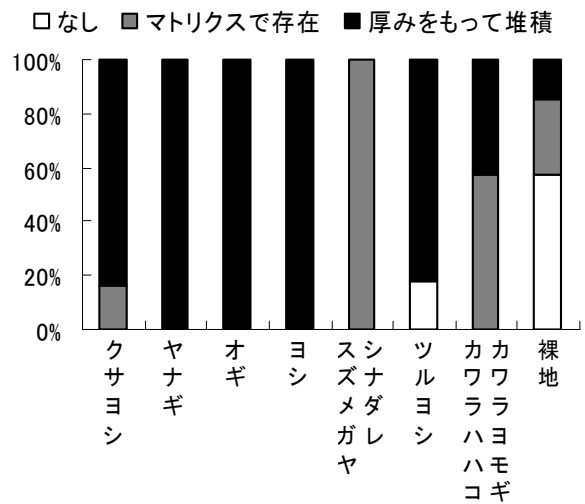


図-16 細粒土砂の堆積状況と植物群の関係

植物の生育地は、裸地とオギ等の生育地の境界域にあると捉えることができる。希少河原植物の生育地と裸地は、流量 $Q=2000\text{m}^3/\text{s}$ の洪水による掃流力の大きさで分類することができ、その閾値は約 0.04kN/m^2 であった。この値は、裸地が分布・形成される場所に働く掃流力を求めた既往の研究結果と一致する¹²⁾。

なお、掃流力の値は、平面的な流れの分布を考慮した平面 2 次元不等流計算ではなく、1 次元の不等流計算を基に算出した値である。そのため、厳密に植物の生育地に働いた攪乱強度を指標しているとはいえない。しかし、

本稿の対象区間は、河道法線がほぼ直線のため、洪水の流向も、直線的であると推測される。そのため、1次元の不等流計算で求めた掃流力を、植物の生育地を分類するという枠の中で取り扱う程度では、大きな問題にならないと考えている。

希少河原植物の生育地とオギ等の生育地は、見かけ上、掃流力の大ききで分類することができる(図-17)。オギ、ヨシより希少河原植物の方が、洪水時において、生育地に働く掃流力が強い。このことから希少河原植物の生育地は、オギ、ヨシのそれと比べ攪乱を受けやすいと考えられる。しかし、攪乱を受けやすい立地に生育する希少河原植物が、より安定して生育可能である立地において生育困難であるとは考えにくく、洪水時の攪乱強度の違いだけでは、希少河原植物の生息地とオギ等の生息地を分類することはできない。そこで、植物の生育地の比高と細粒土砂の堆積状況に着目すると、希少河原植物の生育地の物理条件は、平常時水面比高が約2.5m以上であり、細粒土砂が厚みをもって堆積していないことであった。比高に関しては、オギ等の生育地をはじめ裸地も希少河原植物の生息地と同様の条件にも存在していた。しかし、細粒土砂の堆積状況に関しては、希少河原植物およびシナダレスズメガヤの生息地は、細粒土砂が厚みを持って堆積していない立地、オギ等は厚みをもって堆積した立地であった。つまり、希少河原植物の生育地とオギ等の生育地は、細粒土砂の堆積状況の違いで分類できる。

これらのことを、他の植物との競合の観点から鑑みると、希少河原植物の生育場の維持機構は、以下のようなものであると考えられる。

平常時水面比高が小さな場所では、植物が利用できる水分が多いため、水分の要求量が多少高くても、他の植物との競争に強い植物(ツルヨシ等)が生育する。一方、比高が高くとも細粒土砂が厚みを持って堆積した場所では、細粒土砂が水分を保持するため、オギ等の草本が繁茂する¹³⁻¹⁴⁾。

以上のことを踏まえれば、希少河原植物が維持されるためには、他の植物が進入しないような条件の立地であることと、高頻度で強い攪乱が生じないことが必要である(図-17)。

3.4.2 生育地の成立機構

掃流力を算出するために用いた流量 2000m³/s 程度の洪水は、2007年にも発生したが、現在の希少河原植物とその生育地は破壊されるほどの攪乱を受けていない。しかし、裸地と比較すると洪水時の掃流力が弱い立地であることに加え、周辺の密生する草本(オギ・ツルヨシ)の影響もあり、冠水のたびに土砂が捕捉・堆積すると考えられる¹⁵⁾。その堆積した細粒土砂に、オギ等の高茎草本が拡大し、希少河原植物の立地は減少すると推察される¹⁵⁾。このため、希少河原植物の生育地は、いずれ細粒土砂が堆積しオギに代表される高茎草本へ遷移すると考えられる。実際に、当該砂州においても、徐々に裸地が

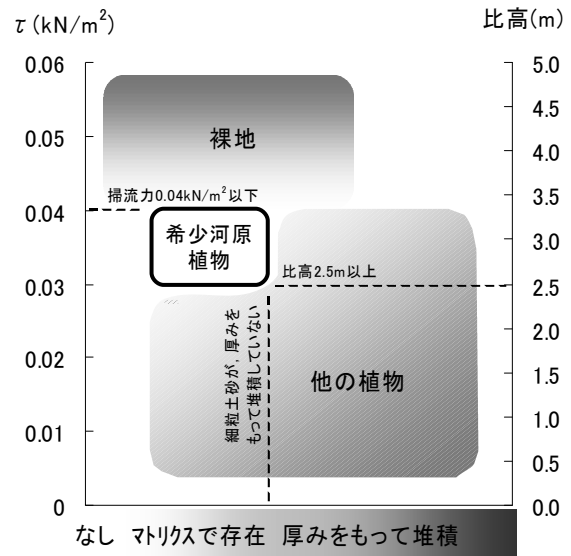


図-17 希少河原植物の生育範囲

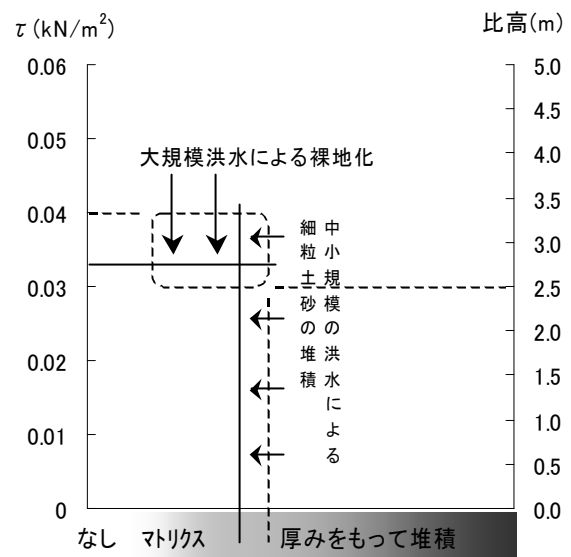


図-18 洪水規模と希少河原植物生育地の変化

減少し、草本が増加している(図-15、図-16)。

希少河原植物の生育地が維持されるためには、オギに代表される高茎草本に遷移したとしても、新たな生育立地が成立する必要がある。そのためには、現在の希少河原植物の生育場が形成された時のように、砂州の移動、あるいは植生の破壊を伴うような洪水攪乱が必要である(図-18)。つまり、希少河原植物の生育地は、大きな洪水によって植物が消失することで形成され、その後、オギ等の高茎草本が侵入し尽くすまで維持されると考えられる。

3.5 おわりに

希少河原植物の生育地は、裸地とオギ等の生育地の境界域にあると捉えることができ、生育地に働く洪水の攪乱強度が裸地より弱く、物理条件が周辺植生の生育に適

さない条件であった。また、そのような立地は、大規模洪水による洪水攪乱により、形成される。

砂礫河原再生の目標として、希少河原植物の生育地を再生する場合、頻繁に強い掃流力が発生することにより、裸地として維持されるような立地ばかりではなく、希少河原植物が生育できるような弱い掃流力が働く場も存在することが重要である。そのためには、事前に対象立地に働く掃流力を予測する必要がある。また、裸地とオギ等の生育場の境界域が幅広く形成される必要がある。同時に、中小規模の洪水による細粒土砂の堆積を起こりにくくすることにより、より長期に希少河原植物生育地の維持が可能となる。

対象砂州で希少河原植物の生育地が成立および維持していく上で、課題としては以下のことがあげられる。

1 点目は、外来種であるシナダレスズメガヤの存在である。シナダレスズメガヤと希少河原植物は同じ条件(掃流力に関しては、やや強め)での立地に生育していた(図-14-16)。つまり、シナダレスズメガヤと希少河原植物は生育条件が非常に近い。このため、希少河原植物の維持を行う場合、シナダレスズメガヤの侵入がひとつの問題になる。

2 点目は洪水特性の予測が必要である。希少河原植物の生育地を保全し、その保全措置のデザインを行い、持続可能時間を予測するためには、洪水に伴う攪乱と土砂の堆積を予測する必要がある。そのためには、精度の高い洪水予測手法が必要になる。

3 点目は竹林の拡大である。竹林は、洪水の流れを変化させ、竹林の下流に位置する砂州の攪乱強度を弱めると同時に細粒土砂を堆積する。そのため、大規模洪水に伴う希少植物の生育地の成立が起こらなくなる可能性がある。

謝辞：本研究を進めるにあたって、水位、流量、航空写真、横断測量等のデータを国土交通省関東地方整備局常陸河川国道事務所から提供していただきました。ここに記して感謝の意を表します。

4. 河原植生の生育環境とその成立に伴う検討

4.1 概説

自然再生推進法の施行以降、各地で砂礫河原の再生が行われている。砂礫河原の再生の取り組みの多くは、過去に失われた砂礫河原の再生にとどまらず、樹林の伐採による治水安全度の向上、レジャー空間の創出、生物多様性の維持などの副次的な効果が期待できる。砂礫河原の再生の先駆的な研究事例として、多摩川、千曲川を始め、河川工学の視点から、河道の特性を加味し、砂礫河原再生のための工学的検討が進められている¹⁶⁾。これらの検討のうち、植物の研究に限ってみれば、かつて砂礫河原に生育していたカワラノギク、カワラハハコなどの絶滅の危機に瀕した植物に関する研究が行われている¹⁶⁻¹⁸⁾。実際、多摩川では、現地にてカワラノギク再生の

ための実証実験が行われている^{16, 18)}。しかし、カワラノギクの維持のためには、同じような箇所に生育する外来植物の抜き取りが欠かせない¹⁸⁾など、人為による管理が必要とされる。このことは、カワラノギクなどが多く生育していた時代と違い、外来生物が増加するなど、河川をとりまく周囲の環境そのものが変化していることの反映と考えられる。つまり、砂礫河原を再生すれば、それだけでカワラノギク、カワラハハコなどの環境が再生されるわけではないことを示唆している。実際に、1970年代以降に道路のり面の緑化材に利用されているシナダレスズメガヤ、オニウシノケグサ、ネズミムギなどの早期活着型の多くの外来牧草が河川に侵入しきっている¹⁹⁾。

このような状況に鑑み、河川管理者として、過去に失われた砂礫河原の環境を取り戻すと同時に、外来種をどのように管理し、制御していくかは、生物多様性を維持する面からみても重要である。そのためにも、本研究で取り上げるような、砂礫構造などの違いからみた植物の生育環境特性を理解しておくことは、今後、外来種抑制の研究へも繋がるものと思われる。

これまでのところ、植物種と河原植物が生育する微地形環境については、1980年代以降、石川²⁰⁾、李ら²¹⁾を始めとし、揖斐川、多摩川、千曲川での報告事例がある。ここでの研究では、地下水位からの比高、冠水頻度の違いから、生育する植物種を整理している。確かに、見かけ上、地下水位からの比高と植物種の生育場所とは、有意な関係があることが知られている^{15, 20-21)}。ところが、1つの河川において明らかとなった比高と植物の関係も、それをそのまま他の河川の事業現場へ適用できるとは限らない。実際、植物の水利用の観点から見ても、必ずしも比高の違いが植物の種類を決めているわけではない。例えば、4、5日程度雨が降らなくても、地下水位から2~3mほどの比高のある場所でさえ、土壌の構成の如何によっては、カワラノギク、カワラハハコのような植物も確認できる。また、比高のみだけの整理では、新しくできた裸地に植物が侵入してきた際にどのようなプロセスを経て発芽・成長に繋がるのかが不明確である。

一方で、本研究でも取り上げているように、砂礫構造の違いからみた生育植物状況の比較に着目した研究事例も見られる。末次ら¹⁵⁾は、砂礫構造の違いを4つのタイプに分け現地調査を実施し、これらの比較を行っている。しかしながら、砂礫構造と植物種との関係については、やや定性的な記述にとどまっている。例えば、どの程度の砂礫厚の違いにより生育する植物に変化があるか、または、比高の研究結果と同様に植物が侵入してきた段階ではどのような条件であったかについては明らかにされていない。

以上の状況を踏まえ、本研究では、とくに、砂礫構造の違いが、河原植物の生育環境特性に及ぼす影響を確かめるため、現地調査・室内実験を行った。現地調査では、砂礫構造のタイプの違いにより、植物の生育量(植被率)

がどの程度違うかを明らかにした。室内実験では、砂礫構造、灌水頻度を変え植物がどのような条件により発芽するかを検討した。本研究では、砂礫河原における植物の生育のプロセスを知るとともに、最終的には、砂礫河原を再生する際に、どのような河原が再生されるのかについての展望を示す一助になることを目的としている。

4.2 現地調査および実験方法

4.2.1 現地調査

現地調査は、茨城県的那珂川(河口から30km~75km)、久慈川(河口から25km~45km)の砂州上に調査区を設定し、砂礫構造と植生調査を356地点において実施した。

調査においては、まず、砂州構造の上にパッチ状に成立している植物群落の状態を把握し、隣接する群落の影響を受けない最も典型的とみなされる所に、1m×1mの方形区を設置した。次に、調査区内の砂礫構造は、砂礫の被覆率に応じ、あらかじめ5つに区分した砂礫構造のタイプを調査区ごとに記録した。それぞれの砂礫構造のタイプは、タイプI(表層が礫100%で被覆され、最表層から礫を2層以上除去しても砂成分が確認できない)、タイプII(表層が礫100%で被覆され、最表層を除去すると砂成分が確認できる)、タイプIII(表層が礫と砂から構成され、砂成分による被覆は10%未満)、タイプIV(表層が礫と砂から構成され、砂成分による被覆は10%以上)、タイプV(表層に砂成分が堆積し、礫が全く見えない)とした(写真-1)。また、植生調査は、調査区内の全植被率、種名と植物種ごとの主根長を計測した。なお、主根長は、20cmを上限とした。

4.2.2 実験方法

現地調査で確認された植物および他の河川の河原でも典型的に見られる植物^{5),7)}を対象に、植物の発芽・成長実験を行った。実験は恒温室内で行い、砂礫構造のタイプ、灌水頻度を変え、それぞれのタイプの生育状況の違いを確かめた。

a) 対象とした種子と休眠解除処理

対象とした種子は、ヤナギタデ、シロザ、メドハギ、ヨモギ、コセンダングサ、セイタカアワダチソウ、ケイヌビエ、アキノエノコログサとした。休眠解除のため、それぞれの種子を冷蔵庫(4℃)に2週間保存した。

b) 礫構造作成

プランター(縦38cm×横14cm×高さ20cm)内に、図-19に示すような砂礫構造を作成した。現地調査時と同様に、礫分の最も多いものをタイプIとし、全くないものをタイプVとした。

図中にある基礎土とは、細砂、シルト、粘土を用い、これらを比率8.5:1:0.5で混合したものである。作成した基礎土をプランター内に10cm入れ、休眠処理を施した種子をそれぞれのプランターに均等に播種した。最後に、短径2cm、5cmからなる礫を混在させ、タイプ別に割合を変え、基礎土の上に敷き詰めた。とくに、タイプI、

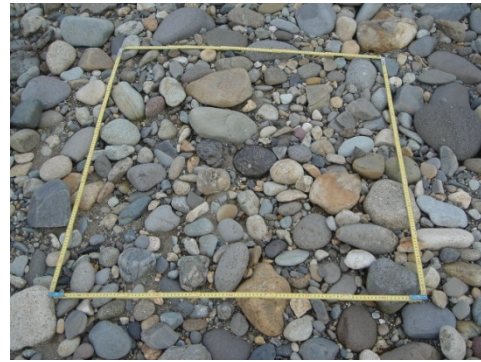


写真-1 調査区の設定 (タイプIII)

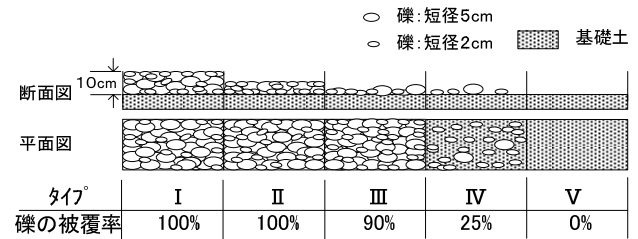


図-19 実験時の砂礫構造のタイプと礫の被覆率

タイプIIでは、隙間ができないように礫を敷き詰め、基礎土に光が届き難い環境を作った。

なお、基礎土で作成した細粒分の混合比は、実河川から採集したサンプル土(7検体)の粒度分布分析の結果を参考にして決定している。

c) 環境条件の設定と測定項目

作成したプランターを恒温室内に搬入し実験を開始した。明暗条件は、明期12時間、暗期12時間に設定した。温度条件は、明期に28℃、暗期に15℃とした。光源には、植物育成用蛍光灯(プランクルトス、FL40S-BRN、東芝社)を用いた。光量子量の測定には、LI-250A ライトメーター(LI-COR Co.)を用いた。測定は、実験開始前に別途用意したプランター内に光量子計を入れた上にガラス板をはめ込み、さらにガラス板の上に砂礫を敷き詰め、板下へ透過する光量子量をタイプ別に計測(5箇所/タイプ)した。

土壌水分率の測定には、FDR (Frequency domain reflectometry)型のDIK-311A 土壌水分計(大起理化学工業株式会社)を用いて、基礎土の体積含水率を求めた。計測器の測定範囲は表層から6cmであり、炉乾法と比較し2~5%の精度誤差がある。

実験では、灌水(水やり)の頻度を変えることで発芽・成長条件に差を付けた。灌水頻度は、3日おき、7日おき、14日おきの3パターンとし、毎回十分に灌水を行った。

実験の記録は、3日おきとし、実験室内の温度、湿度、土壌水分率(体積含水率)の諸条件を計測した。また、発芽した植物については、種名、発芽数を記録した。実験は、約1ヶ月間行い、最終日に礫間の植物の胚軸、茎の伸展状態を記録した。

4.3 結果

4.3.1 調査結果

図-20 にタイプ別にみた植被率を示す。図中の箱ひげ図は、両端が90%、10%の分位点を示し、箱内の上、下辺が4分位点、箱内の横線は中央値を示している。これらは分布の偏りを示す指標となる。また、図中の菱形の中央の横線は、それぞれのタイプでの平均値を示している。さらに、図中の30%付近を通る線は、全タイプの植被率の平均値を示している。なお、参考までに、タイプの平均の95%信頼区間を菱形の縦の長さにより示している。菱形の上、下部にある横線は、「全タイプの植被率の平均±信頼区間」を示している。例えば、2つのグループにおいて、平均値に差がある場合、菱形の縦の範囲に重なりは見られない。図-20の場合、タイプIIとタイプIVでは、平均値に差があることが予見される。

タイプ別の植被率の平均値・中央値は、タイプIでは0%に近く、砂礫が少なくなるに連れて徐々に平均値・中央値が大きくなり、タイプIVでは全タイプの中で最も植被率が大きく、平均値・中央値とも約40%であり、分布の形状は正規分布に近いことを示している。一方、タイプVでは、タイプIVと比較し平均値・中央値が小さくなった。分布の形状は、植被率が小さい方に偏っていた。分布が偏った背景には、タイプVのような箇所には生育する植物には2つのタイプがあったからである。1つは、水際から遠いオギのようなタイプと、もう1つは水際に近い場所で表層が中砂であるか、薄いシルト、粘土から構成されている場所に生育できる種（アゼナ、タネツケバナなど）のどちらかであり、いずれの場合も乾燥により表層に水分がなく、通常、植物の生育が困難なタイプであった。今回の調査では、後者が卓越していた。なお、分散分析を行った結果、タイプ別による植被率の平均値には有意な差 ($p < 0.0001$) があつた。

図-21 (次頁) に植物種ごとの主根長を示す。平均して約6.5cmであり、多くの植物は浅い場所に主根を伸展させていた。とくに種から発芽する一年生植物であるアキノエノコログサ、ケイヌビエなどは、その傾向が顕著であった。一方、20cm以上を利用している植物には、オギ、ススキなどのイネ科の多年生草本や、ヨモギなどの多年生広葉草本、セイタカアワダチソウが見られた。

4.3.2 実験結果

表-1 に計測したタイプ別の光量子量の平均を示す。タイプI～タイプIIIまでは、光量子量は0～0.21 ($\mu\text{mol/s/m}^2$) であり、砂礫により光量子量が制限されていた。タイプIVから光量子量が大きくなり、タイプVでは、約50 ($\mu\text{mol/s/m}^2$) となった。

図-22 にタイプ-灌水頻度別からみた観測期間中の体積含水率の変化を示す。体積含水率は、平均して0.2 (m^3/m^3) を示した。光量子量とは逆に、平均より体積含水率が大きいタイプは、タイプI～タイプIIIであった。一方、平均より体積含水率が小さいタイプは、タイプIV、

表-1 タイプ別の光量子量

礫層タイプ	I	II	III	IV	V
光量子量 ($\mu\text{mol/s/m}^2$)	0.00	0.21	0.35	29.31	49.66

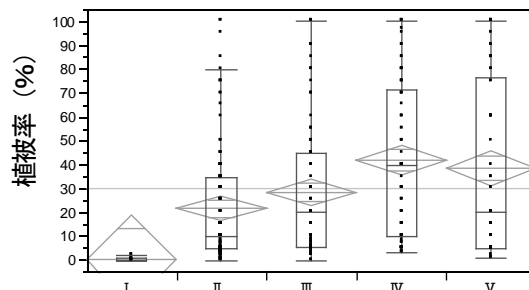


図-20 タイプ別にみた植被率

Vであった。また、I-14を除き、いずれのタイプにおいても、灌水頻度が14日のときに体積含水率の平均値は最小であった。なお、分散分析より、タイプ別の平均値には、有意な差 ($p < 0.0001$) があつた。

図-23 に実験開始から実験終了時までの累積発芽数の変化を示す。発芽は、実験開始から3回目(6日目)の観測で、I-3、7、14およびII-7を除く実験区で確認された。また、ほとんどの実験区で観測3回目に確認された発芽数が最も多く、その後は、実験終了時まで徐々に発芽数が減少していった。

図-24 にタイプ別にみた植物種ごとの累積発芽数を示す。どの実験区も灌水頻度に関わらず、コセンダングサ、アキノエノコログサの発芽数が多く、ヨモギ、メドハギの発芽数は少なかった。また、I-14で1個体ずつケイヌビエ、コセンダングサが確認された。これらの発芽した場所をみると、礫層厚が部分的に低かった。そのためタイプIIと同様な状態となり、礫間の僅かな隙間から基礎土へ光が届き発芽できたものと考えられる。なお、本実験では、ヤナギタデ、セイタカアワダチソウの生育は確認されなかった。実験終了後、改めて追試実験を行ったが、発芽されなかったことを見ると、種子が不稔であったことも考えられる。これら2種については、今後の研究でさらに明らかにしていきたい。

図-25 にタイプ別の植物の枯死率を示す。灌水頻度が3日おきのものは、7日、14日おきと比較し、各タイプで枯死率が最も小さかった。一方、灌水14日おきでは、タイプIV、Vの枯死率が90%を超えた。

図-26 に実験終了時におけるタイプ別の生存個体数を示す。タイプIは、総個体数が最も少なく、タイプIIで約80個、タイプIII～タイプVでは100個を超えた。その内訳をみると、灌水頻度が3日おきのタイプの個体数は、40個～60個で増減を繰り返していた。灌水頻度が7日おきのタイプの個体数は、タイプIが最も少なく、タ

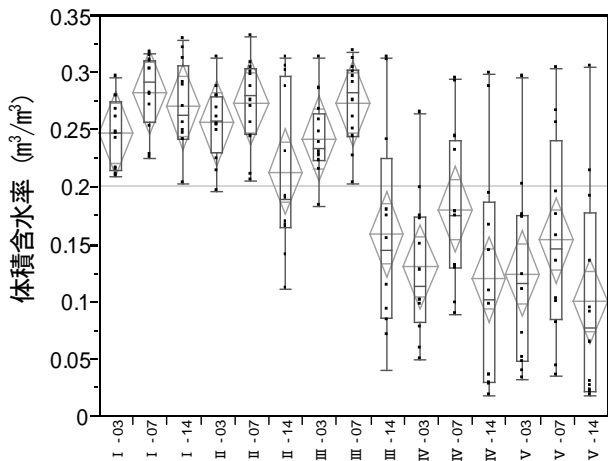


図-22 各条件下における体積含水率

イブIIからタイプVへ向かうにつれ徐々に多くなった。灌水頻度が14日おきのタイプの個体数は、3日おき、7日おきと同様にタイプIが最も少なかったが、タイプIV、Vでは、個体数が減少した。

図-27 に実験終了時の植物の状況と砂礫下の根の状況を示す。例えば、アキノエノコログサなどは、礫間の隙間から礫層厚の分だけ、胚軸を伸展させ葉を礫の表面へ展開させていることが確認された。

4.4 考察

前章までの結果により、砂礫構造が光や土壌水分率を決定し、植物の発芽・成長に影響をもたらしていることが示唆された。そこで、本章では、植物の発芽と成長に至るプロセスを知るため、砂礫構造の違いが植物の生育に及ぼす影響について考察する。

4.4.1 発芽

植物の発芽を支配する3大環境要素は、温度、水、光と言われている⁸⁾。今回の実験において、恒温室内の温度設定は28℃であり、関東地方の6月の平均気温に相当する。そのため、環境を阻害する温度とは考え難い。次に水の条件をみると、図-22に示すように、砂礫構造の違いから、土壌表面の体積含水率に与える影響がみられた。タイプIV、Vでは著しく体積含水率が減少したが、体積含水率そのものが、発芽数を抑制したわけではない。その証拠として、IV-14では、体積含水率の平均は2番目に小さいが、図-23、24に見られるように累積発芽数は多い。つまり、発芽に対する水分条件は、体積水分率が極端に低い場合でも可能であることを示唆している。発芽の過程では、第一に吸水により休眠が解除される²²⁾ことからしても、今回、対象とした種子では、IV-14のような含水率が低い場合でも、休眠を解除するための十分な吸水できたと考えられる。

最後に光の条件を考えてみる。タイプIにみられるよ

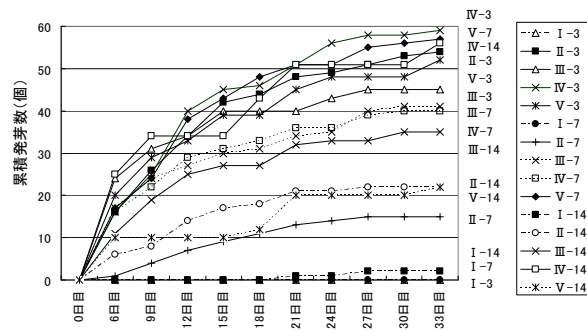


図-23 実験開始からの累積発芽数の変化

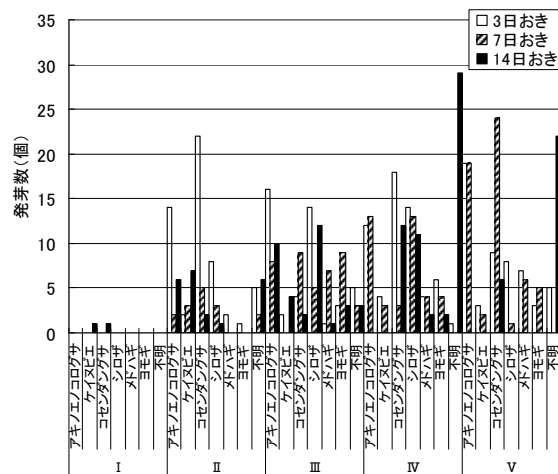


図-24 タイプ別にみた植物種ごとの累積発芽数

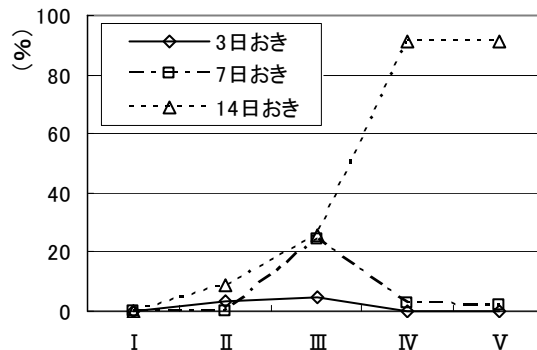


図-25 タイプ別の植物枯死率 (実験終了時)

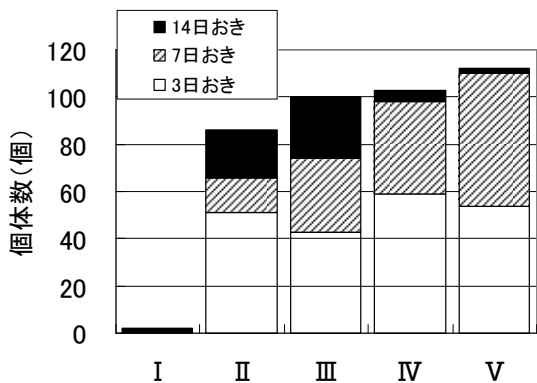


図-26 タイプ別の生存個体数 (実験終了時)

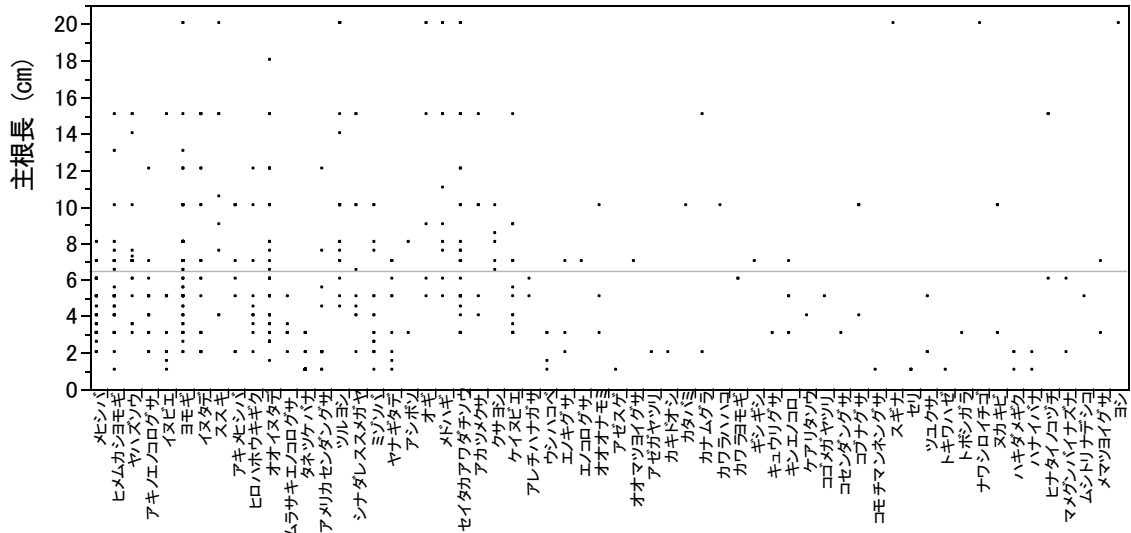


図-21 植物種と主根長の関係 (抜粋)

うに、十分な体積含水率があったとしても、礫層が10cmで、基礎土に光が届かないような場所では、植物の発芽が抑制されていた。これは、図-19に示さる現地調査からも確かめられており、8cmの礫層厚のときの植被率は0%に近いという結果であった。さらに、図-23に示されるように、礫の被覆率が減少するにつれて、累積発芽数が多くなるなど、少なくとも実験に使用した礫河原に生育する植物は光条件の影響により個体数が変化していると考えられる。

4.4.2 成長

どのタイプも、発芽により礫上に出た葉に対する光条件は均等に与えられている。そのため、植物の成長には、根系が利用する箇所での土壤水分率の状態が重要な要素となる。図-22、図-25より、IV-14、V-14において、体積含水率の減少にともない、枯死率が90%を超えるに至った。この現象は、植物の成長の段階で、水分が成長の制限因子として働いた顕著な例を示している。そこで、以下では、灌水頻度14日おきの各タイプを取り上げ、IV-14、V-14で枯死に至ったプロセスとともに、砂礫構造の違いが植物の成長に及ぼした影響について考察を進める。

IV-14、V-14は、礫が少ないか全くない構造であり、基礎土が直接大気中に触れる面積も多く、灌水頻度も少ないことも相まって、表層が乾きやすい状況にあったと考えられる。他の灌水頻度14日のタイプをみると、枯死率はIII-14で約20%、II-14では約10%、I-14では0%とタイプIV-14、V-14と比較しかなり低い。とくに、I-14、II-14では、図-22からも土壤中の水分は十分であったと考えられる。ところが、III-14の体積含水率は、I-14、II-14よりも低く、むしろ枯死率の高かったIV-14、V-14に近い体積含水率であった。それにも関わらず、枯死率が低く、生存発芽数が多かった。この

理由として、第一に、IV-14、V-14と比較し、僅かな体積含水率の違いが、植物の成長の可否に大きく関わったことが考えられる。このことは、農作物を作る際に土壤水分が減少すると作物が枯れるシオレ点 (wilting point) があることから理解できる。シオレ点とは、植物が成長する過程で、体積含水率の減少に伴い、生育に必要な水分を十分に吸収することができず、ついには植物が枯れてしまうことをいう²³⁾。つまり、IV-14、V-14では、このシオレ点に至ったため枯死したことが考えられる。また、III-14では枯死率が低かったことからすると、図-22より、体積含水率の中央値が $0.1(\text{m}^3/\text{m}^3)$ より小さくなった場合、植物の枯死率は高くなると考えられる。また、第二の理由として、砂礫量の多少が植物の成長を助けていたことが考えられる。III-14では、基礎土を被覆する砂礫が90%と多く、実験終了時に礫下の状況を確認したところ、植物の根系は、礫と基礎土の間の局所的に土壤水分率の高い空間を利用していた(写真-2)。このことから、III-14では、全体として、体積含水率が低いにも関わらず、礫の割合が多いことで、礫と基礎土の間の局所的に土壤水分率の高い空間を利用し、植物は成長し続けたものと考えられる。また、このように礫と基礎土の間に根系がみられる現象は、タイプVを除く残りのタイプ全てで確認できた。

4.5 まとめ

那珂川・久慈川での現地調査および実験をもとに、砂礫構造の違いからみた河原植物の生育環境特性について研究を行った。その結果、砂礫構造の違いにより、植物の発芽・成長に必要な条件が制御されることや、逆に礫があることで、礫下の土壤水分率が高くなり、植物の成長を促進していることが明らかとなった。さらに、一度発芽した種子は、礫があることで相当な乾燥にも耐えら

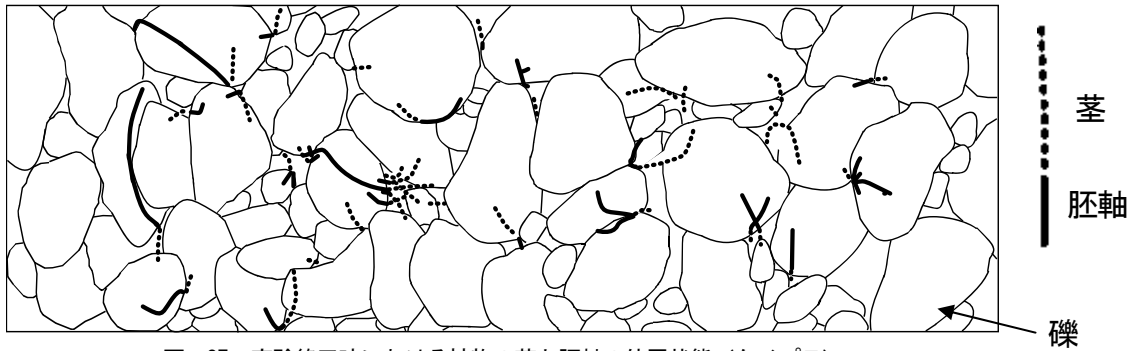


図-27 実験終了時における植物の茎と胚軸の伸展状態 (タイプⅡ)
 (図は、上部よりスケッチしたものである。礫と礫の間から胚軸が伸展し茎が礫上に伸びている。なお、胚軸の位置は、礫を取り除いた後にスケッチしている。)

れることが明らかとなった。

本研究結果をふまえ、実際、砂礫河原の再生を計画する際には、礫の被覆率だけでなく、礫の厚さにより、植物の生育の度合いが決まることに留意しなければならない。とくに、砂礫層が5cmでは、被覆率が100%であっても、僅かに植物の発芽を制限するのみで、10cm程度の礫層厚がなければ、短期間で植物が繁茂に至る。どのような砂礫河原を目指すのか、あらかじめ展望を明らかにし、現地での礫層厚を調べることはもちろんのこと、現在の流域の土砂および礫の生産量を考えた上で計画を立てる必要がある。とくに乾燥に強い外来植物が繁茂する河川においては、過去に生育していた河原景観を再生するためには、より一層の管理が必要となる点に注意を要する。

最後に、今回検証できなかった地下水位との関わりや土壌の構成に伴う毛管作用などにより、土壌の保水性は変化してくる。これらは、植物の成長に影響を与える因子であり、まだ未解明な部分も多く、今後の研究課題としたい。

5. 河原における埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響に関する検討

5.1 概説

河川植生の動態やその更新に関わる既往研究では、流量や流砂量の増加によって植物群が流失する機構や、植物群が土砂堆積を促進させる機構を主体とした、多くの研究が行われてきた。これらの研究では、河床に働くせん断力といった物理的指標を用いて、河川植生の動態の説明がなされてきた^{2, 24)}。もちろん、物理的環境に応じて植生が変化・更新するという考えは重要な視点であるが、河川植生の成立や遷移機構の全てを説明しきれていないというわけではない。

生物学的な観点から考えれば、そこに植生が成立するためには、その植生を構成する種子が土壌中に存在することが必要不可欠であるということになる。しかし、これまでのところ砂州内の土壌中に種子がどの程度存在しているのか、攪乱の激しい場所や堆積の著しい場で種子量にどの程度違いがあるのかといった基本的な問題に取



写真-2 礫下を利用する根系

り組む研究は少なく、土壌中の種子と河川植生との関係については未解明のままである。

植生学では、土壌中に存在する種子を埋土種子 (seedbanks) といい²⁵⁾、これに関する研究事例が多く見られる。埋土種子と植生に関する研究によると、埋土種子量は土地利用形態別に異なっていること、種類組成が地上部の種類組成と違っていることが知られている²⁶⁻²⁸⁾。例えば、耕作地での埋土種子は、29,000~70,000 個/m²と多いが、森林では、200~3,300 個/m²と少ない²⁶⁾。また、埋土種子の種類 (埋土種子相) と地上部にある植物の種類 (植物相) との類似度合は0.1~0.3と低いことも報告されている²⁷⁾。

また河川では、埋土種子を含めた種子に関連する研究として、特定種子の生理的な特性を研究することで、希少種保全や外来種対策などに生かした例^{29), 30)}が見られる。この他、流水による種子散布について、現地、水路実験、数値解析等により、種子供給が植物群落の形成に寄与するといった報告例がある³¹⁻³³⁾。これらはいずれも埋土種子層の形成に大きく寄与する研究例と言える。

本研究で扱う河川における埋土種子と植生に関してみると、植生学の中でも検討例が少ない分野^{21, 26)}にあたり、十分な知見が得られていない。

本研究では、既往研究のような特定種を対象を絞らず、砂礫州 (以下、砂州と言う) の比較的浅い部分 (植物の発芽可能な層) を対象に、埋土種子の空間分布を明らか

にすることを目的とした。さらに、埋土種子の分布が植生にどのように影響しているかについて考察した。

5.2 調査地の概要

研究対象とした那珂川は、幹川流路延長 150km、流域面積 3,270km²の一級河川である。標高 1,915m の那須岳（栃木県）を源流とし、茨城県を跨ぎ太平洋へ注ぐ。河床勾配は、源流部から 60km 付近までが約 1/80~1/400、60~27km 付近までが約 1/770、27km より下流の箇所では 1/1,000~1/7,000 である。対象砂州の河床勾配は 1/770、河床材料の代表粒径は 25mm で、セグメント 2-1 に分類される（図-28）。対象砂州の平均年最大流量（確率規模 1/2）は約 1,400m³/s である（参考までに図-30 には、流量に対する標高点を示した³⁴⁾）。対象砂州を含め、その前後の数 km 区間に明瞭な単列砂州を有しているが、この 10 年ほどは大きな出水もなく、砂州の移動はみられない。

砂州上における植生の特徴は、カワラヨモギやカワラハハコといった、かつて、河原によく見られた植物が存在している。対象砂州は那珂川にある砂州群の中でも、河原あるいは湿性環境に依存する植物が比較的多く存在している砂州である。

5.3 方法

5.3.1 対象砂州の概観調査-地形調査と植生調査-

対象砂州の地形は、RTK-GPS（Real-Time Kinetic - Global Positioning System）により座標（X、Y、Z）を計測し（約 1,200 地点）、TIN 処理により、GIS(Geographic Information System) 上に三次元地形を作成した。植生は植生調査を実施し、GIS 上に植生図を作成した。なお、植生調査は、植物が比較的多く確認できる 2007 年 6 月 20 日から 7 月 5 日にかけて行った。また、地形調査も同時期に行った。

5.3.2 調査区内の地上部植生と埋土種子の分布調査

a) 調査区の設定

調査区は、対象砂州を縦断方向へ 50m、横断方向へ 30m 間隔で格子状に区切った交点に設定した。ただし、設定する調査区に異なった植物群落が含まれる場合は、前後 2、3m ずらし、1 つの群落内に再設定した。さらに、ワンド部（1 地点）、希少植物（1 地点）、外来植物（2 地点）の生育場所も加え、合計地点数を 40 地点とした。調査区の大きさは、0.5m×0.5m とした（図-28 参照）。

b) 調査区の砂礫構造および植生

現地では、各調査区において砂礫構造と植生について調査を行った。砂礫構造は、砂礫量に応じてタイプ I ~ タイプ V に区分し記録した（図-29）。植生調査では、植物の種類と各植物の植被率を記録した。

c) 土砂の採取

土砂は、種子発芽に関係の高い表層から 0.1m の深さまで採取した。



図-28 那珂川（対象砂州）

-対象砂州にある数字は調査区 No. を示す-

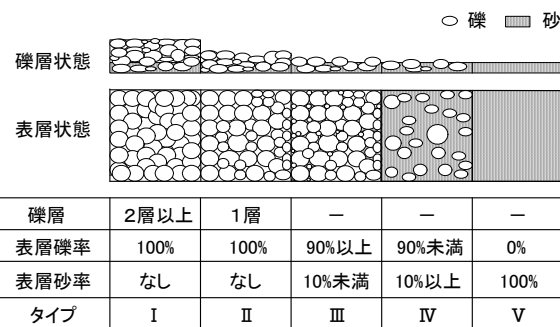


図-29 砂礫構造タイプ（模式図）

5.3.3 粒度試験と種子分析

a) 粒度試験および種子選別

粒度試験は、自然乾燥を行った後で土の粒度試験方法（JIS-A-1204）に従った。なお、粒径区分に関しては、河川工学で利用されている国際区分法（極粗砂 2-1mm、粗砂 1-0.5mm、中砂 0.5-0.25mm、細砂 0.25-0.125mm、微細砂 0.125-0.062mm）に従って行った³⁵⁾。

b) 種子の抽出

種子の抽出に際し、粒度試験によって得られた土砂サンプルのうち、種子径 8mm 以上は目視で種子の有無を確認した。0.8mm 以下の種子については、高比重法処理により埋土種子や有機物を浮遊させ、顕微鏡を用いて種子選別を行った。高比重処理法とは、比重 1.54 の 50%炭酸カリウム溶液（K₂CO₃）に土砂を投入し、5 分間攪拌したのちに、上澄み溶液を回収する³⁶⁾もので、これらを 3 回繰り返した。回収した浮遊物を低温乾燥（6 時間程度）させ、有機物塊を取り除いた残砂中のうち 1/8 を取り出し、種子の選別・同定を行い、種子数を記録した。

なお、砂州中の埋土種子が乾燥・収縮や動物・微生物の分解作用により、予想していたよりも変色や種子の形が歪なものも多く含まれたため、種レベルでの同定が困難であった。したがって、同定結果に示す科、属は、いくつかの種類を含んだ種子数の合計値である。このため、埋土種子と同じ科あるいは同じ属に含まれる種類が植物相にみられる場合は、少なくとも埋土種子中の同科、同属にもその種が存在していると判断した。

(4) データ解析

a) GIS によるデータ解析

現地調査により得られたデータを GIS に整理し、地形

図、植生図、粒径別の堆砂量分布および埋土種子分布の関係についてデータ解析を行った。また、植生図と地形図を用いた解析では各図を1mメッシュに分割し、メッシュ毎に植物群落名と標高値を格納しデータを作成した。

b) 埋土種子相と植物相の関係解析

埋土種子相と植物相の関係解析では、調査区中で、ある植物種が埋土種子として存在する地点数と地上部で出現している地点数との関係を割合によって求めた。割合を求める際、ある種が植物相に見られるものの、埋土種子相に見られない場合には、過去に埋土種子が存在したと仮定し、埋土種子として存在する数に加えた。以下では、この割合を出現率と定義する。

5.4 結果

5.4.1 対象砂州の地形と植生の関係

図-31に対象砂州の地形と砂礫構造タイプ、図-31に植生図を示す。対象砂州は、主流部の水際線から左岸側に向かい、砂州標高が約3~4m高くなっていた。この高まりとともに群落は、ツルヨシ群落、ヨモギ群落、マルバヤハズソウ群落類の順で変化した。砂礫構造はタイプI~IIIが多くを占めていた。砂州の頂上付近から左岸側へかけて砂州高が低くなり、砂州前縁部と左岸との間にワンドが形成されていた。砂礫構造はタイプIV、Vが多くを占めていた。また、ワンド付近ではモザイク状に多くの群落が生息していた。

図-32に群落の生育範囲の箱ひげ図を示す。過湿性に見られる1年生在来草本群落（セリクサヨシ群落、ヤナギタデ群落、ミゾソバ群落など）は、比高（調査時の水位標高と生育標高との差）の中央値が0.5m付近にあり、生育分布の範囲が約1mと狭い。

一方、湿性から乾燥状態でみられる多年生在来草本群落（ヨシ群落、オギ群落、ヨモギ群落類）やヨシ、オギ等からみつく一年性ツル性草本のカナムグラは、比高の中央値が2~3m付近にあり、生育分布の範囲も約3mと広い。ただし、同一比高でまとめられた群落も、水際から砂州頂部にかけては、草丈が1m程度のヨモギ群落が多く見られ、砂州頂部から左岸側のワンド部では、草丈が2mを超えるヨシ群落、オギ群落が多く見られるという違いがあった。

5.4.2 埋土種子の空間分布

図-33に単位面積あたりの種子数（以下、種子密度）と堆砂量（以下、堆砂密度）の分布を示す。なお、図中の堆砂密度は、種子密度との対応関係が見られた極粗砂・粗砂の合算値と細砂以下の合算値について図示した。

巨視的に埋土種子の分布を見ると、主流部の水際から離れるに従って種子密度が高くなる傾向にあった。種子密度の高い場所の堆砂分は、細砂以下が多く、極粗砂・粗砂が少ないという傾向がみられ、逆に、種子密度の低

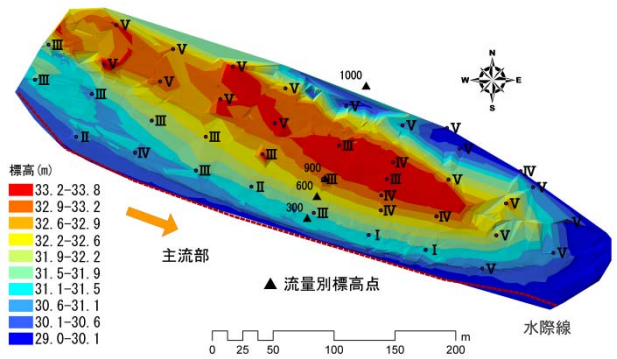


図-30 対象砂州の標高分布と砂礫構造

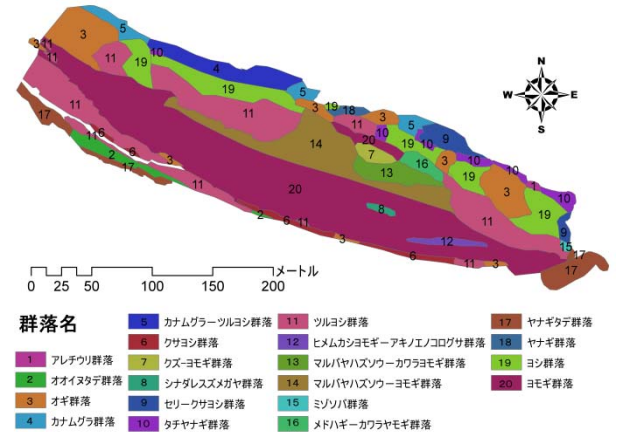


図-31 対象砂州の植生図

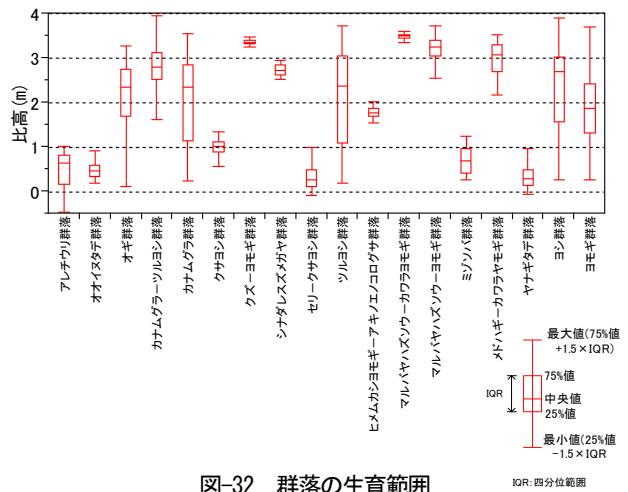


図-32 群落の生育範囲

い場所は細砂以下が少なく、極粗砂・粗砂が多いという傾向が見られた。

また、砂礫構造からみると、タイプI~IIIで種子密度が低く、タイプIV、Vで種子密度が高い傾向にあった。砂礫構造を指標とし、種子密度の分布をみると、タイプI~IIIでは、96-20,928 個/m²の範囲であり、中央値が928 個/m²であった。一方、タイプIV、Vでは、448-21,152 個/m²の範囲であり、中央値が5,344 個/m²であった。

湿性的な場所 (No. 30, 36, 39) で植被率が高い (10-60%)、箇所であった。一方、埋土種子の存在は確認できるが、植物相での出現が見られないか、植被率が著しく低い (1~5%) 場所は、砂礫が多く (砂礫構造 I~III)、比高の低い主流部の水際か、砂礫が多く (砂礫構造 IV、V) 比高の高い箇所 (ツルヨシ群落内) であった。以上から、広く分布するミゾソバ種子の中でも、その箇所の環境条件の違いが、植物の発芽・成長に大きく寄与していると考えられる。

イネ科植物についても、埋土種子は広く分布しているが、植物相の出現率は頻度の多いツルヨシやクサヨシを除けば、10%以下である。頻度の多いツルヨシについてみると、その出現箇所は、比高の低い水際から高い箇所にかけて広く分布しているが、砂礫構造にタイプ IV、V を有する箇所では植被率が高く、タイプ II、III で植被率が低いという特徴がある。また、クサヨシの出現箇所は、ほとんどが水際域やワンド部に占め、砂礫構造にタイプ IV、V を有する。これらも上記を支持する結果と言える。

埋土種子の存在箇所が多く、出現率が著しく高いものに、カナムグラがあげられる。この種は、比高の高い堆積帯に多く存在している。カナムグラは、一年性のツル性植物であることや、生育場が主流部から離れていることも相まって、攪乱による種子の流出等を受けにくく、自らがヨシやオギの上部を渡り、広範に種子を拡散することで、発芽・成長に至ったと考えられる。ただし、カナムグラの場合も、埋土種子の存在が確認できるものの植物相での出現が見られない箇所もあり、それは砂礫帯 (No. 16、タイプ III) であった。

以上の検討から分かるように、埋土種子は地上部の植生に影響を与えていると言えるが、埋土種子のある場所すべてが地上部の植物相と結びついているわけではない。むしろ、埋土種子は、その場の環境によって、発芽・成長に至るものと、そうでないものに分かれていると考えられる。したがって、植生の成立を考える際、埋土種子量や種類は、その場に成立する植生の組合せを制限するものと解釈でき、植生成立には、その場の物理的環境が支配的であると言える。

5.6 おわりに

本研究の結果から、以下のことが明らかとなった。

- ・ 礫の多い攪乱的な環境下での埋土種子密度の中央値は、928 個/m²であり、砂の多い堆積的な環境下での埋土種子密度の中央値は、5,344 個/m²であった。
- ・ 埋土種子密度は、極粗砂・疎粗成分が増えると減少し、細砂成分が増すと増加する傾向にあった。
- ・ 埋土種子は種類に関係なく、砂州内に広く分散していたが、全ての場所で発芽・成長に至ってはいなかった。
- ・ 砂州内の河川植生の成立は、埋土種子量や種類による影響よりもむしろ、その場の物理的環境が支配的であることが示唆された。

上記の結果や示唆から、河川では埋土種子が群落の多様性を維持していると考えられるよりは、地形の複雑さや、水分の過多によって、群落の多様性が維持できると考えられる。

6. 河川植生の数量的評価手法とその活用に関する検討

6.1 概説

生物を基準とした環境評価では、その場の環境に似つかわしい種がどの程度存在するか、逆にその場に似つかわしくない種がどの程度存在するか、というように種の存在を環境評価の判断材料とする場合が多い。例えば、重要種 (貴重種)、絶滅危惧種、侵略的外来種などは、その場の環境を評価する際に解りやすい指標例といえる。もちろん、指標となる種が、その場をどう代表しうるかという個別の議論はあるものの、今日までに、これらの指標種が環境評価の代名詞的な役割を果たし、環境評価に貢献してきた。

個々の種を基準とし、河川環境の評価を行うことは、改善効果の検証を行いやすいという利点がある。一方、このように個体や個体群の種に偏った議論だけでは、他の種や生物群集の生活場の評価が軽視されがちであるという問題も指摘されている³⁸⁾。実際に、河川整備計画などの全体計画論において、特定種の保全や整備について取り上げられることはあるが、面的な環境を数量的な指標によって評価が成されないことが多い³⁹⁾。このため、多自然川づくり等の取組において、数量的評価によって、生物群集の生活場の改善効果を示すことができないということも指摘されている⁴⁰⁾。

そこで、指標種のように個別の種を基準とする評価を利用して、いかに全体の環境評価に繋げていくかについての研究が必要とされている。

以上に鑑み、河川環境の評価の中でも、河川生態の基盤となる植生を対象に、植物群落の質を評価することを目的として、数量的な植生評価手法について検討した。

6.2 評価手法の概要

6.2.1 検討手順

本研究は、図-34 に示すフローに従って検討している。検討手順としては、まず、植生調査を行った後に、調査データから群落区分を整理し、植生図を作成する。次に、個々の植物種の評価指数を基に、区分された各群落を数的に評価する方法について検討し、その結果をもとに、植生図に変わる評価図を作成する。さらに、評価結果をもとに、縦断的に植生を基準とした環境評価を示す方法について検討する。

6.2.2 植物種の評価指数

植物種の評価は、古くは Ellenberg⁴¹⁾ が中部ヨーロッパの植物を対象に、種ごとに数値で階級付けした取組例があり、その有効性が Curtis ら⁴²⁾ によって示されている。Ellenberg が用いた指標化の手法は、ある環境傾度に沿って、評点があらかじめ分かっている場合に行われ

る加重平均法 (weighted averages) の考えを基にしており、評点が主観的に決められるという欠点はあるが、計算手順も簡単であり、数量的に示せ、結果の解釈も容易であるという大きな利点がある⁴³⁾。

我が国では、大場⁴⁴⁾が個々の種について数量的評価法を提案し、地域のフロラ (植物相) 評価において、成果を収めている。大場の提唱する評価法は、ある地域の自然環境の状態をその地域に自生する植物のすべてを用いて評価する方法であり、その植物が地域に古くから存在する種かどうかによって評価され、最も異郷のものを最低とする5項目5段階の評価を行うことで得られる。この方法によって与えられた評価値を植物種の地域定着度指数⁴⁴⁾という (表-1)。この評価は、地球上の多様性の保護には、それぞれ歴史を異にするそれぞれの地域に固有の自然の多様性を、それぞれの地域ごとに保全することが肝要であるとの考えに立脚している^{38, 44)}。

6.2.3 群落組成表の修正

a) 群落組成表の作成とその見方

群落組成表とは、調査データから植物社会学的手法⁴⁵⁻⁴⁶⁾に基づき、基準となる種を抽出し、群落ごとに種を並べ替えた群落表のことを言う。群落組成表には、調査地点ごとに種名とその種が占める割合 (通常は、被度・群度) が記載される。群落組成表を作成する目的は、各々の群落区分において特徴となる種を示すことである。したがって、種の占める割合よりも種の有無が重視される。なお、植生図は、この区分された群落 (以下、群落単位という) に基づいて作成される。

群落組成表の見方を示すため、群落単位のうち、表-2にハンノキ林のデータを部分的に示している。表では、主たる構成種にハンノキ、チョウジソウ、アカネが存在していることが、ハンノキ群落を特徴付けている。また、これら主たる構成種の下には、ハンノキ群落を直接特徴付ける種ではないが、その周辺の構成種であるクサヨシ、ノウルシ、ヌカキビが含まれている。さらに、周辺種の下には、ハンノキ群落内に偶然見つかった種であるイシミカワ、ケキツネノボタンといった偶発種 (随伴種) によって構成されていることが示されている。

b) 低頻度種の除去

先に述べたように、群落単位は、主たる構成種によって特徴付けられていることが重要であって、それ以外の種は、群落の特徴の代表性とは無関係である。しかしながら、本研究の目的である群落の質的な評価を検討する際には、1つの群落に存在する周辺種や偶発種も含めて評価する方が、群落評価として適切と考える。ただし、出現頻度が少ない種 (以下、低頻度種という) は、群落評価上も関係のない種ともいえ、群落評価に含めない方がよいとも考えられる。そこで、以下で検討する実河川の適用では、本手法の感度分析の検討も兼ねて、低頻度種を全く除去しないケース (検討ケース①)、出現頻度が全調査地点数の1/3以下の種を除去したケース (検討ケ

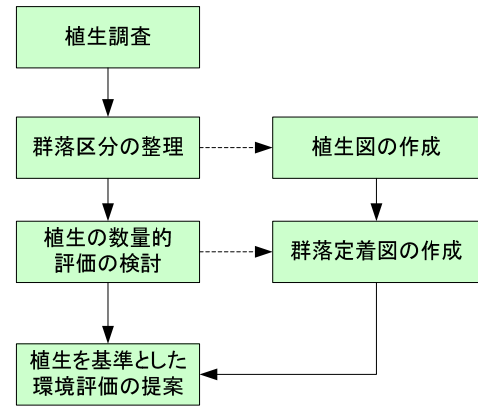


図-34 検討手順

表-1 地域定着度指数による評価^{1), 7)}

項目	評価点	判断基準
A: 移住の時期	5	縄文期以前
	4	弥生期より室町期に至る間
	3	江戸時代
	2	明治・大正から昭和30年代前半まで
	1	昭和30年以降
B: 生活空間の自然・人為度	5	自然林、自然草原
	4	二次林、半自然草原、マント群落、スソ群落で伐採、刈り取り、火入れなどの人為力が1年以上の間隔で働く空間
	3	農耕地、人工草地など、数週間または数ヶ月の間隔で人為営力 (耕起、除草、放牧など) が働く空間
	2	路上、庭など、ほぼ毎日人為力の及ぶ空間
	1	大都市、工業地帯など、2の条件にさらに強度の物理的・化学的人為作用の加わっている空間
C: 渡来の方法	5	土着のもの (移住が縄文期以前のもの)
	4	重力、水流、風による移住
	3	動物による散布、飛行、遊泳、歩行などによる動物の自力移動と、それに付着して移住する生物
	2	人が意識的に運ぶ、または人の移住に付随して移住する生物
	1	人がつくり出した人為的生物
D: 分類群 (taxon) としての異質性	5	その地域に本来生活している土着のもの、または外から移住したものであってもまったく土着のものと同じ分類に含まれるもの
	4	その地域にはなかった種、または亜種
	3	その地域には欠けていた節または上種に属するもの
	2	その地域には欠けていた属に属するもの
	1	その地域には欠けていた科に属するもの
E: 生物地理上の異質性	5	生物地理地域区分が同一の地域内での移住
	4	異なった区系地域からの移住
	3	異なった亜区系からの移住
	2	異なった区系からの移住
	1	異なった区系界からの移住

表-2 群落組成表例

種名	定着度指数	種の占める割合 (%)						出現頻度 (箇所)
		no.1	no.2	no.3	no.4	no.5	no.6	
ハンノキ	25	100	80	-	60	60	80	5
チョウジソウ	25	80	60	80	40	-	-	4
アカネ	24	20	20	30	-	10	-	4
クサヨシ	24	-	20	-	80	60	40	4
ノウルシ	25	-	60	40	10	-	-	3
ヌカキビ	20	-	-	20	-	20	-	2
イシミカワ	24	20	40	-	40	-	10	4
ケキツネノボタン	16	-	-	20	-	-	-	1

ース②) について検討することとした。例えば、表-2において、検討ケース②の場合は、調査地点数が6箇所であり、その1/3は2箇所以下であるので、出現頻度が2箇所以下のヌカキビとケキツネノボタンが除去され、群落組成表が修正される。



図-35 調査対象区間 (小貝川)

6.2.4 群落の数量的評価

a) 群落評価指数の計算

群落の数量的評価を行うため、大場の「地域の定着度指数は地域に出現した全ての植物の平均によって求める」⁷⁾という考えを元に、ここでは2.3で作成した群落組成表を用いて、各調査地点における評価点(以下、群落評価点という)を求める。調査地点における群落評価点は以下の式で表される。

$$V = \left(\frac{\sum P_i}{N} \right) \div 25 \times 100 \quad (1)$$

ここで、 V は群落評価点、 P は*i*種の地域定着度指数、 N は全出現種数である。なお、 P 値は、種の占める割合に依存せず、調査地点に種が存在するかしないかによって決められる。

求められた群落評価点(V)は、調査地点ごとに異なる値を示す。もちろん、対象河川に存在する個々の群落で個々の群落評価点を定めることは、より正確な方法だが現実的に困難である。そこで、以下では、群落評価点によって示される分布の中央値を1群落を持つ群落評価点とし、これを群落評価指数(\tilde{v})と定義する。

b) 群落定着度の計算

ここでは上述した2.4.1の評価結果を5段階にランク付けし、各群落に群落定着度(CIV)を与えた。群落定着度(CIV)は、ランクV(優)～I(劣)によって示される。なお、群落定着度は、各ランクを一定値で区分することも可能であるが、本研究では、群落定着度のランクを対象区間における相対的な評価によって求めている。具体には、全調査地点の群落評価指数を5つに均等割することで、ランク付けを行っている。

6.2.5 植生を基準とした環境評価

河川整備計画では、河川環境を流域、セグメント、あるいは距離ごとに、河川の縦断方向にわたっての河川環境の概観を表している。ここに、数量的な評価を加えることで、より客観的にそれぞれの空間スケールごとに場を評価することが可能となろう。そこで、上記で得た群落評価指数などに若干手を加え、河川の縦断方向にわたっての植生を基準とした河川環境評価の方法について提

案する。

a) 裸地帯の評価

河川内には、植生のない裸地帯が存在している。群落評価では、これらの裸地帯が評価対象にならなかったが、裸地帯は植物の成立場と深く関わっている。

具体的には、人工裸地に関しては、植物が成立する場を損失している点や河川本来にあるべく自然景観単位の1つから最も異郷のものと考えられる。そこで、人工裸地については、群落評価指数の最低点の20を与えることとする。一方、自然裸地に関しては、植生が生えうる場を有しており、河川本来にあるべく景観単位の1つと考えられる。しかしながら、植物にとっては、非常に環境条件が過酷であるため、生育場になり得ないという側面も有している。したがって、ここでの評価では対象外とした。

b) 植生を基準にした環境評価指数

環境評価指数(E)は、対象とする区間の単位面積あたりの評価とし、以下の式で示される。

$$E = \frac{\sum (A_j \cdot \tilde{v}_j)}{G} \quad (2)$$

E は環境評価指数、 A_j は*j*群落の面積、 \tilde{v}_j は*j*群落の群落評価指数、 G は対象区間の全地被面積

6.3 小貝川中下流域への適用

6.3.1 調査地の概要

対象河川は、関東河川の代表的な氾濫景観を現在でも有する小貝川とした(図-35)。調査区間は、利根川合流地点から約14km上流に位置する常総橋から、約28km上流に位置する福岡堰までとした。なお、対象箇所の河床勾配は1/4,000である。

6.3.2 植生調査と群落区分

植生調査は、河川水辺の国勢調査法で採用している植物社会学的手法に基づいて行った。調査は2005年3月から2006年3月にかけて行い、約270の調査データを得た。ここから、調査データの整理を行い、38の群落に区分した。なお、1群落あたりの調査データ数は平均して約7であった。

6.3.2 群落評価指数の検討

群落評価指数の検討は、低頻度種を「全く除去しないケース(検討ケース①)」、「出現頻度が全調査地点数の1/3以下の種を除去したケース(検討ケース②)」について行った(図-36)。全体的な傾向として、いずれの検討ケースも、路傍や湛水後の乾燥した跡地に現れやすい群落(ゲンノショウコ群集、ミコシガヤクサイ群落、アオズメノカタビラ群集、コイヌガラシ群落)、外来種の群落(ネズミホソムギカモジグサ群落)は、群落評価点が低い傾向にあり、より安定した群落(例えば、オギ群集、オギーハナムグラ群集、ムクノキエノキ群集など)になると、評価点が高い傾向にあった。

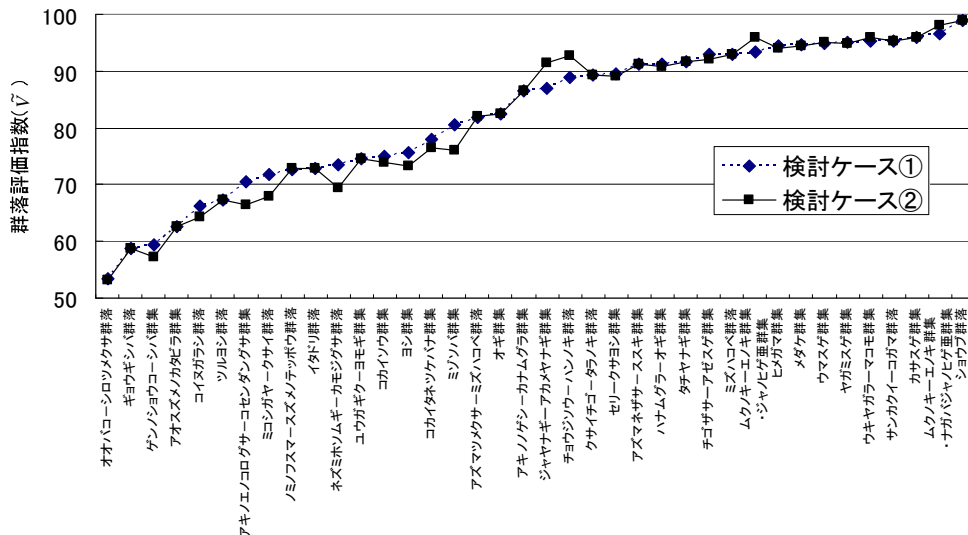


図-36 小貝川における群落評価指数

また、検討ケース①と検討ケース②を比較すると、検討ケース②の低頻度種を除去した方が妥当な結果を示しているように思われる。その理由として、在来の草本類であるヨシ群集、コカイタネツケバナ群集、ミゾソバ群集では群落評価指数が若干下回るものの、在来の木本類であるジャヤナギアカメヤナギ群集、チョウジソウハンノキ群落、ムクノキエノキ・ジャノヒゲ亜群集で群落評価指数が高く、外来の草本類のアキノエノコログサーコセンダングサ群集、ネズミホソムギカモジグサ群落、路傍雑草のゲンショウコシバ群集、ミコシガヤクサイ群集で群落評価指数が低いことがあげられる。

以上から、今回の検討に利用した小貝川の調査データでは、とくに検討ケース②において、良好な群落で群落評価指数の値が高く、外来種の群落や人為利用の影響により質が劣化した群落で群落評価指数の値が低く評価できるといった結果を得た。

6.3.4 小貝川における植生の群落定着度評価

図-37 に検討ケース②で得られた結果を基にした群落定着度図を示す。区間全体をみると、旧河道に沿って群落定着度の高い群落が多いようである。また、岸別にみると、右岸側は、群落定着度ランクIV、Vといった評価の高い群落が占めている。この理由として、右岸側は、湿地的環境が維持されているため、小貝川の中でもとくに在来の湿性植物が多く自生していることに加え、自然的攪乱を結果的に代替している野焼きや刈り取り等などの人為的攪乱によって、在来の群落が維持されている箇所が多いと考えられる。このような事実は、群落定着度の評価ともよく整合している。一方、左岸側は、群落定着度ランクI、IIといった評価の低い群落が広範囲に広がっている。これは、農地やグラウンド等の利用が多いためと考えられる。なお、対象区間の左岸側上流を中心に人為利用（公園等の整備）や河岸改修が目立ち、群落定着

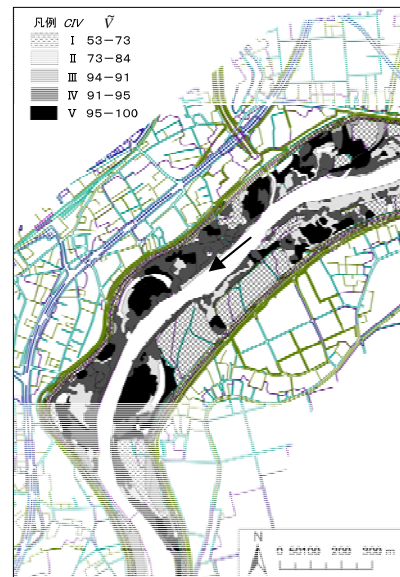


図-37 小貝川における植生の群落定着度図の例 (大和橋下流 22.5km 付近)

度の低い群落が多く目立っていた。

6.3.5 植生を基準とした環境評価

図-38 に各距離区間における環境評価指数を示す。また、図中には、対象区間の地被面積割合（人工裸地、自然裸地、草地、樹林地、耕作地、水域）を参考までに示す。

右岸側の環境評価指数は、約 75~90 の範囲に分布しており、17-18km 区間で最も高く、18-19km 区間で最も低い。一方、左岸側の環境評価指数は、約 65~90 の範囲に分布しており、17-18km 区間で最も高く、26-27km 区間で最も低い。

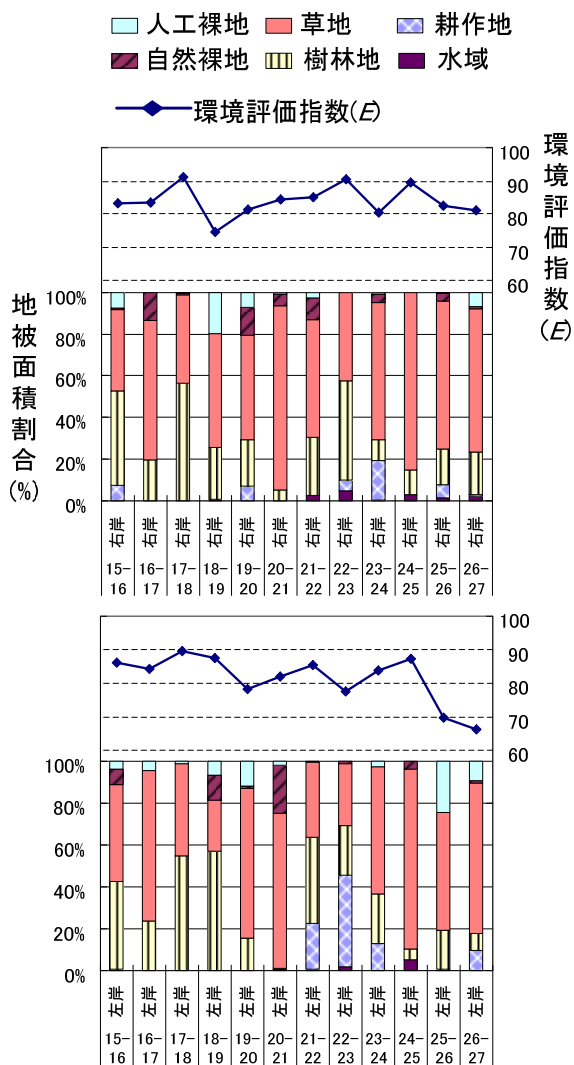


図-38 各距離区間における環境評価指数

また、左岸側の 25-26km 区間 (E=66)、26-27km 区間 (E=69) は、他と比較してもかなり低い値を示した。これらは先に述べたように、人工裸地の面積が大きく占めているほか、外来種の群落が多く占める区間であった。同様な傾向は、右岸側の 18-19km 区間でも見られた。さらに、左岸側 22-23km 区間、右岸 23-24km 区間に見られるように、耕作地の割合が多い場合にも環境評価指数が低くなる傾向にあった。

6.4 まとめ

本研究では、地域に古くから生育する個々の種の存在を重視しつつ、河川植生を群落単位ごとに面的に評価する方法について提案した。

本手法の特徴は、植生を基準に数値的な評価指数や評価法を示したことにある。具体的には、個々の植物種の評価指数を基に、各群落を数値的に評価し、群落評価指数 (\bar{v}) や群落定着度 (CIV) の提案した。また、植生を基準とした河川の環境評価方法として、環境評価指数 (E) の提案を行った。

本手法の適用を考えるにあたり、小貝川を対象に検討を行った。その結果、小貝川の環境評価指数 (E) は、約 65~90 の範囲に分布していた。とくに、左岸側の環境評価指数は、対象区間の上流域で低い傾向にあった。これは左岸側に農地、雑草類を中心とする群落定着度 (CIV) の低い群落が目立っていたことや人工裸地の割合が高かったことがあげられる。

本検討で行った植生評価方法は、数値的に植生の価値を評価しているため、植生の知識を有しない技術者にも理解しやすく、例えば治水と同様に具体的な数値目標の設定が可能となる。

7 持続的な河川植生管理に向けた一考察

7.1 概説

本研究では、河川植生の長期的変化の現象把握^{1, 47)}、植生(とくに先駆植生)の成立についての現象解明^{14, 34, 48-49)}、既存の植生学を規範とした植生評価法を提案し⁵⁰⁾、工学と植生学の双方の視点から研究を行ってきた。

ここでは、これまでの検討事例や既往の研究の結果をもとに、河川植生の保全へ向けて、河川植生管理の方向性について考察する。

7.2 河川植生の保全、持続可能な河川植生管理の在り方

7.2.1 河川植生に対するインパクトレスポンスと対策の方向性

河川植生の成立について、インパクトレスポンスを包括的に整理すると、ある場所の河川植生の変化を規定している要因は、流域の土地利用・管理(ダム、砂防、緑化など)による間接的な作用と人の河川物資の利用(砂利採取、植物の持ち出しなど)による直接的な作用が複合的に影響しあい成立しているものと捉えられる(図-39)。

流域の土地利用・管理は、河川への流量規模、土砂輸送量を決める。さらに、それらの量に見合った物理的環境(砂州、河岸、河床など)を河川内に提供し、その土地・地形に見合った植物が生育しうる。

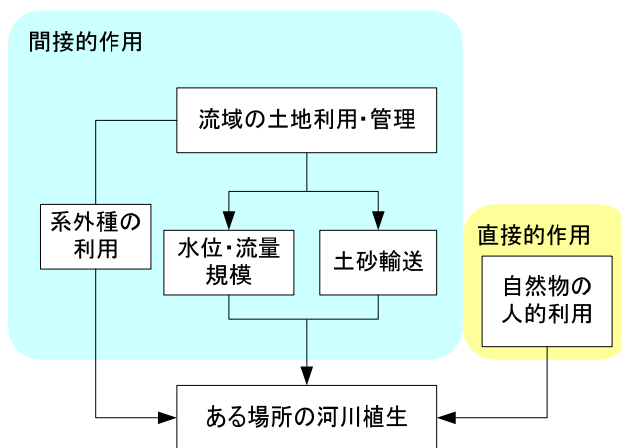


図-39 河川植生の成立に係わるインパクトレスポンス

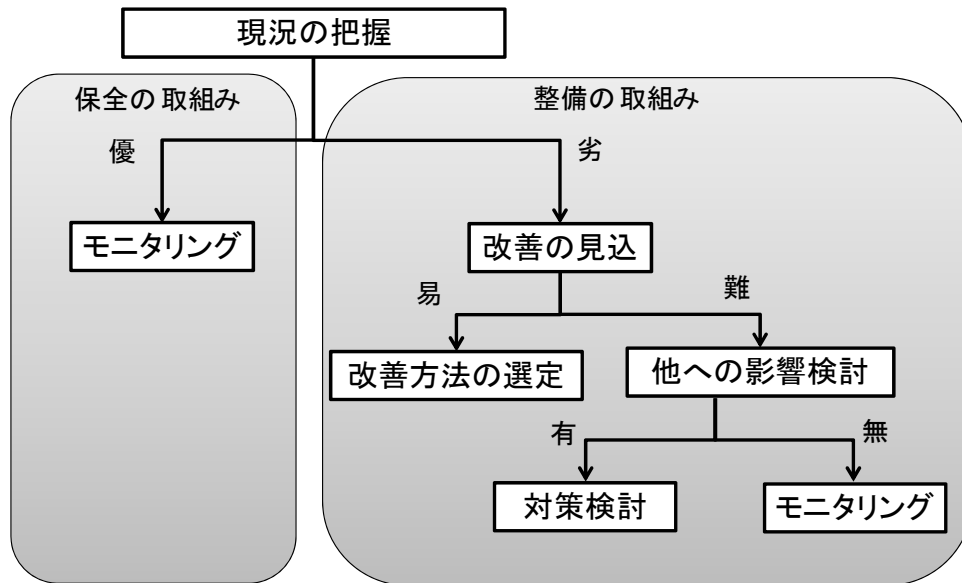


図-40 河川植生の保全・整備の考え方

例えば、近年問題となっている河川に似つかわしくない植物の異常繁茂の一因は、ダム、砂防、道路の緑化管理や家畜飼料の管理不足³²⁾により、系外種（外来種）が河川に流入することで起きている。これらは、安易な緑化思想やコスト削減を名目に金銭的な経済性を優先した緑化方法によって、河川植生へ影響を及ぼした結果と捉えることができる。

また、河道掘削や砂利採取などの河川工事は、その場の植生が破壊されるばかりか、河川地形にも大きな変化を与え、河床低下や細粒分の堆積が進み樹林化が促進される。現在の河川は、年間に1~3%の速度で砂礫地が減少し、1~20%の速度で樹林地が拡大してきている⁵¹⁾。このような変化を通してみると、河川植生は、現状の大きな環境変化に併せて、新たな動的平衡状態へ向かっているとも考えられる。

上記のように、河川植生の著しい変化は、種組成の単一化や氾濫原植物の減少に繋がり、生態系劣化が危惧されるようになってきた。このような著しい変化を緩和するため、各所で人的影響が大きく加わる前の環境を目指した河原再生や河原植生再生が各地で執り行われるようになった^{例えば 16)}。ただし、それらの取り組み事例は、現在までのところ、戦後間もない空中写真等を参考に河川地形を部分的に戻すための環境状態の復元を行おうとする試みが大きい。ただし、それは河川植生のある一つの姿で、管理目標とはならないであろう。それはあくまで一部分であると捉えるのが自然といえる。すなわち、河川植生の管理にあたっては、現況の水理作用あるいは生態変化にあわせて、どの方法が持続的に管理可能かを考えて行くことの方が重要なのではないかと考えている。

7.2.2 中長期的な視点に立った植生管理の考え方

流域からの土砂生産量は、日本全体で年間2億^{m³}と言

われ、治山・治水の影響により年間にその50%ほどが上流へ留まっている⁵²⁾。とくに治山工事の影響は、日本の地被状態を大きく変えた。明治大正期(1900年頃)及び昭和中期(1950年頃)にかけて国土に占める荒れ地の割合はそれぞれ11.2%、7.8%であったが、植林等により治山が進み1985年頃には3.7%まで減少している⁵³⁾。

中長期的にみれば、現在ある河川植生はさらに遷移を続け、10年~20年の間に樹林化の進む河川が増えていくことも考えられる^{34, 47)}。樹林などの伐採措置が遅れば、治水安全度は低下し、河原植物や湿性草本植物の生育場は樹林化の影響によって減少していくこととなる³⁴⁾。そこで、計画的に人的な攪乱を与えながら、河川植生の保全へ繋がるように維持管理を行っていく必要がでてくる。

7.3 河川植生の維持管理の方針

7.3.1 河川植生保全・整備にあたっての基本的な考え方

河川植生の保全・整備の検討は、まず、現況の把握を行うことである。過去からの植生変遷の状況を調べると共に、その場の環境評価は、多様性指数を用いた評価も可能だし、帰化率などの評価も可能である。また、本研究で提案してきた群落定着度指数⁴⁴⁾による評価法を用いることで数量的な評価を行うことができる。これにより、環境の優劣がつけられ、保全箇所と整備箇所の抽出が可能となる。環境評価が良い場合は、保全対象となり、そのままモニタリングを続けるという判断ができよう。

一方、環境条件が悪い場合は、整備対象となる。整備対象となる場では、まず、対象とする場の環境が、技術的な見地からどのような改善が行えるかを検討することが先決である。例えば、前述したように、GIS等などのツールを用いて、河川地形、上下流の流況変化、地形変化等と植生との関係を考慮し、現場の環境が整備によっ

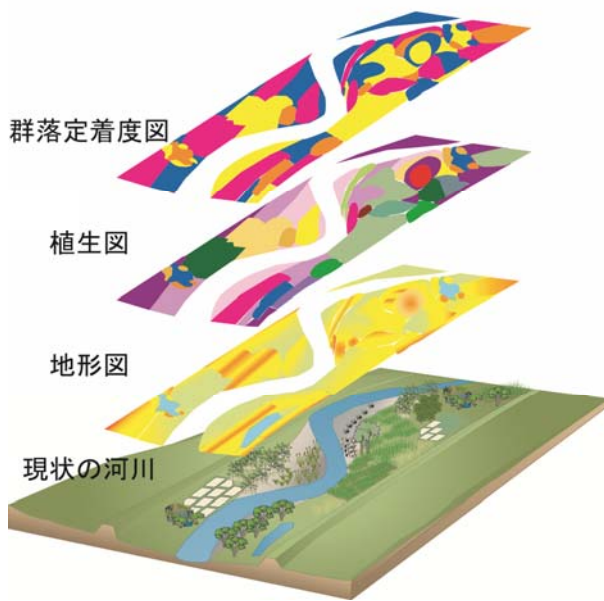


図-41 河川植生維持に向けたGISの活用

て、群落定着度の高い群落へと変化が可能となる場合には、目標を設定し改善の検討を行うこととなる。この際、闇雲に点数をあげることを目標に、その場の環境にあわないような群落再生を考えるべきでない。こういったケースの基本的な考え方は、地域に古くから存在する種を重視し、それらを面的に整備することが重要である⁴⁴⁾。このような改善を複数行えば、他の動植物の種多様性を保つことに貢献することにも繋がるだろう。また、何らかのインパクトにより、ある1つの群落が破壊されたとしても、破壊された群落と同質の群落が他にも存在することで、河川全体としての質や環境システムの劣化を緩和できよう。また、破壊された群落が自然的に再生される場合には、同質の群落は種のソースとなりうるし、人為的に再生される場合にも、河川の典型的な姿として参考となる。

逆に、環境改善を行うことが技術上難しければ、対策を施さないという消極的な対応策を考えるのではなく、少なくともそれが他の群落へ波及するかどうかを検討すべきである。例えば、侵略的外来種の群落を中心とし、たねの結実期が出水時期と重なる場合を考えてみた場合に、解析的検討によってたねがある群落に着床することで、外来の群落へと変化する可能性があれば、たねのソースとなる場の改善は難しくとも、他の群落へ被害が及ばないように対策を行っておくべきである。一方、このような検討を行ったうえで、他への影響が極めて少ない（例えば、多様性が劣化しないことや群落定着度が下がらない）と考えられる場合は、しばらくはモニタリングを継続して行い、改善技術が整った段階で、整備を行う

こととなる。

以上の観点から、河川環境の保全・整備を行うことで、持続的によりよい河川環境を保全することが可能となる。

7.3.2 維持管理のための共通理念

河川植生の管理においては、希少種や貴重種など個々の場の個々の種に着目した目標設定をし、管理を行うことも重要だが、それと同じように重要なことは、空間スケールを広げ、植生をいくつかの固まり（群落）として面的に捉えられるような管理の方法を考えておく必要がある。

河川植生とは、たった一回の洪水や短時間の強い乾燥によって消滅する動態の実例でもある。このような物理的な攪乱により、そこに新しい場ができ先駆植生が成立する。ある場では、植物自体が出水のたびに土砂を堆積することで遷移が進行する。また、たとえ土砂堆積が起きなくとも時間の経過と共に、その場所に最適な植生へと遷移が進行する^{34, 38)}。すなわち、流水環境下における河川植生の変化は、土砂や攪乱による他律的な変化と植物の自律的な変化に分けられる²⁰⁾。したがって、我々が目にする河川植生は、時空間的なバラツキが多いほど、各所で遷移段階が異なった植生が成立しており、多様性が維持されている。河川植生の理想状態とは、自然攪乱の中で更新され多様な群落を形成されると理解できるが、現実には、過去からの人的な利用や管理によって、多様な群落を保持できている場合も少なくない⁴⁷⁾。

いずれにせよ、現在の河川植生の維持管理には、自然環境に配慮しながら周辺住民の安全性、利用者の満足を確認しつつ、自然環境を保全していくのが重要なポイントと考えられる。この際、植生を含めた自然物は地域の財であるとともに、国の重要な自然資産と捉え、その保全や劣化等を将来にわたり把握することにより最も質の高い維持管理を行うことが望まれる。ただし、治水計画や利水計画における経済的評価とは異なり、河川植生の価値は、人それぞれの多様な自然観に基づくことも多く、単純に貨幣換算できない。したがって、本質的に河川植生を維持管理するための共通理念の構築が先決と考えられる。

共通理念として理解を得られやすい基準としては、例えば花が美しいかといった感覚によるものよりも、その地域にもっとも古くからすみついているものを、もっとも貴重であるとする（土着性原理⁴⁴⁾）ことが考えられる。古くから存在する種が、地域の生態系を支えてきたメンバーであると考えられ、この場合、土着種を保全していくことが基本となる。

各群落をバランスよく保つには、連続的に典型的な群落のセット（群落体系）を河川内になるべく多く残しておくことが重要である。最低限どの程度の間隔で残しておくべきかという議論については、明快な答えを持ち得ていないが、例えば、環境を“地域固有の財産”と考え、

周辺住民が環境を享受できるような小学校区程度（2km）の範囲で区切って考えることも可能だろう。

ここでいう典型的な群落体系とは、生態学の学徒が得意とする過去の植生資料、現存の植生状態を調べ、環境傾度に沿った群落の生態系列を作成することで得られる。生態学の学徒によるこのような整理は現状の河川がどのような群落構成になっており、どの群落が欠けているかを知るために最適な方法と考えられる。

すなわち、地域に存在するいくつかの植物群落がバランスよく保たれているかが評価の軸となり、保てていないのであれば、それを解消していくための手だてはあるかを考えてゆく必要がある。

以上のように、河川植生の維持管理においては、地域固有の財である植物を保全するための手だてについて考えることが、改修時の決定的な植生劣化防止や外来種の異常繁茂に対する抑制効果につながり、近年起こっている環境問題や外来種問題を未然に防ぐことが可能となり、将来にわたり影響を軽減するためのコストが減少でき、費用効果の高い方法と考えられる。この実践には、共通のツールとしてGISを用い、河川地形や河川植生、各環境情報をレイヤーに整理しておくことが判断に役立つことになる（図-41）。複雑な河川生態系の変化を予測するためにGISを利用することは、複数ある情報の整理・分析といった複雑な作業の効率化が可能にする。

7.4 まとめ

河川植生の適切な維持管理・復元手法について検討を行った。現況で河川の樹林化が著しい中で、治水と環境に配慮した植生管理の在り方について、その方法と評価について検討を行った。維持管理の基本としては、土着種に着目して河川植生の保全・再生を行うことや、それらのバランスよく保つため、連続的に典型的な群落をセットとして河川に多く残しておく重要性について述べた。また、この管理には、GIS等を活用することで、資料を一元化することや、このデータを利用した河川環境評価の活用について提案した。

8. おわりに

昨今、川の本래の姿や河川の健全性が議論されることが多くなった。それらの議論の中には、河川管理の結果、環境が劣化しているので、これまで行っていた管理を低減し、河川のダイナミクスを復元することで河川環境の修復を目指すという考え方が強く働いているケースが多く見られる。例えば、第3章で検討したような河原植物の遷移機構のような河川のダイナミクス復元の観点は非

常に重要であり、基本的な考え方である。しかしながら、我が国の河川において、第2章での検討のように、特に陸域環境は周辺住民の生活に伴う人為的攪乱に大きく影響を受けてきており、このような攪乱が減少した現在、河川環境を動的平衡状態に維持するには、河川のダイナミクス復元に加えて、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要があると考えられる。

このように、単にイメージ先行で自然の再生を行うことがないように、河川環境の現状を知ることが重要である。このためには、現存する資料を整理し、過去から現在までに河川環境が種々の作用に対応してどう変化してきたのかといったことを捉えることが必要となる。例えば、第4章で示したような砂礫河原の再生に関わるような事例は、再生を計画する前に、その場所が礫量が十分にあるかどうかということが何よりも重要であることを示す。もちろん河原の更新には、適度な攪乱が必要だが、普通の河原植生の生育には、河原依存性の少ない種に場を優占されないためにも礫厚が重要であることに留意しなければならない。とくに、砂礫層が5cmでは、被覆率が100%であっても、僅かに植物の発芽を制限するのみで、10cm程度の礫層厚がなければ、短期間で植物が繁茂に至る。あるいは、第5章でみたように、いわゆる河原であっても植物の芽の出せる深さ10cmの中に1000個/m²もの種子があることや、これらの種子は、河原でも砂が堆積する箇所でも分散性が高いことから、河川では地形の複雑さや、水分の過多によって群落の多様性が維持される可能性が高いと考えた方がよいだろう。

以上のような河川復元へ向けた技術面から検討可能な問題のほかに、第6章で扱ったような、河川植生の価値といった、河川環境復元の目的にも繋がるような評価をどう取り組んでゆけばよいのかといった問題もある。この問題に対処するため、本研究期間では、地域に古くから生育する個々の種の存在を重視しつつ、河川植生を群落ごとに数量的かつ面的に評価する方法についての提案を行った。数量的な判断が可能のため、例えば、事業事前、事後の環境評価や、現状での河川植生の評価を定量的に行うことを可能とする。さらに、これまで水辺の国勢調査等で行われてきた植生図等の各種データについても本評価法を用いることで定量的な判断が可能となろう。

最後に、第7章では、これまでの総論を行うことで、取得されるデータをGIS等で一元管理することの重要性とこれに付随する学術的な植生動態の解明、事業計画段階や事後評価に欠かせないことを述べた。

参考文献

1. 大石哲也、萱場祐一、天野邦彦：全国7河川の河道特性及び地被の長期変動の実態とその関連性、河川技術論文集、vol.11、pp. 367-362、2005.6.
2. 藤田光一、李参熙、渡辺敏、塚原隆夫、山本晃一、望月達也：扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション、土木学会論文集、vol.747(II-65)、pp. 41-60、2003.
3. 李参熙、藤田光一、山本晃一：礫床河道における安定植生域拡大のシナリオ-多摩川上流部を対象にした事例分析により-、水工学論文集、vol.43(1999)、pp. 977-982、1999.
4. 藤田光一：河原での植物と洪水のせめぎ合いを計算する、川の技術のフロント、辻本哲朗監修、(財)河川環境管理財団編、pp. 164、2007.7.
5. 山本晃一：河道・環境特性情報の読み方と利用-事例研究を通じて-、河川環境総合研究所資料、vol.18、2007.2.
6. 鬼怒川・小貝川サミット会議、鬼怒川・小貝川-自然文化 歴史、鬼怒川・小貝川サミット会議、下館工事事務所、pp.、p、1993.3.
7. 国土技術政策総合研究所危機管理技術研究センター水害研究室、航空レーザを用いた利根川等の河道測量業務報告書
pp.、p、2003.
8. 宮脇昭、日本の植生、学研研究社、pp.、p、1977.
9. 中村圭吾、大石哲也、天野邦彦：海外事例との比較による河原の自然再生計画に関する考察、河川技術論文集、vol.13、pp. 123-128、2007.
10. 眞田淳二、浦上将人、前野詩朗、渡辺敏：2006年7月出水を経験した旭川下流部礫河原再生箇所モニタリング結果と考察、河川技術論文集、vol.13、pp. 129-134、2007.
11. 中根和郎：1998年8月26日～31日那珂川流域の豪雨による洪水流出、主要災害調査37号北関東・南東北地方1998年8月26日～31日豪雨災害調査報告、pp. 37-84.
12. 眞田淳二、浦上将人、渡辺敏、前野詩朗、藤塚佳晃：旭川下流部における礫河原の自律的回復に向けた実証的研究、河川技術論文集、vol.12、pp. 409-414、2006.
13. 渡辺敏、藤田光一、塚原隆夫：安定した砂礫州における草本植生発達の有無を分ける要因、水工学論文集、vol.42、pp. 439-444、1998.
14. 大石哲也、天野邦彦、中村圭吾：砂礫構造の違いからみた河原植物の生育環境特性について、河川技術論文集、vol.12(土木学会)、2006.6.
15. 末次忠司、藤田光一、服部敦、瀬崎智之、伊藤政彦、榎本真二、礫床河川に繁茂する植生の洪水攪乱に対する応答、遷移および群落拡大の特性-多摩川と千曲川の礫河原を対象として-、国土交通省国土技術政策総合研究所資料、pp.、161p、2004.
16. 河川生態学術研究会多摩川研究グループ、多摩川の総合研究-永田地区を中心として-、(財)リバーフロント整備センター、pp.、818p、2000.
17. 島谷幸宏：多摩川永田地区の河道修復、応用生態工学、vol.5(2)、pp. 233-240、2003.
18. 倉本宣、井上健：多摩川におけるカワラノギクの生育地の特性についての研究、ランドスケープ研究、vol.59(5)、pp. 93-96、1996.
19. 村上興正、鷺谷いづみ、外来種ハンドブック、日本生態学会、地人書館、pp.、390p、2002.
20. 石川慎吾：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、pp. 73-84、1988.
21. 李参熙、藤田光一、塚原隆夫、渡辺敏、山本晃一、望月達也：礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割、vol.42、pp. 433-438、1998.
22. 鷺谷いづみ：保全「発芽生態学」マニュアル：休眠・発芽特性と土壌シードバンク調査・実験法(連載第1回)、保全生態学研究、vol.1、pp. 89-97、1996.
23. 川口桂三郎、土壌学概論、養賢堂、pp.116-123、279p、1977.
24. 辻本哲郎、寺井達也、寺本敦子：木津川下流部砂州の植生繁茂と裸地維持の仕組み、河川技術論文集、vol.8、pp. 307-312、2002.
25. 林一六、群落の遷移とその機構、埋土種子集団、朝倉書店、pp.、193-204p、1977.
26. R.、C.、*The biology of seeds in the soil. In: SOLBRIG, O. T. (Ed.). in Demography and evolution in plant populations.* 1980、Botanical Monographs、p. 107-129.
27. 細木大輔、米村惣太郎、亀章：関東の森林の土壌シードバンクにおける緑化材料としての利用可能性とその測定方法、日本緑化工学会誌、vol.29(3)、pp. 412-422、2004.
28. C.、C.、J.M. Baskin、*Seeds、Ecology、*

- Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination, Academic Press, pp.133-179, p, 1998.
29. Washitani, I., A. Takenaka, N. Kuramoto, K. Inoue: Aster kantoensis Kitam., an endangered flood plain endemism plant in Japan: Its ability to form persistent soil seed banks, Biological Conservation, vol.82(1), pp. 67-72, 1997.
 30. 宮脇成生、鷺谷いづみ: 土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルと侵入植物オオブタクサの駆除効果の予測、保全生態学研究, vol.1, pp. 25-47, 1996.
 31. 田所奈美、知花武佳: 河原における植生の種子漂着場に関する研究、河川技術論文集, vol.12(土木学会), pp. 465-470, 2006.6.
 32. 大石哲也、天野邦彦: 出水がアレチウリ群落の拡大に及ぼす影響とその考察—実験・数値解析からの検討、水工学論文集, vol.50(土木学会), pp. 1207-1212, 2006.2.
 33. 島谷幸宏、河口洋一、池松伸也、重松光太郎、山口正裕、西廣淳: 出水によりアザメの瀬に運搬される種子の沈降特性分析、第10回研究発表会講演集、応用生態工学会, pp. 69-71, 2006.
 34. 藤原正季、大石哲也、天野邦彦: 洪水攪乱と周辺植物の影響に着目した希少河原植物生育値の成立および維持機構、河川技術論文集, vol.12, pp. 145-150, 2008.
 35. 山本晃一、構造沖積河川学、山海堂, pp.、136-137p, 2004.
 36. Tsuyuzaki, S.: Rapid seed extraction from soils by a flotation method, Weed Research, vol. 34, 1994.
 37. 吉川純子氏私信、古。
 38. 奥田重俊、佐々木寧、河川環境と水辺植物、ソフトサイエンス社, pp.、261p, 1996.
 39. 村上まり恵、黒崎靖介、中村太士、五道仁実、楯慎一郎、西浩司: 物理環境による河川環境診断(I)—リファレンスの乖離度による評価—、応用生態工学, vol.11(2), pp. 133-152, 2008.
 40. 多自然型川づくりレビュー委員会: 多自然川づくりへの展開(これからの川づくりの目指すべき報告性と推進のための施策)、国土交通省、2006.
 41. Ellenberg, H., Ber. Landtechnik, Unkrautgesellschaften als Mass fur den, Vol. 4, die Verdichtung und andere Eigenschaften des Ackerbodens pp.130-146, p, 1948.
 42. T., C.J., R.P. McIntosh: An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin, Ecology and Society, vol.51, pp. 476-496, 1951.
 43. 小林四朗: 生物多変量解析.
 44. 大場達之、「現代生態学の断面」、定着度指数(ECESIS指数)の試み、共立出版, pp.、36-40p, 1983.
 45. Ellenberg, H., Zeigerwert der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, Scripta Geobotanica, pp.1-97, p, 1974.
 46. Braun-Blanquet, J., Pflanzensoziologie. 1964, Springer-Verlag, Wien, . p. 865.
 47. 大石哲也、天野邦彦: 人的利用が河川高水敷の地被状態変化に及ぼす影響の定量的把握方法とその考察、水工学論文集(CD-MOM), vol.vol.52, 2008.2.
 48. 大石哲也、角哲也、藤原正季、天野邦彦: 砂礫州における埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響に関する研究、水工学論文集, vol.53, 2009.2.
 49. Oishi, T., T. Sumi, e. al: Relationship between the soil seed bank and standing vegetation in the bar of a gravel bed river, Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering, 2010.5 (impress).
 50. 大石哲也、天野邦彦、角哲也: 河川植生の数量的評価手法とその活用について、河川技術論文集, pp. CD-ROM, 2009.
 51. 大石哲也、萱場祐一、天野邦彦: 全国7河川の河道特性及び地被の長期変動の実態とその関連性、河川技術論文集, vol.11(土木学会), 2005.6.
 52. 末次忠司、河川の雑学、ナツメ社, pp.、p52-53p, 2005.
 53. 西川治監修、アトラス—日本列島の環境変化、朝倉書店, pp.、187p, 1995.