

森林総合研究所

交付金プロジェクト研究 成果集 13

溪畔林の環境保全機能の解析と 評価手法の開発調査

独立行政法人 森林総合研究所
2006. 11

序 文

従来、山地溪流においては災害防止の視点からより安全性の高い空間とするために治山事業が展開されてきたが、近年、多くの自然が失われてきた中で、自然度の高い空間としての山地溪流域の価値が強く認識されるようになってきた。その中で、治山事業に対しては、溪流生態系に対して極力影響の少ない方策が求められているとともに、保全すべき範囲に関する知見、保全した溪畔林の防災的意味づけが求められている。しかしながら、現状ではこれらの事項に関する知見は限られており、具体的な手法については手探りの状態にあるために、研究開発の要望は強い。

本プロジェクト研究「溪畔林の環境保全機能の解析と評価手法の開発調査」（平成 13～17 年度）は、このような背景のもと、今後推進される溪畔域の保全を考慮した治山事業ならびに溪畔林の取り扱い・造成に資することを目的に、溪畔林の視点から土砂移動を捉え直すこと、ならびに溪畔林の機能の評価手法の開発を目指したものである。

その研究結果として、植生の視点を加えた溪床堆積地の区分方法を提案し、溪流に設置された防災堰堤の影響を、そのような植生の視点から見た溪床堆積地の分布の変化として捉え直すとともに、堰堤の設置が形成される溪畔林の質（樹種構成、樹齢分布）に与える影響の一端を明らかにした。溪畔林の機能については、土砂流出に対する緩衝空間としての機能、溪流水温が上昇することを抑える機能、水生生物の餌資源としての有機物質を供給する機能を取り上げ、それぞれその機能を維持するために必要な林帯幅を算定する手法を提示することができた。また、溪畔林が失われた場面において、復元・造成する指針を示すことができた。

各テーマにおいてはさらに研究を進めなければならないことは多く残されているが、一定の成果を得ることができたので、ここに刊行し、広く関係者の参考に供する次第である。なお、研究を推進するにあたっては、様々な場面で多くの皆様にご協力をいただいた。深謝する次第である。

平成 18 年 11 月

独立行政法人 森林総合研究所

理事長 大熊 幹 章

目 次

研究の要約	1
第1章 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係	12
第2章 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明	22
第3章 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明	32
第4章 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化	45
第5章 溪畔林が溪流水温に与える影響の解明	54
第6章 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価	64
1. 水生生物の食物資源としてのリターの重要性	64
2. 溪流への落葉供給源推定のための落葉移動距離の解明	72
第7章 溪畔林の復元・造成技術の開発	83
1. 溪畔林樹種の生理・生態的特性の把握	83
2. 溪畔林樹種の導入方法の検討	88
3. 外来種除去方法の検討	92
4. 溪畔域管理指針の作成	95
第8章 プロジェクトを終えてー今後に向けてー	96
付録「治山・砂防ダム周辺の無立木地における溪畔林造成指針（埼玉県版）」	102

研究の要約

I 研究年次及び予算区分

研究年次 平成 13～17 年（5 か年）

予算区分 森林総合研究所交付金プロジェクト（溪畔林）

II 主任研究者

主査 気象環境研究領域 領域長 河合英二

研究推進責任者 気象環境研究領域 チーム長 坂本知己

III 研究場所

森林総合研究所 森林植生研究領域、水土保持研究領域、気象環境研究領域、東北支所
九州支所

（委託先）

埼玉県農林総合研究センター

IV 研究目的

（１） 社会・行政上のニーズ（外部ニーズ）

林政改革大綱の中の「保安林指定の計画的推進と治山事業による森林の整備」では、国民の森林に対するニーズの多様化・高度化に対応して、特に公益的機能の発揮が要請され、その機能の維持増進を図るべき森林については、保安林としての指定を計画的に推進し、保全を図ることが示されている。これを受けて林野庁治山課では、治山施設の整備と溪畔林の保全・造成を一体的に行う総合的な治山計画の策定に積極的に取り組む必要性を認めている。

（２） 内外の研究・技術ニーズ

これまで実施されてきた森林施業や治山事業は木材の生産や土砂害の防止を主要な目的としてきた。その結果、溪畔域における動植物の生育環境の保全や景観保全への配慮は遅れており、溪畔林の保全を考慮した治山計画の策定手法は確立されていない。

すなわち、上記の社会・行政上のニーズに応えるために、多様な機能の保全を考慮した治山事業の展開のための方法論が求められている。

（３） 研究目的

以上の背景を受けて、本課題では、今後推進される溪畔域の保全を考慮した治山施設の整備ならびに溪畔林の取り扱い・造成に資するために、溪畔域の持つ多様な機能を明らかにするとともに、それらの機能を評価する手法を開発し、溪畔域の保全に配慮した治山事業の方向性を提示する。

V 研究方法

（１） 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係

岩手県雫石町東の又沢（南昌山調査地）ならびに栃木県栗山村サワラヤマ沢（土呂部調査地）での現地調査結果を既存の研究成果と比較し、谷底面を極微地形スケールで下位区分した。区分された地形面ごとに木本群落の調査を行い、河床域の微地形区分と植生との対応を整理した。さらに地形区分

ごとの物理的環境の差違を検討するために、南昌山調査地において、線格子法（清水、2003；田中、2004）により谷底面の各地形面の粒径を調査した。各調査点では、地形区分との対応をとった。

南昌山調査地において、区分された地形面ごとにパッチサンプリング法（大沢、1991）による植生調査を行った。現地で認識したパッチのうち、38 地点で該当する地形区分、階層ごとの高さ・植被率・優占種等の調査および簡易毎木調査を行い、地形区分と植生との対応関係を検討した。

（２） 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明

南昌山調査地で、治山堰堤の堆砂域、下流側および堰堤の影響のない区間で各地形面の占める割合を比較した。岩手県八幡平市の松川の支流（松川調査地）で、堰堤建設前からの侵食・堆積の変化量を空中写真の判読と現地測量から算定した。さらに出水に伴う溪床変動による各地形区分の面積割合の変化を求めた。

（３） 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明

ハルニレを対象に、その更新特性を明らかにし、河川攪乱による微地形変化が溪畔林の動態に与える影響を解明するために、土呂部調査地において胸高直径 40cm 以上の個体について分布と樹齢を調査した。また、谷底幅と河道幅を測量し、分布域の地形的な特徴を調査した。さらに、砂防堰堤の建設による堆砂の実態を明らかにした上で、砂防堰堤上流の堆砂面に形成された溪畔林の林分構造および個体群構造、実生の発生と生残を調査した。

（４） 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化

茨城県常陸太田市に所在する檜部国有林内の皆伐跡地において、土壌侵食量測定ならびに水路実験を行った。土壌侵食量測定は、土砂受け箱を、平行斜面下部に設置し、土壌侵食量を測定した。測定終了後に土砂受け箱直上部のリター層を採取し、土壌侵食量とリター重量の関係を検討した。水路実験では、現地斜面に水路を設置し、水路内で地表流を発生させ、マニングの粗度係数・透水速度・地表流中の流出土砂濃度を求め、水路内堆積リター重量の関係を検討した。

勾配を自由に変えられる水路を用いて、リター層による流速の低減作用と、濁水のろ過機能に関する実験を行った。広葉樹及びスギのリターを敷き、リター層内を流れる地表流速を計測した。リター層による濁水濃度の減少の計測については、水路に上端から濁水を地表流として流し込み、水路下端から流出する濁水の浮遊土砂濃度を測定した。同様の実験を、水路に森林土壌と同程度の透水性を持つスポンジを敷いた状態においても行った。

（５） 溪畔林が渓流水温に与える影響の解明

被覆が少なく直射光が差し込む溪流や、被覆状況を流下方向に対して変化させた溪流等、様々な被覆状況の溪流で、流下方向の水温分布に関する測定を行ない、水塊の熱収支式を基に上流部の水温から流下方向水温分布を推定した結果と流下方向水温分布の測定結果を比較・検討した。さらに、測定が出来なかった地下水の影響を考慮に入れることにより、水温分布推定の精度向上を図った。また、推定の際に、純放射量実測値の代わりに、被覆状況を与えて推定した純放射量を用いることにより、被覆状況が変化した場合の水温の推定を行なった。

（６） 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価

ア 水生生物の食物資源としてのリターの重要性

溪流に対する有機物供給量を明らかにするため、茨城県北部にある小川群落保護林内の小溪流（広葉樹自然林：小川調査地）と茨城県中西部の国有林内の溪流（スギ人工林：桂調査地）において、リター供給量、藻類生産量、および草本生産量を観測した。リター供給量については、直接、リターが流路内に落下する量と、林床から風で運ばれてくるリター量を分けて計測した。また、溪流内で普段水に浸からない場所に生育する陸生草本も、増水時には流水中に取り込まれると考えられるため、調査対象とした。溪流食物網の解析には、安定同位体を用いた手法を採用した。

イ 溪流への落葉供給源推定のための落葉移動距離の解明

溪流への落葉の供給範囲を明らかにするために、小川調査地で樹木からの距離に応じた落葉量の変化、林床での移動量を観測し、推定モデルを構築した。落下到達距離に関するモデルは、Greene & Johnson (1989) が、樹木の種子散布を推定するために作成したモデルを原型とし、それを傾斜地へも適用できるように改良したものである。モデルの検証にあつた用いた風条件は、調査対象木の近傍に、高さ 13m のタワーを建てて観測した。葉の落下速度の計測は、無風状態の屋内において、行った。乾燥状態と湿潤状態に分けて行った。半湿潤状態の落下速度は、同一落葉についての乾燥状態と湿潤状態の平均値とした。

林床での落葉移動実態の把握にあたっては、落葉模型を用いた詳細な追跡調査を行った。林床での落葉移動に関係すると思われる環境要因としては、林床付近の風、気温、降水量、斜面傾斜、林床植生被度の 5 変量を調査した。林床付近の風は、前出のタワーの位置において、高さ 1m の風向・風速を計測した。気温、降水量は、調査斜面から 1～2km 下流にある温度計、雨量計のデータを用いた。斜面傾斜と林床植生被度は、落葉模型の各設置地点から斜距離で 10m 上までの範囲を調査した。実際の落葉の移動速度を、小川調査地の南東向き斜面（日当たりがよく、雪が積もりにくい）において、落葉模型と対比する形で計測した。

（７） 溪畔林の復元・造成技術の開発

ア 溪畔林樹種の生理・生態的特性の把握

既存の研究成果から溪畔林樹種の生理・生態的特性をまとめた。また、埼玉県秩父市の県有林の溪畔林に調査地を設定し、林冠木の構成樹種であるシオジ・サワグルミ・カツラ等の生活史特性や群落構造を明らかにした。さらに、シオジ・トチノキ・サワグルミ・カツラ・オオバアサガラ・ミズナラの 1 年生苗木を用いた滞水試験を行った。

イ 溪畔林樹種の導入方法の検討

溪畔樹種の導入適地を確認するために、埼玉県秩父市浦山において、治山ダムの堆砂域に 1993 年に植栽された溪畔林樹種の生残・成長と堆砂域の微地形の変化を追跡した。また、乾燥した林道盛土斜面に 1997 年に植栽された溪畔林樹種の生残・成長を追跡した。埼玉県小鹿野町の山火事跡地の溪流域に溪畔林樹種を植栽し、モデル試験地を設定した。植栽にあたっては、シオジを溪流際に、フサザクラを崩壊地周辺にというように自然分布や溪流域での生態学的機能を考えた配置とした。

ウ 外来種除去方法の検討

ニセアカシアを除去する方法を検討するために、埼玉県両神村小森川の支流滝越沢で、1996年

にニセアカシアを伐採した試験地において、ニセアカシアの萌芽の本数ならびに亜高木層を形成していた溪畔樹種の枝葉の展開を追跡した。枝葉の展開は、相対照度および全天空写真で把握した。

エ 溪畔域管理指針の作成

本プロジェクトの各研究成果、現地検討会や管理事例調査を参考に治山工事施工地での溪畔林導入について管理指針（埼玉県版）を作成した。植栽樹種の選定に関しては、埼玉県植物誌（1998）を参考にした。水平分布に関しては植物誌に分布地図として掲載されているが、垂直分布に関しては植物誌作成に関して集められた標本のデータから得た。垂直分布に関しては、植物誌作成に関して集められた標本など、目的とする樹種ごとに、埼玉県自然史博物館に保存されているすべての植物標本から採集場所の標高を調べて垂直分布域を割り出した。

VI 研究結果

（１） 植生から見た微地形の区分

溪畔林は溪流の土砂移動や冠水等の影響を強く受けて成立・更新している。治山事業は土砂移動が災害に結びつかないように溪流に工作物を配置するなどして、土砂移動を制限している。災害に結びつく土砂移動と、溪畔林に影響を与える土砂移動は必ずしも一致しない。そこで、植生の視点からどのような土砂移動を重視する必要があるか見直すこととした。その結果、土砂移動の結果形成される溪床微地形を次のように区分することを提案した。すなわち、溪畔域の谷底面を、毎年冠水する低位谷底面、100 年スケールで何度か冠水する中位谷底面、100 年スケールでは離水している高位谷底面に区分した。低位谷底面では木本は定着せず、高位谷底面では寿命が 100 年以内の先駆的な樹種が淘汰され、安定した林相に移行する。中位谷底面では、長命な種と短命な種が入り交じる。さらに、堆積面の粒径のちがいが木本種の出現状況の差をもたらしていると考えられた。

（２） 貯砂堰堤の影響

治山ならびに砂防堰堤（貯砂堰堤）がもたらす土砂移動によって、堰堤周辺が植生の生育環境上どうなるのかを、微地形区分によって解析した。堰堤堆砂域では中位谷底面が広く形成される一方で、高位谷底面はほとんど見られず、逆に、堰堤建設前にあった高位谷底面が建設後の溪床の上昇によって中位あるいは低位谷底面になる場合が確かめられた。また、堰堤の下流側および堰堤の影響のない区間では低位、中位谷底面は流路沿いの狭い範囲に限られ、高位谷底面が広く形成されることを明らかにした。さらに、堰堤堆砂域では、出水による溪床変動後に、微地形の配置は変わっても、各地形面の占める割合は出水前とほとんど変化していないことを確認した。

（３） 溪畔樹種の更新の場

溪畔林樹種は、世代交代のために樹種特性に応じた更新の場を必要とする。例えばハルニレは、河川で運ばれてきた土砂が堆積しやすい谷幅が十分に広がった谷底や谷の出口のような場を必要とする。しかしながら、このような場は土地利用されやすく、ハルニレの本来の更新の場は失われてきたと考えられる。一方で、堰堤堆砂域では砂礫の堆積が進み、その過程で、溪畔林の成立していない河道や低位・中位の谷底面に新しい堆積面が形成されやすい。そのような堆積面にハルニレの実生が集中して発生していることを確認した。その後の実生の生残には、破壊的な攪乱を受けないことが重要であ

った。平坦な溪畔域に堆積面が順次形成されていくことで、林齢の異なるパッチ構造をとることを明らかにした。

（４） 流出土砂に対する緩衝機能

伐採跡地斜面での実験で、堆積リターは土壌侵食の営力となる地表流の速度を減少させ、地表流水の土壌中への浸透を促進させていること、また、リター層が土砂等の流出を抑制していることを明らかにした。実験では、流水へのリターの接触面積が大きい広葉樹の方が地表流の速度が遅くなり、濁水濃度の低減効果はスギよりも広葉樹の方が大きいことや、流量が少ないうちは、表流水が土壌へ浸透するためにリターの有無による流速の違いはほとんど見られないが、流量が大きくなるに従ってリターの有無による流速の違いが大きくなることを明らかにした。これらの結果から、リター層による土砂流出緩衝機能を説明でき、流入する濁水や緩衝帯の地表状態、林帯幅等が決まれば、林帯下端から流出（溪流へ流入）する浮遊土砂量を推定できるようにした。

（５） 水温上昇を緩和する機能

水の熱収支式を基にした溪流水温推定モデルによる推定値と実測値を比較・検討し、地下水の影響等をモデルに組み込むことにより、モデルの実用化を図った。また、被覆状況を与えて推定した純放射量を用いることにより、被覆状況をモデルに組み込み、被覆状況が変化した場合の水温の推定が可能になった。このことで溪畔林の伐採が水温に与える影響の予測が可能になった。

（６） 有機物を供給する機能

ブナ・コナラ自然林、スギ人工林とも、付着藻類の年生産量は、リター供給量に比べるとはるかに少なかった。ブナ・コナラ自然林の溪流では、ほとんどの動物がエサ資源をリターに強く依存していたのに対し、スギ人工林の溪流では一次消費者の多くで藻類の影響も認められた。この結果の違いは、スギ落葉が、広葉樹落葉に比べてエサ資源としての質が低いことを間接的に示唆していると考えられた。

葉が樹冠より落下する際の最大到達距離は、クリでは 25m であり、大半は 15m 以内に落ちた。開発したモデルは、適切な風速データがあれば、実測結果をほぼ再現することができ、落葉の 90% が落下する距離は 15m 以内という結論が得られた。林床での落葉移動距離は、落葉模型を用いた実験では、一冬に 0～13m と同じ林分でも場所により大きく異なった。重回帰分析の結果、移動速度の違いは、斜面方向の風速と林床植生の被度、斜面傾斜によって説明された。また、模型と 9 樹種の落葉の移動速度を比較計測し、模型の回帰式と組み合わせることで、落葉の移動速度を推定することが可能となった。

（７） 溪畔林造成指針

治山事業の展開、あるいは土地利用によって本来の溪畔植生が失われた時、人為的に復元する必要があることがある。そこで、溪畔林造成指針を作成した。既存の研究成果のレビューから、溪畔林樹種は種子発芽、定着、成長の生活史をとおして、渓流域の攪乱体制と密接な関係を持っていること、また、室内実験から溪畔樹種の耐滞水性が強いことを明らかにした。さらに、植栽木の生存率は、流路の中央部から離れるにしたがって高く、堰堤堆砂域や下部斜面は出水に伴う土砂移動の影響が大きく、生存率が低いことを確認した。ダム堆砂域では、植栽当初は速い樹高成長を示していた個体も徐々に成長速度が遅くなり、高い地下水位の影響が考えられた。植栽場所の環境は、植栽木の成長に著

しい差をもたらした。例えば、乾燥した盛土法面のサワグルミ・カツラ・ミズナラは成長量が大いなのに対して、シオジ・トチノキは成長量が小さく、生存率も低かった。これらのことは、溪畔林復元にあたって樹種選定が重要であることを示す。これらの知見に基づいて、植栽樹種の選定方法、植栽箇所の選定、植栽方法などを示した。なお、溪畔林を復元・保全する場の選定では、上述した溪畔林の機能の知見が活かされる。

VII 今後の課題

(1) 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係

同一地形面上において優占種の異なるパッチがみられることについて、マトリックスの粒径、面の形成時期、流路からの相対的位置などの物理的環境との関係で検討する必要がある。また、今回得られた成果をもとに、実際の現場で地形区分に基づいたゾーニングを行った上で、各区分の特性に合わせた植栽や自然侵入した樹種の選択的育成などの施業試験を行うことにより、溪畔域管理とその効果についてより実証的な成果が得られると考えられる。

(2) 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明

今回対象とした治山施設は不透過型の堰堤であった。透過型の堰堤（スリットダム）や低ダム群などに形成される地形面の特性は、不透過型ダムの場合とは異なると考えられる。また、不透過型の堰堤でも設置間隔、あるいは水抜き穴の機能の有無などによっても形成される地形面の特性が異なることが考えられる。このような工種・工法の違いが土砂移動に及ぼす影響と形成される地形面の特性、そしてそのことが溪畔林の動態に及ぼす影響について明らかにする必要がある。

(3) 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明

今回、調査対象とした堰堤上の堆積面では、増水によって河道が変化し、河川の自然な動態とも考えられる現象を観察することができた。河道の変化をある程度許容できたことで、堰堤堆積面が溪畔林の更新立地として機能したと考えられる。しかしながら、堰堤堆積面が常に同様の機能を発揮する保証は無く、満砂した堆積面が無流木地のままである堰堤も多く観察される。今後は、多くの堰堤で調査を行い、堰堤堆積面が更新立地として機能するために必要な、攪乱の頻度や強度を定量化することが必要であろう。

(4) 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化

今回用いた実験水路の底面は、実際の土壌に比べその表面が硬いため、スギのように硬く、立体的な構造を持つリターが底面に接触しにくい点で、自然斜面でのリターの堆積状態を再現できていない。自然状態でのリターの堆積状態をより再現させる実験方法を検討するとともに、自然斜面で実験結果を検証していく必要がある。また、土壌の浸透性を考慮した水路実験では、土壌やリターが目詰まりをおこすことによると考えられるろ過機能の低下が見られた。自然条件下では、生物活動等によって、ろ過機能を回復させる仕組みがあると考えられるため、検証しておく必要がある。

(5) 溪畔林が溪流水温に与える影響の解明

被覆変化による流下方向の水温変化を推定する際には、被覆変化前の推定結果から地下水の影響を推定し、それを用いて、被覆変化後の水温推定の精度を向上させることができたが、水温形成の過程をより正確に把握するには、地下水の影響を実際に測定することが必要だと考える。溪畔林による被覆

のほかに渓流水温に関する条件としては、ダム等の人工構造物が溪流につくられることによる流速や水深の変化、堆砂地での伏流等があげられ、これらの水温への影響を解明することが必要だと考える。

（６） 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価

今回、開発した改良型 GJ モデルについては、次のような課題がある。すなわち、モデルの検証をさらに進めること、葉の落下速度の計測対象樹種を広げること、対象を単木から樹林へ拡張することである。また、林床での落葉移動については、次のような検討が必要である。積雪地や急傾斜地など、今回とは条件の異なる場でのデータの収集、現地の複雑な風の動きを考慮する方法、林床の落葉移動距離が大きくばらつくことを考慮する方法である。

（７） 溪畔林の復元・造成技術の開発

溪畔林樹種の生理・生態的特性について対象樹種を広げて検討するとともに、共存機構を光合成などの物質生産の視点から解析することや、溪畔林樹種の導入試験地における継続的なモニタリングが必要である。外来種除去方法については、亜高木が侵入していないニセアカシア一斉林や、蜜源として利用されているニセアカシア林の扱いが課題である。また、溪畔域管理指針に基づいた事業を行い、その結果をフィードバックすることと、スギなどの溪畔人工林の管理指針を作成することが課題である。

Ⅷ 研究発表（論文等）

（１） 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係

島田和則・村上 亘・野宮治人・坂本知己（2005a）溪畔域における地形と植生の関係解析のための極微地形区分，日本森林学会関東支部大会発表論文集，56，197-200.

島田和則・村上 亘・野宮治人・坂本知己（2005b）溪畔域における極微地形スケールによる地形区分と木本群落の関係，第52回日本生態学会大会講演要旨集，p138

島田和則・村上 亘・坂本知己（2006）溪畔域における極微地形区分と粒径との対応，日本森林学会関東支部大会発表論文集，57，(印刷中)

（２） 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明

村上 亘（2002）治山堰堤後背地に成立する溪畔林への土砂移動の影響，日本地理学会発表要旨集，61，134

村上 亘（2002）治山施設の建設による土砂移動の変化が溪畔林に及ぼす影響の解明への取り組み，平成13年度森林総合研究所東北支所年報，43，45-46

村上 亘（2003）治山堰堤後背地における出水時の土砂移動に伴う地形および植生分布の変化，日本地理学会発表要旨集，63，223

村上亘・島田和則（2004）堰堤後背地に形成される地形面の特徴と優占樹種の相違，日本地理学会発表要旨集，65，60

村上亘・島田和則（2005a）堰堤後背地に形成される地形面の特徴と浸食・堆積量の経年変化，日本地理学会発表要旨集，67，256

村上亘・島田和則（2005b）堰堤建設に伴う溪畔域の地形変化—地形と植生の関係解析のための極微地形区分の提唱—，溪畔林研究会講演要旨集，14，10

村上亘・島田和則（2005c）堰堤建設に伴う溪畔域の地形変化と成立する樹木，森林総合研究所東北支所研究情報，5-3，1-6

（３） 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明

野宮治人（2003）若齢パッチを含んだハルニレ林の林分構造，第50回日本生態学会大会講演要旨集，229p.

野宮治人・新山馨（2004）ハルニレの生育適地はどこか？－栃木県栗山村土呂部地区の事例－，第51回日本生態学会大会講演要旨集，154p.

野宮治人・金指達郎・鈴木和次郎（2004）立地の違いによるハルニレ当年実生の発生パターン，植生学会第9回大会講演要旨集，4p.

野宮治人・金指達郎・鈴木和次郎（2005）日本産ニレ属3種の種子休眠と発芽特性について，植生学会第10回大会講演要旨集，50p.

野宮治人（2005）ハルニレが更新する場としての堰堤堆砂域，第14回溪畔林研究会シンポジウムプログラム，11p.

（４） 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化

中村 聡・平野辰典・落合博貴・荒木眞之(2003)，皆伐跡地における土壌浸食とリター層の機能について，日本林学会関東支部会発表論文集，141-142

Ochiai, H., Satoshi, N.(2004), A Função da Camada de Seraphilheira no Controle de Erosão do Solo, Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista, 169-177

松井琢郎・落合博貴、勾配可変水路を用いたリター層による濁水のろ過実験(2005)，日本森林学会関東支部論文集, 56, 249-250

（５） 溪畔林が溪流水温に与える影響の解明

野口宏典・坂本知己・萩野裕章（2003）溪流水温と光環境等との関係，日本林学会関東支部大会発表論文集, 54, 221-222.

野口宏典・坂本知己・萩野裕章（2004）流下にとまなう水温の変化，日本林学会関東支部大会発表論文集, 55, 233-234.

野口宏典・坂本知己（2005）流下方向の被覆変化が溪流水温に与える影響，日本森林学会関東支部大会発表論文集, 56, 257-258.

野口宏典・坂本知己・崎尾均（2006）草本植生による溪流の被覆が溪流水温に与える影響，日本森林学会関東支部大会発表論文集, 57, （印刷中）

（６） 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価

阿部俊夫（2002）溪畔林の喪失がサクラマス生息環境に及ぼす影響，溪畔林研究会講演要旨集, 11, 4-5.

阿部俊夫・布川雅典（2003）ブナ林を流れる溪流における安定同位体を用いた春期の食物網解析，日本生態学会大会講演要旨集, 50, 308.

阿部俊夫（2003）溪流の魚－イワナやヤマメの捕らえ方－，"森をはかる" 日本林学会「森林科学」編集委員会編，古今書院, 150-153.

- 阿部俊夫 (2004a) 瀬や淵のタイプによるヤマメ生息状況の違い, 日本林学会関東支部大会発表論文集, 55, 231-232.
- 阿部俊夫, 坂本知己, 柴田銃江, 延廣竜彦, 壁谷直記, 萩野裕章 (2004a) 落葉はどこまで飛ぶのか? — クリを指標として —, 砂防学会研究発表会概要集, H16, 374-375.
- 阿部俊夫 (2004b) "改訂 砂防用語集" 砂防学会編, 山海堂, 141, 150, 227.
- 阿部俊夫・坂本知己・田中浩・壁谷直記・延廣竜彦・萩野裕章 (2004b) 林床における広葉樹落葉の移動性, 日本林学会関東支部大会講演要旨集, 56, 52.
- 阿部俊夫・布川雅典 (2005a) 春期の溪流における安定同位体を用いた食物網解析, 日本森林学会誌, 87, 13-19.
- 阿部俊夫・布川雅典 (2005b) 広葉樹自然林とスギ人工林を流れる溪流における春期の食物網—安定同位体を用いて—, 日本森林学会講演要旨集, 116, 3C24.
- 阿部俊夫・坂本知己・田中浩・壁谷直記・延廣竜彦・萩野裕章 (2005) 落葉広葉樹林の林床における冬期の落葉移動性, 日本森林学会関東支部大会発表論文集, 56, 247-248.
- 阿部俊夫 (2005) 溪流への有機物供給源としての溪畔林, 溪畔林研究会シンポジウム講演要旨集, 14, 8.
- 阿部俊夫・坂本知己・田中浩・延廣竜彦・壁谷直記・萩野裕章 (2006a) モデルによる河畔域の落葉散布パターンの評価, 応用生態工学, 8, 147-156.
- 阿部俊夫 (2006a) 枯れ葉も川のにぎわい—落葉に支えられる溪流の生き物たち—, 研究の"森"から, 145.
- 阿部俊夫 (2006b) 森林の魚つき機能, しんりんほぜん, 101(60), 11-14.
- 阿部俊夫・坂本知己・田中浩・壁谷直記・延廣竜彦・萩野裕章 (2006b) 冬期の林床面における落葉の移動距離, 日本森林学会大会学術講演集, 117, PD22.
- 阿部俊夫 (印刷中) 森林からのリター供給と溪流生態系の食物網, フォレストコンサル, 106, ?-?.
- 阿部俊夫・布川雅典・藤枝基久 (印刷中) 森林からの有機物供給と溪流生態系, 水利科学, 291, ?-?.

(7) 溪畔林の復元・造成技術の開発

- Hitoshi Sakio, Masako Kubo, Koji Shimano and Keiichi Ohno (2002) Coexistence of three canopy tree species in a riparian forest in the Chichibu Mountains, central Japan. *Folia Geobotanica* 37:45-61.
- 崎尾均・山本福壽編 (2002) 「水辺林の生態学」. 東京大学出版会, 東京.
- 崎尾均 (2003) ニセアカシア(*Robinia pseudoacacia* L.)は溪畔域から除去可能か? 日本林学会誌 85(4) 355-358.
- 川西基博・崎尾均・大野啓一 (2004) 奥秩父大山沢のシオジ-サワグルミ林における林床植生の成立と地表攪乱. 植生学会誌 21(1):15-26.
- Masako Kubo, Hitoshi Sakio, Koji Shimano and Keiichi Ohno (2004) Factors influencing seedling emergence and survival in *Cercidiphyllum japonicum*. *Folia Geobotanica* 39:225-234.
- Masako Kubo, Hitoshi Sakio, Koji Shimano and Keiichi Ohno (2005) Age structure and dynamics of *Cercidiphyllum japonicum* sprout based on growth ring analysis. *Forest Ecology and Management* 213: 253-260.
- Hitoshi Sakio (2005) Effects of flooding on growth of seedlings of woody riparian species. *Journal of Forest Research* 10: 341-346.
- 福田真由子・崎尾均・丸田恵美子 (2005) 荒川中流域における外来樹木ハリエンジュ(*Robinia pseudoacacia* L.)の初期定着過程. 日本生態学会誌 55: 387-395.

- Hitoshi Sakio (2005) Effects of flooding on the growth of seedlings of some deciduous tree species. Proceedings of Joint Meeting of IUFRO Working Groups, Genetics of *Quercus* & Improvement and Silviculture of Oaks :58-62.
- Y Isagi, M Kudo, K Osumi, T Sato and H Sakio (2005) Polymorphic microsatellite DNA markers for a relictual angiosperm *Cercidiphyllum japonicum* Sieb. et Zucc. and their utility for *Cercidiphyllum magnificum*.. Molecular Ecology Notes 5(3):596-598.
- Takumi Sato, Yuji Isagi, Hitoshi Sakio, Katsuhiko Osumi and Susumu Goto (2006) Effect of gene flow on spatial genetic structure in riparian canopy tree *Cercidiphyllum japonicum* revealed by microsatellite analysis. Heredity 96:79-84.
- Motohiro Kawanishi, Hitoshi Sakio, Masako Kubo, Koji Shimano and Keiichi Ohno (2006) Effect of micro-landforms on forest vegetation differentiation and life-form diversity in the Chichibu Mountains, Kanto District, Japan. Vegetation Science : 23:13-24.

(8) その他

- 坂本知己 (2001) 砂防・治山の水辺林. 第33回 (社) 砂防学会シンポジウム講演集「自然環境と国土保全の未来」, JSECE Publication No.34, 1-6

研 究 計 画 表

構 成 課 題	研究実施年度					担 当		
	13	14	15	16	17	場所	領域・支所	課題担当者
1. 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係	○	○	○	○	○	森林総研	気象環境研究領域	島田和則
2. 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明	○	○	○	○	○	森林総研	東北支所	村上 亘
3. 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明	○	○	○	○	○	森林総研	森林植生研究領域 九州支所	野宮治人
4. 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	森林総研	水土保持研究領域	落合博貴 大倉陽一 松井琢郎 市川裕子 岡田康彦
5. 溪畔林が溪流水温に与える影響の解明	○ ○ ○	○ ○ ○	○ ○ ○	○ ○ ○	○ ○ ○	森林総研	気象環境研究領域	野口宏典 坂本知己 萩野裕章
6. 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	森林総研	水土保持研究領域	阿部俊夫 藤枝基久 清水 晃
7. 溪畔林の復元・造成技術の開発		○	○	○	○	埼玉県	農林総合研究センター	崎尾 均

第1章 冷温帯溪畔域における地表攪乱と主要樹種の分布特性との関係

(1) 目的

河川や溪流沿いは水による直接的・間接的な影響により、周辺の森林とは種組成や群落構造の異なる森林が成立することが知られている。特に上流部の狭い谷底および隣接する谷壁斜面に成立する森林を溪畔林と呼ぶ（溪畔林研究会，2001）。溪畔林はこのような成立環境の特異性から、斜面林とは異なった成因や維持機構に起因した種組成や群落構造を持っている。したがって溪畔林の分布する溪畔域の管理や溪畔林の復元・再生などにあたっては、これらの特性を十分に考慮することが必要である。

溪畔域の特徴は、一般に溪流の勾配が急で河川幅が狭いために、増水時に水による直接的・間接的な影響、すなわち過湿環境や冠水等による攪乱が生じやすいことである。これらは地形と密接に関わっているため、目で見てわかりやすい地形景観の特徴を用いて区分を行えば、各部分で発生する現象の傾向を予測することが期待できる。そこで、有効な地形単位の認定による地形の整理は、そこに成立する植生との対応関係などを整理する上で有効である（菊池，2001）。

地形と植生の研究では、田村（1974）による丘陵帯で作られた地形分類が、山地帯にまで拡大して適用されよく使われている。しかし、田村による微地形スケールの区分では、溪畔林の研究において核心部といえる河床域が谷底面として一括されており、既存の溪畔林の研究の河床域の区分と比較すると粗く、下位区分が必要である。また、既存の溪畔林の研究において溪畔域を地形区分して整理しているものは多いが（牧田ら，1976；大嶋ら，1990；正木，1997；川西ら，2004 など），用語や区分体系について統一がとれていないため、場の整理を行うための基準の確立が必要である。

そこで本研究では、まず既存の研究による区分を尊重しながら田村による微地形区分をベースとして、溪畔域について場の特性、特に攪乱体制を意識して極微地形スケールで下位区分を行い、溪畔林の研究の共通の区分体系として提起すること、次にこの地形区分を用いて溪畔域における地表攪乱と構成樹種のもつ分布特性との関係を解明することを目的とした。

(2) 研究方法

ア 極微地形スケールにおける地形区分と立地特性

まず、溪畔林を対象に立地の区分を行っている既存の研究を比較検討し、これらによる区分をスケールあわせなどをしながら、溪畔域の地形区分の基準を溪畔域に特徴的に出現する樹種（以下溪畔樹種と呼ぶ）の定着・更新と対応させて解析が可能なスケールを検討し整理した。これを田村の地形分類の下位区分として体系化した。なお、田村の地形分類は1974年に最初のものが示され（田村，1974），以降改訂が加えられてきたが、今回は最後に発表された田村（1996）をベースにした。

この区分をもとに岩手県雫石町東の又沢（以下南昌山調査地と呼ぶ）ならびに栃木県栗山村サワラヤマ沢（以下土呂部調査地と呼ぶ）の2流域で河床域の地形区分を行った（図1-1）。南昌山調査地は標高が約350～400m，年平均気温が8.4℃，年降水量が1947mm，暖かさの指数（WI）が69.6，寒さの指数（CI）が-28.4，土呂部調査地は標高が1000m前後，年平均気温が7.9℃，年降水量が1670mm，WIが62.2，CIが-27.2である（気象庁，1996）。

さらに地形区分ごとの物理的環境の差を検討するために南昌山調査地の河床域において、線格子法（清水，2003；田中，2004）により谷底面の各地形面の粒径を調査した。まず現地で流路の横断方向に10m間隔で基線を引き、基線上で2m間隔で調査点をとった。各調査点では、今回提起した地形区分との対応をとった。また、礫及びマトリックスが有る場合は表1-1の階級分け（砕屑性堆積物研究会，1983；熊木ほか，1995）に従って区分し、記録した。区分は現場で計測が容易なサイズの礫

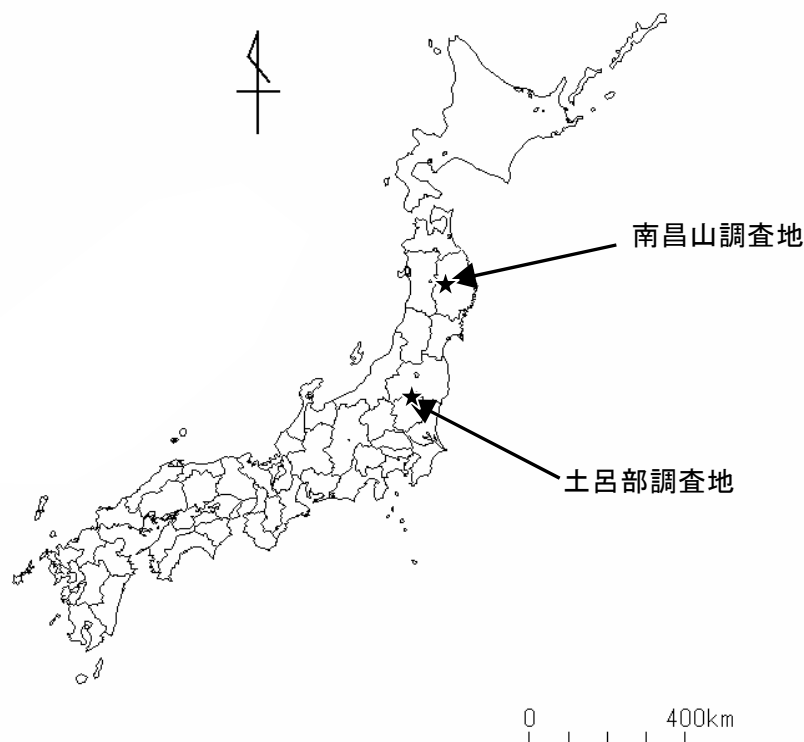


図1-1 調査地位置図

(おおむね平均直径 1cm 以上) については長径・中径・短径の 3 方向の直径を測定し、それ以下のものは基準サンプルを携帯して目視による比較により行った。地表がリターや土壌で覆われている場合は、深さ 10cm まで掘ってリター及び土壌の厚さを記録し、基質（礫及びマトリックス）に到達すれば粒径を記録した。

イ 主要樹種の分布特性

南昌山調査地の河床域において、区分された地形面ごとにパッチサンプリング法（大沢，1991）により、簡易な植生調査を行った。パッチサンプリング法は、ある階層に着目して自然の過程で成立した群落動態の上でのひとまとまりと考えられる部分を、パッチとして認識し、これらを調査区として抽出する手法である。

現地で認識したパッチのうち、任意に 38 地点調査した。調査内容は、調査したパッチの面積（楕円近似して算出する）、相当する地形区分、階層ごとの高さ・植被率・優占種の記録および簡易毎木調査（樹高 2m 以上の個体は種名・樹高・胸高直径，2m 未満は種名・樹高の記録）である。これらの結果を整理し、河床域の地形区分と植生との対応関係を検討した。

表1-1 粒径の区分

大礫	64mm以上
中礫	16mm以上
小礫	4mm以上
細礫	2mm以上
極粗砂	1mm以上
粗砂	500 μ m以上
中砂	250 μ m以上
細砂	125 μ m以上
極細砂	63 μ m以上
シルト以下	63 μ m未満

(3) 結果

ア 極微地形スケールにおける地形区分と立地特性

既存の研究による地形区分を比較した結果について表 1-2 に、区

分の概念図を図 1-2 に示す。表には生態，自然地理，治山の研究から，田村（1996），牧田ほか（1976），大嶋ほか（1990），岩船（1995），正木（1997），島津（2002），清水（2003），川西ほか（2004）を引用した。

これらの区分の対応関係は比高，表層物質などの記述から推定した。各研究が対象とするスケールや目的が異なり，それにあわせて地形区分を行っており，区分の名称はバラバラであるが，田村の区分で谷底面と水路に相当する部分を何らかの名称で河床部分として認識している点は全て共通である。谷底面の下位区分では，比較的発達した林分の成立する比高の高い面とその下位という分け方，流路に近い植生の乏しい面とその上位の面，といった 2 箇所区切って整理すると，既存の研究による区分がうまく整理ができた。

また，河床部分より上位の斜面域のうち田村による麓部斜面は，主に滑落性の表層物質からなり比較的急斜面が多い崖錐と，主に水流により運搬された表層物質からなり比較的緩斜面が多い沖積錐と分けた。以上より，表 1-2 の右端のような区分体系に整理した。この区分体系をもとに地域の異なる 2 流域で現地調査を行った結果，うまく区分することができた（南昌山調査地の地形区分図については第 2 章を参照）。

これら各地形単位の定義や特性について，特に谷底面の下位区分に関しては比高の高い順に高位谷底面，中位谷底面，低位谷底面と 3 つに区分した。

まず 100 年スケールで離水していると考えられる地形面を高位谷底面とした。100 年スケールの離水で区分したのは，植物側から見ればサワグルミのような先駆的な樹種の寿命が 100 年ほどである（崎尾，2002）ことから，100 年以上安定が続けば先駆的な林相からより長命な樹種を中心とした林相へ遷移が進むと考えられること，また治山上対象となる現象も一般に 100 年程度とされている（清水，2003）ことから，100 年スケールというのは現象を整理する上で意味があるからである。

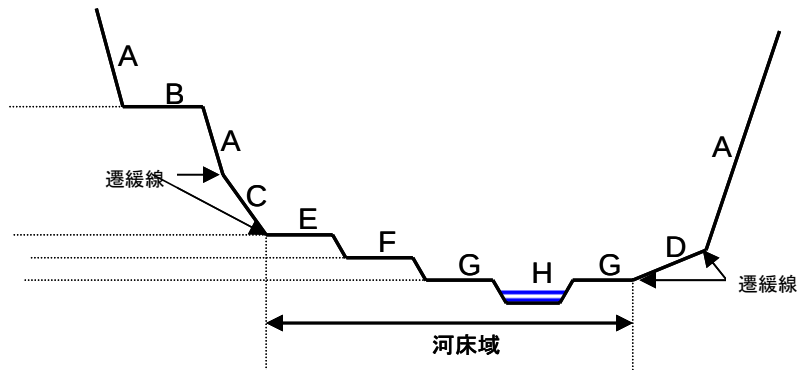


図1-2 谷底面の区分の概念図

表1-2 地形区分の既存の研究の比較と今回提示する区分

図1-2との対応	田村 (1996)	牧田ほか (1976)	大嶋ほか (1990)	岩船 (1995)	正木 (1997)	島津 (2002)	清水 (2003)	川西ほか (2004)	今回提起する区分
A	下部谷壁斜面	谷壁斜面	斜面部	—	浸食斜面	谷壁斜面	山脚	旧崩壊斜面	下部谷壁斜面
	下部谷壁凹斜面			—				新規崩壊地	下部谷壁凹斜面
	溪岸急斜面			—				段丘崖	溪岸急斜面
B	小段丘面	扇状地面およびそれに対比される面	段丘部	洪水段丘	押し出し斜面	—	—	土石流段丘	小段丘面
C	麓部斜面			—		—		崖錐斜面	崖錐
D	麓部斜面			沖積錐		—		沖積錐	沖積錐
E	谷底面	高位の氾濫原	河川部	洪水段丘	古状堆積地形	高位堆積地	自然堤防状地形	高位堆積面	土石流段丘
F				—		低位堆積地	H面	低位堆積面	—
G		低位の氾濫原	河川部	—		低位堆積地	L面	—	—
H	水路			水域		現流路	河道	流路・旧流路	水路

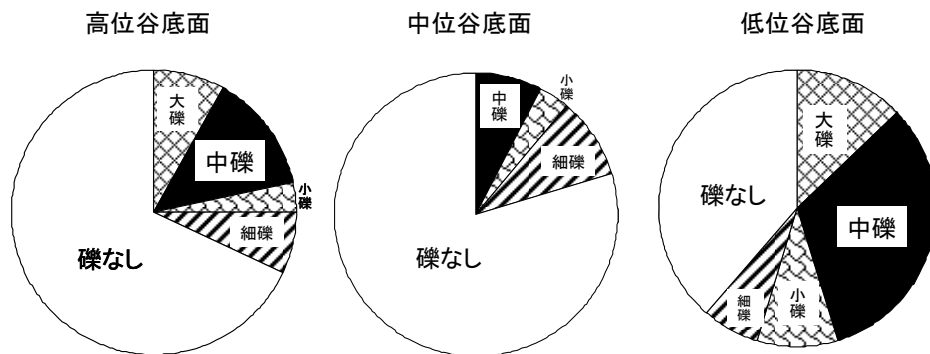


図1-3 地形面ごとの最大粒径の比較

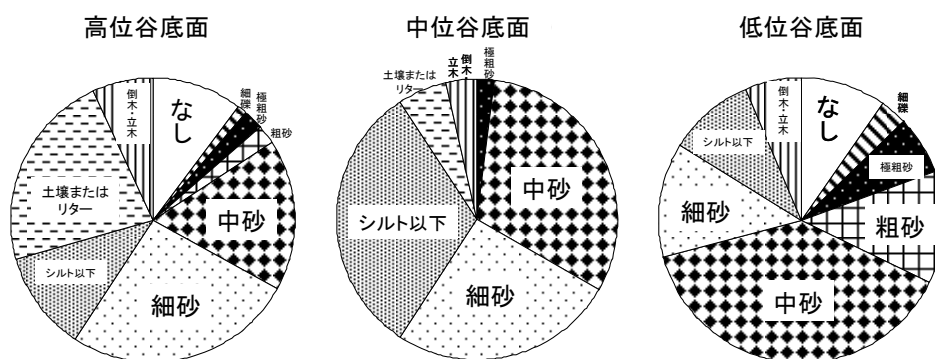


図1-4 地形面ごとのマトリックス粒径の比較

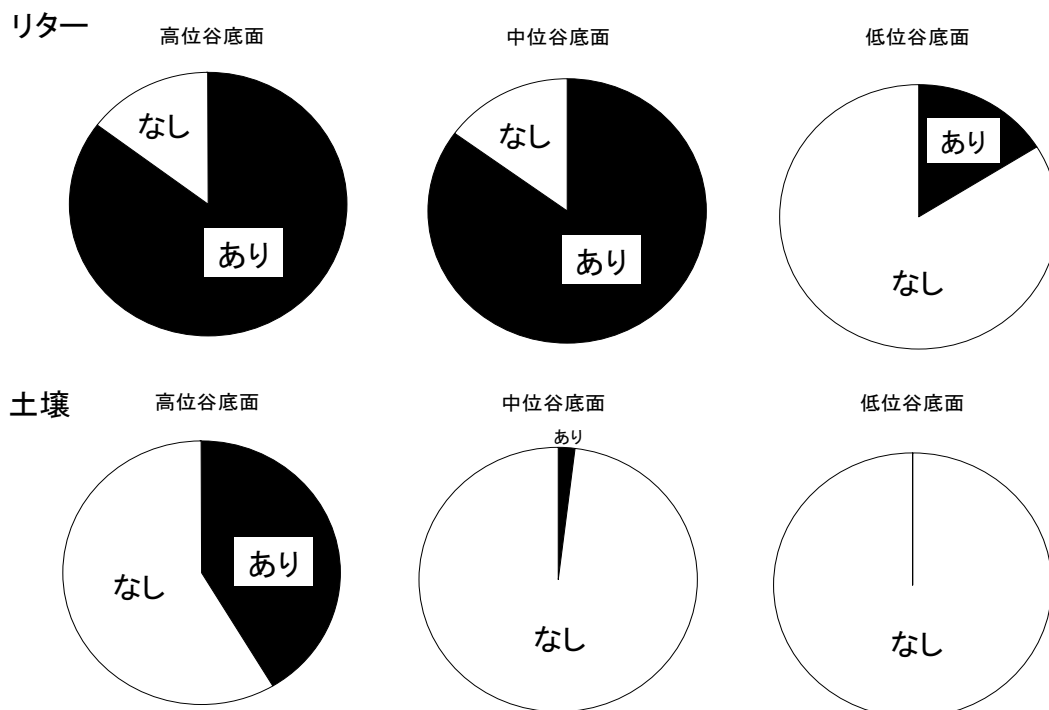


図1-5 地形面ごとのリター及び土壌の有無の比較

一方、100 年以内に流水の影響を受けていると考えられる地形面は、清水（2003）では溪床と呼ん

でおり河床域の核心部である。この部分は流水の影響のため土壌は発達しない。この部分は、毎年
流水の影響を受けることがなく植生が発達する部分と、毎年のように流水の影響を受け植生の発達し
ない部分があり、それぞれ中位谷底面、低位谷底面とした。攪乱が中程度（流水の影響が 100 年スケ
ールでは 1～数度）の中位谷底面は、木本種が繁殖可能なサイズに到達しうるが遷移は進行しないの
で、後述するように寿命が 100 年程度の比較的短命な樹種が多く見られる溪畔域の核心部ともいえる。

次に、各地形面ごとの最大礫径の構成比について、図 1-3 に示す。最大礫径は毎年のように冠水す
る低位谷底面において、礫のない地点の割合が低く、大礫及び中礫クラスの地点の割合が高かった。
100 年スケールで離水している高位谷底面や、冠水頻度が中間の中位谷底面では表層 10cm 以内で礫
なしの地点の割合が高かった。マトリックス粒径についてみると（図 1-4）、より低位の面ほど粒径
の粗い地点が多い傾向にあったが、同じ地形面の中にも多様な地点が含まれていた。

リターの有無についてみると（図 1-5 上）、高位谷底面、中位谷底面ではリターのある地点の割合
が高く、低位谷底面ではリターのない地点の割合が高かった。土壌の有無についてみると（図 1-5
下）、高位谷底面では土壌化している地点がみられたが、中位谷底面、低位谷底面では、土壌化して
いる地点はほとんどみられなかった。

イ 主要樹種の分布特性

南昌山調査地において、前述の地形区分ごとにパッチサンプリング法により木本群落の調査を行っ
た。調査地点は高位谷底面 10 地点、中位谷底面 15 地点、低位谷底面 11 地点、水路 2 地点である。
高位谷底面のうち 1 地点は側方からの土砂により形成された沖積錐に近いタイプで他のタイプとは地
表の状態が大きく異なるので分けて集計した。

低位谷底面では木本種の出現は 1 地点のみ、水路では植物は出現しなかった。それぞれの平均胸高

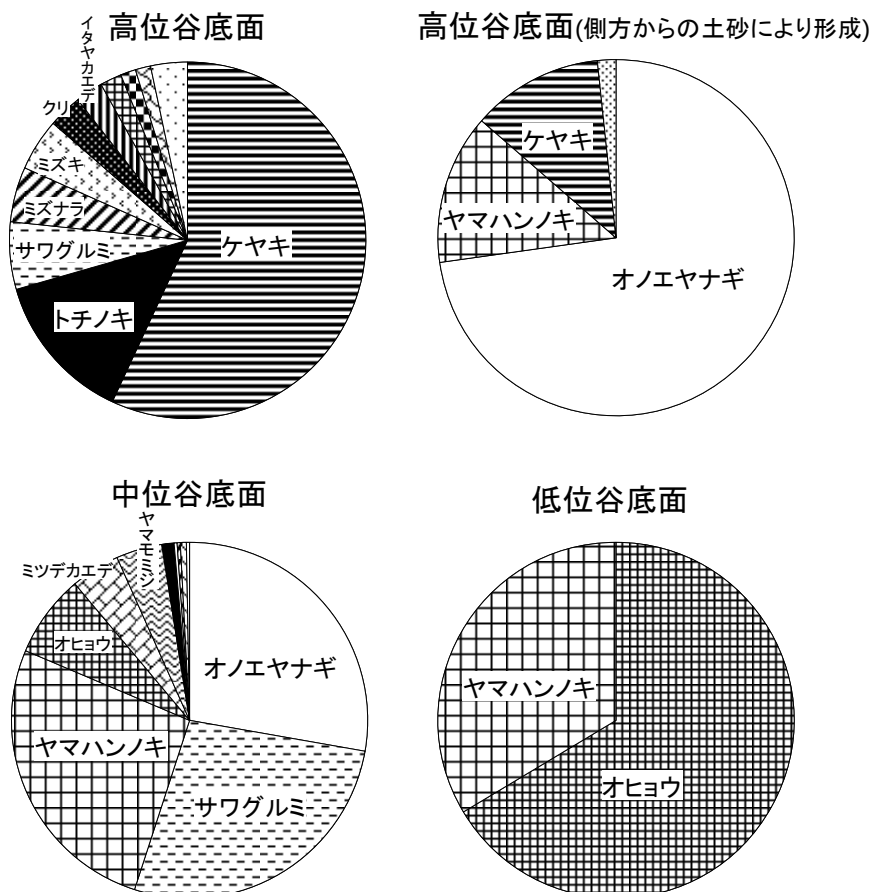


図1-6 地形区分ごとの胸高断面面積合計比

断面積は高位谷底面（側方からの土砂で形成されたタイプを除く）で 69.50m²/ha、高位谷底面の側方からの土砂で形成されたタイプで 37.83m²/ha、中位谷底面で 38.77m²/ha、低位谷底面で 1.57m²/haで、より安定した面ほど胸高断面積合計が大きかった。

次に、優占型の違いを比較するために胸高断面積合計比を地形区分ごとにみる（図 1-6）と、高位谷底面では側方からの土砂により形成されたタイプを除くと、ケヤキ、トチノキなど寿命が 100 年を超える長命な樹種の割合が高かった。一方、中位谷底面ではオノエヤナギ、サワグルミ、ヤマハンノキなど寿命が 100 年ほどの比較的短命な種が中心であった。また低位谷底面では、胸高以上の木本種は、1 地点で過去に中位または高位谷底面だった頃の残存個体がわずかに見られたのみであった。

また、胸高断面積合計には現れない小個体も含めた種組成を地形区分ごとに比較するために、表 1-3 に組成表を示す。この表は構成種の類似した地点が並ぶように配列してあり、出現傾向の似たものを四角で囲い網かけをしてある。これをみると、以下のような傾向が認められた。優占型と同様に高位谷底面ではケヤキ、トチノキなど長命の樹種を中心に出現したが、中位谷底面ではヤナギ、サワグルミ、ヤマハンノキなど比較的短命な種が中心であった。低位谷底面では木本種はほとんど見られず、わずかに見られた種も当年生実生で、木本の定着が難しい面と確認できた。

（４） 考察

今回提起した地形区分と、成立する木本群落との関係は図 1-7 のようにまとめられる。毎年攪乱を受ける低位谷底面では、木本は定着できない。また 100 年スケールで安定している高位谷底面では、

表1-3 南昌山調査地の木本種の組成表

		1	2	1	2	2	3	3	1	1	1	1	2	2	2	2	1	3	4	4	4	4	4	3	4	4	1	2	2	2	2	3	1	4	4	4	4		
地点番号		5	1	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	1	1		
		3	1	1	2	3	4	2	5	6	2	4	3	1	4	5	7	4	1	1	2	4	5	2	5	3	6	2	6	8	9	0	3	1	7	8	9	0	1
地形区分		低	中	中	中	中	中	中	中	中	中	中	中	中	中	中	高	高	高	高	高	高	高	高	高	中	低	低	低	中	水	低	低	低	水	低	低		
中位谷底面を中心 に出現	カツラ	-	-	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	イヌコリヤナギ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	オノエヤナギ	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ヤマハンノキ	-	-	1	1	-	1	-	1	1	1	1	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ツノハシバミ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	オヒョウ	-	1	-	1	-	-	-	1	-	1	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ホオノキ	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
中位谷底面と高位 谷底面に出現	ミツデカエデ	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	イタヤカエデ	-	-	1	1	1	1	1	1	1	-	1	-	1	-	1	1	1	1	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ミズキ	1	-	1	1	1	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	サワグルミ	-	-	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ミズナラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	アカシデ	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	クサギ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	トチノキ	-	-	1	-	-	1	-	1	1	1	-	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	イヌガヤ	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ケヤキ	-	-	1	1	-	1	1	1	-	1	-	-	-	1	-	1	1	1	1	1	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	アスナロ	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ヤマモミジ	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	ハクウンボク	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
高位谷底面を中心 に出現	クリ	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	ハリギリ	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	ヤマグワ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	ウワミズ	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	サワシバ	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
オオモミジ	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
高位谷底面 のみに出現	ニワトコ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	ツリバナ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	シウリザクラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	イヌザクラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	サンショウ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	オオバボダイジュ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
	マンサク	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
ウリノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

寿命が 100 年以内の先駆的な樹種が淘汰され、安定した林相に移行する。両者の中間を占める中位谷底面では、長命な種と短命な種が入り交じる。

さらに河床域において、攪乱頻度の異なる地形面において、地表面の物理的環境も相互に異なることが示された。100 年スケールで離水していると考えられる高位谷底面では、大半の地点で表層にたまったリターが土壌化しており、基質が埋没している地点が多かった。一方、ほぼ毎年流水による攪乱を受ける低位谷底面では、表層に比較的系の大きい礫が裸出している地点が多く、土壌はおろかりターすらたまっていない地点が多かった。攪乱の頻度が中程度の中位谷底面では、リターのたまっている地点は多いものの、土壌化に至る前に攪乱をうけてしまうことが多いと考えられた。マトリックスについては、粒径について同一面内である程度幅をもっていつつも、より低位の面において粗粒の地点が多い傾向がみられた。このように、冠水頻度から区分した各地形面において、物理的環境も相互に異なることが示された。

溪畔域を冠水頻度から整理した地形区分を行い、区分された地形面ごとに主要樹種の出現や群落構造を整理したことにより、溪畔域の管理において、立木が生育し得ないところや溪畔林が発達しうる場所といった現場の特性を面的に把握し、保全すべき地形区分の特定やゾーニングや目標林型の設定において根拠を示すことが可能となった。

最後に今回提起した区分に時空間の上位スケールを重ねたものを表 1-4 に示す。表の時空間スケールは前述した田村（1996）及び、具体的な地形区分には触れていないものの田村より上位のスケールまで概念的に示している中村（1989）より整理した。いままでバラバラに定義されていた溪畔域の地形区分を整理してマルチスケールの体系に位置づけたことにより、広域的に溪畔林の研究を行う上で、いろいろなレベルで検討ができるという点で本成果の意義があるといえる。

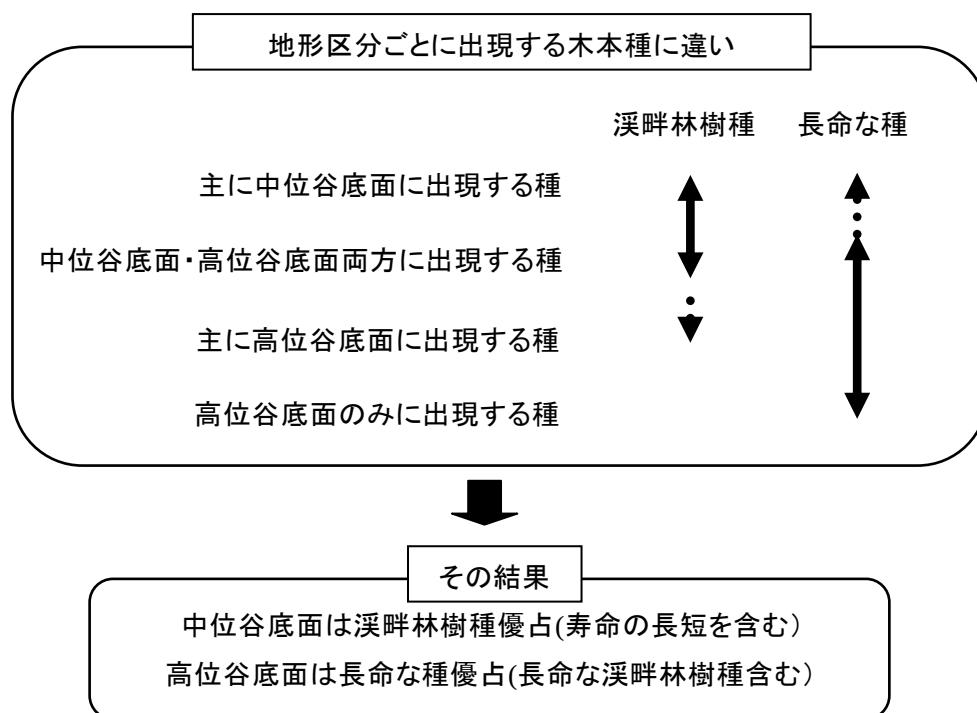


図1-7 地形区分と種構成との関係のまとめ

(5) 今後の課題

同一地形面についても特にマトリックスの粒径について、ある程度の空間的ばらつきがあることも示された。このことは、同一地形面上でも優占種の異なるパッチがみられること（村上・島田，2004；島田ら，2005b）と関係があると思われる。同一地形面内でのばらつきは、面の形成時期，流路からの相対的位置，などさまざまな要因が考えられる。このような同一面内での物理的環境の空間的ばらつきについての検討は、今後の課題である。

また、今回得られた成果をもとに、実際の現場で地形区分に基づいたゾーニングをを行った上で、各区分の特性に合わせた植栽や自然侵入した樹種の選択的育成などの施業試験を行うことにより、溪畔域管理とその効果についてより実証的な成果が得られると考えられる。

(6) 要約

河川や溪流沿いの溪畔林は増水時の冠水や土砂移動等による自然攪乱の影響を強く受けて成立・更新している。溪畔林はこのように特異な成立環境の上に成立していることから、その管理・復元・再生などにあたっては、これら自然攪乱の頻度等の特性に配慮する必要がある。土砂移動による自然攪乱は地形と密接に関わっているため、地形を植生の視点からみた基準で区分し、区分された地形面ごとに攪乱体制の整理を行うことは、溪畔林の成立環境を評価する上で有効である。そこで、既存の文献を整理し現地調査で検討した上で、溪床微地形を次のように区分することを提案した。すなわち、溪畔域の谷底面を、毎年冠水する低位谷底面，100 年スケールで何度か冠水する中位谷底面，100 年スケールでは離水している高位谷底面に区分した。低位谷底面では毎年の攪乱のため木本は定着せず，逆に攪乱の頻度が低い高位谷底面では寿命が 100 年以内の先駆的な樹種が淘汰され，安定した林相に

表 1-4 今回提起した地形区分と上位スケールとの比較

		各地形スケール							
		中村(1989)より抜粋		田村(1996)による			今回提示する下位区分		
地形区分	溪畔域	巨地形	大地形	中地形	小地形単位	亜小地形単位	微地形単位		極微地形単位
		大陸・大洋底	弧状列島	山地	頂稜		頂部斜面		
					谷壁	上部谷壁	上部谷壁斜面		
						谷頭	谷頭(急)斜面		
							谷頭凹地		
						下部谷壁	下部谷壁斜面		
							下部谷壁凹斜面(新規表層崩壊跡)		
						溪岸急斜面			
					小段丘面				
					山麓／丘麓	麓部斜面	崖錐 沖積錐		
					谷底	谷底面		高位谷底面	
								中位谷底面	
								低位谷底面	
水路									
スケール	空間	1000km超	100-1000km	10-100km	10-1km	100m-1km	10-100m		
時間	10 ⁷ 年超	10 ⁴ -10 ⁷ 年	10 ² -10 ⁴ 年	数年-10 ³ 年		数時間-10 ² 年			
視点	植物からの	植物区系(世界スケールのフロラ): 全北区	植物区(日本の中フロラ): 関東地域	植生帯(垂直分布など): 冷温帯	乾湿など大雑把な斜面傾度	樹木の成木の生育に影響するような頻度と規模の攪乱体制		低木から実生の更新、定着に影響するような頻度と規模の攪乱体制	

移行する。中位谷底面では、長命な種と短命な種が入り交じる。さらに、堆積面の粒径のちがいが木本種の出現状況の差をもたらしていると考えられた。

引用文献リスト

- 岩船昌起（1995）上高地，横尾谷の谷底平野における地形形成作用の規模・頻度に対応した先駆層森林群落の動態，季刊地理学，47，163-181.
- 川西基博・崎尾 均・大野啓一（2004）奥秩父大山沢のシオジサワグルミ林における林床植生の成立と地表攪乱，植生学会誌，21，15-26.
- 菊池多賀夫（2001）地形植生誌，東京大学出版会，220pp.
- 気象庁（1996）気象庁観測平年値CD-ROM，気象庁.
- 溪畔林研究会（2001）水辺林管理の手引き，日本林業調査会，213pp.
- 熊木洋太・鈴木美和子・小原 昇編著（1995）技術者のための地形学入門，山海堂，212pp.
- 牧田 肇・菊池多賀夫・三浦 修・菅原 啓（1976）丘陵地付近のハンノキ林・ハルニレ林とその立地に関わる地形，東北地理，28，83-93.
- 正木 隆（1997）カヌマ沢溪畔林試験地—地表変動と密接に関係した森林ダイナミクス—，個体群生態学会会報，54，25-28.
- 村上 亘・島田和則（2004）堰堤後背地に形成される地形面の特徴と優占樹種の相違日本地理学会春季学術大会発表要旨集65，p60.
- 村上 亘・島田和則（2005）堰堤後背地に形成される地形面の特徴と浸食・堆積変化量の経年変化，日本地理学会春季学術大会発表要旨集，67，p256.
- 中村太士（1989）野外科学におけるスケール論—時空間問題の整理—，北海道大学農学部演習林報告，46，287-313.
- 大沢雅彦（1991）パッチサンプリング法によるブータン亜熱帯常緑広葉樹林の植生構造解析，第38回日本生態学会大会講演要旨集，p165.
- 大嶋有子・山中典和・玉井重信・岩坪五郎（1990）芦生演習林の天然林における溪畔林優占高木種—トチノキ，サワグルミ—に関する分布特性の主観比較，京都大学農学部演習林報告，62，15-27.
- 砕屑性堆積物研究会編（1983）堆積物の研究法—礫岩・砂岩・泥岩—，地学団体研究会，377pp.
- 崎尾 均（2002）“水辺林の生態学” 崎尾 均・山本福壽編，東京大学出版会，p21-66.
- 島津 弘（2002）上高地，徳沢—明神間における氾濫限の微地形区分，上高地自然史研究会研究成果報告書，7，1-6.
- 島田和則・村上 亘・野宮治人・坂本知己（2005a）溪畔域における地形と植生の関係解析のための極微地形区分，日本林学会関東支部大会発表論文集，56，197-200.
- 島田和則・村上 亘・野宮治人・坂本知己（2005b）溪畔域における極微地形スケールによる地形区分と木本群落の関係，第52回日本生態学会大会講演要旨集，p138
- 島田和則・村上 亘・坂本知己（2006）溪畔域における極微地形区分と粒径との対応，日本林学会関東支部大会発表論文集，57，（印刷中）
- 村上 亘・島田和則（2005）堰堤建設に伴う溪畔域の地形変化—地形と植生の関係解析のための極微地形区分の提唱—，溪畔林研究会講演要旨集，14，p10
- 清水 宏（2003）溪相調査法，TERRAエンジニアリング，141pp.

田中千亜紀（2004）ダム堆砂地に成立した溪畔林の種組成と粒径組成の関係，日本林学会大会学術講演集，115，p146.

田村俊和（1974）谷頭部の微地形構成，東北地理，26，189-199.

田村俊和（1996）“水文地形学－山地の水循環と地形変化の相互作用－” 恩田裕一・奥西一夫・飯田智之・辻村真貴編，古今書院，p. 177-189,

（島田和則：気象環境研究領域 気象害・防災林研究室）

第2章 土砂動態の変化が溪畔林に与える影響の解明

(1) 研究目的

溪流およびその周辺（溪畔域）の地形は出水やそれに伴う土砂移動といった河川営力による攪乱作用によって形成と破壊を繰り返す。その溪畔域に形成される地形面上には溪畔林が成立する。溪畔林は河川営力による攪乱に適応可能な樹種で構成されており、その成立・更新は流路との比高、距離など攪乱の強度・頻度を決定する地形的要因と密接に関連している（中村、1995）。

地形形成の要因である出水やそれに伴う土砂移動は時として災害と認識される。このため、これを抑制、制御するための治山・砂防事業が実施されている。このことにより攪乱の強度・発生頻度およびその影響範囲が以前とは変化することが予想される。実際、このような変化が溪畔林の成立・更新に影響を与え、それまでの樹種構成およびその分布状況を変化させることが崎尾・鈴木（1997）をはじめとする報告などで指摘され、溪畔域の管理や溪畔林の復元・再生などにあたっては問題視されている。

治山・砂防施設周辺の植生状況については近年徐々に報告されてきている（たとえば小笠原、2001；蔵垣ほか、2002）。しかし、これまでの報告では植生の成立の有無や種構成に調査の重点が置かれ、成立する場の流路との比高、距離など攪乱の強度・頻度を決定する地形的要因の堰堤建設前との相違との関連性についてはほとんど検討されていない。

本研究ではまず溪畔域における治山施設（堰堤）の影響を受けている区間と影響を受けていない区間で形成される地形に相違があるかどうかについて、先の章で提起した地形区分を使用して示す。次に、堰堤建設後の上流側、すなわち後背地での地形変化を浸食・堆積の変化量として定量的に示す。以上の結果から、堰堤建設によって形成される地形は植生の成立・更新する上でどのような場であるかを報告する。

(2) 研究方法

ア 調査地の概要

岩手県雫石町を流れる矢櫃川支流東ノ又沢に設置された3基の治山堰堤のうち、下流側より第Ⅰ、第Ⅱ堰堤とした両堰堤の上流側（後背地）と第Ⅱ堰堤の下流側、および堰堤の影響のない区間と判断した第Ⅰ、第Ⅱ堰堤の中間区間を調査地（以下、南昌山調査地と呼

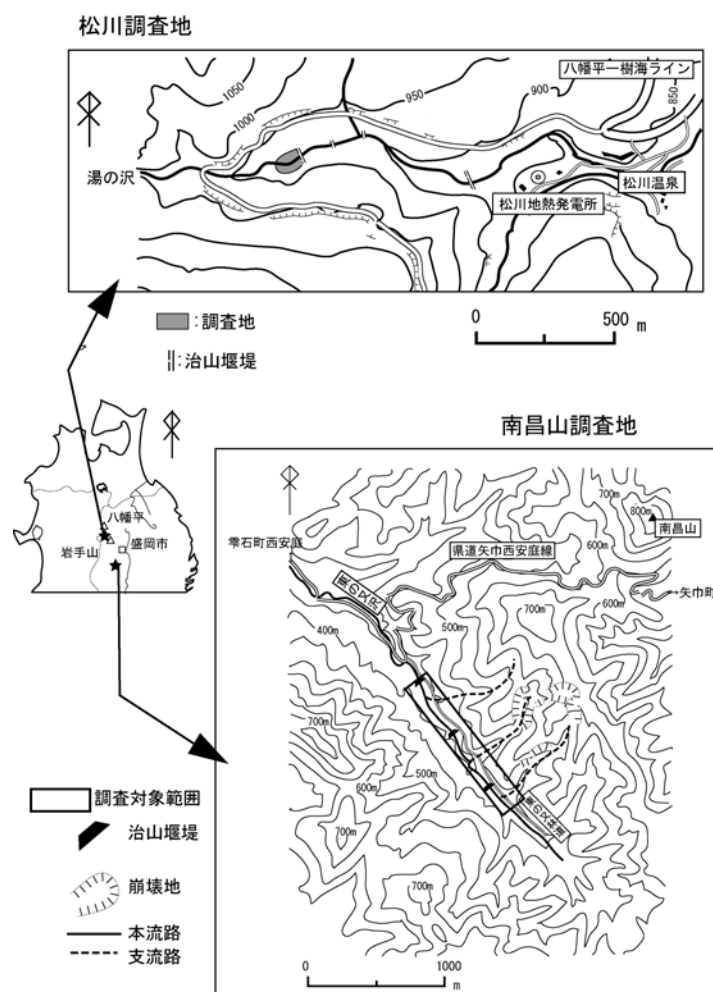


図2-1 調査地位置図

ぶ)として選定した。ならびに岩手県松尾村(現八幡平市)を流れる松川の支流湯ノ沢の最上流に位置する治山堰堤の後背地(以下、松川調査地)も調査地として選定した(図2-1)。

南昌山調査地は標高:350~400m、年平均気温:8.4℃、年降水量:1947mm、温量示数は暖かさの示数(WI):62.2、寒さの示数(CI):-27.2である。松川調査地は標高:900~950m、年平均気温:5.3℃、年降水量:2242mm、温量示数は暖かさの指数(WI):50.0、寒さの示数(CI):-46.0である(気象庁、1996)。各調査地の地質は南昌山調査地が凝灰岩の一種の集塊岩、松川調査地が第四紀火山岩類である(表2-1)。

両調査地の堰堤建設年は、南昌山調査地の第Ⅰ堰堤が1983年、第Ⅱ堰堤が1965年、松川調査地が1981年である。両調査地の堰堤は現在、すべて水通天端まで堆砂が進行している。

表2-1 調査地の概要

	松川調査地	南昌山調査地
平均標高	930m ^{※1}	436m
地質	第四紀火山岩類	集塊岩 (凝灰岩の一種)
年平均気温	5.3℃ ^{※2}	8.4℃ ^{※2}
年降水量	2242mm ^{※2}	1947mm ^{※2}
WI/CI	50.0/-46.0 ^{※2}	69.6/-28.4 ^{※2}
植生状況	ダケカンバ、ブナ、オオシラビンが優占して林冠を構成。林内にはカエデ類、林床はササ。	斜面部(一部溪畔域)にスギやカラマツなどが植林。林齢54年程度。 ほかの溪畔域には施業履歴は確認されないが、伐採などの痕跡有り。
堰堤建設年	1981年(1983年時点で水通天端まで土砂が堆積)	第Ⅰ堰堤:1983年、第Ⅱ堰堤:1965年、第Ⅲ堰堤:1985年(現在は水通天端まで土砂が堆積)。
その他	11月~6月にかけて積雪(最大3m)	堰堤ごとに優占する樹種が異なる。

※1 冷温帯(ブナ帯)植生から亜高山帯植生に遷る境界付近

※2 気象庁:気象庁観測平年値CD-ROM, 1996 より

イ 調査区間における地形区分

まず、両調査地で対象とした区間を測量し、地形区分図を作成した。測量には主に光波距離計(MDL社、イスラエル)を使用した。地形区分は第1章で報告した区分定義で区分した。作成した地形区分図から各区間の区分地形面の面積割合を算出し、比較した。両調査地では調査を開始してからこれまでに発生した出水およびそれに伴う土砂移動によって地形変化が起きている。そのため、流路変動など明瞭な地形変化が認められた際には再度測量を行い、地形区分図の作成および面積割合を算出し、変化前と比較した。

ウ 調査区間の浸食・堆積量の経年変化

松川調査地において、調査区間の浸食・堆積の変化量を算出した。調査を開始した2001年より前については、林野庁撮影の空中写真より作成した調査区間の堰堤を基準とした1m間隔の等高線図から任意のメッシュデータを撮影年ごとに作成し、各年で対応するメッシュの値の差から変化量を算出した。空中写真は堰堤建設前の1978年と堰堤建設後の1983年、1988年、1993年および1999年に撮影されたものを使用し、等高線図の作成は日本森林技術協会に依頼した。2001年以降は現地での測量結果を基にメッシュデータを作成し、対応するメッシュの値の差から変化量を算出した。

(3) 結果

ア 南昌山調査地における区分地形面の面積割合とその変化

調査区間ごとに作成した地形区分図を図2-2に示す。堰堤の影響のない区間、および堰堤の下流側の区間では高位谷底面が広く形成され、中位谷底面、低位谷底面は流路沿いの狭い範囲に形成される。堰堤の後背地、すなわち上流側では、中位谷底面が広く形成され、高位谷底面はほとんど認められなかった。むしろ堰堤建設前にあった高位谷底面が溪床の上昇によって中位あるいは低位谷底面に変わる場合が第Ⅰ堰堤の後背地では認められた。

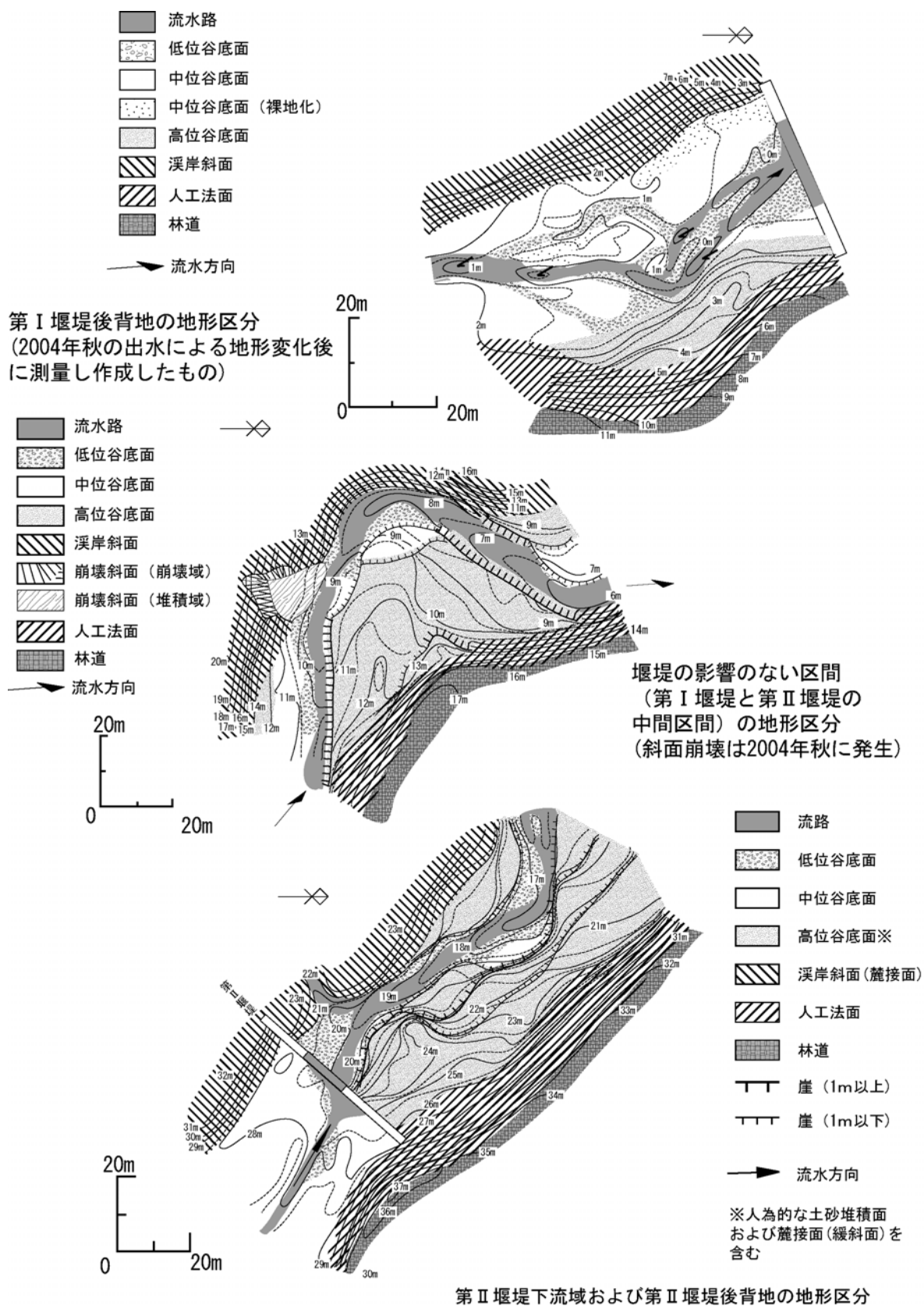


図2-2 南昌山調査地における各調査区間の地形区分図

各区間の区分地形面を面積割合で比較すると（図2-3）、堰堤の影響のない区間および堰堤の下流側の区間では高位谷底面が半分以上の割合を占める。一方、堰堤後背地では中位谷底面が半分以上の割合を占めていた。

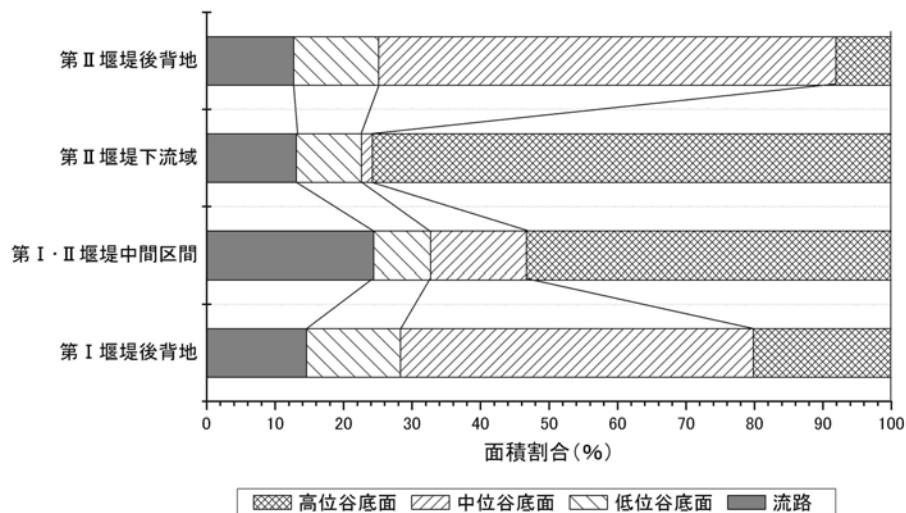


図2-3 各調査区間の区分地形面の面積割合

なお、本調査地では2004年秋に堰堤の影響のない区間の溪岸斜面で崩壊が発生した。崩壊土砂の一部は出水時に下流に移動し、第Ⅰ堰堤の後背地では区分地形面の配置が変化した（図2-4）。しかし、各地形面の占める割合は出水前後でほとんど変化しなかった（図2-5）。

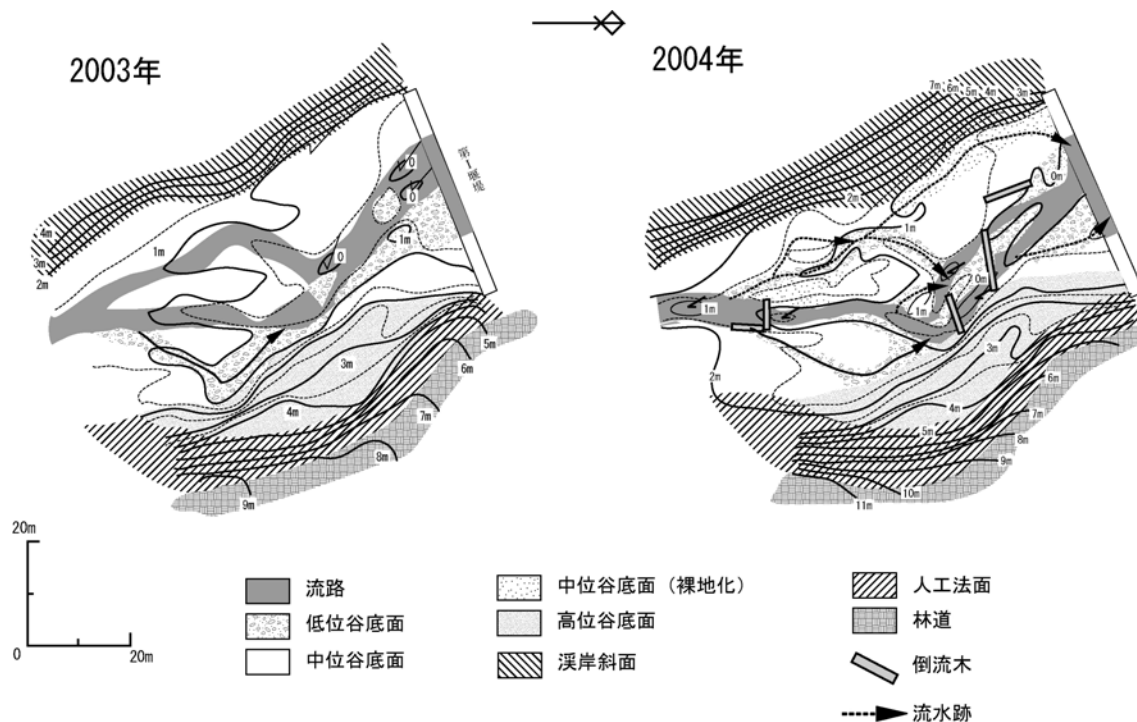


図2-4 第Ⅰ堰堤後背地の地形変化

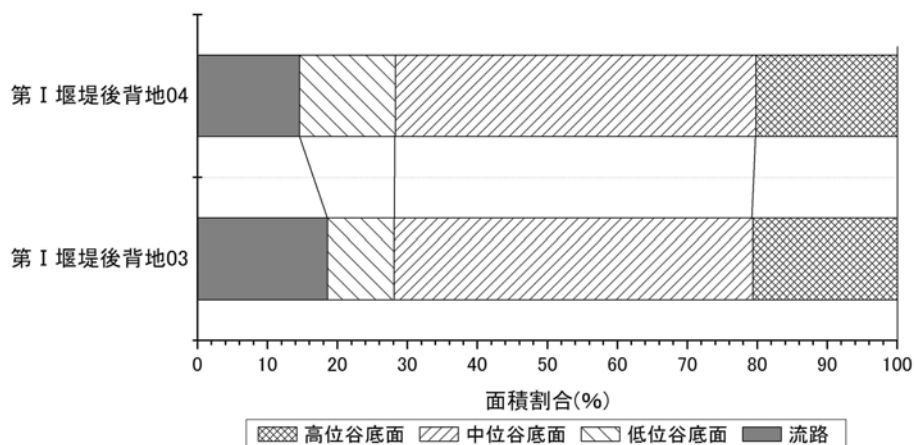


図2-5 第 I 堰堤後背地の区分地形面の面積割合の変化

イ 松川調査地における区分地形面の面積割合の経年変化と堰堤建設後の後背地の浸食・堆積の量的変化

松川調査地の地形区分図を図2-6に示す。松川調査地は南昌山調査地よりも広く、谷底面全域を調査できなかったため、今回の結果に高位谷底面は含まれていない。調査地では2001年6月、2002年8月、2004年7月に出水によって流路変動を伴う地形変化が発生した(写真2-1参照)。地形変化を引き起こした出水は2001年が一番近い気象庁の茶臼山のアメダスデータで82mmの日降水量、2002年と2004年は調査地より3kmほど下流で国土交通省が2002年より観測を開始した降水量データより、それぞれ124mmと121mmの日降水量であった。これは周辺の過去20年間の降水量データから、2001年は2年に一度、2002年と2004年は5年に一度の発生確率に相当すると推算された。



2002年7月(出水前)



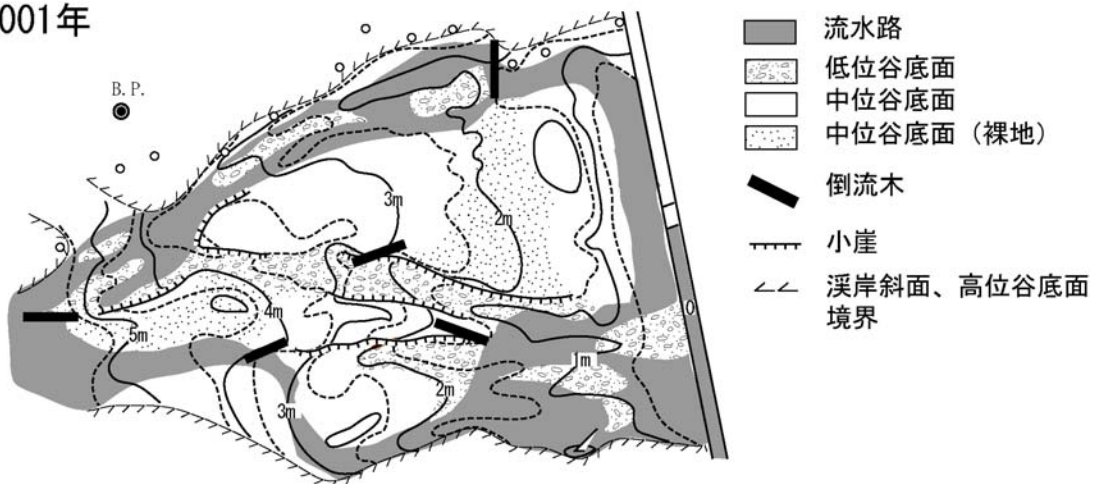
2002年8月(出水後)



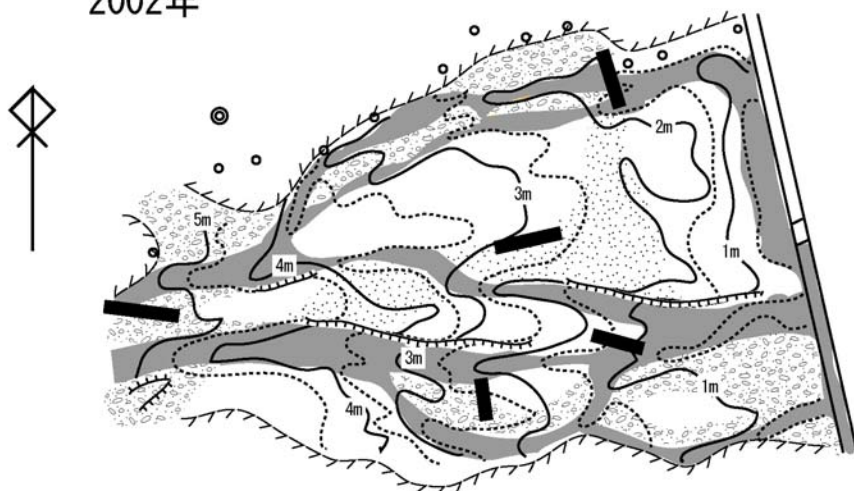
2004年7月(出水後)

写真2-1 松川調査地の景観の変化

2001年



2002年



2004年

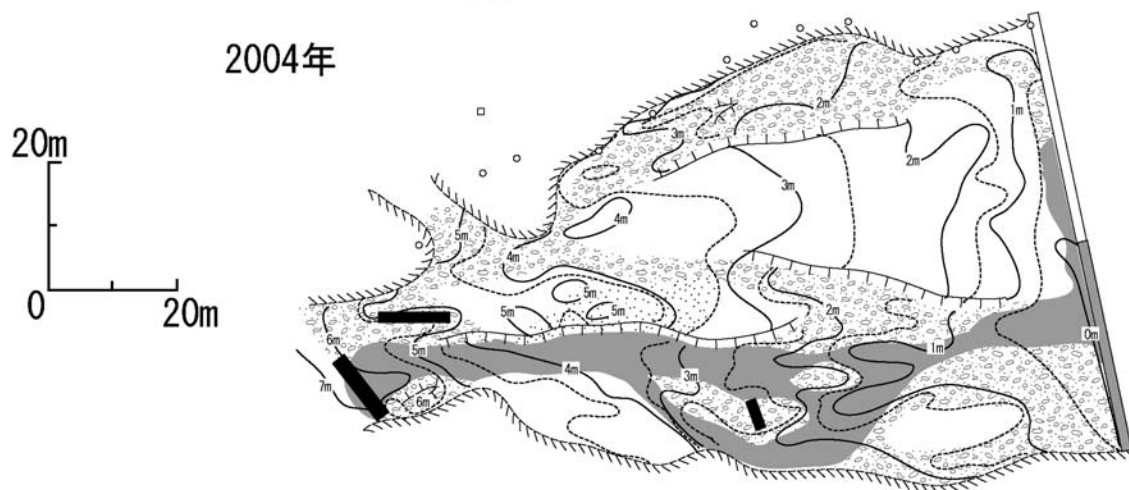


図2-6 松川調査地の地形変化

区分地形面の面積割合は図2-7に示す。調査範囲では中位谷底面が面積割合の半分以上を占める。一方で低位谷底面は流路内の中洲、あるいはかつての流路跡に限定して形成され、面積割合は小さい。

また、南昌山調査地と同様に、出水によって流路など区分地形面の配置は変化するものの、とくに中位谷底面の面積割合に大きな変化は認められなかった。

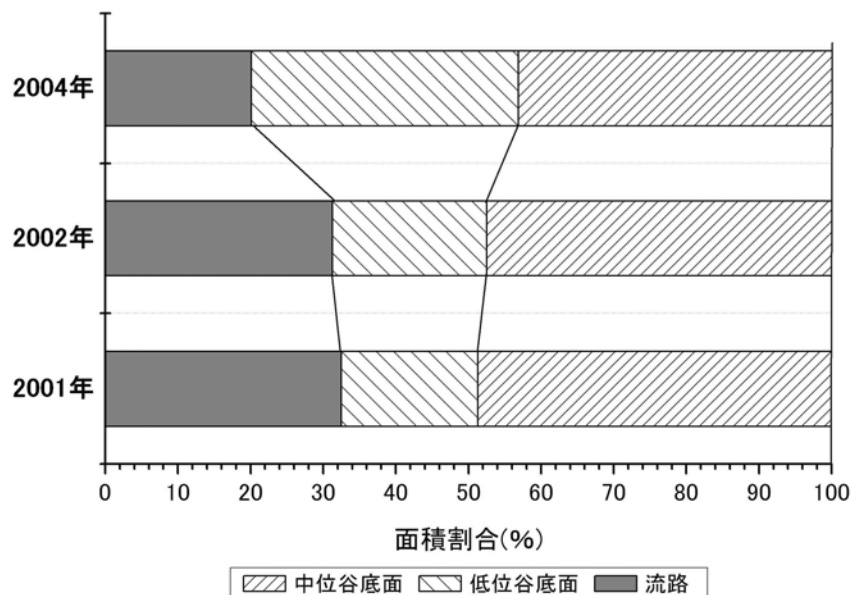


図2-7 区分地形面の面積割合の変化

堰堤建設後、これまでの調査区間の浸食・堆積の変化量の累計を図2-8に示す。堰堤建設後まもなくの1983年から1993年までは調査区間では顕著な堆積傾向が認められた。しかし、以降は浸食・堆積の傾向が計測年によって変動し、ある一定の範囲で浸食と堆積が変動している傾向が認められた。

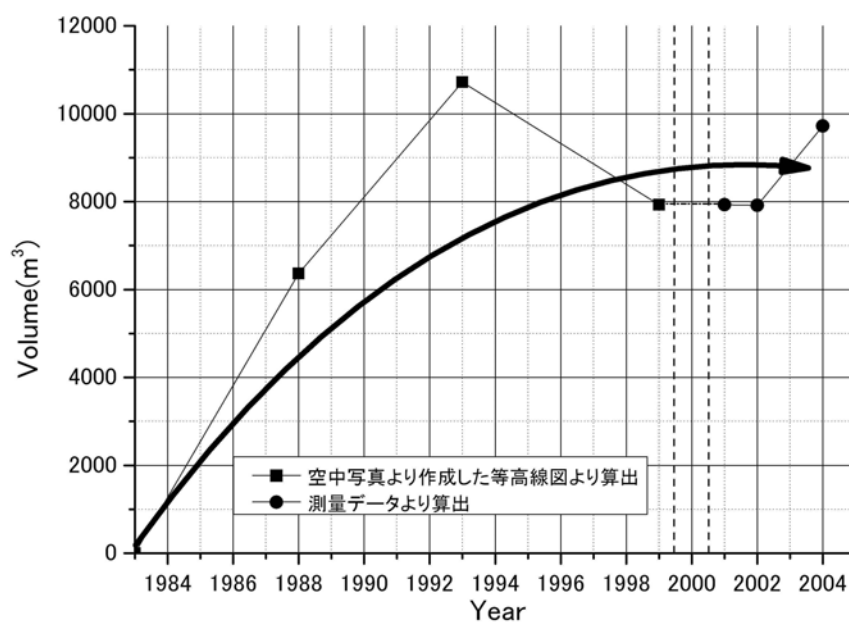


図2-8 松川調査地の浸食・堆積の累積変化量
(1999～2001年は変化していないと仮定して積算)

（４） 考察

堰堤後背地に樹木が成立することは一般的に指摘されている（落合、1981；蔵垣ほか、2002；沼本ほか、2004；厚井ほか、2005など）。南昌山調査地の堰堤後背地に広く形成される中位谷底面は第1章で述べられたようにヤナギやサワグルミ、ヤマハンノキといった比較的寿命の短い樹種が優占する。落合（1981）は堰堤の設置により溪床が安定し、それにより樹木の侵入・成立の基盤が確保されたことが成立の要因であると報告している。しかし、本研究の結果からは、もともと100年スケールで離水していた高位谷底面が堰堤の建設により埋積され、後背地には設置前は流路沿いの狭い範囲にのみ成立していた中位谷底面が拡大したことが推測された。これは堰堤後背地では、出水およびそれに伴う土砂移動による攪乱を相対的に受けやすい地形面が拡大したことを意味している。

一方で、高木・中村（2003）は流量調節ダムの下流側を調査し、攪乱頻度の低い場の拡大とそれに伴う樹木の遷移を報告している。南昌山調査地の堰堤の下流側でも高位谷底面という100年スケールで離水する地形面が広く形成されている。

このように堰堤が建設されると、上流側と下流側で地形面の構成が異なった変化を示した。その結果、堰堤の後背地では攪乱頻度が相対的に高い中位谷底面の形成範囲が拡大し、その環境に適応した樹木が侵入・成立するという結果が示され、下流側では高位谷底面が広く形成されるため、逆に樹木の遷移の進行が予想された（第1章（４）考察より）。

堰堤の後背地である松川調査地では、2年に一度の確率降雨で発生する出水で流路変動を伴う地形変化が起きている。調査区間における浸食・堆積の量的な変化は、出水ごとに浸食あるいは堆積傾向が卓越するが、経年的に見ると浸食量≒堆積量となっている。これは調査地では比較的高頻度に地形は変化しやすくなったが、量的には動的平衡状態を保っているということを示していると考えられる。

両調査地でこれまでに発生した地形変化は5年に一度以下の規模の確率降雨で発生している。これまでに確認された堰堤後背地での地形変化をみると、堰堤建設後ある程度堆砂が進んだ状態の場所では、流路変動など地形の配置は変化するが区分地形面の面積割合は変化していない。堰堤建設後も高位谷底面として区分された場所は100年スケールで離水しているため、確認された出水による地形変化の影響は受けていない。高位谷底面に影響を与える規模の出水でおきる地形変化については不明だが、低位および中位谷底面に影響を与える規模の出水による地形変化では、形成される区分地形面の面積割合はほとんど変化しないことが考えられる。

（５） 今後の問題点

堰堤建設後のとくに後背地の地形変化の概要を図2-9に示す。今回対象とした治山施設は不透過型の堰堤である。このほかにスリットなどを入れた透過型のダム、あるいはダム高を低くし、複数設置した低ダム群工などがある。これらの付近に形成される地形面の特性は不透過型ダムとは異なる可能性がある。また、不透過型の堰堤でも設置間隔、あるいは水抜き穴の機能の有無などによっても形成される地形の特性が異なる場合が考えられる。その場合、堰堤周辺の溪畔域に成立する樹種の構成が異なることが推察される。このため、このような工種・工法の違いによる影響についても明らかにする必要がある。

今回の調査地の堰堤の後背地では比較的寿命の短い樹木が優占していたが、同一の溪流に設置した堰堤であっても、堰堤ごとに優占する樹種および構成は異なっていた。この理由としては、構成する堆積物の粒径組成や水分条件の違い、あるいは母樹の存在の有無などが考えられる。今後の治山・砂防事業において、植生の保全・復元を検討する際にはこれらのことも明らかにする必要がある。

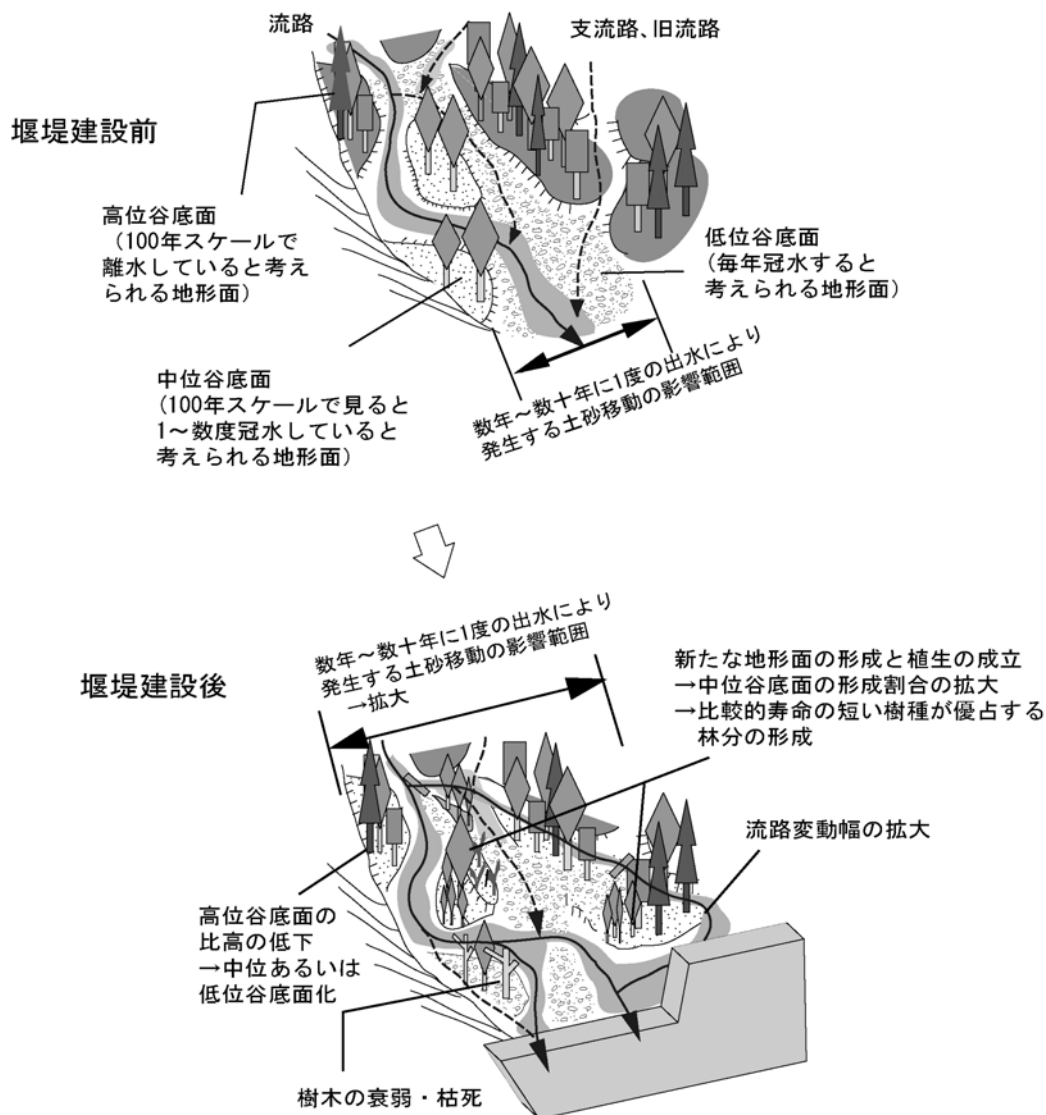


図2-9 堰堤建設に伴う後背地（上流側）の地形変化の概念図

（6）要約

溪畔域において、出水およびそれに伴う土砂移動といった攪乱を受ける頻度や強度に応じて形成される地形面が治山堰堤の建設によりどのように変化したのかについて、第1章で提起した地形区分を使用して、堆砂が進行した堰堤において明らかにし、形成される地形環境が植生の成立・更新する上でどのような場となるか検討した。その結果、堰堤後背地では攪乱頻度が相対的に高い中位谷底面の形成範囲が拡大し、その環境に適応した樹木が侵入・成立するという結果が示され、下流側では逆に相対的に攪乱頻度が低い高位谷底面の割合が高く、樹木の遷移の進行が予想された。

また、堰堤後背地での地形変化を浸食・堆積の変化量として量的に提示した。その結果、堰堤後背地での浸食・堆積の変化量は経年的に見ると浸食量≒堆積量となり、堆砂が進行した堰堤後背地では比較的高頻度に地形は変化しやすくなったものの、量的には動的平衡状態を保っていることが考えられた。

引用文献

気象庁（1996）気象庁観測平年値CD-ROM，気象庁.

蔵垣一美・沼本晋也・林拙郎・近藤観慈（2002）鈴鹿山系朝明川扇頂部における溪畔林の経年変化，中部森林研究，50，249-252.

厚井高志・堀田紀文・鈴木雅一（2005）航空写真を用いた最上川流域における砂防堰堤堆砂地への植生侵入の実態と侵入時期に関わる要因把握，砂防学会誌，58-3，15-24.

沼本晋也・蔵垣一美・林拙郎・近藤観慈（2004）朝明川源頭部金山谷における水辺林植生の侵入・回復過程，日本林学会大会学術講演集，115，144.

中村太士（1995）河畔域における森林と河川の相互作用，日本生態学会誌，45，295-300

落合博貴（1981）溪床固定が堆積地の植生侵入に与える影響，緑化工技術，8-2，22-27

小笠原正太（2001）治山ダム堆砂敷に侵入した広葉樹と災害緩衝林造成に関する一考察，第40回治山研究発表会論文集，211-219

崎尾均・鈴木和次郎（1997）水辺の森林植生（溪畔林・河畔林）の現状・構造・機能および砂防工事による影響，砂防学会誌，49-6，40-48

高木麻衣・中村太士（2003）ダムによる流量調節が河畔林に及ぼす影響について—北海道札内川の事例—，日本林学会誌，85-3，214-221

（村上 亘：東北支所・森林環境 G）

第3章 冷温帯溪畔域における溪畔樹種の更新特性の解明

(1) 研究目的

近年、生物多様性の保全の観点から、水辺林の重要性が指摘されている。人工林地帯にあっても、水辺林を積極的に保全もしくは修復することが望まれている。しかし、水辺域は古くから人為の影響を受けてきており、本来の水辺林の姿をとどめていないことも多い。このことは、比較的上流部の溪畔域においても同様である。

ハルニレは、冷温帯山地河畔林の主要な構成樹種（宮脇 1988）であり、しばしば優占林をつくることが知られているが、そのハルニレ林の更新様式については未解明の部分が多い。流路から少し比高の高い平坦地に成林していることが多く、大規模攪乱を更新機会として一斉林的に更新（今・沖津 1999 ; Sakai et al. 1999）すると考えられているが、一方で、遷移の進行にともなって先駆種に続いて侵入してくる（進ほか 1999）との主張もある。また、林内に更新稚樹を持たない林分構造をとること（館脇 1961 など）が多く示されている。しかし、いずれにしても動的なデータとして示されたことはない。

また、ハルニレが優占林をつくとされる一方で、比較的まとまった面積で存在する成熟した林分は多くない。奥日光（館脇 1966 ; Sakai et al. 1999）や上高地（進ほか 1999）で知られているような、広い氾濫原に成立するハルニレ林は、北海道や東北においても貴重な存在となっているようである（牧田ほか 1976 ; 並川・奥山 2001）。国内において、人間活動の影響を受けずに残された平坦な氾濫原は、ほとんど存在しないであろう。そのなかで残存するハルニレ林は、流域の中で断片化した一部分であったり、林道から遠かったり地形的にアクセスが悪いなどという理由で、人間活動の影響を受けにくい特殊な立地の林分である可能性がある。

本研究では、河川攪乱がハルニレ林の更新にあたる影響を明らかにすることと、河川が連続する集水域全体の中でハルニレ本来の生育適地を評価することを目的とした。そのため、砂防堰堤の堆砂面に残存するハルニレ林とその周辺を固定試験地として設定し、溪畔林の林分構造とハルニレ実生の生残を追跡するとともに、人為的な土地利用がされた現状からハルニレの生育適地を推定するため、固定試験地を含む周辺に残存するハルニレ個体の分布を明らかにした。

(2) 研究方法

ア 調査範囲

栃木県塩谷郡栗山村土呂部地区を調査範囲とした（図 3-1）。地区の標高は、900m～1398m でブナ帯に該当し、地区全体で一つの集水域となっている（写真 3-1-A）。自然度の高い森林においては、山頂付近の尾根にはクロベやチョウセンゴヨウが出現し、斜面ではブナやミズナラが優占する。地区の中心を流れる本流（土呂部川）には、9本の支流（沢）が流れ込み、溪畔樹種のハルニレ、トチノキ、カツラ、サワグルミなどが分布している。本調査範囲における沢とは、おおむね二次水流であり、支沢は一次水流、本流は三次水流となる。

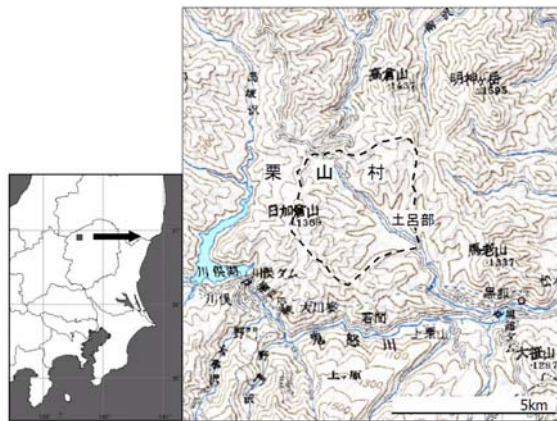


図3-1 栃木県塩谷郡栗山村土呂部地区



写真 3-1 A：栃木県塩谷郡栗山村土呂部地区、B：河川敷に残るハルニレ林、
C：地区の神社境内に残るハルニレ

イ 固定試験地

2001年に、サワラヤマ堰堤上部の堆砂面に、0.65haの固定試験地を設定して、毎木調査（2001, 2004年）と測量を行い、残存する溪畔林の林分構造およびハルニレの個体群構造を明らかにした。サワラヤマ沢では、1929-39年にかけて製炭目的で天然林の伐採が行われたのち、1974-83年にかけてスギとヒノキの人工造林が行われている（写真3-2）。固定試験地内に残存する溪畔林において、成長錘コアを採集し、林齢を推定した。2000年秋に、0.5m²の調査枠を固定試験地内に180個設定し、実生の発生と生残を調査した。

2001年10月に、ヘリコプターからのレーザー測量により調査林分周辺の地形図を作成した。栃木県庁に保管してあった1966年の砂防堰堤建設時の図面を入手した。両者を比較することで、砂防堰堤の建設による堆砂の実態を明らかにした。

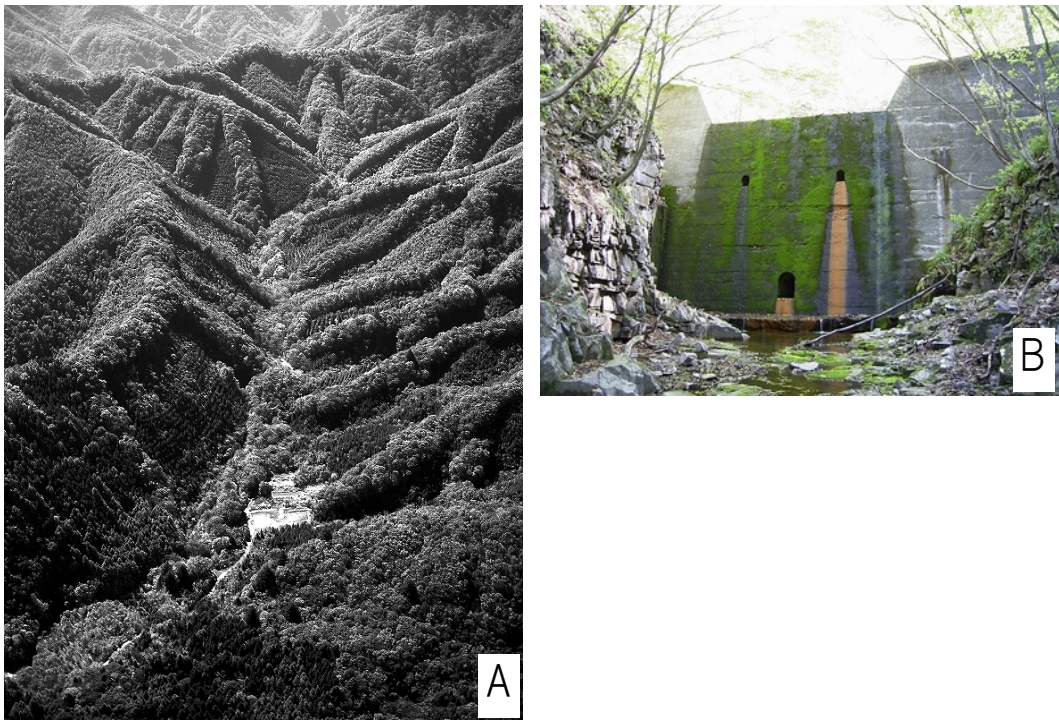


写真 3-2 A : サワラヤマ沢（谷底と保残帯には薪炭伐採後の二次林が成立している）、
B: サワラヤマ堰堤（1966 年竣工、高さ 6.8m）

ウ 降雨強度

固定試験地からおよそ 1km 離れた土呂部地区内にアメダス地点があり、1978 年以降の降雨データを利用した。また、奥日光中禅寺湖畔の中宮祠観測地点における、1966 年以降の降雨データを参考とした。

エ 個体位置の測定

土呂部川の雄滝より上流（上土呂部）を調査範囲として、土呂部川本流と、そこに流れ込む 9 本の支流について踏査し、胸高直径 40cm 以上のハルニレ個体のサイズ（DBH）と位置を記録した。ハルニレ個体位置の記録には、Garmin 社製小型 GPS（GPSmap76s）と簡易測量を併用した。

オ 土地利用の把握

地区の森林の利用について、森林施業実施計画図（1998）や、斎藤・山本（1992）の資料を収集するとともに、地元で聞き取り調査を行った。

カ 河川地形の把握

踏査した9支流のうち、キド沢、オホツパ沢、サワラヤマ沢の3沢では、本流などに合流する地点から上流側へ1400m～1900mの範囲で、およそ50m毎に河道幅と谷底幅を測量し、ハルニレの分布との対応をみた。

（3）結果と考察

ア 固定試験地の林分構造

林分の組成は、胸高断面積合計の相対優占度%で、ハルニレ（41.4）、ヤマハンノキ（14.2）、カツラ（11.4）、トチノキ（6.9）、オヒョウ（4.8）、オノエヤナギ（4.4）の順で、良好な組成の溪畔林であった（図3-2）。

固定試験地全体での個体数の胸高直径階分布を図3-3に示す。ハルニレの分布は、胸高直径階級の10cm未満にピークがある他に、30cm～50cmのサイズにも集中がみられる。ハルニレ小径木（胸高直径階級20cm未満）と同時に出現する種は、ヤマハンノキ、フサザクラ、キハダ、ミズキなどであった。空間分布をみると、ハルニレ林冠木（胸高直径階級20-50cm）の下に、ハルニレの小径木や稚樹（稚樹：樹高2m以上、胸高直径5cm未満）は存在せず、それぞれ別のパッチを形成していた。

固定試験地で2回の毎木調査を行い、2001年から2004年の3年間で、調査林分の胸高断面積(BA)合計は、15.2m²/haから17.1m²/haに増加していた。谷底部にはギャップや若齢パッチが含まれるためBA合計は比較的小さい。しかし、ハルニレ・チドリノキ・イタヤカエデ・サワグルミなどで新規の加入個体が多く、幹数の増加が目立った。

過去の空中写真と成長錘コアの読みとりから、固定試験地内に存在した溪畔林の林冠木は、樹齢が60-80年生と推定され、炭焼きを行った時期に定着したと考えられる（図3-4）。

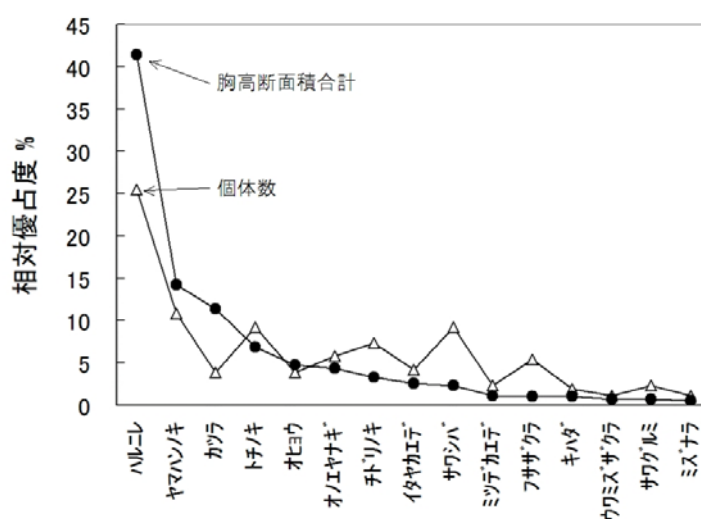


図3-2 固定試験地に出現した樹種の種順位曲線（上位15種）

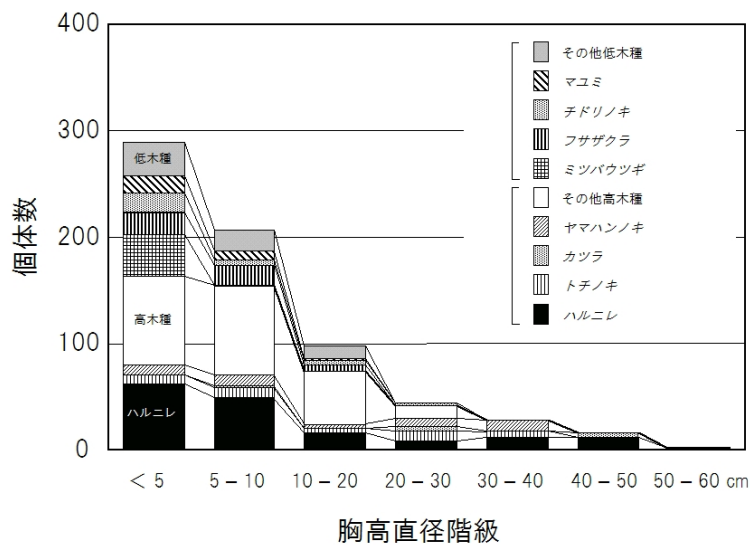


図 3-3 サワラヤマ沢堰堤上の残存溪畔林および
その周辺に成立した若齢林を含んだ固定試験地の林分組成

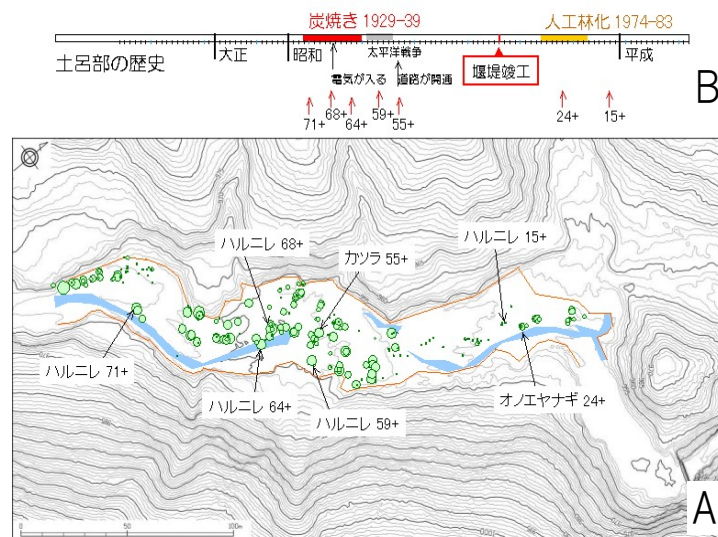


図 3-4 A : 固定試験地に残存する溪畔林の構成個体の空間分布,
B : サワラヤマ沢における人為攪乱の年表
(地図および年表に記入した数字は成長錘コアによる推定樹齢)

イ 砂防堰堤建設による堆砂面の形成と河道の変化

砂防堰堤の設計資料から、旧河道の位置を復元した（図 3-5-A）。堰堤の直上では小規模のプールが存在し、完全に満砂してはいない。しかし、設定した固定試験地全体が堆砂の影響を受けていた（図 3-5-B, C）。すなわち、堰堤直上では 5m を超える堆砂があり、固定試験地の最上流部（図 3-5-B）では河道が変化したことが確認できる。堰堤上流部での砂礫の堆積作用によって、河道の変更や新たな堆積面の形成が確認された。

アメダスのデータから、土呂部では約3年に1度の頻度で日降水量が200mmを超える降雨を観測していた（図3-6）。1998年に日降水量200mmを超える3度の降雨を記録し、その都度、増水によって谷底の微地形が変化したことを確認した。しかし、その増水によって胸高直径5cmを超える高木の死亡はなかった。

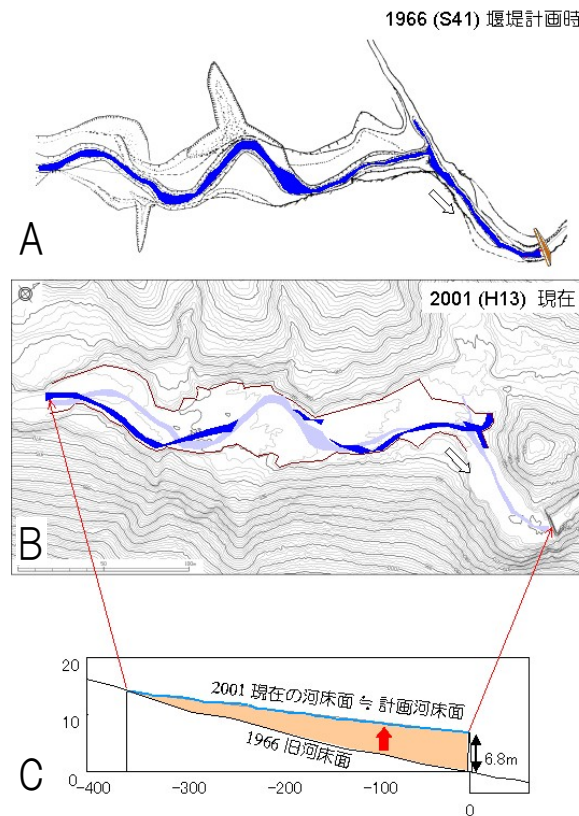


図3-5 A：サワラヤマ堰堤建設前の河道（1966年）、B：堰堤建設後の河道（2001年）、C：河床断面図

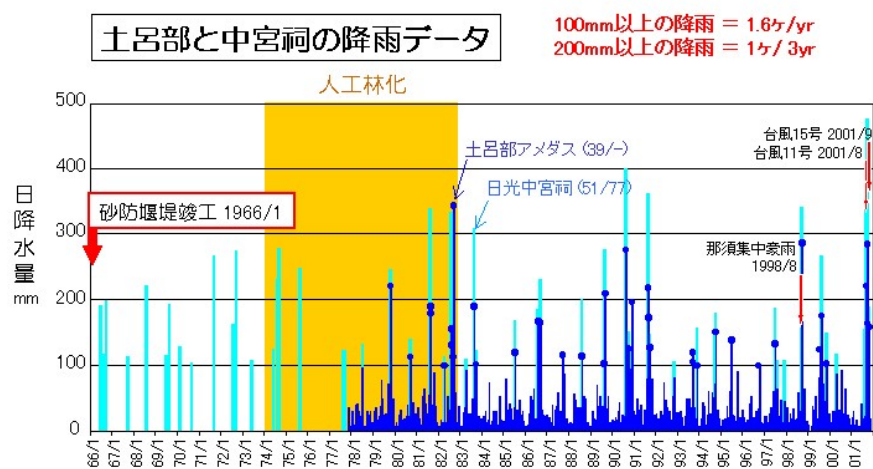


図3-6 土呂部と中宮祠のアメダス降雨データ

ウ 河川攪乱と実生の定着

2000 年 7 月と 10 月に、サワラヤマ沢の固定試験地において、ハルニレの実生数を測定した。1998 年 8-9 月の増水では、林床を攪乱された明るい場所でのみ、ハルニレの芽生えが多く発生した（図 3-7-B, 写真 3-3）。林内では、ハルニレの当年発芽も 2001 年春の翌春発芽も確認できなかった。1998 年に攪乱を受けた立地とそうでない立地に分けると、2000 年に発生した実生の平均は、それぞれ $93.1/\text{m}^2$ と $54.0/\text{m}^2$ であった。さらに、最も実生が多く発生した地点は、それぞれ $878/\text{m}^2$ と $162/\text{m}^2$ となり、1998 年に新しく攪乱を受けた立地で多くの実生が発生していた。一方で、10 月までの生残率は、70.7%および 66.4%と大きな差はなく、2001 年 8-9 月の増水で調査区が立地ごと流出したことの影響が大きい。（図 3-7-C）。

2001 年の河川攪乱で破壊されなかった実生調査枠のうち 19 個に生残していたハルニレ実生 659 個体の発生年と実生高を、図 3-8 に示す。2000 年に発生した個体が最も多く、次いで 1998 年、2003 年に発生した個体数が多い。1998 年の攪乱で形成された更新面にはハルニレ実生が多く生き残り、一斉同齢林分を形成する可能性があるが、2001 年以前に発生した個体の成長が鈍化しているようである。これは、草本層との競争によるものかもしれない。

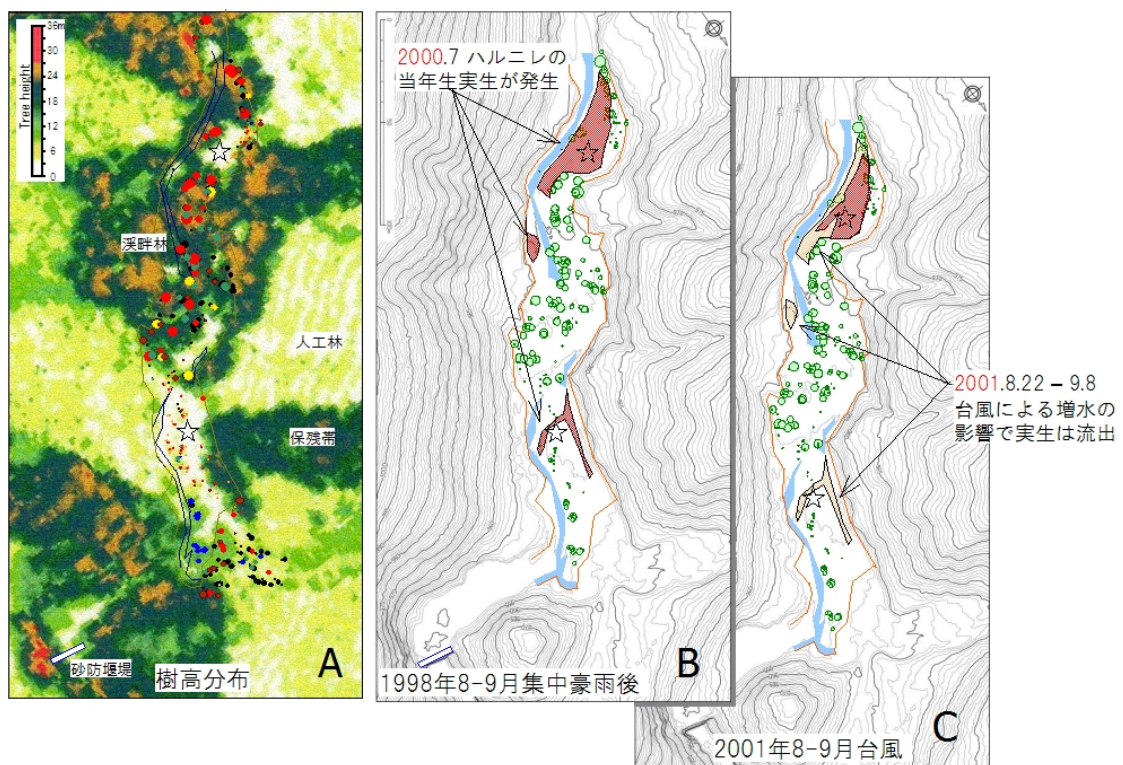


図 3-7 A : 固定試験地周辺の樹高分布および毎木位置図、
B : 1998 年の河川攪乱後のハルニレ実生の発生区域、
C : 2001 年の河川攪乱によるハルニレ実生の流出・残存区域
(地形図は 2 回目の攪乱後の 2001 年 10 月に作成。☆はギャップ位置を示す。)

アメダスデータのある 1978 年以降、この地域においては、3 年程度の間隔で、増水による谷底の攪乱が起きており、その攪乱から少し遅れてハルニレの実生が定着しているようである。図 3-7 で示したような実生定着面の形成と破壊を繰り返す過程を経て、堰堤建設によって次第に広がっていく堆砂面へ、残存する溪畔林が種子供給源となって、不連続的に定着したものと推察される。ハルニレが更新する際には、一斉に発芽し同一齢となる小面積林分が形成されるが、林分全体としては、定着年の異なる小面積林分で構成されたパッチ構造をとると考えられる。



写真3-3 2000年夏にハルニレの実生が発生した（調査円は0.5m²）

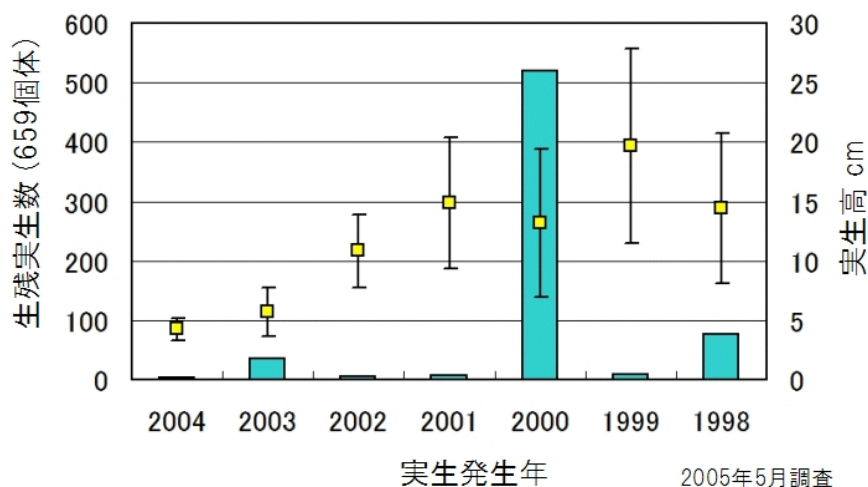


図 3-8 2005 年 5 月に生残した実生（659 個体）の発生年と実生高

エ 地区全体におけるハルニレの分布

調査範囲全体から 352 個体を確認した（図 3-9-A）。胸高直径が 1m を超える個体は 5 個体を確認できたが、成長錘コアからは、およそ 200 年生と推定された。サイズ分布は右下がり、サイズが大きくなるとともに、個体数は漸減した（図 3-9-C）。ハルニレの分布は本流沿いが最も多く、134 個体が存在していた。ほぼ同様の河川長の 4 支流のうち、オホツパ沢が 82 個体で続き、以下キド沢（48 個体）、サワラヤマ沢（44 個体）、タチグラ沢（14 個体）の順であった。

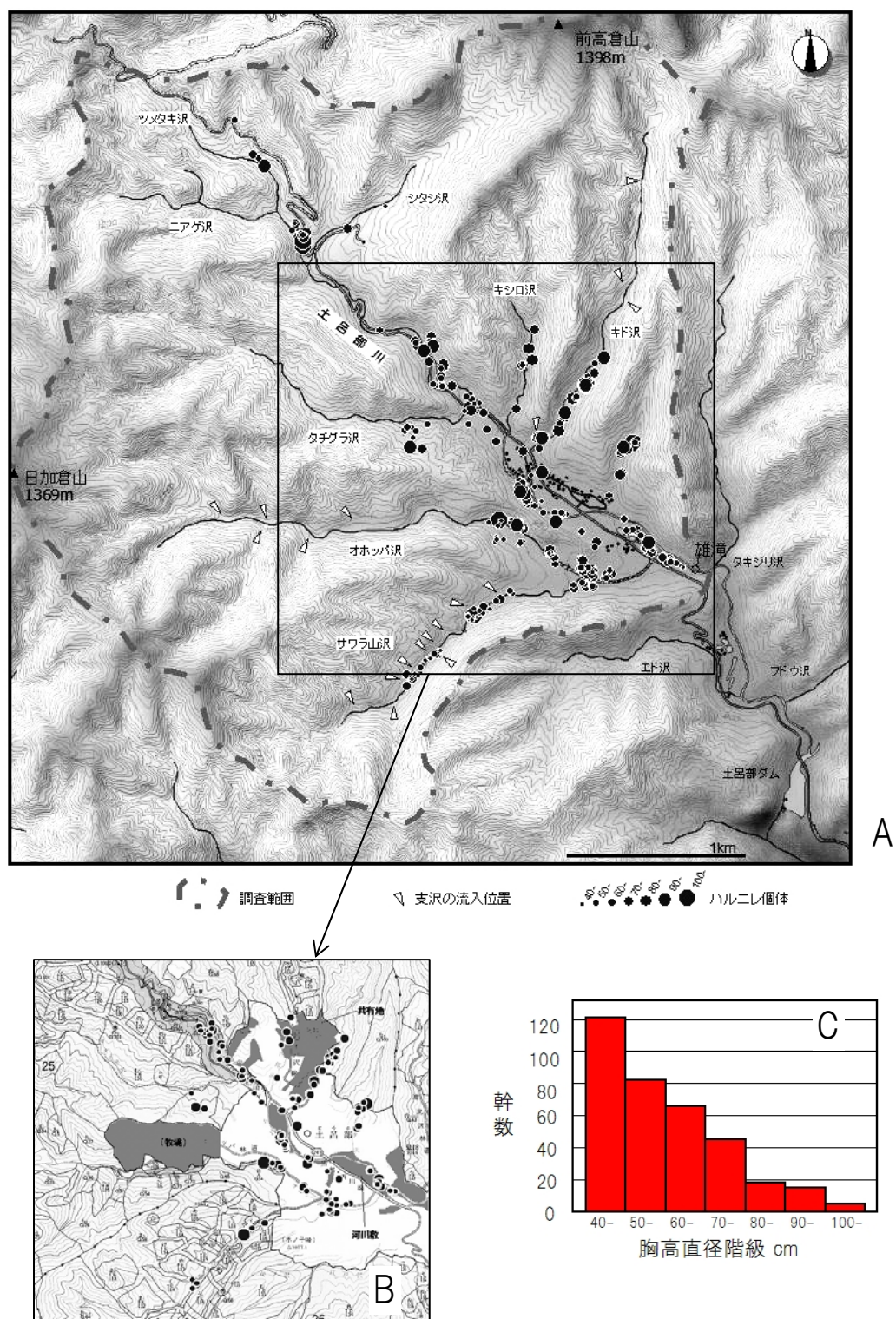


図 3-9 A : 栃木県塩谷郡栗山村土呂部地区におけるハルニレ個体 (DBH $\geq$ 40cm) の分布、
B : 地区の土地利用とハルニレの分布、C : 確認できたハルニレ 352 個体のサイズ分布

オ 土地利用とハルニレの分布

土呂部川周辺には民家と耕作地が集まり、江戸時代中期以降から土地利用されているようである。大正から終戦後くらいまでは、国有林を払い下げての炭焼きが行われ、それ以降は、人工林造成が行われた。支流ごとに森林施業の履歴は様々であるが、炭焼きが行われる以前は、集落に近い部分を除いて、広葉樹天然林が広がっていたようである。サワラヤマ沢では、炭焼きが行われた後の2次林を小面積皆伐して人工造林が行われている。オホツパ沢では、沢の下流は炭焼きが行われた後で放置されており、上流は広葉樹天然林の卓抜が行われた。タチグラ沢では、大面積での一斉皆伐と人工造林が行われた。シタシ沢では広葉樹天然林を皆伐した後で草地として維持している。キシロ沢および本流沿いでは、広葉樹天然林を小面積皆伐して人工造林が行われている。土呂部川上流の谷底周辺と、キド沢には、自然度の高い森林が、比較的まとまって残されている。

地区の神社境内には胸高直径が1mを超える個体が残っていた(写真 3-1-C)。この個体は調査個体の中で最大クラスの個体である。林型では、天然林や共有地や河川敷(写真 3-1-B)にサイズの大きな個体が多く存在していた。共有地や河川敷は、水防のための森林として残されてきた経緯があるからであろう。一方で、人工林や2次林の中にも、切り残しと思われる個体が混生していた(図 3-9-B, 表 3-1)。

表3-1 土地利用区分とハルニレのサイズ分布

	胸高直径クラス(cm)							計
	40-	50-	60-	70-	80-	90-	100-	
国有林								
天然林	13	20	19	10	6	6	2	76
高齢2次林	7	3	2	4	2	1	1	20
若齢2次林	35	9	7	2		1	1	55
人工林		1	2					3
国有林 計	55	32	28	16	8	8	4	151
民有地								
2次林	38	19	15	10	3	1	1	87
河川敷	17	16	18	9	1	2		63
共有地	11	13	4	6	5	2		41
人工林		2	1	2		1		6
その他				2	1	1		4
民有地 計	66	50	38	29	10	7	1	201
総計	121	82	66	45	18	15	5	352

表3-2 地形とハルニレのサイズ分布

	胸高直径クラス(cm)							計
	40-	50-	60-	70-	80-	90-	100-	
斜面	4	8	3	3	2	1		21
谷底面	86	52	44	30	14	13	5	244
沢と本流の合流点	19	14	15	9	1			58
支沢と沢の合流点	12	8	4	3	1	1		29
計	121	82	66	45	18	15	5	352

カ 河川地形とハルニレの分布

地形では、谷底面に成立する個体数が卓越していたが、河道から 40m 以上も上方の斜面に成立する例もあった（表 3-2）。谷底面の中でも、支沢の合流点など側方から砂礫が供給され堆積する場所に成立している事例も多く観察された（表 3-2）。サワラヤマ沢では、支流の奥にまでハルニレが点在し、更新サイトも存在した。支沢が多いというサワラヤマ沢の地形的な特徴によるものであろう。

図 3-10 に 3 支流の谷底幅と河道幅の変化を示す。支流下部（山地河畔域）では谷底幅が広がっているが、上流に向かうにしたがって徐々に狭くなり、途中からは谷底幅と河道幅が、ほぼ等しくなっていた（溪畔域）。支流下部では、護岸工によって河道が固定されて谷底が安定し、現在では河川攪乱の影響を受けないと考えられる。支流への堰堤建設の影響で、堰堤上部の谷底幅が広がっていた。支流の最上流域まで踏査を行ったが、調査対象としたハルニレ個体（DBH $\geq$ 40cm）は、支流下部（山地河畔域）に分布していた。

堰堤の建設は、その上流側に広い堆積面を形成することから、よりハルニレが分布しやすい状況を創り出す可能性があるが、もともとハルニレの分布していない溪畔域に建設した堰堤（例えばオホツパ沢の堰堤）では種子の供給が無いため、ハルニレの侵入は困難であると考えられる。

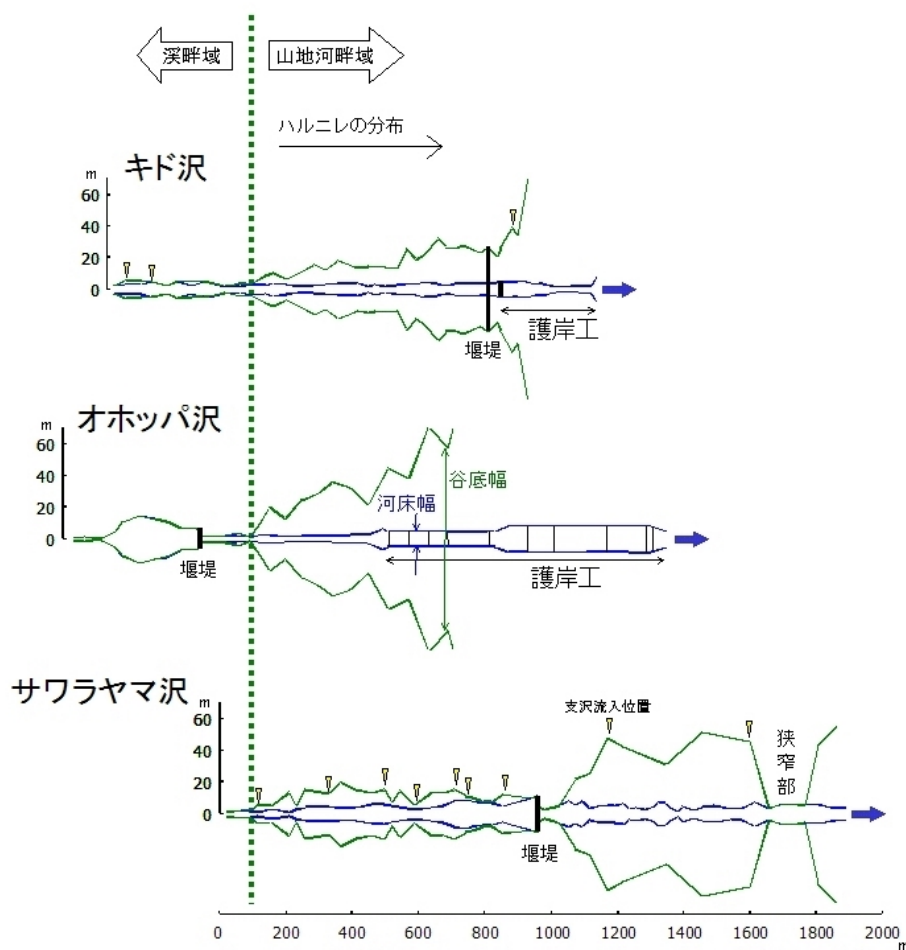


図3-10 キド沢、オホツパ沢、サワラヤマ沢における河道幅と谷底幅の分布
ハルニレは谷底幅が河道幅よりも広くなる部分（山地河畔域）に分布していた

（４） 結論

ハルニレが更新する立地とは、光が十分に供給され、増水によって林床が攪乱を受けた場所であり、その後の攪乱を受けない場所だと考えられる。砂防堰堤上の堆砂面に設定した固定試験地では、河川攪乱による堆積面の形成と破壊が繰り返され、定着年の異なるハルニレの小林分がパッチ状に成立していた。支流の上流域、すなわち溪畔域では、河道幅と谷底幅がほぼ等しく、河川攪乱の際には谷底面の全面が攪乱の影響を受けてしまうのに対して、山地河畔域では、一度の河川攪乱で谷底の全面が破壊されないだけの十分な谷底幅があり、ハルニレの実生が定着するのに都合がよいと考えられる。支沢からの砂礫の供給も、堆積作用を大きくすることと、谷底面に起伏をつけて河川攪乱の影響の受け方を多様にするすることで、ハルニレの定着に寄与していると思われる。

調査対象とした土呂部地区において、踏査の結果明らかになったハルニレの分布は、河川に近い平坦地の農耕地や居住地の間に点在していた。人為的な土地利用がされる以前には、支流の下部から本流沿いの平坦地にかけて広い範囲で、河川攪乱による堆砂作用が起きていたと考えられるが、人家近くの河川の河道は固定されており、もはや河川攪乱の影響が及ばない環境に変化している。そのため、ほとんどの河川でハルニレの自然な更新が妨げられることとなり、そのことが、ハルニレの更新についての報告が少ない一因であると考えられる。そのため、本来の生育適地であっても、そこに分布できるかどうかは、人為的な土地利用の影響が大きいだろう。

（５） 今後の問題点

本研究で主要な調査地としたのは、砂防堰堤上の堆積面である。調査を開始した 2000 年には、堰堤建設（1966 年）から 34 年が経過し、堰堤上はほぼ満砂していた。堰堤上の堆積面では、増水によって河道が変化し、河川の自然な動態とも考えられる現象を観察することができた。河道の変化をある程度許容できたことで、堰堤堆積面が溪畔林の更新立地として機能したと考えられる。ただし、他流域においても堰堤堆積面が同様の機能を発揮する保証は無く、完全に満砂した場合の河川の動態は自然とは異なる可能性もある。事実、満砂した堆積面が無流木地のままである堰堤も多く観察される。今後は、多くの堰堤で調査を行い、堰堤堆積面が更新立地として機能するために必要な、攪乱の頻度や強度を定量化することが必要であろう。

（６） 要約

栃木県塩谷郡栗山村土呂部地区（ブナ帯）で調査を行った。ほぼ満砂した砂防堰堤上の堆積面に 0.65ha の固定試験地を設定し、河川攪乱がハルニレ実生の定着に与える影響を明らかにした。ハルニレは、河川攪乱によって形成された新しい堆積面で一斉に更新すると考えられた。その一方で、河川攪乱はその定着サイトを破壊する作用もあるため、ハルニレ林の林分構造は、定着年の異なる小面積林分で構成されるパッチ構造をとると考えられた。土呂部地区全体で、胸高直径 40cm 以上のハルニレ 352 個体の分布を踏査した。ハルニレの分布は、河川に近い平坦地に点在しており、人間の土地利用による影響を強く受けていた。ハルニレは、土砂が供給されて堆積が起きる場所で定着可能であることが示唆されたため、地形的には、河道幅よりも谷底幅が広がった、支流の下部から本流沿いの平坦地にかけての広い範囲が、本来の生育適地であると推測された。

（７） 引用文献

今博計・沖津進（1999）浅間山麓の冷温帯落葉広葉樹林におけるハルニレの更新に果たす地表攪乱の役

- 割, 日本林学会誌, **81**, 29-35.
- 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**, 83-93.
- 宮脇昭 編著 (1988) 日本植生誌 北海道, 至文堂, 東京, 563p.
- 並川寛司・奥山妙子 (2001) 北海道中央部石狩低地帯における湿性林の種組成と群落構造, 植生学会誌, **18**, 107-117.
- 斎藤功・山本充 (1992) 栃木県栗山村土呂部集落における生業の変遷と資源利用の空間的变化 ―ブナ帯山村の一事例―, 人文地理学研究, **XVI**, 129-147.
- Sakai, T., Tanaka, H., Shibata, M., Suzuki, W., Nomiya, H., Kanazashi, T., Iida, S. and Nakashizuka, T. (1999) Riparian disturbance and community structure of a *Quercus-Ulmus* forest in central Japan. Plant Ecology, **140**, 99-109.
- 進望・石川慎吾・岩田修二 (1999) 日本生態学会誌, **49**, 71-81.
- 館脇操 (1961) オホーツク海沿岸の落葉広葉樹林植生, "日本森林植生図譜 (VI)" 館脇操編, 北見営林局, 北見, p.2-92.
- 館脇操・伊藤浩司・遠山三樹夫・横溝康志 (1966) 奥日光の森林植生, 日本森林植生図譜 (X), 北海道大学農学部演習林研究報告, **24**, 292-453.

(野宮治人：九州支所 森林生態系 G)

第4章 溪畔林の土砂流出緩衝機能の定量化

(1) 研究目的

森林の持つ公益的機能の多くが、良好な森林土壌によりもたらされていると言われており、森林土壌の保全は、森林の公益的機能の維持・増進のために重要である。

また、降雨時に林道・農地・崩壊跡地等の裸地から発生する濁水が河川を濁らせ、各種産業や生活用水へ被害を及ぼすだけでなく、生態系への影響が問題となっている。上水道のろ過経費を増大させるなど利水上早急な対策が求められている。

河川の濁水対策では、発生源から河川に到達する間に、浸透、ろ過、捕捉させる方法が考えられるが、森林には、流れ込んできた濁水をろ過、浄化したうえで河川に流す機能がある。溪畔域の森林は濁水の発生源と河川との間に位置することから、特にこの機能に対する期待が大きい。

土壌侵食の抑止には、上層木よりも地表面に近い被覆物であるリター層・草本植生が大きく影響を与えていることが知られている。また、塚本ら（1991）は、事例観察やろ過形態に関する実験を通して、濁水のろ過にはリター層の発達が非常に重要であるとした。井良沢ら（1992）、Kurasige（1993）、Okura et. al（1997）の研究では、アクリル円筒を用いて、濁水ろ過材としての礫、リター等のろ過機能が評価されている。

このようなことから、本研究では、森林の土砂流出防止機能に重要な役割を果たしていると考えられるリター層に着目し、リター層の土壌侵食・地表流に対する機能、濁水のろ過機能について、現地調査、室内水路実験により検証するとともに、想定する森林及び濁水（浮遊土砂）発生源を与えられたとき、林相（樹種、堆積リター量）、地形（勾配）・土質、流入浮遊土砂量（濁水の流入量、浮遊土砂濃度）、森林の広がり（林帯幅）等から、林帯下端からの流出浮遊土砂量（溪流へ流入する土砂量）を推定できるようにする。

(2) 研究方法

ア 伐採跡地斜面での現地実験

調査は、茨城県常陸太田市に所在する檜部国有林内の皆伐跡地で行った。調査内容は土壌侵食量の測定・現地水路実験の2項目である。

土壌侵食量測定は、幅25cm、高さ15cmの受け口を持つ土砂受け箱（図4-1）を、平行斜面下部に等高線に沿って1m間隔で34個設置し（写真4-1）、土壌侵食量を2001年12月25日～2002年4月2日までの3ヶ月間測定した。測定終了後に土砂受け箱直上部のリター層を50cm×50cmの範囲で採取し、土壌侵食量とリター重量の関係を検討した。

現地水路実験は、現地斜面16地点に幅10cm・長さ40cmの水路（写真4-2）を設置し、水路内で地表流を発生させ、マンニングの粗度係数・透水速度・地表流中の流出土砂濃度を求めた。以上のデータと水路内堆積リター重量の関係を検討した。

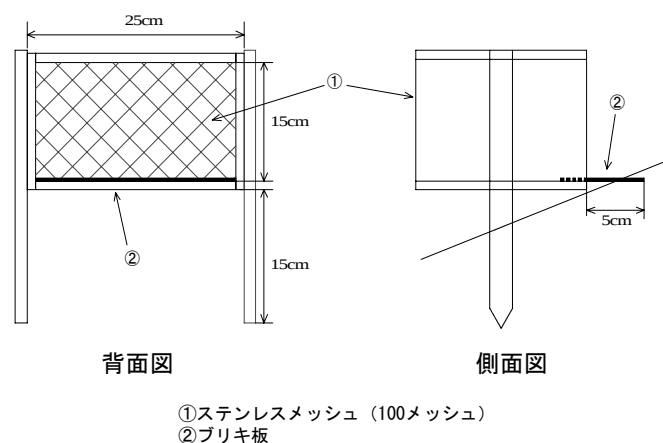


図4-1 土砂受け箱



写真4-1 土砂受け箱の設置の様子



写真4-2 現地水路

イ 不透水性の可変勾配水路による実験

幅 30cm、長さ 80cm の勾配を自由に変えられる水路を用いて（写真 4-3）、リター層による流速の低減作用と、濁水のろ過機能に関する実験を行った。

なお、水路の底面は粗度をできる限り小さくするためアクリル板を敷いた。このため、水路の勾配をつけたり、流量を増やすと、リターが動いてしまうおそれがあったため、底面に釘を立て（ $\phi 1.3\text{mm}$, L9mm, 170 本/ m^2 ）、リターをそれに刺すことによって固定した。

リター層内を流れる地表流速の計測については、勾配 10 度に設定した水路で 6 ℓ /min の地表流を発生させ、ブナ類、ナラ類を主とした広葉樹及びスギのリターを敷き、リター層内を流れる地表流の流速を電磁流速計を用いて計測した。その際、リター量を、日本における平均的な堆積リター量である 1000g/ m^2 （高橋，1995）まで徐々に増やしながら行った。流速の計測は水路内の 12 点で定点計測を行い、その平均値を用いた。

リター層による濁水濃度の減少の計測については、水路に上端から一定濃度を持った濁水を地表流として流し込み、水路下端から流出する濁水を採取し（写真 4-1）、その浮遊土砂濃度を吸引ろ過により測定した。なお、流量 2 ℓ /min の地表流を連続で累積 100 ℓ （継続時間に換算して 50 分間）流しつづけ、累積の流入量 10 ℓ 目ごとに採水し、濃度を測定した。実験条件は、水路勾配を 5、10、15°、流入水の浮遊土砂濃度は、実際に観測された農地からの濁水濃度を参考に、1000、2000、4000ppm とした。なお、浮遊土砂には、フライアッシュ（JIS A 6201:1999）を用いて実験を行った。



写真4-3 可変勾配水路

ウ 土壌の浸透性を考慮した水路による実験

幅 30cm、長さ 1m の水路に森林土壌と同程度の透水性を持つスポンジを敷き、その上にリターを敷き詰め、林地斜面における流入形態を再現し、イと同様にリター層による流速の低減作用と、濁水の

ろ過機能に関する実験を行い、土壌への浸透の影響について検討した。（図 4-2）

なお、本実験中、リター量については 1000g/m^2 に固定した。リター層内を流れる地表流速の計測については、流量を $2\sim 10\text{l/min}$ に変化させた。また、リター層による濁水濃度の減少の計測については、イで行った条件のうち、累積流量に対して土壌の目詰まりの影響が最も現れやすいと考えられる、流量 2l/min 、水路勾配 5° 、濁水濃度 4000ppm とし、連続で累積 1000l （継続時間に換算して 500 分間）流しつづけ、累積の流入量 20l 目ごとにスポンジ表面を流れた水（表面流）とスポンジを通過してきた水（浸透水）を採水した。また、浸透水については、一定時間内に採水された水量についても測定した。

また、比較として、リターを敷かない状態で同様の実験を行った。

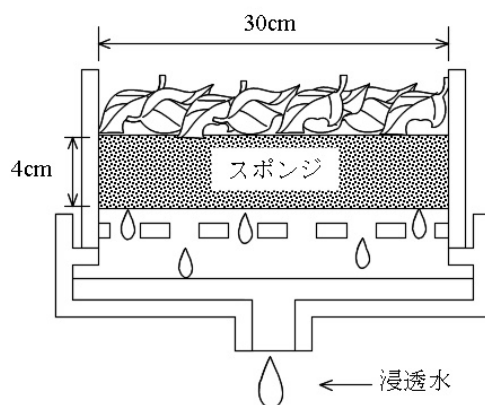


図4-2 水路の断面図（透水型）

（3） 結果

ア 伐採跡地斜面での現地実験

土砂受け箱から得た、堆積リター重量と土壌侵食量の関係は、有意水準 0.1% で有意に負の相関関係が認められた。また、堆積リター重量と土壌侵食量の関係は指数関数で表され、リター重量が減少するに従い、土壌侵食量が急増する（図 4-3）。

現地水路実験では、堆積リター重量と粗度係数・透水速度間に有意水準 0.1% で有意に正の相関関係が認められ（図 4-4）、一方堆積リター重量と流出土砂濃度間には有意水準 0.1% で有意に負の相関関係が認められた（中村ら，2003）。

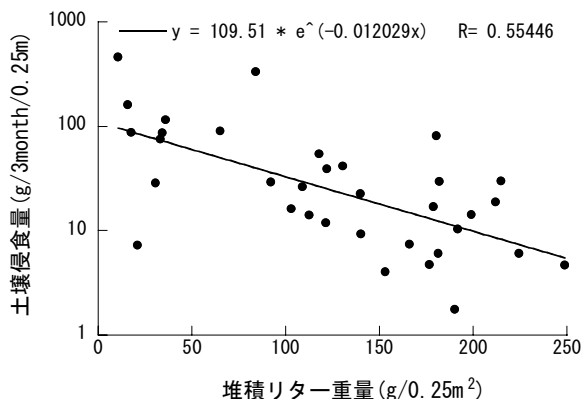


図 4-3 堆積リター重量と土壌侵食量の関係

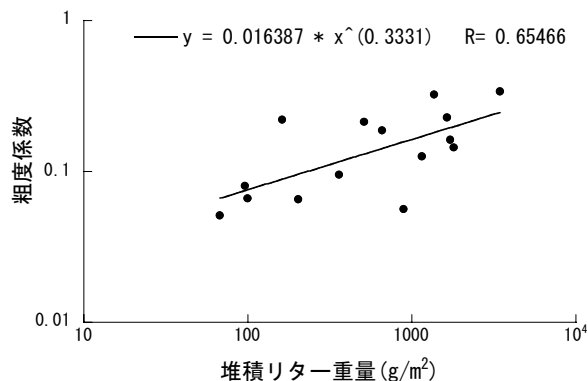


図 4-4 堆積リター重量と粗度係数の関係

イ 不透水性の可変勾配水路による実験

堆積リター量と地表流の流速の関係については、広葉樹、スギともにリター量が増えるにつれて流速が低減し、リター量が 200g/m^2 以上になると流速は一定の値に収束した（図 4-5）。

リター層による濁水の濃度減少については、濁水がリター層を通過することによって、浮遊土砂濃度が低減した。濃度を減少させる効果は、広葉樹の方がスギよりも大きかった（図 4-6）。また、水路勾配が増加して流速が速くなると、広葉樹、スギを通して、濃度の減少量が少なくなった（図 4-7）。さらに、流入させる濁水の濃度を変えても、濃度減少率は同じであった（図 4-8）。

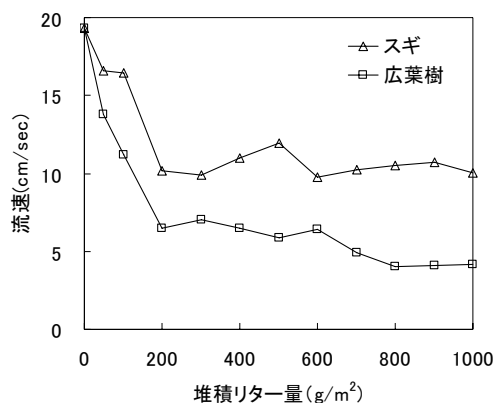


図 4-5 堆積リター量と地表流の流速の関係

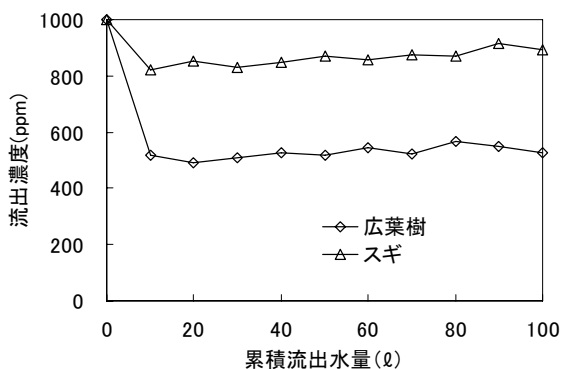


図 4-6 累積流量と流出浮遊土砂濃度の関係
(流入濃度 1000ppm, 流量 2ℓ /min, 勾配 5°)

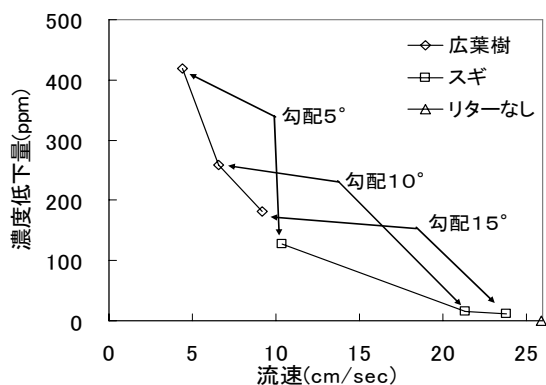


図 4-7 地表流の流速と濃度低下量の関係
(流入濃度 1000ppm, 流量 2ℓ /min)

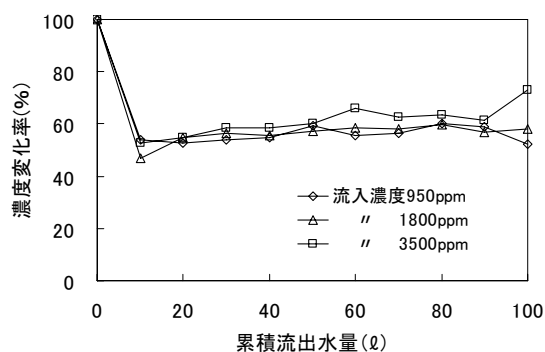


図 4-8 流入濃度別の濃度変化率
(流量 2ℓ /min, 勾配 5°)

ウ 土壌の浸透性を考慮した水路による実験

地表流の流速と流量の関係は、流量が小さいうちは、リターの有無による流速の違いはほとんど見られないが、流量が大きくなるに従ってリターの有無による流速の違いが大きくなり、リターがある方が流速は遅くなった。また、広葉樹では、地表流の流量が増しても流速は変わらないかむしろ遅くなる傾向が見られた（図 4-9）。

リター層による濁水の濃度減少については、リターがある場合の方が大きくなるものの、濁水を流し続けることによって、次第に小さくなっていった。また、濃度を減少させる効果は、広葉樹の方がスギよりも大きかった（図 4-10）。

一定時間内に採水された浸透水の水量から求めた水路斜面全体の見かけの浸透能についても、濁水

を流し続けることによって低下した。(図 4-11)。

浮遊土砂をリター及びスポンジがどの程度捕捉したかについて、表面流、浸透水それぞれの濃度の流下水の濃度との差にそれぞれの水量を乗じて求めた。この際、表面流の量については、濁水の流下量(一定:20ℓ/min)から浸透水の量を差し引いて求めた。

このようにして求めた捕捉土砂量の推移のうち、一例として広葉樹の例を図 4-12 に示した。

図中の捕捉土砂量は、累積流量 20 ℓ ごと、1 分間にリター及びスポンジに捕捉された浮遊土砂の量であり、また、表面流とあるのは、表面水の量と濃度から、浸透水とあるのは浸透水の量と濃度から求めた捕捉土砂量を示している。

ここで示した捕捉土砂量は、リターとスポンジで捕捉した土砂の量の合計となるが、表面水は主にリター中を通過し、浸透水はスポンジ中を通過したものであることから、リターによる捕捉量を良く反映しているのは表面水の量と濃度から求めた値である。このことから、この値を元に実際の林地で単位面積あたりに捕捉し得る浮遊土砂量を求めたものが表 4-1 である(ただし、この値はリターによるものだけでなく、スポンジ表面(土壌表面)により捕捉されたものも含んでいると思われる)。

リターがなくスポンジのみの状態でも、スポンジ表面に捕捉される土砂量があるが、リターを敷き詰めた方が捕捉土砂量が大きくなっており、この差がリター層の浮遊土砂の捕捉量と思われる。

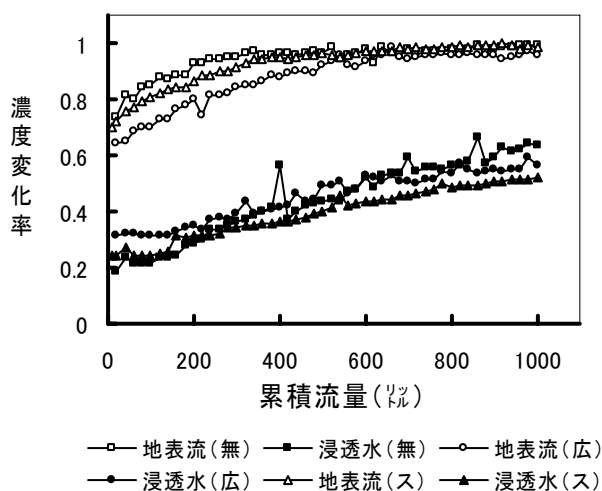


図 4-10 累積流量と地表流、浸透水の濃度変化率
(流入濃度 4000ppm, 流量 20 ℓ/min, 勾配 5°)

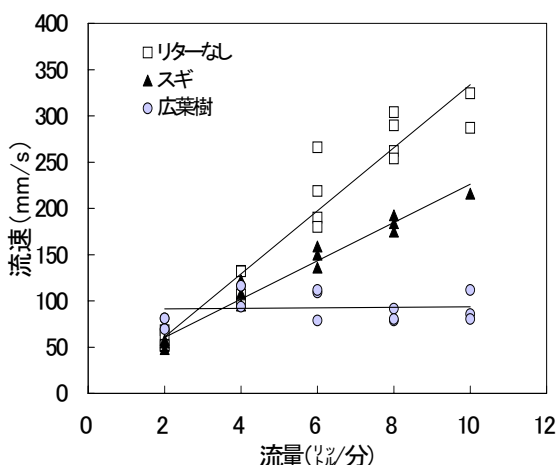


図4-9 地表流の流量と平均流速
(勾配10°)

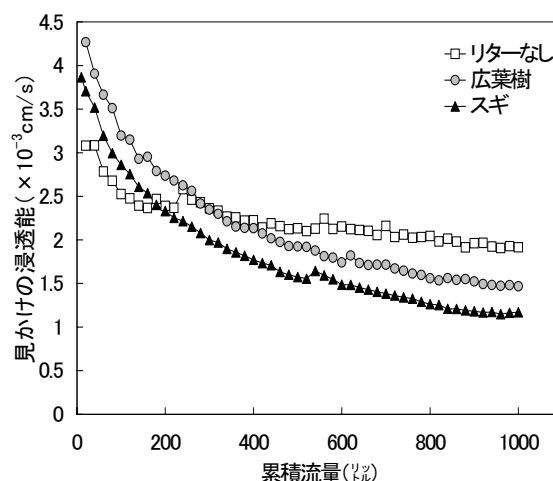


図 4-11 累積流量と見かけの浸透能
(流入濃度 4000ppm, 流量 20 ℓ/min, 勾配 5°)

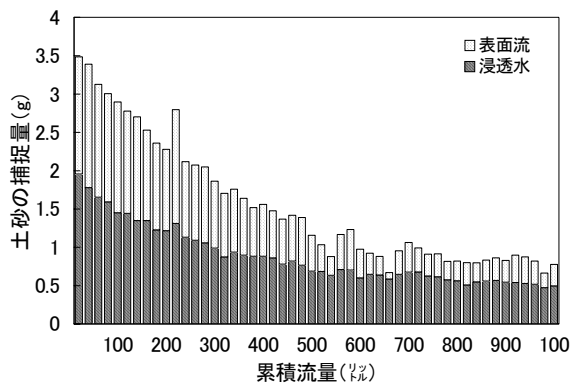


図 4-12 1 分間あたりの浮遊土砂の捕捉量の推移
(流入濃度 4000ppm、流量 2ℓ /min、勾配 5°、
広葉樹)

表 4-1 スポンジ表面及びリターによる
浮遊土砂捕捉量
(流入濃度 4000ppm、流量 2ℓ /分、
勾配 5°、累積雨量換算 3000mm)

単位：ton/ha

リターなし	広葉樹	スギ
4.8	10.5	6.7

(4) 考察

ア リター層の土壌侵食抑止効果

本研究の結果、リター層が土壌侵食を抑止する効果があることを定量的に示すことが出来た（図 4-3）。

リター層の土壌侵食抑止効果は、リター層が持つ機能により発生すると考えられる。その機能とは、得られたデータから次のように言える。リター層は、発生した地表流に対して抵抗となり（図 4-4）、流速を下げ（図 4-5）土壌中への浸透を促進させる。流速を下げる効果は、リターが増えることにより増すものの、リター量が一定以上になるとそれ以上は流速が下がらなくなった。これは、リターを追加しても既に水路上にあるリターの上部に載り、追加したリターが流水に接しないためだと考えられる。

イ リター層の濁水ろ過機能

不透水性水路及び土壌の浸透性を考慮した水路による実験の結果、リター層が濁水中の浮遊土砂を捕捉し、ろ過する機能があることを定量的に示すことが出来た（表 4-1）。

リターがあることにより、無い場合よりも流速が小さくなること（図 4-9）、濁水の濃度減少率が地表流速に反比例すること（図 4-7）などから、リターによる濁水の

が地表流速を減少させることにより、濁水中の浮遊土砂が沈降、堆積させることにより、引き起こされると考えられる。

濁水の濃度減少率は地表流速に反比例する（図 4-7）が、これは、地表流の平均流速が早くなるほど、浮遊土砂が沈降、堆積を起こす流速より速い流速成分が多くなるためと考えられる。さらに、リターがあることにより、無い場合よりも流速が小さくなること（図 4-9）、濁水濃度の減少率は、流下する濁水の濃度にかかわらず一定であること（図 4-）から、リターによる濁水の濃度減少は、主に、リターが地表流の流速を減じ、浮遊土砂を沈降、堆積させることにより生じているものと考えられる。

ただし、土壌への濁水の浸透がある状態で、濁水を流し続けると、濁水の濃度減少率が低下していくことから、土壌や葉に捕捉された浮遊土砂が詰まることによる影響があると考えられ、これは濃度の影響を受けると考えられる。この点は今後検討する必要がある。

ウ 溪畔林として必要な林帯幅に関する試算

最後に、土壌の浸透性を考慮した水路による実験の結果を元に、濁水の発生源があった場合に、発生源から河川の間には溪畔林がどの程度必要かについて、試算する。

石川ら（1961）は、ササを主体とする林帯に土砂が流入した際の、通過林帯幅と林帯からの流出土砂量が、（1）式で近似されることを示した。

$$D = D_0 e^{-aL} \quad \dots \dots (1)$$

D：林帯からの流出土砂量（ton/ha）、D₀：林帯への流入土砂量（ton/ha）、
L：林帯幅（m）、a：減少係数

この式から、減少係数 a は(2)式により求められる。

$$a = -\frac{1}{L} \ln \left(\frac{D}{D_0} \right) \quad \dots \dots (2)$$

ここで、Dは水路から表面水として流出した浮遊土砂の量、D₀は水路に流入した浮遊土砂の量とし、Lを水路長（1m）とすることで、減少係数 a が求められる。なお、浮遊土砂の量は流下した濁水及び表面水のそれぞれの濃度と量から算出する。

土壌の浸透性を考慮した水路による実験では、濁水を流し続けると表面流の濃度や量が変わることから、ここから求められるD、D₀が変化する。このため、aの値も変化する。しかしながら、本実験で用いた地表流量は、実際の森林斜面で発生するには降雨量が非常に大きい時のみで、このような状態が自然界で連続して長時間発生するとは考えにくい。累積流量が少ない時点では濃度減少率はさほど低下しないことから、阻止率aについては、累積流量 120 ℓ（雨量換算 400mm）までの累積の流入土砂量と流出土砂量から求めた値を用いることとした。

ここで求められた a（表 4-2）を用いて、樹林帯幅と流入土砂量に応じた流出土砂量を試算した結果が図 4-12 である。（大倉ら，2003）

この表で、リター無しの状態でも比較的大きな値になっているが、これは、土壌への浸透効果が大きいことを示している。

この図から、具体的な森林と土砂（濁水）発生源を与えられたとき、森林の広がり（林帯幅）等から、林帯下端からの流出浮遊土砂量（溪流へ流入する土砂量）を推定が可能となった。

表 4-2 減少係数 a の値
（勾配 5°、累積雨量換算 400mm）

リターなし	広葉樹	スギ
0.52	0.78	0.57

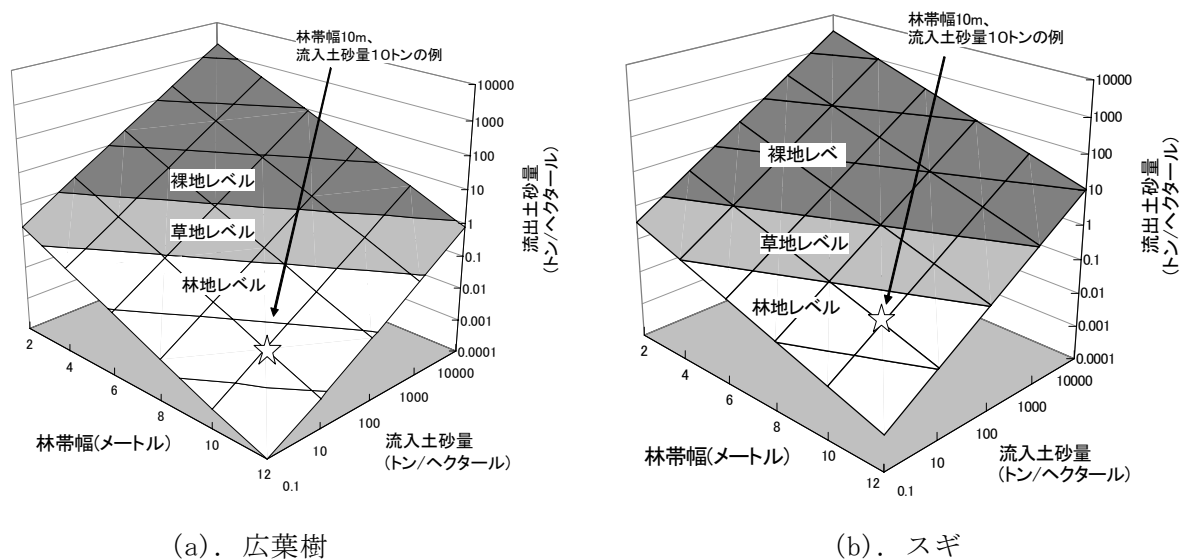


図 4-12 樹林帯幅と流入土砂量に応じた流出土砂量の予測（勾配5°）

* 図中、裸地レベル、草地レベル、林地レベルとは、それぞれ裸地、草地、林地からの流出土砂量レベルであることを表す。

（5）今後の問題点

ア 樹種ごとの違いについて

樹種による流速の低減効果、濁水濃度の低減効果の違いについては、スギよりも広葉樹の方が大きくなった。これは、広葉樹の葉の方が平たく、柔らかいため、スギよりも流水への接触面積が大きくなるとが理由と考えられる。しかしながら、今回用いた水路では、アクリルはもちろんのこと、スポンジでも、実際の土壌に比べその表面が硬く柔軟性に欠けるため、スギの様に硬く、立体的な構造を持つリターでは、流水面に接触させにくいという欠点があり、自然斜面でのリターの堆積状態を正しく再現しているとは言い難い。このため、この結果だけで樹種ごとの特性を議論することは危険である。今後、自然状態でのリターの堆積状態をよりよく再現させる実験方法を検討するとともに、自然斜面でこれらの結果を検証していく必要がある。

イ 自然条件下で濁水ろ過機能は回復するのか

土壌の浸透性を考慮した水路による実験において、濁水を流し続けると、濁水の濃度減少率が低下していった。これは、土壌やリターが目詰まりをおこすことによる影響と考えられる。

自然条件下では、生物活動等によって、一旦低下したろ過機能を回復させるシステムがあると考えられるため、実際に検証しておく必要がある。

（６） 要約

伐採跡地斜面での現地実験によって、堆積リター重量と粗度係数・透水速度の関係を示した。粗度係数・透水速度のどちらも堆積リター重量と正の相関関係を示し、堆積リターが多いほど粗度係数・透水速度が大きいという傾向が認められた。つまり、堆積リターは土壌侵食の営力となる地表流の流下速度を減少させるとともに、発生した地表流水の土壌中への浸透を促進させている。

堆積リター重量と流出した土砂および有機物の濃度は負の相関関係を示し、堆積リターが多いほど水路下部に流出する物質の濃度が低い、すなわちリター層が土砂等の流出を抑制する傾向が認められた。

濁水濃度の低減効果はスギよりも広葉樹の方が大きいことが分かった、これは流水へのリターの接触面積が広葉樹の方が大きく、リター層内を流れる濁水の流速が広葉樹の方が遅くなるためと考えられる。濁水の濃度減少率はリター層内を流れる濁水の流速に反比例し、スギ・広葉樹を通して流速が遅くなるほど濃度が大きく減少するようになることが分かった、これは地表流の平均流速が速いほど、浮遊土砂が沈降、堆積を起こす流速を超える水塊内にある土砂の量が多くなるためと考えられる。

流入する濁水の濃度はリター層による濃度減少率に影響を与えないことが分かった、これはリターの濁水ろ過機能が、主にリターの有無による流速の差に起因しているためだと考えられる。

浸透水と表面水の量の変化とそれぞれの濃度変化等から、リターによる流入土砂の捕捉機能を定量的に評価することができた。

これらの結果から、樹種、地形（勾配）、流入浮遊土砂濃度と濁水濃度の低減率の関係等、森林土壌のうちリター層による土砂流出緩衝機能を説明できるようになるとともに、具体的な森林と土砂（濁水）発生源を与えられたとき、森林の広がり（林帯幅）等から、林帯下端からの流出浮遊土砂量（溪流へ流入する土砂量）を推定できるようになった。

（７） 引用文献

井良沢道也・石川芳治・小泉豊（1992） 濁水対策に関する実験的研究，新砂防，180，38-42

石川政幸・鈴木孝雄（1961） 土砂流亡防止林帯の幅について，日林北支講，10，155-160

Kurashige Y（1993） Mechanism on Delayed Appearance of Peak Suspended Sediment Concentration in a Small River，地形，14（4），385-405

中村聡・平野辰典・落合博貴・荒木眞之（2003） 皆伐跡地における土壌侵食とリター層の機能について，日林関支論，54，141-142

Okura Y, Kitahara H, Sammori（1997） Forest Soil and Litter as Filtering Media for Suspended Sediment, J. For. Res, 2, 9-14

大倉陽一・落合博貴・北原曜（2003） 土砂流亡に関わるM I の策定，”農林水産及び農林水産物貿易と資源・環境に関する総合研究”農林水産技術会議事務局研究成果第414集，138-144

高橋正通（1995） 堆積有機物層の養分レジムとその管理に関する研究，北海道大学農学部博士論文

塚本良則・新井雅夫（1991） 斜面侵食防止からみた森林施業のあり方，農工大演習林報告，29，43-54.

（落合博貴・松井琢郎・市川裕子・岡田康彦：水土保全研究領域 治山研究室）

第5章 溪畔林が溪流水温に与える影響の解明

(1) 研究目的

溪流の生物にとって重要な環境条件である溪流水温に対して、溪畔の植生は、溪流水面を覆い、日射を遮断することにより影響を与える。溪畔域を利用する際の伐採等により、日射が遮断されずに溪流水面に到達するようになると、溪流水温も影響を受ける。この影響を定量的に評価できれば、伐採等による水面の光環境の変化が水温に与える影響を事前に予測でき、必要に応じて伐採を制限する根拠を示すことができる。

被覆の違いによる水温変化に関する研究はこれまでも行われてきており、Brown (1969) は覆われた溪流と覆われていない溪流を、Brown (1970) や Macdonald ら (2003) は伐採の前後の溪流を、中村ら (1989) は開葉前と開葉後の溪流を、Zwieniecki and Newton (1999) は伐採された区間とその下流区間を、Johnson (2004) はシートを用いて被覆状況を変化させた溪流を、それぞれ比較することによって、被覆状況の違いが溪流水温に及ぼす影響を評価している。上記の研究の内、Brown (1969) と中村ら (1989) は、熱収支式を基に、被覆変化が水温に及ぼす影響を予測した。

被覆状況が異なる溪流の水温変化を比較する方法の中で、Johnson (2004) が用いた、シートで被覆状況を変化させた溪流の水温を比較する方法は、同じ溪流区間で被覆状態を変えるので、溪流水深や流速等の溪流の特性の差を考える必要がなくなるので、他の方法に比べて、被覆状況の違いが溪流水温に与える影響を調べるのに適している。この方法による研究例はまだ少なく、この方法による測定結果を熱収支的に検討したものはない。

本研究では、溪流の被覆変化による水温の変化を事前に推定することを目的とした。そのために、被覆状況を変化させ、他の条件の変化は少なくできる、シートで溪流を覆うことによって被覆状況を変化させた溪流で水温等の測定を行ない、Brown (1969) や中村ら (1989) と同様に熱収支式を基に推定した結果と比較し、溪流の被覆が変化した場合の水温を事前に推定するモデルを構築した。

(2) 研究方法

ア 概要

被覆が少なく直射光が差し込む溪流や、被覆状況を流下方向に対して変化させた溪流等、様々な被覆状況の溪流で、流下方向の水温分布に関する測定を行ない、水塊の熱収支式を基に上流部の水温から流下方向水温分布を推定した結果と流下方向水温分布の測定結果を比較・検討した。さらに、測定が出来なかった地下水の影響を考慮に入れることにより、水温分布推定の精度向上を図った。また、推定の際に、純放射量実測値の代わりに、被覆状況を与えて推定した純放射量を用いることにより、被覆状況が変化した場合の水温の推定を行なった。

イ 熱収支式

流下方向の水温変化の検討には、流下していく水塊の熱収支式 (Brown, 1969) を用いた。

$$Q_W = Q_{NR} + Q_E + Q_H + Q_C + Q_{GW} \quad (1)$$

ここで、 Q_W ：流下に伴う水塊貯熱量変化 (Wm^{-2})、 Q_{NR} ：純放射量 (Wm^{-2})、 Q_E ：潜熱輸送量 (Wm^{-2})、 Q_H ：顕熱輸送量 (Wm^{-2})、 Q_C ：地中伝導熱 (Wm^{-2})、 Q_{GW} ：地下水流入による熱輸送量 (Wm^{-2}) である。

この式は、水の流れを水の塊の流下として捉え、水塊が流下する過程で、右辺各項で表される熱が水塊に出入りし、その結果、左辺で表される水塊の貯熱量が変化することを表している (図 5-1)。式 (1) の各項の内、純放射量 Q_{NR} と地中伝導熱 Q_C は直接測定し、他は測定値を用いて以

下のように計算した。

水塊貯熱量変化は、対象区間（区間長 dl_X （m））の上流端にある時間通過した水塊の水温 T_i （K）とその水塊が区間下流端に達した時の水温 T_{i+1} （K）を用いて計算した。

$$Q_W = c_W \rho_W d_W V (T_{i+1} - T_i) / dl_X \quad (2)$$

ここで、 $c_W \rho_W$ ：水の熱容量（J K⁻¹ m⁻³）、 d_W ：水深（m）、 V ：流速（m/s）である。

潜熱輸送量と顕熱輸送量は、Webb and Zhang（1997）と同様にペンマン式により計算した。

$$Q_E = 1.16 \times 10^{-8} L \rho_w (0.132 + 0.143 U) (e_a - e_w) \quad (3)$$

$$Q_H = B Q_E \quad (4)$$

ここで、 L ：水の気化の潜熱（J kg⁻¹）、 ρ_w ：水の密度（kg m⁻³）、 U ：風速（m/s）、 e_a ：空気の水蒸気圧（hPa）、 e_w ：水面付近の飽和水蒸気圧（hPa）、 B ：ボーエン比、である。 L 、 B は以下のように計算した。

$$L = 2.45 \times 10^6 - 2366 (T_a - 273.15) \quad (5)$$

$$B = [0.61 P (T_w - T_a) / (e_a - e_w)] / 1000 \quad (6)$$

ここで、 T_a ：気温（K）、 P ：大気圧（hPa）、 T_w ： T_i と T_{i+1} の平均水温である。

地温と流下距離あたりの集水面積の変化と溪流の流量から、地下水の影響がない場合の水温を推定し、その結果から地下水の影響を推定した。

$$T_{i+1} = (T_{i+1}' F + T_{GW} (dF/dx) dl_X) / (F + (dF/dx) dl_X) \quad (7)$$

ここで、 T_{i+1}' ：地下水の影響がない場合の水温、 T_{GW} ：地下水温、 dF/dx ：集水面積の変化から計算した流下距離あたりの地下水流入量を表す。(7)式を T_{i+1}' について解いて T_{i+1}' を求め、実測値 T_{i+1} との差から、地下水流入による熱輸送量を計算した。

$$Q_{GW} = c_W \rho_W d_W V (T_{i+1} - T_{i+1}') / dl_X \quad (8)$$

ウ 水温の推定

水塊の熱収支式（式（1））左辺の水塊貯熱量変化の下流点の水温 T_{i+1} を未知数として、残りの値に実測値を与えて解くことにより、下流点の水温を推定した。

深さ10cmの地温からより深部の地温を次式により計算し（Stull, 1988）、より深部の地温を地下水温として用いた推定も行なった。

$$\Delta T(z) = \Delta T_{\text{surface}} \cdot \exp[-z \{ \pi / (v_g P) \}^{1/2}] \quad (9)$$

ここで、 $\Delta T(z)$ ：深さ z での地温変化の振幅（℃）、 v_g ：溪床の熱拡散係数、 P ：周期（s）を表す。溪床の熱拡散係数は、次式により計算した。

$$\Delta t = (\Delta z / 2) \{ P / (\pi v_g) \}^{1/2} \quad (10)$$

ここで、 Δt ：深さに Δz の差がある箇所間の地温の位相差である。水温と地温の位相差を計算して式（9）に代入し、溪床の熱拡散係数を計算した。

地下水の影響の推定は、2つの深さの地温（深さ10cmの実測値と深さ20cmの推定値）と2つの地下水流入量（集水面積から推定値と、それを1.5倍した値）に対して行なった。

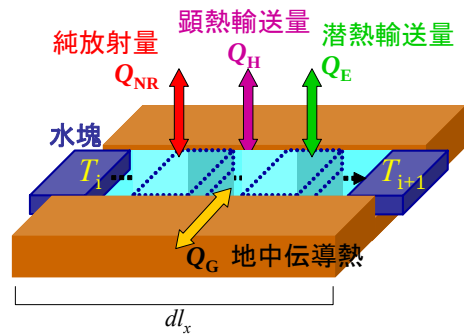


図5-1 水塊の熱収支式

エ 純放射量の推定

溪流の被覆状況を，樹高 H と溪流から溪畔林縁までの距離 x の比 (H/x) と溪流方位 β で表し（図 5-2），これらの値と，太陽の位置（太陽高度 α ，太陽方位 ϕ ）から，（10）式により水面に直達光が差し込むかを判定した。

$$H / (x / |\sin(\beta - \phi)|) > \tan \alpha \quad (11)$$

その結果を用いて水面での日射量を計算する式を構築し，水温変化推定モデルに組み込むことにより，水温変化推定モデルに被覆状況を反映させることとした。

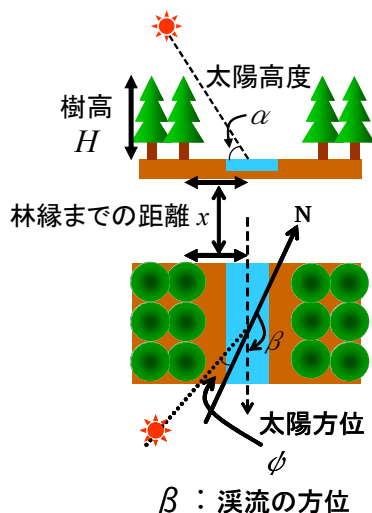


図5-2 溪流の被覆状況

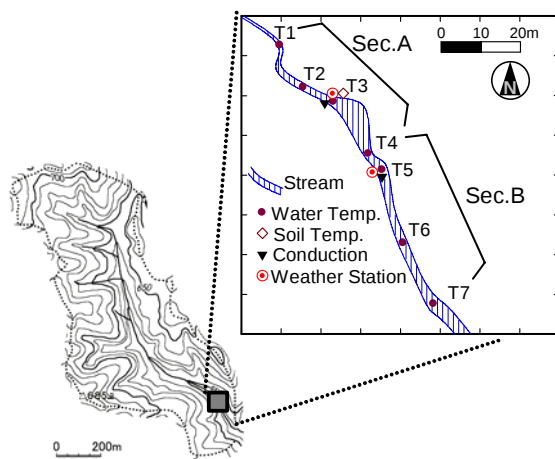


図5-3 対象溪流

オ 対象溪流

茨城県北茨城市の小川学術参考保護林内（36°56'N，140°35'E）を流れる溪流に，長さ約 80m の測定区間を設定し（図 5-3），溪流水温に関する測定を行なった。対象とした林はブナ（*Fagus crenata*）やコナラ（*Quercus serrata*）などの落葉広葉樹からなる自然林である。溪畔の広葉樹は，4 月ごろに葉を開きはじめ，10 月ごろに落葉した。

調査区間内では，日最高水温と日最低水温はともに，夏季に最高となり，冬季に最低となる傾向であったが，日最高水温は

4 月から 5 月にかけて一時的に低下した（図 5-4 上）。水温の日較差は，溪畔の樹木に葉のある時期は低い値で推移したが，葉の無い時期に入ると，日射が強くなっていく 2 月から 4 月にかけて増大を続けた（図 5-4 中）。また，測定区間内の 2 点の水温から計算した流下方向の水温勾配は，夏季から 10 月ごろまでは低い値で推移したが，その後，4 月ごろまで上昇を続けて年間で最高になった後，急

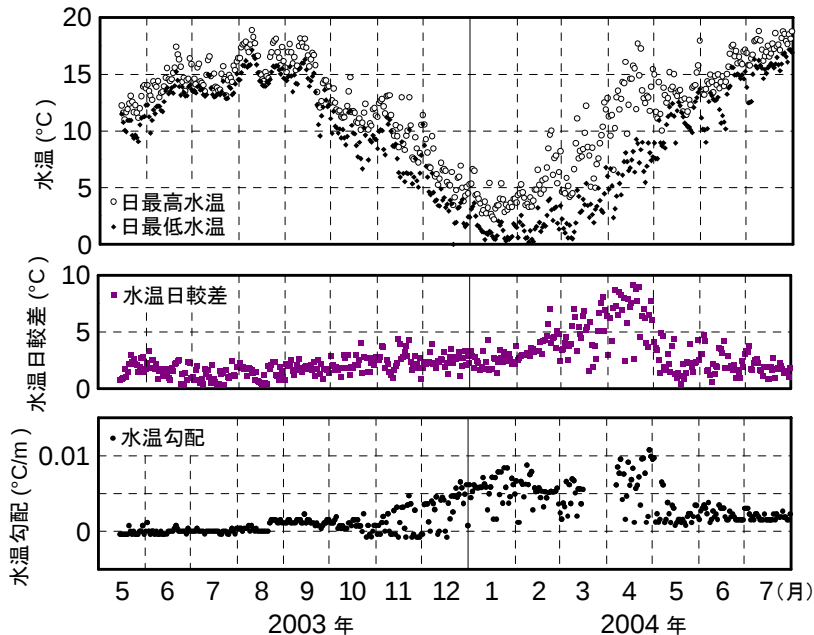


図5-4 水温，水温日較差，水温勾配の季節変化

激に低下した（図 5-4 下）。

カ 被覆実験

測定区間を約 40m ずつの 2 つの区間（Sec.A, Sec.B）に区分し、下流側の区間（Sec. B）を青色のポリエチレンシートで覆い、直射光が水面に差し込まないようにした被覆状況で水温に関する測定を行なった。また、シートの無い状況での測定も行なった。溪畔の樹木の葉が少ない時期の中では日射が強い 4 月を測定時期として選定し、2004 年 4 月 6 日から 2 日間と 2004 年 4 月 21 日から 2 日間に測定を行なった。

測定区間の平均流路幅は 1.5m、平均水深は 7cm、平均勾配は 4.7%であった。測定区間下流端から約 30m 下流側に設置された量水堰で測定期間の平均流量は、4 月 6 日から 2 日間の平均が $0.0156\text{m}^3\text{s}^{-1}$ 、4 月 21 日から 2 日間の平均が $0.01245\text{m}^3\text{s}^{-1}$ であった。

キ 測定

流下する水塊の熱収支式の各項を計算するために、水温、地中温度、気温、湿度、純放射量、風速、地中伝導熱を測定区間内で測定した。測定は 10 分間隔で行なった。

水温は、ロガー付き温度計（オンセット社 H20-001、精度 $\pm 0.2^\circ\text{C}$ ）を 7 地点（T1 地点から T7 地点）に設置して測定した。温度計に日射があたることを避けるため、温度計はパイプ（塩化ビニル製、直径 7cm、長さ 15cm）の中に入れて設置した。水温計ごとの値のばらつきを小さくするために、水温計の検定を行ない、測定データに補正を加えた。水槽内の同時刻において、それぞれの水温計の値は、補正前には約 0.20°C の幅にばらついていていたが、補正後には、 0.05°C 未満の幅に納まった。

地中温度はロガー付き温度計（オンセット社、H08-031-08、精度 $\pm 0.2^\circ\text{C}$ ）を用いて、深さ 10cm の温度を T3 地点で測定した。純放射量、気温、湿度、風速は気象ステーション（Vaisala 社 Maws201）を T3 地点と T5 地点に設置して測定した。地中伝導熱は熱流計（英弘精機 MF-180M）を T3 地点と T5 地点の河床に設置して測定した。大気圧 P は、調査に最も近い、大気圧の測定を行なっているアメダス観測点（小名浜）での観測値 P_0 を用いて、(11) 式により求めた。

$$P = P_0 \left[(T_0 - \Gamma z) / T_0 \right]^k, \quad k = g / (R_d \Gamma) \quad (12)$$

ここで、 T_0 ：アメダス観測点の気温（K）、 Γ ：気温減率（ $0.0065^\circ\text{C m}^{-1}$ ）、 z ：調査区間とアメダス観測点の高度差、 g ：地上の重力加速度（ 9.8066 m s^{-2} ）、 R_d ：乾燥空気の気体定数（ $287.0 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ）である。

(3) 結果

ア 水温、気温、地温の時間変化

水温（測定区間の上流端）、気温、地温は、早朝に最低となり、昼すぎに最高となる日変化をした（図 5-5）。日中には、水温は地温よりも高い値で推移し、気温は水温よりも高い値で推移した。

イ 熱収支式各項の変化

流下する水塊の熱収支式（式（1））の右辺各項で表される、水塊に出入りする熱量の一つである純放射量の時間変化を図 5-6 に、他の右辺各項の時間変化を図 5-7 に示す。それぞれの値の正負は、正ならば水塊に熱が入ることを、負ならば水塊から熱が出ることを表す。

シートで覆わない場合の日中の純放射量は、最高で 600Wm^{-2} 程度であったのに対して、シートで覆った場合の日中の純放射量は、最高で 250Wm^{-2} 程度であった。シートで覆わなかった Sec. A とシートで

覆ったSec. Bの同じ日の純放射量の最高値の間には、約 400Wm^{-2} 差があった。

潜熱輸送量は、夜間には 0Wm^{-2} 付近で推移し、日中は夜間よりも減少し、負の範囲で推移した。日中に現れる日最低値は、低い日では -200Wm^{-2} 程度に達した。顕熱輸送量は、夜間は負の範囲で、日中は正の範囲で推移した。日最低値は数 10Wm^{-2} 程度、日最高値は数 10Wm^{-2} 程度であった。地中伝導熱量と地下水流入による熱輸送量はともに、夜間は正の範囲で推移し、日中は負の範囲で推移した。地中伝導熱量の日最高値は 20Wm^{-2} 程度、日最低値 -60Wm^{-2} 程度だった。地下水による熱量の日最高値は 0Wm^{-2} ～ 30Wm^{-2} 程度、日最低値は -40Wm^{-2} ～ -100Wm^{-2} 程度だった。

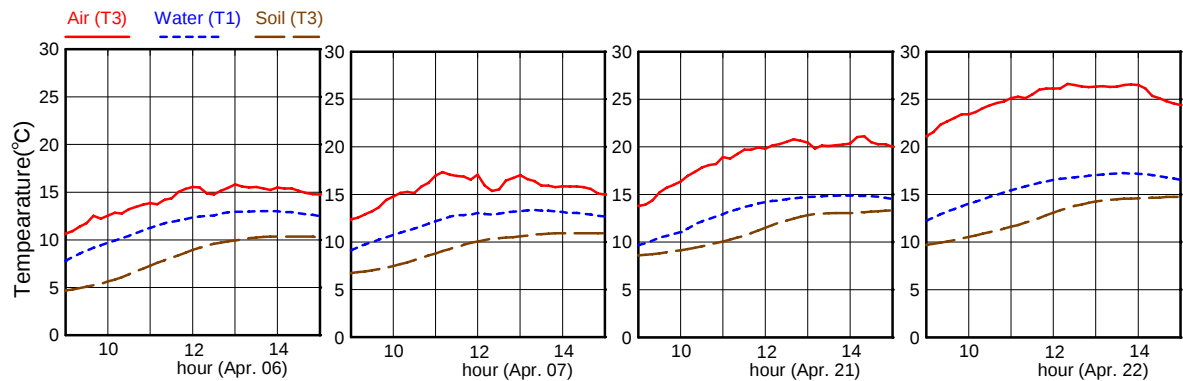


図5-5 水温、気温、地温の変化

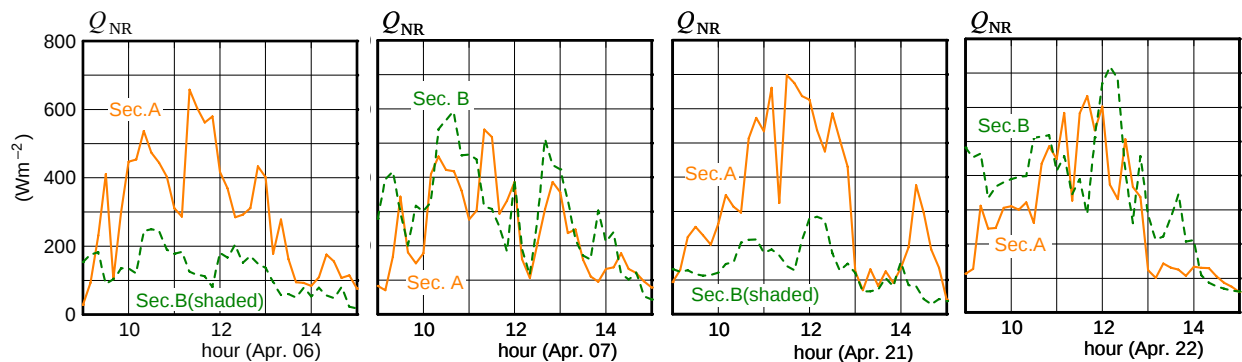


図5-6 純放射量の変化

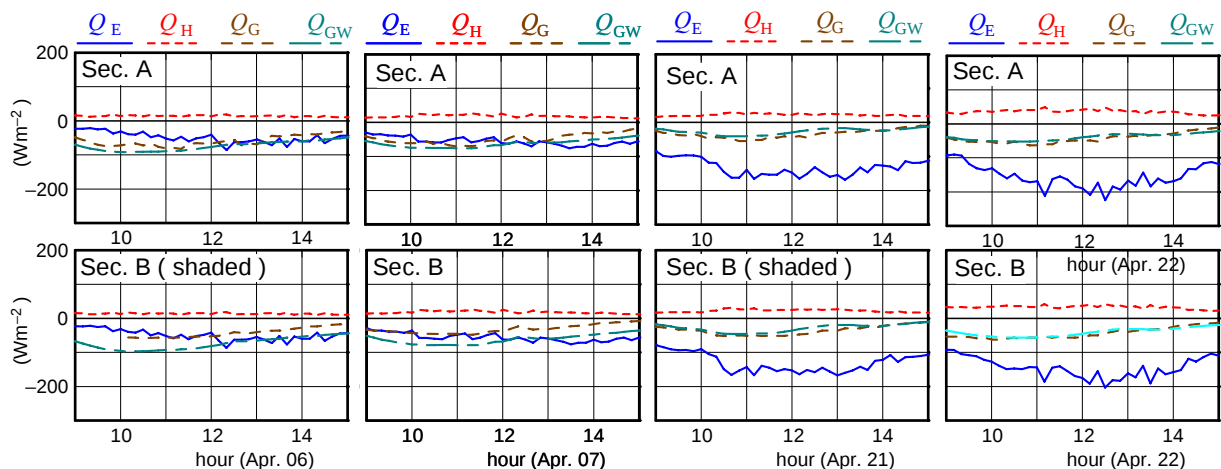


図5-7 潜熱輸送量、顕熱輸送量、地中伝導熱、地下水による熱輸送量

ウ 水塊貯熱量変化

流下方向の水温分布から最小二乗法により各区間の水温勾配を計算し、式 (2) の $(T_{i+1}-T_i)/\Delta x$ に代入することにより、水塊の熱収支式 (式 (1)) 左辺の水塊貯熱量変化を計算した。

シートで覆わなかった区間での水塊貯熱量変化は、夜間にはそれほど変動せずに推移し、朝に一旦低下した後、上昇して昼ごろに日最高値に達した (図 5-8)。日最高値から低下した後、再び上昇し、変動の少ない夜間の値になった。シートで覆わなかった区間の日最高値は 200Wm^{-2} 程度、日最低値は -200Wm^{-2} 程度だった。

シートで覆った区間の水塊貯熱量変化は、昼の上昇量がシートで覆わない場合に比べて小さいことを除いては、シートで覆った区間と同様の時間変化をした。昼のピーク値は 100Wm^{-2} に届かず、夜間の値と同程度までにしかならなかった。日最低値は、4 月 6 日が -450Wm^{-2} 、4 月 21 日が -250Wm^{-2} となった。

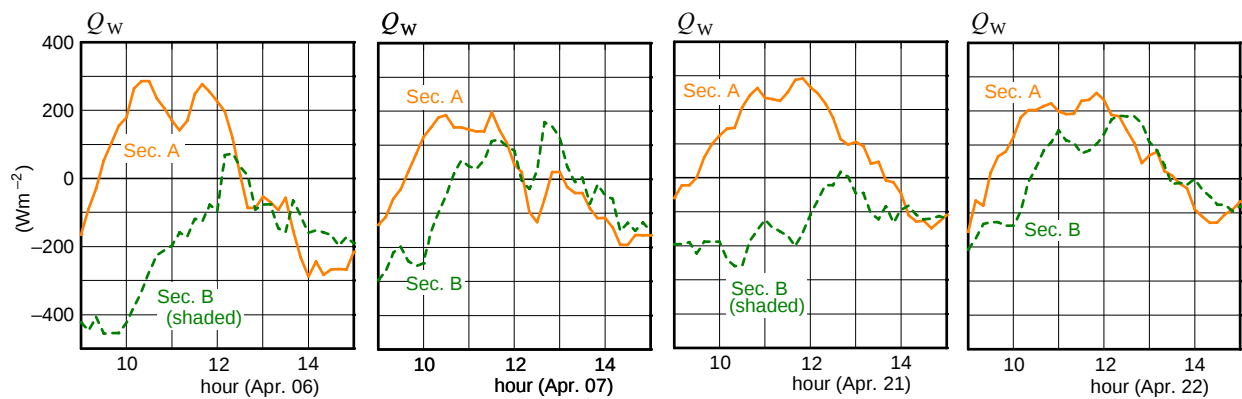


図5-8 水塊貯熱量の変化

エ 水温の推定

シートで覆った場合と覆わない場合の長さ 40m の区間の流下方向水温変化を、水塊の熱収支式を用いて推定した。下流端の水温推定結果を図 5-9 に、区間の水温勾配推定結果と実測値との差を図 5-10 に示す。

地下水の影響を入れない場合の日中の水温と水温勾配は、実測値よりも高く推定された。地下水の影響を入れることにより、日中の水温と水温勾配は、地下水の影響を入れない場合よりも低く推定された。

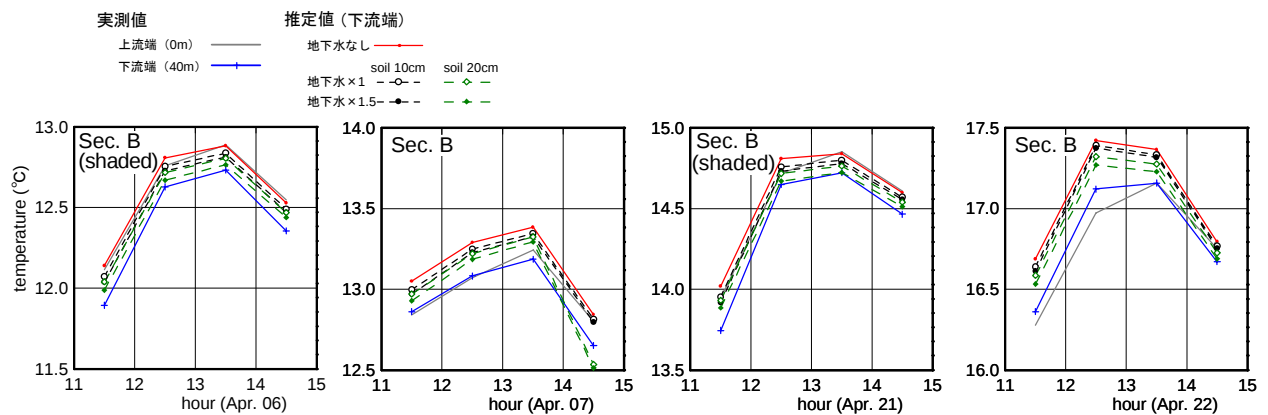


図5-9 推定水温

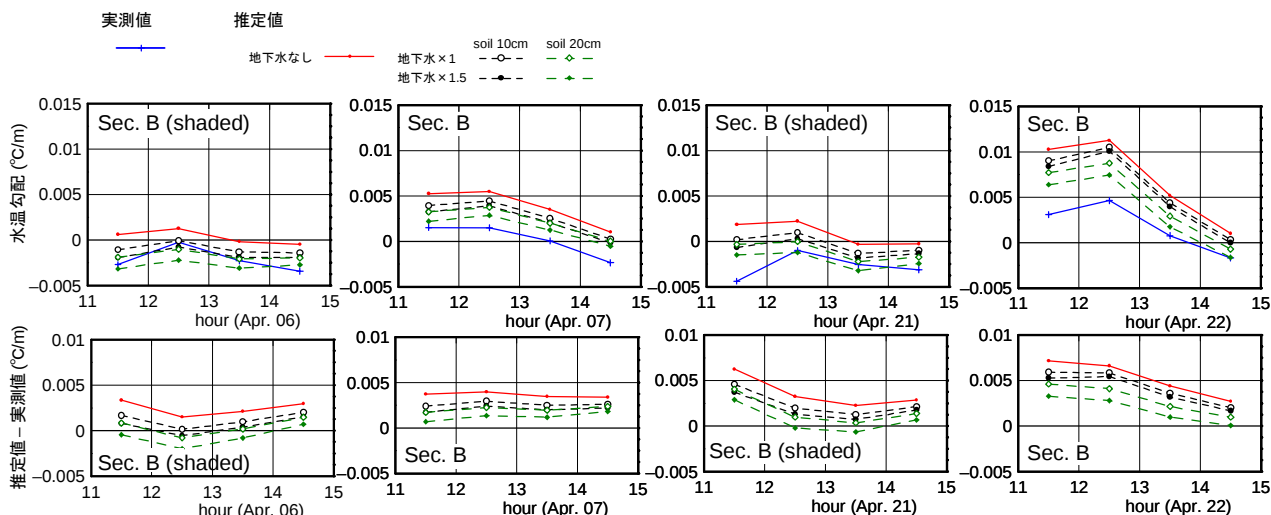


図5-10 推定水温勾配および推定値と実測値の差

オ 被覆が変化した場合の水温の推定

流下方向の水温変化を推定する際の純放射量の入力に、測定値に代えて、溪流の被覆状況 (H/x と溪流方位) から推定した値を用いた。 H/x には対象溪流の値 ($H/x = 0.8$) と水面がより覆われた状況を想定した値 ($H/x = 5$) を用い、溪流方位には対象溪流の値である 147° と、そのほかに 90° を用いた。推定に必要な他の値は測定結果を用いた。 $H/x = 0.8$ では、2つの溪流方位ともに、日中のほとんどの時間で直射日光が差し込むことが推定された (図 5-11)。これに対し、 $H/x = 5$ の直射日光が差し込む時間は短く、 147° では正午前の数時間、 90° では朝夕にそれぞれ数時間ずつとなることが推定された。40m 下流点の推定水温の日最高値は、2つの溪流方位ともに、 $H/x = 0.8$ に比べて、 $H/x = 5$ の方が約 0.7°C 小さくなった。時間変化の様子も異なり、 $H/x = 0.8$ の2つの溪流方位と $H/x = 5$ の 90° の正午前後の上昇に比べて、 $H/x = 5$ の 147° の正午前後の上昇は小さかった。

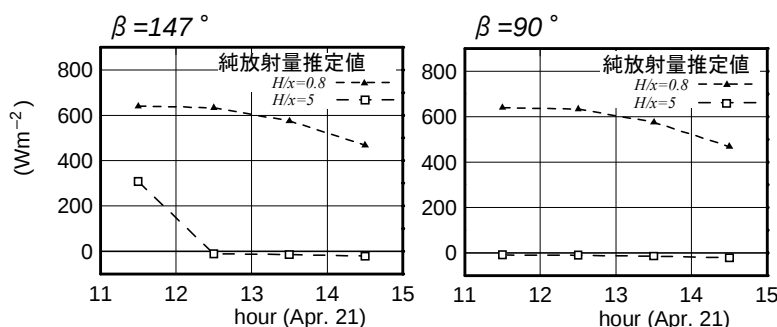


図5-11 純放射量の実測値と推定値

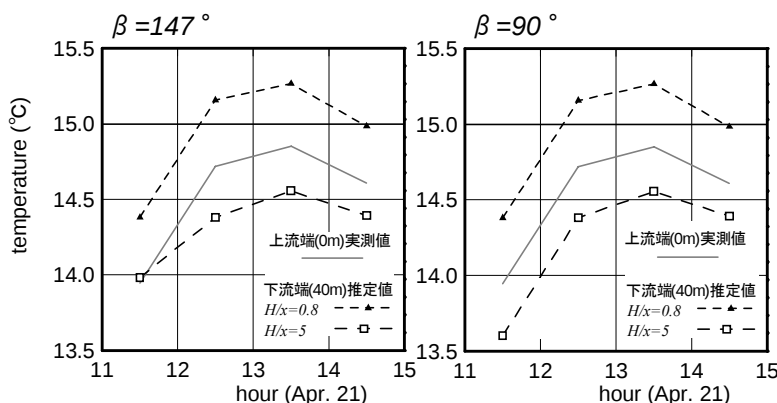


図5-12 純放射量推定値からの水温推定結果

(4) 考察

ア 被覆の有無による熱収支式各項の差

Sec. Bの純放射量の正午前後（11 時～13 時）の平均値は、覆わない場合と覆った場合で大きく異なり、その差は、4月上旬（6 日と 7 日）が 180Wm^{-2} 、4月下旬（21 日と 22 日）が 270Wm^{-2} となった。これに対して、他の右辺各項の正午前後の平均値の差は、4月上旬と 4月下旬ともに 10Wm^{-2} 前後で、純放射量の差に比べると小さかった。右辺各項の中で、純放射量が最も大きく被覆変化の影響を受け、他の項への被覆変化の影響は純放射量に比べると小さかった。一方、左辺の水塊貯熱量変化の正午前後の平均値の差は、4月上旬では 150Wm^{-2} 、4月下旬では 230Wm^{-2} となった。

左辺と右辺の全ての項の中で、被覆の有無による差は、水塊貯熱量変化量と純放射量のみが 100Wm^{-2} を超え、他の項の 10Wm^{-2} 前後という値に比べて、大幅に大きかった。このことから、被覆の有無の影響は、右辺各項の中では、純放射量に顕著に現れ、それを反映して、水塊貯熱量変化にも、同レベルの差が現れたと考えられる。

イ 被覆変化前後の水温推定精度の差

伐採前に伐採後の水温を予測する場合には、伐採前に精度の良い推定方法を検討し、その推定方法を用いて伐採後の水温を推定することが考えられる。今回の測定結果では、覆った場合を伐採前、覆わない場合を伐採後に見立てると、いくつかの地下水の条件（地下水流入量と地中温度の深さの組み合わせ）から、覆った場合に推定精度が良いものを選び、それを用いて、覆わない場合の水温を推定することができる。今回は、伐採前と伐採後に相当する測定結果が得られているので、伐採前に精度が良かった推定が伐採後にも有効かどうかを検証できる。

覆った場合に精度が良かった地下水の条件を用いて、覆わない場合の水温を推定すると、覆わない場合の推定結果に比べて、実測値よりも高めに推定されて精度は悪くなるが、地下水の影響を考えない場合と比べると、精度よく推定できる（図 5-9, 図 5-10）。4月下旬では、覆った場合に精度が最も良かった地下水の条件での推定が、覆わない場合にも最も精度が良かった。また、4月上旬では、覆った場合に精度が最も良かった地下水の条件での推定が、覆わない場合に最も精度の良い推定にはならなかった。これは、地下水の条件による覆った場合の精度の差が少なかったことが原因と考えられる。

覆った場合に推定精度が良い地下水条件を用いることにより、覆わない場合の推定精度は良くなったが、推定値は実測値よりも高く推定された。このことの一因として、推定に用いた純放射量が考えられる。今回は覆わない場合でも、葉のない樹木により、多少は日射が遮断されたので、水面での純放射量は場所によりばらつきがあった。推定に用いた純放射量は、溪流の中央付近で測定したので水面が受ける純放射量の平均値よりも大きい可能性が高い。このことが、覆わない場合の推定値が実測値よりも高くなった一因だと考えられる。

ウ 被覆状況変化した場合の水温推定の活用

被覆状況を与えて水温を推定する方法（図 5-12）により、流下方向の水温分布を推定することができる。 $\beta=147^\circ$ で $H/x=0.8$ の場合や $\beta=90^\circ$ の場合のように、純放射量が緩やかに変化する場合（図 5-11）には、上流側で水温が高い時刻では下流側でも水温が高い。これに対し、 $\beta=147^\circ$ で $H/x=5$ の場合のように純放射量が急激に変化する場合には、上流側で水温が高い時刻であっても、下流側では他の時刻の水温よりも低くなり、被覆状況と変化させる距離によっては、日最高水温があらわれる時刻が変わることが推定されている（図 5-13）。

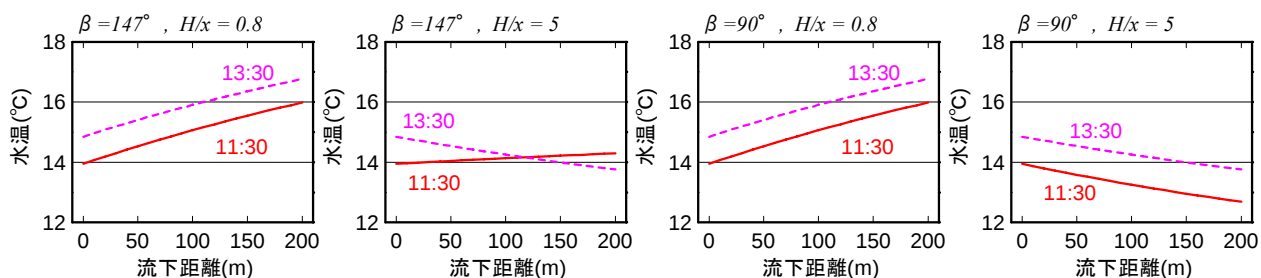


図5-13 被覆状況から推定した水温分布

このように、この推定方法を用いれば、被覆状況を流下方向に対してどのくらい距離に渡って変化させれば、日最高水温がどの程度変わるかが推定できる。逆に、基準となる最高水温を与えた場合、どれくらいの距離に渡って、どのように被覆状況を変えることを許容できるかを推定することもできる。

(5) 今後の問題点

地下水が渓流水温に与える影響については、測定が困難なため、測定が行なえなかった。被覆変化による流下方向の水温変化を推定する際には、被覆変化前の推定結果から精度の良い条件で地下水の影響を推定し、それを用いて、被覆変化後の水温推定の精度を向上させることができたが、水温形成の過程をより正確に把握するには、地下水の影響を実際に測定することが必要だと考える。

本課題では、溪畔林による渓流水面への被覆が水温に及ぼす影響を解明することを主な目的とした。溪畔林による被覆のほか、人為によって変更される渓流水温に関する条件としては、ダム等の人工構造物が溪流につくられることによる溪流の流れも考えられる。具体的には、流速や水深の変化、堆砂地での伏流等の流れの変化があげられ、これらの水温への影響を解明することが今後必要だと考える。

(6) 要約

被覆状況を変化させた溪流で、流下方向の水温分布に関する測定を行ない、水塊の熱収支式を基に上流部の水温から流下方向水温分布を推定し、被覆状況が変化した場合の水温の推定について検討した。さらに、測定が出来なかった地下水の影響を考慮に入れることにより、水温分布推定の精度向上をさせることができた。また、推定の際に、純放射量測定値の代わりに、被覆状況を与えて推定した純放射量を用いることにより、被覆状況が変化した場合の水温の推定を行なった。

(7) 引用文献

- Brown, G. W. (1969) Predicting temperatures of small streams, *Water Resources Research*, 5, 68-75.
- Brown, G. W. and Krygier, J. T. (1970) Effects of Clear-Cutting on Stream Temperature, *Water Resources Research*, 6, 1133-1139.
- Johnson, S. L. (2004) Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 913-923.
- Macdonald, J.S., MacIsaac, E.A. and Herunter, H.E. (2003) The effect of variable-retention riparian buffer zones on water temperatures in small headwater streams in sub-boreal forest ecosystems of British Columbia, *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 1371-1382.
- 中村太士・百海琢司 (1989) 河畔林の河川水温への影響に関する熱収支的考察, *日本林学会誌*, 71, 387-

394.

Stull, R. B. (1988) An introduction to boundary layer meteorology, Kluwer Academic Publishers, Dortrecht, p.285.

Webb, B.W. and Zhang, Y. (1999) Water temperatures and heat budgets in Dorset chalk water courses, Hydrological Process, 13, 309-321.

Zwieniecki, M. and Newton, M. (1999) Influence of streamside cover and stream features on temperature trends in forested streams of Western Oregon, Western Journal of Applied Forestry, 14, 106-112.

(野口宏典：気象環境研究領域 気象害・防災林研究室)

第6章 溪流に対する有機物供給源としての溪畔林の機能評価

1. 水生生物の食物資源としてのリターの重要性

(1) 研究目的

川に対して陸上から供給される落葉などの有機物は、川底の付着藻類と並んで、河川食物網の起源物質（＝食物網の基盤となるもっとも低次のエサ資源）となりうる資源である（Allan, 1995; Anderson & Sedell, 1979）。特に、山地溪流の場合は、森林に覆われていて光条件が悪いため、藻類の一次生産は制限され、森林からのリター供給の重要性が相対的に大きくなるといわれている（Vannote et al., 1980）。しかし、リターのエサ資源としての質は、藻類よりも劣ると考えられており（Bilby & Bisson, 1992; Murphy et al., 1986）、実際にリターが重要なエサ資源として機能しうるかは十分に解明されていない。特に、我が国においては、こういった研究の事例は少ない（例えば、安田ら, 1989; 新名, 1996）。

森林からのリター供給が川の生態系にとって重要か否かは、河畔林や溪畔林の管理方針に関わる重要な情報である。そこで、本課題では、リターの重要性が相対的に高いといわれている山地溪流において、落葉などのリター供給が水生生物の重要な食物資源になっているか解明することを第一の目的とした。

また、上述のような研究は、海外の事例も含め、主に自然林で実施されてきたが、人工林が機能的に自然林とどう異なるかは十分に解明されていない。スギ（*Cryptomeria japonica*）、ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）など針葉樹の人工林を多く抱える我が国では、人工林の溪流生態系への影響を理解することも、森林管理を考える上で重要である。本課題では、広葉樹自然林、スギ人工林を流れる2溪流を調査対象とし、その結果について比較検討した。

(2) 研究方法

ア 調査地

広葉樹自然林を流れる溪流として、茨城県北部にある小川群落保護林内の小溪流を選定した（図6-1）。この溪流は、平常時の水面幅が約2m、流域面積は58haであり、周囲をブナ（*Fagus crenata*）やコナラ（*Quercus serrata*）などの落葉広葉樹林に覆われている（Suzuki, 2002）。

また、スギ人工林を流れる溪流としては、茨城県中西部の国有林内の溪流を用いた（図6-1）。こ

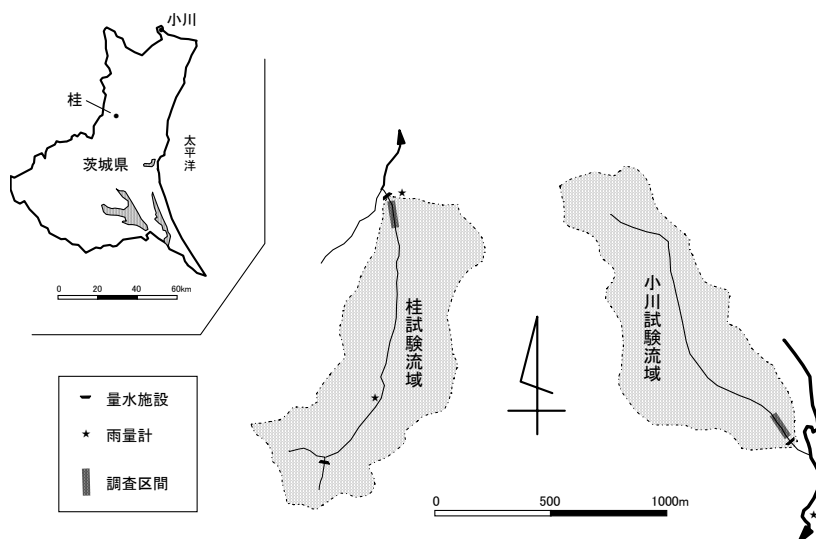


図6-1. 調査地の位置

の溪流は、平常時の水面幅が1～2m、流域面積は60haである。流域内は、尾根沿いにアカマツ（*Pinus densiflora*）やコナラの二次林が存在するものの、沢沿いから斜面中部は、ほとんどが約40年生のスギ人工林となっている。

どちらの溪流でも、流域の下流端に量水施設があり、流量観測を行っている。量水施設のすぐ上流側に、長さ100mの調査区間を設定し、そのなかで観測や試料採取をおこな

った。以後、広葉樹自然林とスギ人工林の調査地を、それぞれ、小川試験地、桂試験地と記す。

イ 有機物供給量の測定

溪流に対する有機物供給量を明らかにするため、2001 年の一年間、調査区間内において、リター供給量、藻類生産量、および草本生産量を観測した。リター供給量については、直接、リターが流路内に落下する量と、林床から風で運ばれてくるリター量を分けて計測した。また、溪流内で普段水に浸からない場所に生育する陸生草本も、増水時には流水中に取り込まれると考えられるため、調査対象とした。

リター落下量の観測には、一辺が約 90cm の方形リタートラップを用い、それらを 20m おきに 5 基、流路の中央部に設置した（溪岸から約 1m の高さ）。設置にあたっては、橋状の構造物を使って、洪水時でもトラップが流失しないようにした。林床からのリター供給量は、幅 90cm×高さ 60cm の開口部を持つサッカーゴール型のトラップを溪岸に設置して計測した（開口部は斜面側を向く）。トラップは、20m 間隔で左右交互に 5 基設置した。2 種類のトラップとも、通常、月 1 回の頻度で中のリターを回収し、研究室で乾燥重量を計量した。落葉盛期には、月に 2~4 回程度の頻度でリターの回収をおこなった。

藻類の生産量については、溪床にレンガを沈め、表面に付着した藻類量を定期的に計量した。レンガは、調査区間内の瀬、淵それぞれに 3 個ずつ設置し、上面に付いた藻類を、半月ごとに、歯ブラシで擦り落とし、水に懸濁させて回収した。持ち帰った試料は、ポアサイズ $0.7\mu\text{m}$ のガラス繊維フィルター（Whatman GF/F）を用いて吸引ろ過をおこなった後、強熱減量（AFDM）を測定した。データは、瀬、淵の面積割合で重み付けをして平均値を計算した。

溪流内での陸生草本の生産量については、調査区間内に 20m おきに幅 1m のベルト状プロットを流路横断方向に設け、その中に生育する草本を月 1 回刈り取って乾燥重量を計量した。

ウ 同位体比と食物連鎖

本課題では、溪流食物網の解析のために、安定同位体を用いた手法を用いた。この手法は、消化管内容物調査などの伝統的な手法によらず、生態系フレームワークの迅速な把握が可能というメリットがある（Hershey & Peterson, 1996; 山田・吉岡, 1999）。動物の体を構成する炭素、窒素の同位体比は、基本的にエサの同位体比に支配されるものの、軽い同位体が排泄物として体外に放出されやすいため、食物連鎖に沿った重い同位体の濃縮が起る（南川, 1997; Minagawa & Wada, 1984; 和田, 1986）。したがって、 $\delta^{13}\text{C}$ — $\delta^{15}\text{N}$ グラフを描くと、栄養段階 1 の生物（あるいは有機物）を始点として、その食物連鎖に関係する生物が右上がりに連なり、同位体比の異なる物質を起源とする食物連鎖同士は、このグラフ上で容易に識別できる（図 6-2）。もし、ある動物が、同位体比の異なる複数のエサを食べるとすると、その動物の同位体比は、基本的には、それぞれのエサ物質をどのような割合で食べたかによって決まると考えられる（Hershey & Peterson, 1996; 南川, 1997）。

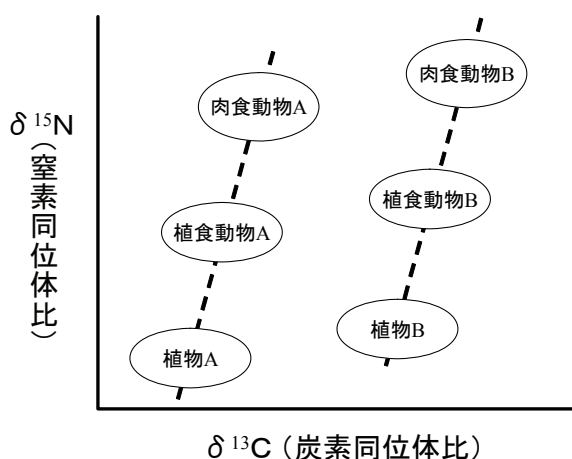


図6-2. 食物連鎖と炭素、窒素同位体比の関係

エ 同位体分析にかかわる試料とその処理方法

食物網解析のための試料採取は、主に 2001 年 5 月におこなった。採取した試料の種類およびその処理方法は、以下のとおりである。

①付着藻類：試料は、瀬、淵それぞれについて、調査区間内の上流、中流、下流の 3 カ所で採取した。各地点において、直径 20cm 大の石 2~3 個から、付着していた藻類を歯ブラシで擦り落として研究室へ持ち帰った。試料は、GF/F フィルターで吸引ろ過した後、鉍物中の炭酸塩を除去するため塩酸処理をおこなった。

②CPOM (Coarse Particulate Organic Matter)：通常、粒径 1mm 以上の有機物をさすが、本課題では、目合い 8mm の金網にかかった有機物とした。ほぼ、未分解のリターに相当する。調査区間の下流端に設置した金網から、有機物を 1~2 週間おきに回収し、乾燥後、広葉、針葉、花実、枝、その他に分類した。

③FPOM (Fine Particulate Organic Matter)：1mm 以下の粒状有機物を指す。試料の採取は、藻類と同じ場所で行った。溪床に堆積している細粒物質を手動ポンプで採取し、1mm のフルイを通した後、GF/F フィルターで吸引ろ過し、塩酸処理をおこなった。

④溪流内の草本：上述の陸生草本生産量の調査で回収した試料を用いた。

⑤底生動物：予備調査で生息種をおおまかに調べ、その結果を踏まえた上で、瀬、淵それぞれについて代表的な分類群を採取した。採取した試料は、空胃に近い状態とするため、保冷した上で最低 1 晩生かした。分析に際しては、瀬、淵それぞれについて、同じ分類群の個体をまとめて 1 試料とした。分類群の同定は、少なくとも属レベルで行い、それらに摂食機能群 (Merritt & Cummins eds., 1996; 布川・井上, 1999) を割り当てた。摂食機能群としては、Shredder (SH)：落葉など CPOM をかみ砕いて食べるグループ；Scraper (SC)：藻類をこすり落として食べるグループ；Collector-Gatherer (CG)：堆積している FPOM を集めて食べるグループ；Collector-Filterer (CF)：流下する FPOM をろ過して食べるグループ；Predator (PR)：他の動物を捕食するグループの 5 つを想定した。

⑥陸生動物：溪流内と溪岸において、パントラップと手で、陸生昆虫やクモ類などの小動物を採取した。試料は、冷凍保存し、後日、目レベルでの同定を行った。

⑦魚類：小川試験地では、弓網を用いた捕獲によりイワナ (*Salvelinus leucomaenis*) が採捕され、その中から平均的な体長を持つ 5 個体を選び試料とした。一方、桂試験地では、弓網によってカジカ (*Cottus pollux*) が採捕された。カジカは、採捕数が 5 個体と少なかったため、すべて持ち帰って試料とした。試料個体は、胃を切開し、消化管内の未同化物質を取り除いた。

⑧その他：小川試験地では、調査区間内で発見したカエルの死骸 1 個体を、参考までに、試料として持ち帰った。種の同定は、腐乱していたため行わなかった。

以上の 9 種類の試料は、十分に乾燥した後、均一な粉末状に粉碎した。これらは冷凍保存し、後日、同位体分析に供した。分析は、1 試料につき 1~3 回行い（試料の量による）、その平均を求めた。同位体分析には、Thermo Electron 社の元素分析計 (NC-2500) と質量分析計 (MAT-252B) を連結した分析装置を用いた。

また、脂質に富む生物は、他の生物より、 $\delta^{13}\text{C}$ 値が低くなることが知られている (Deines, 1980)。ほとんどの試料は脱脂せずに分析に供したが、最高次の捕食者である魚類とカエルについては、他の試料よりも脂質含有率が高いと思われたため、脱脂して分析をおこなった。

分析した同位体比は、藻類と FPOM については、瀬、淵の面積%で重み付けをして調査区間の平均値を計算した。CPOM については、種類ごとの重量%で重み付けした平均値を計算した。また、底生動物については摂食機能群ごとに、陸生動物については全分類群をまとめて、それぞれ平均値を計

算した。

(3) 結果と考察

ア 年間の有機物供給量

2001 年一年間に、100m の調査区間内に供給された有機物量は、小川試験地で 240.7kg/y/100m、桂試験地で 112.3kg/y/100m であった（表 6-1）。両試験地で有機物供給量に倍以上の違いがあるが、人工林では施業方法によって供給量が大きく変化するため、一概に、スギ人工林の有機物供給量が少ないということとはできない。桂試験地では、1999～2000 年頃に間伐が行われており、このことが供給量にも影響していると考えられる。どちらの溪流も、供給量全体の 95%前後はリターであり、藻類生産量の占める割合は小川試験地で 1.8%、桂試験地で 2.5%と極めて小さかった。リターの供給は、林冠からの落下が多く、有機物供給量全体の 70%以上を占めたが、林床からの移入も、小川試験地で 25.1%、桂試験地で 19.5%と比較的多かった。

林冠と林床からの供給をあわせたリター全体の内訳としては、小川試験地では 73.1%が広葉樹の落葉なのに対して、桂試験地では広葉樹落葉は 15.0%と少なく、スギ落葉が 42.4%と多かった。

イ 有機物供給量の季節変化

落葉広葉樹に覆われた小川試験地の場合、林冠から落下するリターは 10～11 月の落葉期に集中するものの、林床から移入するリターは、晩秋から春までの冬期間に多かった（表 6-1）。冬期は、樹木の葉が落ち、林床の草本も枯れて、林床付近に風が通りやすくなる上、季節風も強まるため、林床上のリターが移動しやすいと考えられる。こういったリターの再移動のプロセスは、溪流に対するリター供給期間を長くし、水生動物のエサ資源量の安定化に役立っていると考えられる。

一方、スギ人工林に覆われた桂試験地のリター供給は、林冠からの落下も、林床からの移入も、晩秋から早春にかけての冬期間に多かった（表 6-1）。これは、スギの葉の落下に、冬期の強い季節風が関係しているためと思われる。

藻類の生産量には、両試験地とも、春と秋の 2 回ピークが認められたが、年間でもっとも生産が活発なのは、春（3～4 月）であった（表 6-1）。この時期は、冬が終わり、気温が上昇する上、広葉樹の葉が開いてないため、溪流内の光条件がよい。

表6-1. 調査区間における2001年の有機物供給量(kg/100m)

月年	小川					桂				
	林冠からのリター	林床からのリター	溪流内の草本	藻類生産	計	林冠からのリター	林床からのリター	溪流内の草本	藻類生産	計
2001年1月	1.0	6.0	0.0	0.1	7.2	20.3	2.6	0.0	0.0	23.0
2001年2月	0.4	1.9	0.0	0.2	2.5	12.6	12.6	0.0	0.2	25.3
2001年3月	0.6	11.5	0.2	1.1	13.4	12.8	2.6	0.1	0.6	16.0
2001年4月	1.1	8.1	1.3	1.0	11.5	4.4	0.6	0.5	0.6	6.2
2001年5月	8.6	1.4	0.5	0.4	10.8	3.1	0.2	0.7	0.2	4.2
2001年6月	6.2	0.5	0.0	0.1	6.8	2.5	0.1	0.6	0.1	3.2
2001年7月	5.7	0.6	0.0	0.0	6.4	1.9	0.1	0.6	0.1	2.8
2001年8月	24.4	3.6	0.0	0.0	28.1	2.6	0.1	0.8	0.2	3.8
2001年9月	18.2	3.0	0.0	0.1	21.2	2.2	0.0	0.7	0.1	3.0
2001年10月	44.4	4.3	0.0	0.3	49.0	4.0	0.3	0.2	0.3	5.0
2001年11月	54.6	9.0	0.0	0.6	64.1	9.3	1.0	0.0	0.2	10.6
2001年12月	8.8	10.6	0.0	0.4	19.8	7.7	1.5	0.0	0.1	9.3
合計	173.8	60.4	2.1	4.4	240.7	83.4	21.8	4.2	2.8	112.3

溪流内の草本生産は、小川試験地では春に集中していたが、桂試験地では春から秋まで生産が高かった（表 6-1）。広葉樹に覆われた小川試験地は、樹木の葉が展開すると、溪流や林床の光条件が極めて悪くなるが、桂試験地では、広葉樹が少なく、極端な光条件の悪化がないため、このような違いが生じたと思われる。

ウ 広葉樹自然林を流れる溪流の食物網

小川試験地における同位体の分析結果を図 6-3 に示す。食物連鎖の起源物質については、CPOM と藻類の同位体比は明瞭に異なっていた。FPOM も、CPOM に極めて近い同位体比を示していることから、ほぼリター起源の有機物と考えられた。草本は、CPOM や FPOM に比較的近い値を示したものの、生産量が極めて少ないことから（表 6-1）、FPOM のなかに草本由来の物質は少ないと考えられた。

SH, CG, CF など多くの底生動物は、陸生動物とともに、CPOM や FPOM の右上にプロットされた。陸生動物は、陸生植物を食物連鎖の起源物質にしているため、陸生植物の遺体である CPOM や FPOM の右上にプロットされたものと考えられる。さらに、PR (*Drunella* を除く)、カエル、イワナといった捕食者も、それらのほぼ延長状にプロットされた。

一方、藻類の近くや右上にプロットされた動物は少なく、SC/CGの一部と*Drunella*だけであった。SC/CGは、藻類またはFPOMを摂食すると想定されたグループであり、分類群によって、藻類を摂食する程度が異なるため、グループ内で $\delta^{13}\text{C}$ 値が大きくバラついたと考えられる。*Drunella*は、一般には捕食性の水生昆虫（PR）といわれているが、捕食者としては $\delta^{15}\text{N}$ 値が極めて低く、何らかの理由で藻類を摂食していたものと思われる。

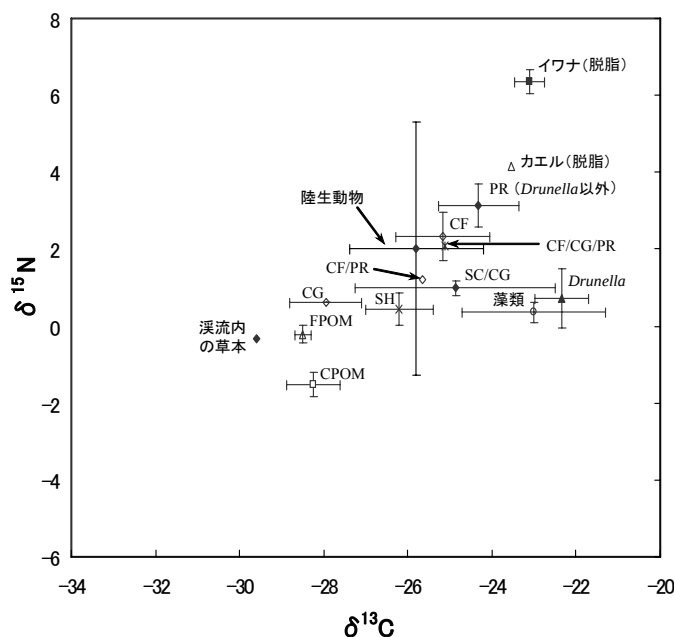


図6-3. 小川試験地の春期の食物網に関する同位体グラフ（平均±SD）。

エ スギ人工林を流れる溪流の食物網

桂試験地における同位体の分析結果を図 6-4 に示す。食物連鎖の起源物質は、小川試験地同様、CPOMの近くにFPOMがプロットされ、藻類はより $\delta^{13}\text{C}$ の高い位置にプロットされた。

動物のうち、陸生動物や、PR（ユスリカ以外）、カジカといった主要な捕食者は、CPOM や FPOM の右上に連なるようにプロットされたが、一次消費者のうち、この連なりの中にプロットされたのは、CPOM を摂食すると想定された SH のみであった。捕食者のエサとなる一次消費者は、本来、捕食者の左下にプロットされるはずであるが、多くの一次消費者と小型の捕食者（捕食性ユスリカ）は、藻類と CPOM, FPOM との中間付近を始点として右上がりに並んでいた。

このように、図 6-4 は、一次消費者と捕食者の同位体比が対応しない矛盾した結果となった。ところで、河川では、CPOMなどの陸起源有機物に比べ、藻類の同位体比の季節変動が大きいことが知ら

れている (Kato et al., 2004 ; McCutchan & Lewis, 2001 ; Zah et al., 2001) 。そこで、予備調査で 2001 年 3 月に採取した藻類試料について、同位体比を分析したところ、3 月の藻類の同位体比は FPOM とほぼ同じであり、 $\delta^{13}\text{C}$ 値がわずか 2 ヶ月間に 5‰ 近く変動したことが明らかとなった。このことから、図 6-4 の結果は以下のように解釈された。

① 3 月頃には、CPOM、FPOM、藻類はグラフ上のほぼ同じ位置にあり、それらを始点として、一次消費者、捕食者が右上がりに連なっていた。

② その後、藻類の $\delta^{13}\text{C}$ 値が急上昇したため、藻類をエサとして利用していた一次消費者も、追従する形で、 $\delta^{13}\text{C}$ 値が上昇した。

③ 捕食者のうち、体サイズの極めて小さい捕食性ユスリカは、一次消費者

同様、藻類の同位体比変化の影響を受けたが、体サイズの大きい捕食性底生動物やカジカでは、まだ影響が顕著になっていない（体を構成する物質の入れ替わりに時間がかかるため）。

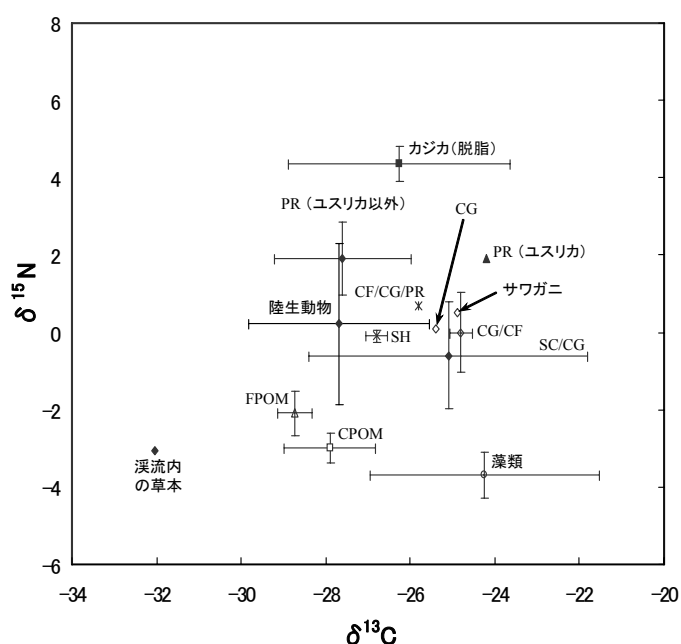


図6-4. 桂試験地の春期の食物網に関する同位体グラフ (平均±SD).

オ 広葉樹天然林とスギ人工林の違い

調査地において、藻類生産が一年で最大になるのは春であり（表 6-1），食物網の調査を行ったのはその末期にあたるため、栄養構造に藻類の影響が現れやすい時期である。それにも関わらず、どちらの溪流でも、リターが食物網の重要な起源物質の一つであることは間違いない（図 6-3, 4）。これは、Hicks (1997) が行った森林河川の食物網の解析結果とも一致している。一般に、エサ資源としての価値は、リターよりも藻類の方が高いと考えられるものの (Bilby & Bisson, 1992; Murphy et al., 1986)，森林に覆われた溪流では、リター供給量が藻類生産量を大きく上回るため (Fisher & Likens, 1973; Webster & Meyer eds., 1997)，食物網全体としてもリターへの依存度が高くなるものと考えられる。本研究でも、リター供給量は藻類生産量を大きく上回っていた（表 6-1）。

しかし、二つの試験地の結果を比較すると、桂試験地では、小川試験地に比べて相対的にリターの影響が小さく、藻類の影響が大きいという特徴が認められた。このような栄養構造の相違を引き起こす要因としては、まず、リター供給量と藻類生産量の割合の違いが考えられる。しかし、年間の有機物供給は、どちらの試験地も、大部分は落葉などのリターであり、藻類生産量の占める割合は 2% 前後と小さかった。数値上では、桂試験地の方がわずかに藻類の割合は高いように思われるものの、有機物供給量の観測精度を考えれば、この程度の差はほとんど無視できると考えられる。溪流への有機物供給には、本研究で観測した項目以外にも、土壌有機物のような細粒の物質（FPOM に相当）や地下水中の溶存態有機物など観測の難しい項目も存在し、そういった物質の供給量はリター供給と比較しても相当に多いと予想されている (Webster & Meyer, 1997)。

結局、有機物供給に関して、2 溪流で最も異なる点は、小川試験地のリターが落葉広葉樹の落葉を

主体とするのに対し、桂試験地では、スギ落葉がリター全体の 40%以上を占めていることである。溪流における落葉分解実験は、多くの場合、広葉樹落葉を対象としており（Hanson et al., 1984 ; 加賀谷, 1990 ; Petersen & Cummins, 1974）, 針葉樹の事例は少ないが、スギやマツ類の落葉に関しては、広葉樹に比べて分解が遅く、底生動物に摂食された様子もあまり認められないといった報告がある（Short et al., 1980 ; 高田ら, 2003）。また、落葉分解には、動物の体を構成するタンパク質の合成に必要な窒素の含有率が関係することも知られており、初期状態の C/N 比が小さい（窒素含有率が高い）樹種ほど分解が速いことが知られている（柳井・寺沢, 1995）。同位体分析に用いた CPOM 試料から落葉を選別して C/N 比を分析したところ、小川試験地の広葉樹落葉は 31.4 であるのに対し、桂試験地のスギ落葉は 49.6 と C/N 比が大きかった。このようなことから考えると、スギ落葉は、広葉樹落葉に比べて窒素が少ないため底生動物のエサ資源としての価値が低く、スギ落葉の多い桂試験地では、食物網に対するリターの寄与が相対的に小さかったものと解釈された。

（４）結論

これまで、リター供給源としての溪畔林の重要性は、多分に推測を交えて主張されてきた。特に、我が国では、こういった分野の研究事例が北米と比較して格段に少ないため、国内でのデータに基づく主張ができない場合が多かった。本研究では、調査を行った 2 溪流とも、供給される有機物の大部分はリターであり、量的にみて、溪畔林からのリター供給が溪流の有機物源として重要と考えられたが、同位体を用いた解析でも、リターなど森林由来の有機物が、実際に、底生動物に摂食され、溪流の食物網全体を支えていることが確認された。これらの成果により、我が国の溪流においても、溪畔林の持つ有機物供給機能が極めて重要であることが明確となった。

ただし、スギ落葉に関しては、広葉樹落葉に比べ、エサ資源としての価値が低いと考えられた。本研究では、スギ落葉に対する底生動物による摂食実験などを実施していないため、間接的な証拠にすぎないが、広葉樹林とスギ人工林の溪流とで食物網の構造が異なるという結果は極めて興味深いといえる。我が国には、スギやヒノキなどの針葉樹人工林が多数存在するが、溪流沿いに関しては、今後、落葉広葉樹など、できればその地域の潜在的植生へ復元する努力が必要になるであろう。

（５）今後の問題点

本研究でも、いくつかの問題点が残された。特に、スギ落葉がエサ資源として劣るという結果は、溪畔林の管理方針に関わる重大な問題であるが、本研究の結果は、状況証拠の一つに過ぎない。この問題を明確にするためには、水槽中での底生動物による摂食実験や、現地での詳細なリター分解実験など、底生動物の摂食生態に関わる研究が必要である。

また、有機物供給に関しては、リターや草本、藻類など比較的大きく測定しやすい有機物のみを観測対象としたが、陸上で細粒化してから溪流に供給される物質や地下水を通じて供給される溶存態有機物もかなり多いと想像される。これらも、基本的には森林由来の有機物であるが、観測が困難なため、あまり研究が進んでいない。今後は、こういった有機物に関する観測についても検討していく必要があるだろう。

同位体による食物網解析については、栄養段階に沿った同位体比の上昇率が一般にいわれている傾向とは異なったため、リターや藻類それぞれの寄与がどの程度かあまり明確にはできなかった。また、FPOM には、前述のように、陸上で細粒化した後に溪流へ供給される物質も多いと思われるが、そういった物質が果たして重要なエサ資源となりうるかはよく分かっていない。本研究では、CPOM や FPOM といった森林由来の有機物が食物網の主たる起源物質であることが明らかとなったが、CPOM

と FPOM のどちらがエサ資源として重要かは、両者の同位体比がほぼ同じため、同位体分析では明らかにできない。

(6) 要約

リターは溪流にすむ生物のエサ資源になりうるという観点から、リター供給源である溪畔林の機能について検討するため、茨城県内の落葉広葉樹林を流れる小溪流（小川試験地）と、スギ人工林を流れる小溪流（桂試験地）に 100m の調査区を設け、年間の有機物供給量、春期（5 月）の食物網を調査した。有機物供給としては、林冠から落下するリター、林床から風などにより移入するリター、溪流内に生育する陸生草本、溪床の藻類生産の 4 項目を計測した。食物網の解析は、有機物中に含まれる炭素、窒素の安定同位体を用いておこなった。

年間の有機物供給量は、小川試験地で 240.7kg/y/100m、桂試験地で 112.3kg/y/100m であり、そのほとんどはリターであった。リターは、林冠からの供給が主であり、林床からの供給は全体の 1/4 程度であった。落葉広葉樹からなる小川試験地では、林冠からの供給は晩秋に集中しておこったが、林床からの供給が晩秋から早春にかけて続いたため、全体として、落葉供給期間は比較的長かった。溪流内の草本生産と藻類生産は、どちらもリター供給量に比べて少なく、藻類生産量の割合は 2%前後であった。なお、藻類生産は、3～4 月が年間でもっとも活発であった。

小川試験地では、炭素同位体比－窒素同位体比のグラフをみると、CPOM（8mm 以上の有機物）と FPOM（1mm 以下の有機物）を始点として、多くの一次消費者（底生動物）、捕食性底生動物、高次捕食者（イワナ、カエル）が連なっていた。藻類の近傍や右上にプロットされたのは、一部の底生動物のみであった。CPOM はリターに相当する有機物であり、FPOM もリターの分解産物といえるため、この溪流の食物網は、リターに強く依存しており、藻類の寄与は小さいと考えられた。

桂試験地の同位体グラフでは、主たる捕食者は CPOM や FPOM の右上に、多くの一次消費者は CPOM、FPOM と藻類の中間付近を始点として、その右上にプロットされており、互いに矛盾した位置関係であった。3 月の予備調査で採取した藻類試料も分析したところ、3 月の藻類は CPOM や FPOM とほぼ同じ位置にプロットされた。おそらく、3 月には、CPOM や藻類を始点として、その右上に、一次消費者、捕食者が順に並んでいたものの、その後、藻類の同位体比が大きく変化したため、藻類を摂食していた一次消費者も追従する形で同位体比が変化したのではないかと推察された。一次消費者は、そのプロット位置から考えて、リター起源の物質と藻類の両方をエサとして利用していると考えられた。

このように、両溪流とも、有機物供給の大部分はリターであり、リターは食物網の主要な起源物質にもなっていることから、溪畔林からのリター供給が、水生動物のエサ資源として極めて重要であることは確かといえる。ただし、スギ林を流れる桂試験地は、小川試験地に比べ、リターの寄与が小さく、藻類の寄与が大きかったが、これは、スギ落葉が水生動物のエサ資源として低質であるためと考えられた。今後、スギ人工林については、溪畔付近を広葉樹林に変更するといった対策が必要になる可能性がある。

(7) 引用文献

以下の 2. (7) に、まとめて記した。

2. 溪流への落葉供給源推定のための落葉移動距離の解明

(1) 研究目的

前節で明らかとなったように、溪畔林から供給される落葉などのリター、特に広葉樹の落葉は、溪流の食物網を支える重要なエサ資源である。このため、溪畔林の伐採など不適切な溪畔域管理により、溪流生態系へ悪影響を与えないためにも、溪流への落葉供給源として必要な林帯幅を具体的に明らかにしなければならない。しかし、落葉供給機能に関する必要幅は、世界的にも未だ十分には解明されていない（高橋，2003）。

溪岸から何 m までが供給源になるかを評価するには、落葉の移動距離を知る必要がある。落葉移動のプロセスは、①落葉が樹冠から落下する際の移動、②林床上での再移動の二つに分けて考えなければならない。両者とも風が移動を引き起こす重要な外力と考えられるが、①はどのような森林でも起こる普遍的現象であるのに対し、②は林床植生の被度が大きい場合（Lee et al., 1999）や積雪がある場合はほとんど発生しないと予想される。そのため、一般に重要性は①の方が大きいと考えられる。これまでの落葉移動に関する研究としては、①について、Hirabuki (1991), Ferrari & Sugita (1996), Staelens et al. (2003)など、②について、Welbourn et al. (1981), Boerner & Kooser (1989), Lee et al. (1999)などがあるものの、研究事例は少ない。しかも、そのほとんどは物質循環の視点から、林床へのリター供給の不均一性を解明しようとした研究であり、落葉の移動距離や速度に焦点を合わせたものではない。そのため、どういった条件下で、落葉が何m移動するかといった落葉供給源の範囲を特定するために必要な情報が不足している。

本研究では、落下時の移動に関しては、現地における実態調査に加え、風速変動を考慮した簡単な物理モデルを用いて落葉散布パターンの推定を試みた。また、林床での移動に関しては、移動に影響すると思われる要因を計測し、統計的なモデルの構築を試みた。なお、落葉は様々な方向に移動するが、ここでは、溪流に対する落葉供給という観点から、斜面下方への移動についてのみ検討した。

(2) 研究方法

ア 調査地の設定

前節でも用いた小川群落保護林を調査地とした。まず、落下時の移動を調べるための対象木としては、①溪流を挟んで両側の斜面中腹に単木的に分布する、②葉の形や大きさが特殊ではない、③林冠を構成する高木種である、といった条件を満たすクリ（*Castanea crenata*）を選定した。左右両岸の斜面上に生育するクリ個体から、それらを結ぶラインが溪流に対してほぼ

直角になるように各 1 個体を選び、調査対象木とした（図 6-5）。以後、左岸側の調査対象木を「クリ A」、右岸側を「クリ B」と記す。胸高直径と樹高は、クリ A が約 50cm、15m、クリ B が約 30cm、

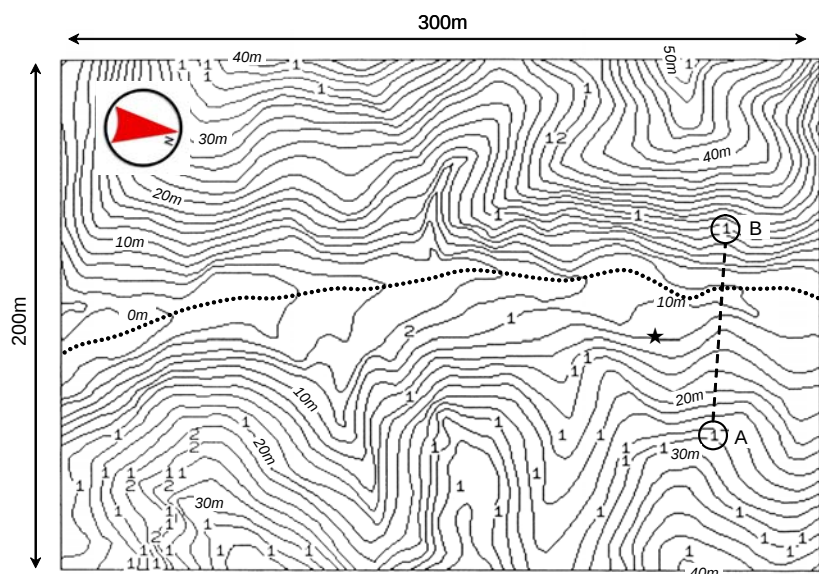


図6-5. 調査対象としたクリA, Bの位置. 図中の数字は、5m格子内にあるクリの本数を示している. 星印は風向・風速の観測地点.

18m であった。

また、林床での移動を調べるために、上とほぼ同じ 2 斜面を調査に用いた。ただし、左岸側については、図 6-5 のラインより 20m ほど下流側にある凹型斜面を用いた。右岸側は、図 6-5 のラインと基本的に同じ斜面である。

イ 落下時の落葉散布の観測

図 6-5 のライン上に、開口部が 0.5m^2 の円形トラップ 12 個を 5～10m 間隔で設置し、クリ落葉枚数を調査した。トラップは、落葉最盛期前の 2003 年 10 月 23 日に設置し、雨天でない限り、おおよそ 1 週間おきに中身を回収した。試料は、研究室で風乾させた後、クリの葉の枚数を計数し、単位面積あたりの落葉枚数を求めた。

ウ 落葉の散布モデル

本研究では、Greene & Johnson (1989) が、樹木の種子散布を推定するために作成したモデル（以後、GJ モデルと記す）を基本モデルとして採用することとした。本モデルは、物体の落下速度や風速分布などを用いて物体の散布密度を推定する物理モデルであり、種子だけでなく、落葉にも適用可能と考えられる。ただし、GJ モデルは、平坦地を想定しているため、そのままでは山地の森林へは適用することができない。そこで、傾斜地へも適用できるように GJ モデルの改良を行った。

Greene & Johnson (1989) がモデルの前提とした式は、次の 2 式である。

$$x = \frac{Hu}{F} \quad (1)$$

$$p(u) = \frac{1}{u\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left\{-\left[\frac{\ln(u/u_g)}{\sqrt{2}\sigma}\right]^2\right\} \quad (2)$$

式(1), (2)は、それぞれ、落下する物体の移動に関する弾道学の公式と、風速分布を表す確率密度関数である。ここで、 x ：水平方向への物体の飛距離 (m)， H ：落下高 (m)， u ：風速 (m/s)， F ：物体の平均落下速度 (m/s)， $p(u)$ ：風速 u の確率密度， u_g ： u の幾何平均 (m/s)， σ ： $\ln(u)$ の標準偏差である。

彼らは、式(1), (2)を元として、落下高 H ＝一定と仮定から、

$$\frac{du}{dx} = \frac{F}{H} \quad (3)$$

として、以下の結果を得た。

$$\frac{dQ}{dx} = \frac{Q}{x\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left\{-\left[\frac{\ln(xF/Hu_g)}{\sqrt{2}\sigma}\right]^2\right\} \quad (4)$$

ここで、 Q ：落下する物体の総数， dQ/dx ：半径 x の円周上に落下する物体の個数である。

しかし、傾斜地の場合、 H は一定でなく、斜面下方へ向かうほど大きくなる。そこで、 H を x の関数と考えると、式(3), (4)は、以下の式(5), (6)のように修正される。

$$\frac{du}{dx} = \frac{F(H - xH')}{H^2} \quad (5)$$

$$\frac{dQ}{dx} = \frac{Q(H - xH')}{Hx\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left\{-\left[\frac{\ln(xF/Hu_g)}{\sqrt{2}\sigma}\right]^2\right\} \quad (6)$$

ここで、 H' は H の微分 (dH/dx) である。この式(6)が、傾斜地へも適用できるように改良した GJ モデルである。式(6)は、 H =一定とすると、式(4)と同じになる。

エ モデル・パラメータの計測と取扱い

落下高および水平距離

落下高 H は、全ての落葉が樹冠中央から落下すると仮定して、調査対象木の樹冠中央と落下地点の高度差とした。さらに、 H の計算を容易にするため、 H を距離 x の多項式で近似し計算に用いた。 x としては、調査対象木の根元からではなく、樹冠中央からの水平距離を用いた。

風速および風向

調査対象木の近傍に、高さ 13m のタワーを建設し風向・風速を観測した(図 6-5)。風速測定には三杯式風速計を用い、13m, 8.6m, 4.5m の 3 高度で計測した。風向は高さ 13m で計測した。データは 5 秒ごとの瞬間値を記録した。

ここで、式 (6) の dQ/dx は、供給源を中心とする半径 x の円周上に落下する落葉数であるため、 dQ/dx を円周長 $2\pi x$ で除した値が単位面積あたりの落葉数となる。本研究では、トラップの配置方向についてのみ落葉散布を推定するため、16 方位中 1 方位分の角度範囲 (22.5°) を同一方向と見なし、トラップの配置方向を中心とする 22.5° の範囲の風速データだけを計算に用いた。

総落葉数

落葉総数 Q は、上述した 22.5° の範囲に落下する葉の総数である。 Q は、基本的にはトラップで実測した落葉密度から推算したが、本モデルは無風時に樹冠下へ落下する葉を評価しないため注意が必要である。そこで、確実に樹冠下から外れる二番目のトラップ (約 10m の位置) より外側の範囲についてのみ、実測データから推算した落葉総数とモデルの計算結果が一致するよう Q を決定した。

落葉の落下速度

雨で濡れた葉は速く落下すると推測されるため、乾燥した落葉のみを計測することは散布距離の過大評価につながる恐れがある。そこで、便宜的に、計算対象期間を、乾燥、湿潤、および半湿潤 (乾燥と湿潤の間) の 3 状態に区分し、各状態での落下速度をそれぞれの時間数で重み付けして F を推定した。現地での観察では、濡れた落葉が 6~7 時間でおおよそ風乾状態に戻ったことから、樹冠上の落葉は、降雨中は湿潤状態、降雨終了から 7 時間は半湿潤状態、それ以外は乾燥状態にあるものと考え、雨量計の記録から期間内の各状態の時間数を求めた。ただし、11 月は、夜間の気温が低いいため、夜間に降雨があった場合は、降雨終了から 7 時間以上経過しても夜明けまで半湿潤状態を維持するものとした。

落下速度の計測は無風状態の屋内において、50 枚のクリ落葉を用いて行った。落葉に番号を記した上で、まず乾燥状態の落下速度を計測した。次いで、落葉を水に漬け、ザルで軽く水を切ってから、湿潤状態の落下速度を計測した。半湿潤状態の落下速度は、同一番号の落葉についての乾燥状態と湿潤状態の平均値とした。

オ 林床での落葉移動の計測

落葉模型の移動

本物の落葉では、マーキングを施しても、一目で他の落葉と識別することは容易ではなく、特に個

々の葉の移動を詳細に追跡することはできない。そこで、本研究では、落葉の模型を用いて詳細な移動調査を行った。落葉模型は、調査地に多いブナの落葉に似せて防水紙で作成した。模型は、斜距離 10m おきに 10 枚ずつ計 8 ヶ所に設置し（図 6-6）、その後、個々の模型の位置をおおよそ一ヶ月おきに観測した（ただし、積雪がある場合は除く）。前節で述べたように、林床での落葉移動は冬期に活発なため、観測期間は 2003 年 12 月 25 日から翌年 4 月 22 日までとした。

移動に影響すると思われる要因

林床での落葉移動に関係すると思われる環境要因としては、林床付近の風、気温、降水量、斜面傾斜、林床植生被度の 5 変量を調査した。林床付近の風は、前出のタワー（図 6-5）と同じ位置において、高さ 1m の風向・風速を計測した。風速測定には三杯式風速計

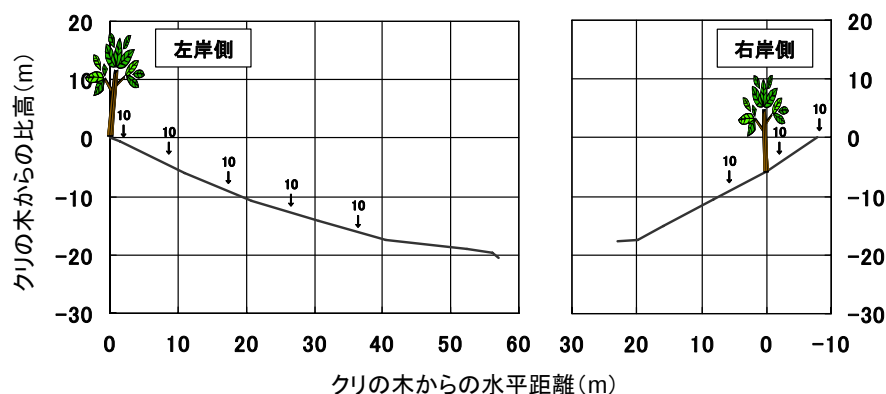


図6-6. 調査斜面の横断形および落葉模型の設置箇所(矢印).

を用い、風向・風速データは 1 分ごとに瞬間値を記録した。気温、降水量は、調査斜面から 1~2km 下流にある温度計、雨量計のデータを用いた。斜面傾斜と林床植生被度は、落葉模型の各設置地点から斜距離で 10m 上までの範囲を調査した。

本物の落葉と模型の移動速度の違い

本物の落葉の移動速度を、落葉模型と対比する形で計測した。観測に用いた落葉は、広葉樹 8 種（イヌブナ、コナラ、イタヤカエデ、ホオノキ、オノエヤナギ、ハルニレ、トチノキ小葉、サワグルミ小葉）およびスギの落葉である。小川群落保護林内の南東向き斜面（日当たりがよく、雪が積もりにくい）の一地点に、各樹種の落葉と落葉模型を 30 枚強設置し、2 ヶ月後に、落葉の位置を計測した。なお、スギ以外の落葉は、他の同種の落葉と区別できるようスプレーで薄く着色した。

(3) 結果と考察

ア 観測された落葉散布パターンと風速

トラップによる調査から、クリの落葉密度は、調査対象木から離れるにつれ急激に減少した（図 6-7）。クリ A, B とも、落葉の入った最も遠くのトラップは調査対象木から約 25m のものであり、落葉のほぼ 9 割は調査対象木から 15m 以内に落ちていた。風は谷に沿って北側から吹き込むことが多く、尾根を越え

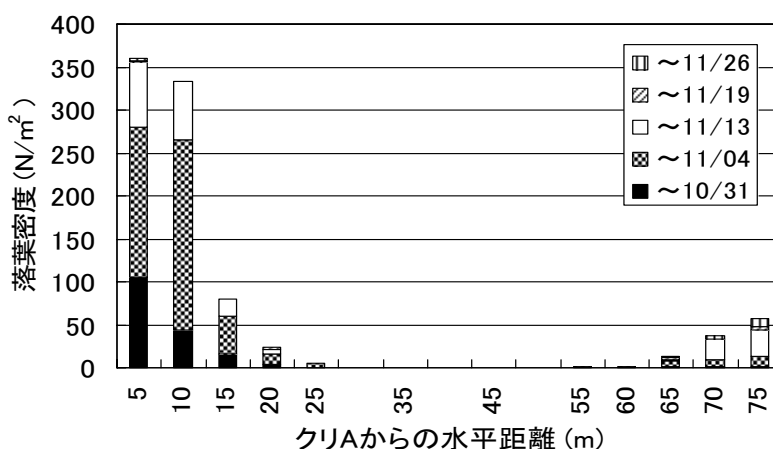


図6-7. 2本のクリからの落葉の散布密度.

て斜面から溪流に吹く風が少なかったが、このことが、クリ落葉の散布範囲が狭かったことに関係していると思われた。なお、クリ落葉の落下速度は、乾燥状態で 2.01m/s (SD: 0.60) , 湿潤状態で 2.17m/s (SD: 0.54) であった。

落葉散布の観測事例は少ないが、Stone (1977)は樹高 15m のサトウカエデに対する観測から、ほとんどの葉が 100ft (30.5m) 以内に落下することを報告している。また、Ferrari & Sugita (1996)によると、落葉の 90%が納まる円の半径は樹種により 7.9~29.3m の幅があり、平均は 17.1m であったという。本研究の観測結果もこの範囲内に納まっている。落葉散布範囲は、樹種や場所の違いによって変動するものの、これらの事例からみて、最大でも 30m 以内と思われる。

イ モデルによる散布パターンの推定

改良型 GJ モデルによる落葉最盛期の落葉散布推定を行った。計算は、トラップの回収に合わせ、10/31~11/04, 11/04~11/13 について個別に行い、それらを合計した。その結果、クリ A については、樹冠の近傍を除き、推定結果がほぼ実測データと一致したが、クリ B では、実測データに比べて、より遠方に落下すると推定された落葉が多かった (図 6-8)。

落下時の落葉移動に関しては、風が主要な営力であることは疑いなく、本モデルでは、風速の瞬間的な変動が落葉散布パターンを決定するという合理的な構造を採っている。しかし、山地のように地形が複雑な場合は、局所的に風の吹き方が変化し、適当な風速データが取得できない恐れも考えられる。本研究では予算等の都合により風の観測を谷底部の一地点のみで行ったが、この場所は左岸側斜面の脚部にあたるため (図 6-5) , 観測された風は右岸側斜面上の風とは異なっていたものと思われる。この問題については、その後、両斜面上に高さ 4.3m の風観測タワーを設置し、右岸側の風が左岸側より弱いことを確認した (阿部, 未発表)。

このように、空間的な風速の不均質性といった問題はあるが、クリ A ではモデル推定値と実測値がよく一致しており、適切な風データが得られれば、本モデルは落葉散布パターンの推定に有効と思われる。

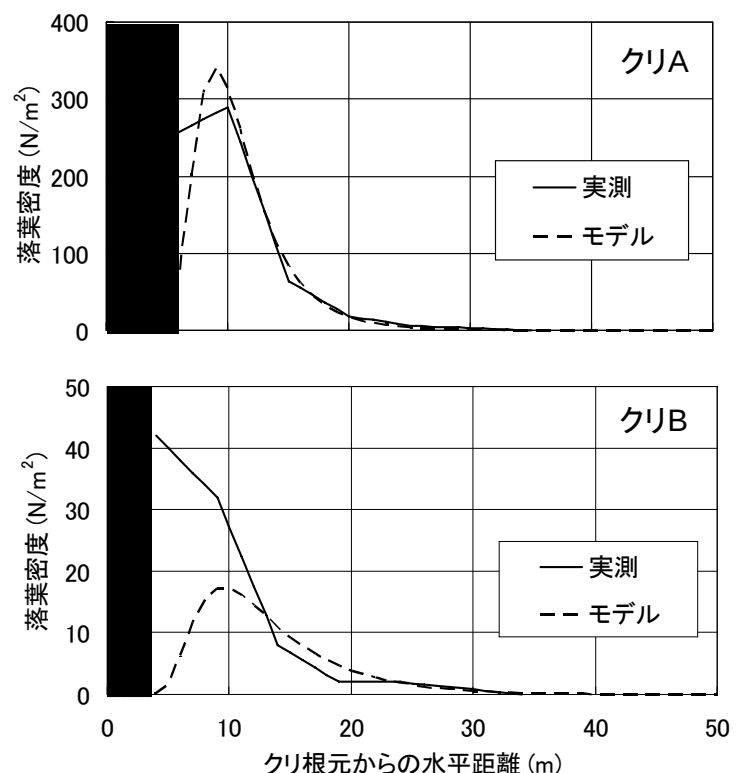


図6-8. モデルで推定された落葉散布密度と実測値との比較。
図中の影はクリ樹冠の範囲を示している。

ウ モデルによる散布範囲の推定

推定結果の良好なクリ A について、落葉数の累加曲線を描いたところ、図 6-9 のようになった。モデルの曲線は、特に樹冠近傍において、実測値より下であったが、これは図 6-8 において、樹冠近傍の落葉密度を過少推定していることと対応する。この原因は、本モデルが、風速分布を対数正規分布と仮定し、無風時に発生する落葉を計算しないためである（0m/s は“風の無い”状態であり、傾度分布では無視される）。しかし、モデル推定値と実測とのズレは、供給源から離れるにつれ急速に小さくなっており、累積%が 90%に達する距離は、実測、モデルとも 15m 付近であった。このように、本モデルは、樹冠近傍で過少推定となるものの、落葉散布範囲の推定には問題なく使用可能と考えられる。

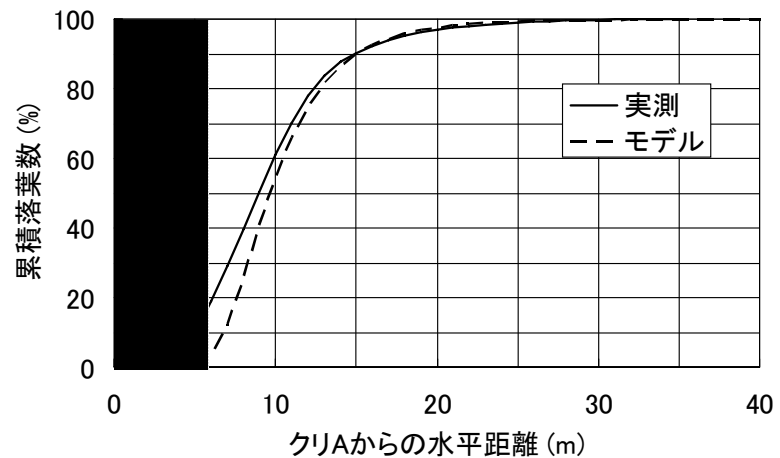


図6-9. クリAに関する落葉の累加曲線. 影はクリ樹冠の範囲を表す。

エ 林床における落葉模型の移動速度

落葉模型を用いた観測の結果、冬期間の移動距離は設置地点による違いが大きかった（図 6-10）。左岸側斜面は平均傾斜が 21° であるのに対し、右岸側斜面は 33° とより急傾斜であるにも関わらず、右岸側では移動がほとんど認められず、左岸側の方が移動は活発であった。最も移動の活発だった左岸斜面上部では一冬で約 13m（平均速度 0.14m/d）の移動が観測された。

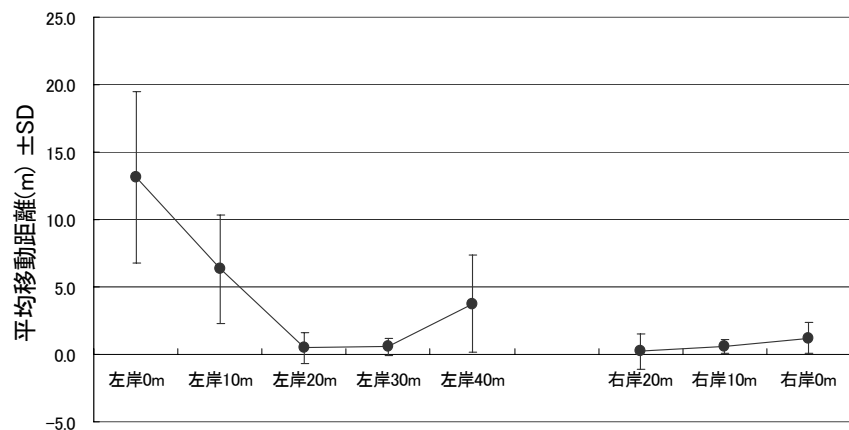


図6-10. 冬期間における落葉模型の移動距離(12/25～4/22). 移動距離は、水平距離で示した。

次に、模型の移動速度に関する予測式を作るために、ステップワイズ法による重回帰分析を試みた。この際、風については、観測期間ごとにベクトル平均を計算し、斜面ごとに傾斜方向と同じ方位の成分とそれに直角な成分に分離して分析に用いた。結果は、次式の通りである。

$$\ln(V + 0.1) = 0.843W - 0.031C + 0.017S + 2.085 \quad (R^2 = 0.69)$$

ここで、 V ：落葉模型の平均移動速度（m/d）， W ：風速のベクトル平均の傾斜方位成分（m/s）， C ：林床植生の被度（%）， S ：斜面傾斜（°）である。すなわち，谷に向かう強い追風があり，林床植生が少なく，傾斜の急な場所ほど，落葉の移動は速いといえる。

林床上にある落葉の移動は，一般的には，風によって動き出した落葉が，重力と風の作用によって斜面下方に転がっていく運動といえる。これまでの研究でも，風向と斜面方位の重要性は示唆されてきたが（Lee et al., 1999；Welbourn et al., 1981），この重回帰分析の結果は，傾斜方向への強い風が落葉移動の営力として極めて重要であることを明確に表している。谷方向に吹く風（ W が正）は，重力と作用方向がほぼ同じため移動を促進するのに対し，尾根方向への風（ W が負）では重力と逆向きになるため，移動が起こりにくいためと考えられる。また，斜面傾斜は，落葉に働く重力の斜面方向成分に影響し，傾斜が急なほど，重力の作用も大きくなると考えられる。林床植生は，林床面付近の風を弱めたり，植物の茎が落葉を固定することによって，落葉の移動を妨げていると考えられる。本調査地の林床植生は，主に高さ 0.5～1m 程度のササであったが，Lee et al. (1999) によれば，ササは，冬期に枯れる草本よりも落葉の移動を阻害するという。

図 6-10 の結果を上式によって解釈すると，右岸側斜面は，急傾斜であるものの，主風向が向かい風であったために，落葉模型の移動が起こりにくかったと考えられる。左岸側斜面でも，20m，30m 付近はほとんど移動が認められなかったが，これらの場所は，主風は追風であるものの，林床植生の被度が 20%を超えていたため，移動が起こりにくかったと考えられる。一方，移動の活発だった左岸側斜面上部（0m，10m 地点）は，主風が追風の上，林床植生の被度が 6～16%と小さく，傾斜も左岸側の中では最も急勾配（27～28°）であった。

なお，上式に組み込まれた風，林床植生，傾斜の 3 変量以外にも，積雪は落葉を林床に固定し移動させない効果があると考えられる。しかし，本研究の調査地は，降雪量が少なく，積雪の有無による移動速度の違いを検証できなかった。また，降雨も，林床の落葉を濡らし移動しにくくする効果があると思われるが，重回帰分析では降雨量は説明変量として採択されなかった。これは，約 1 ヶ月という調査間隔が，調査期間ごとの降雨量の違いを表すには長すぎたためと考えられる。より短い調査間隔を用いて，湿潤な期間と乾燥した期間とを比較すれば，おそらく降雨の影響も検出されるものと思われる。

オ 実際の落葉の移動速度

上の回帰式は，落葉模型に対するものであるが，本物の落葉と模型との移動速度の比を乗じることにより，実際の落葉の移動速度を概算することが可能と考えられる。調査した 9 樹種の落葉および落葉模型の移動速度を表 6-2 に示す。これらの中では，ホオノキの落葉がもっとも移動が速く，模型の 6.61 倍の速度であった。その一方で，スギとサワグルミ小葉はほとんど移動せず，オノエヤナギ，ハルニレも移動が遅かった。前述のように，林床での落葉移動には，移動のきっかけとしての風が必要不可欠であるが，ホオノキのような大型葉は林床上にあっても風を受けやすいために移動しやすく，反面，サワグルミやヤナギなどの小型葉やスギ針葉は風を受けにくいため移動しにくいと思われた。

ただし，ホオノキに次ぐ大型葉であるトチノキ小葉が，コナラやイヌブナより移動速度が遅いように，葉の大きさと移動速度は必ずしも対応しない。これは，落葉が乾燥する過程で，くるくると丸まったり，折たたまれたりして，風を受ける面積が小さくなるためと考えられる。トチノキ小葉に関しては，丸まった葉が大部分を占めており，重量の割に風を受けにくいため移動が遅かったと推察された。このような落葉の変形は，どの樹種でも起こり得るが，ホオノキやコナラなど厚くて堅い葉では起こりにくいように思われた。

(4) 結論

落下時の落葉移動については、改良型 GJ モデルによって落葉の散布パターンを評価できる可能性を示した。本モデルは風速変動のみで落葉飛散距離の変動を説明する単純な物理モデルであるが、現実の落葉散布パターンをある程度再現することができた。計算に用いるパラメータも、比較的容易に観測できる変量であり、実用的なモデルといえる。本モデルは、未だ実測データによる検証が十分とはいえないものの、モデル自体の構造は合理的なものであり、今後の検証とチューニングによって、河川に対する落葉供給源を推定するための有効なツールになりうると思われる。

また、林床での落葉移動については、傾斜方向の風速、林床植生の被度、斜面傾斜の 3 変量を用いて、落葉模型の移動速度を推定できる統計的モデルを構築した。このモデルの計算結果に、本物の落葉と模型との移動速度の比を乗じてやることで、実際の落葉移動速度を概算することが可能といえる。統計的モデルの作成に用いたデータは、すべて小川群落保護林内の 2 斜面のみで計測したものであり、場の条件のバリエーションが少ないという問題はあるが、これについても、今後、データを増やすことで改善可能である。

(5) 今後の問題点

今回、落葉散布推定に用いた改良型 GJ モデルは、前述のとおり、モデルの検証がまだ不十分であり、まずは早急にモデルの検証を完了する必要がある。計算に必要な葉の落下速度についても、クリ落葉以外の速度をあまり計測しておらず（何樹種か計測しているが、データの信頼性に疑問がある）、こちら、今後、計測を行う必要がある。また、本モデルは、基本的に単木に対してのものであり、本研究では林分全体としての評価までは行わなかった。ヤナギ類の同齢一斉林のように樹種、樹高のほぼ同じ林分であれば、代表的な個体の結果を、位置をずらして重ね合わせていけばよいが、実際には、そのような均一な林分ばかりではない。調査林分のすべての樹木について、樹種、供給源の高さ、三次元座標を調査するのは労力がかかるため、何らかの基準で林分構造を単純化するなど、もっと簡便な調査でもラフな推定が可能な手法について検討する必要がある。

林床での落葉移動についても、重回帰モデルの構築に用いたデータのバリエーションが少なく、このままでは他の場所への適用は困難と思われる。可能であれば、積雪地や急傾斜地など、今回とは条件の異なる試験地をいくつか設定して、さらなるデータの収集を行う必要があるであろう。モデル中の風データについても、本研究では一点のみの観測であるため、主風向の違いによって、斜面ごとの移動性が異なると説明したが、落下時の移動でも述べたように、山地のように地形が複雑な場所では、そもそも斜面ごとに風の吹き方が異なる可能性がある。この点に関しても、検討が必要であろう。ま

表6-2. 9樹種の落葉および落葉模型の平均移動速度. 各樹種とも、約30枚の落葉を林床斜面に設置して移動を観測した(2005/02/09~04/07).

樹種	平均移動速度	順位	模型との比
ホオノキ	0.685	1	6.61
コナラ *	0.151	2	1.46
落葉模型	0.104	3	1.00
イヌブナ	0.093	4	0.89
トチノキ小葉	0.067	5	0.64
イタヤカエデ *	0.028	6	0.27
ハルニレ	0.020	7	0.19
オノエヤナギ	0.011	8	0.11
サワグルミ小葉	0.001	9	0.01
スギ	0.000	10	0.00

* コナラ、イタヤカエデは、塗料の落ちが早く、行方不明の葉が2割以上あった。

た、本研究では、林床の落葉移動を平均値によって評価したが、同じ箇所に設置した落葉でも、遠くまで移動する葉がある一方、全く移動しない葉も少なくない。このような歪な分布形を示すデータに対し、平均値での議論を行うことは本来適当とはいえず、何か別の評価手法を考えなければならない。

(6) 要約

落葉供給源として必要な溪畔林幅を明らかにするために、樹冠から落下する際の落葉移動と、林床上での落葉移動に分けて、移動距離を推定するためのモデルの構築を試みた。

まず、落下時の移動に関しては、風速変動を考慮した簡単な物理モデルを用いて落葉散布の推定が可能かを検討した。谷の両側斜面に単木的に分布するクリ（両側各 1 本）を対象として、落葉散布を実測したところ、斜面から谷への方向では、落葉の散布距離は、最大で約 25m であり、ほとんどの落葉は 15m 以内に落下することが分かった。モデルによる推定の結果、一方のクリでは、推定値と実測値がよく一致したが、本モデルは、無風時の落葉を推定しないため、樹冠近傍の落葉密度は過少推定であった。ただし、落葉枚数の累加曲線を描くと、推定値、実測値とも、落葉の 90%は距離 15m 以内に落下するという結論が得られることから、樹冠近傍での過少評価は落葉散布範囲の評価にはほとんど影響しないと考えられる。

もう一方のクリでは、モデルによる散布距離の推定値はやや過大となった。地形の複雑な場所では風の吹き方が局所的に異なるため、このことがモデルの推定精度を下げる要因になったと思われる。ただし、他方のクリで良好な推定結果が得られていることから、適切な林内風速データさえ得られれば、本モデルは落葉散布範囲の推定に有効と考えられた。

林床での落葉移動に関しては、落葉模型を用いた観測から、風速の傾斜方向成分、林床植生の被度、斜面傾斜といった 3 変量によって、模型の移動速度を推定する重回帰モデルを作成した。すなわち、落葉の移動は、谷方向への風が強く、林床植生が少なく、急傾斜な場所ほど速いといえる。谷方向の風は、基本的に重力と同じ方向に作用するため、落葉の移動を促進すると考えられる。また、林床に生えるササの被度が 20%を超える場所では、落葉模型の移動はほとんど認められなかった。

この重回帰モデルから、実際の落葉の移動速度を推定するため、本物の落葉と模型との移動速度の比を測定した。観測に用いた 9 樹種の中では、トチノキが最も移動が速く、模型の 6.61 倍であった。一方、スギやサワグルミ小葉、オノエヤナギではほとんど移動が認められなかった。概して、大型葉ほど移動しやすく、小型葉や針葉樹落葉は移動しにくいように思われた。ただし、落葉には、丸まったり、折りたたまれたものもあるため、必ずしも、元の大きさと移動速度とは対応しない。

(7) 引用文献

- Allan, J.D. (1995) Stream ecology, structure and function of running waters, Chapman & Hall, 388p.
- Anderson, N.H. and Sedell, J.R. (1979) Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems, Annual Review of Entomology, **24**, 351-377.
- Bilby, R.E. and Bisson, P.A. (1992) Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **49**, 540-551.
- Boerner, R.E. & Kooser, J.G. (1989) Leaf litter redistribution among forest patches within an Allegheny Plateau watershed, Landscape Ecology, **2**, 81-92.
- Deines, P. (1980) The isotopic composition of reduced organic carbon. In Fritz, P. and Fontes, J.Ch. (eds.) "Handbook of environmental isotope geochemistry, vol.1", Elsevier, 329-406.

- Ferrari, J.B. & Sugita, S. (1996) A spatially explicit model of leaf litter fall in hemlock-hardwood forests, *Canadian Journal of Forest Research*, **26**, 1905-1913.
- Fisher, S.G. and Likens, G.E. (1973) Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism, *Ecological Monographs*, **43**, 421-439.
- Greene, D.F. & Johnson, E.A. (1989) A model of wind dispersal of winged or plumed seeds, *Ecology*, **70**, 339-347.
- Hanson, B., Cummins, K.W., Barnes, J.R., and Carter, M.W. (1984) Leaf litter processing in aquatic systems: a two variable model, *Hydrobiologia*, **111**, 21-29.
- Hershey, A.E. and Peterson, B.J. (1996) Stream food webs. In Hauer, F.R. and Lamberti, G.A. (eds.) "*Methods in stream ecology*", Academic Press, 511-530.
- Hicks, B.J. (1997) Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study based on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish gut contents, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **31**, 651-664.
- Hirabuki, Y. (1991) Heterogeneous dispersal of litterfall corresponding with patchy canopy structure in a temperate mixed forest, *Vegetatio*, **94**, 69-79.
- 加賀谷隆 (1990) 山地溪流における落葉の分解過程と大型無脊椎動物のコロニゼーション, 東京大学演習林報告, **82**, 157-176.
- Kato, C., Iwata, T. and Wada, E. (2004) Prey use by web-building spiders: stable isotope analyses of trophic flow at a forest-stream ecotone, *Ecological Research*, **19**, 633-643.
- Lee, D., Yoo, G., Oh, S., Shim, J.H. & Kang, S. (1999) Significance of aspect and understory type to leaf litter redistribution in a temperate hardwood forest, *Korean Journal of Biological Sciences*, **3**, 143-147.
- McCutchan, J.H. and Lewis, W.M. (2001) Seasonal variation in stable isotope ratios of stream algae, *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **27**, 3304-3307.
- Merritt, R.W. and Cummins, K.W. (eds.) (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3rd ed., Kendall-Hunt, 862p.
- 南川雅男 (1997) 安定同位体による海洋食物網研究, 月刊海洋, **29**, 391-398.
- Minagawa, M. and Wada, E. (1984) Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **48**, 1135-1140.
- Murphy, M.L., Heifetz, J., Johnson, S.W., Koski, K.V. and Thedinga, J.F. (1986) Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **43**, 1521-1533.
- 布川雅典・井上幹生 (1999) 北海道北部の小河川における河畔植生と底生昆虫群集との対応様式, 陸水学雑誌, **60**, 385-397.
- Petersen, R.C. and Cummins, K.W. (1974) Leaf processing in a woodland stream, *Freshwater Biology*, **4**, 343-368.
- 新名史典 (1996) 河川昆虫群集の食物網, 多様性と動態, 海洋と生物, **107**, 434-440.
- Short, R.A., Canton, S.P., and Ward, J.V. (1980) Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream, *Ecology*, **61**, 727-732.
- Staelens, J., Nachtergale, L., Luyssaert, S. & Lust, N. (2003) A model of wind -influenced leaf litterfall in a mixed hardwood forest, *Canadian Journal of Forest Research*, **33**, 201-209.
- Stone, D.M. (1977) Leaf dispersal in a pole-size maple stand, *Canadian Journal of Forest Research*, **7**, 189-192.

- Suzuki, W. (2002) Forest vegetation in and around Ogawa Forest Reserve in relation to human impact. In Nakashizuka, T. and Matsumoto, Y.(eds) *"Diversity and interaction in a temperate forest community"* Springer, 27-41.
- 高田和子・北原曜・小野裕 (2003) 山地溪流における針・広葉樹 5 種の落葉分解過程, 中部森林研究 **51**, 285-286.
- 高橋和也・林靖子・中村太士・辻珠希・土屋進・今泉浩史 (2003) 生態学的機能維持のための水辺緩衝林帯の幅に関する考察, 応用生態工学, **5**, 139-167.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- 和田英太郎 (1986) 生物関連分野における同位体効果－生物界における安定同位体分布の変動－, *RADIOISOTOPES*, **35**, 136-146.
- Webster, J.R. and Meyer, J.L. (eds.) (1997) Stream organic matter budgets, *Journal of the North American Benthological Society*, **16**(Special issue), 3-161.
- Webster, J.R. and Meyer, J.L. (1997) Organic matter budgets for streams: a synthesis, *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 141-161.
- Welbourn, M.L., Stone, E.L. & Lassoie, J.P. (1981) Distribution of net litter inputs with respect to slope position and wind direction, *Forest Science*, **27**, 651-659.
- 山田佳裕・吉岡崇仁 (1999) 水域生態系における安定同位体解析, *日本生態学会誌*, **49**, 39-45.
- 柳井清治・寺沢和彦 (1995) 北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響 (II)－山地溪流における広葉樹 9 種落葉の分解過程－, *日本林学会誌*, **77**, 563-572.
- 安田卓哉・市川秀夫・小倉紀雄 (1989) 裏高尾の山地溪流における有機物収支, *陸水学雑誌*, **50**, 227-234.
- Zah, R., Burgherr, P., Bernasconi, S.M. and Uehlinger, U. (2001) Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream, *Freshwater Biology*, **46**, 871-882.

(阿部俊夫：水土保持研究領域 水保全研究室)

第7章 溪畔林の復元・造成技術の開発

1. 溪畔林樹種の生理・生態的特性の把握

(1) 研究目的

溪畔林の復元・造成の対象となる溪畔林樹種の生理・生態的特性を、既存の研究成果や現地調査によって把握する。対象樹種は埼玉県の秩父山地の溪畔林構成種とした。

(2) 研究方法

ア 既存研究成果のレビュー

これまでの研究論文や書籍から溪畔林樹種の生理・生態的特性をまとめる。

イ 現地調査による解析

埼玉県秩父市の県有林の溪畔林に調査地を設定した。調査地は標高1210-1530mに位置し、溪流に沿って長さ1170m、幅30-60m、面積4.71haである。調査地内に分布するDBH4cm以上の樹木のDBHとその位置を測定した。樹高は林冠木、亜高木、低木の3ランクとした。また、種子生産量を把握するために、60×90mのコアプロットにおいて20個のシードトラップを設置し、約20日間隔で回収した。12月からの冬期はトラップを林内に放置し、4月下旬に回収した。これらの調査によって、林冠木の構成樹種であるシオジ・サワグルミ・カツラ等の生活史特性や群落構造を明らかにした。

ウ 滞水試験による樹木の耐水性の把握

シオジ・トチノキ・サワグルミ・カツラ・オオバアサガラ・ミズナラの1年生苗木を用いて、滞水試験を行った。苗畑で種子から育てた苗木を素焼きの植木鉢に移植し、4月から生育期間の終了する12月まで植木鉢の土の表面まで水に浸るようにした。浸水後、苗木の高さと展開した葉数を4月から5月にかけては1週間、夏から秋にかけては1ヶ月間隔で測定した。試験終了後、掘り取り、地上部と地下部に分け乾燥重量を測定した。

(3) 結果

ア 既存研究成果のレビュー

代表的な溪畔林樹種について既存の研究成果をレビューし、その生理・生態的特性を「水辺林の生態学」としてまとめた（崎尾・山本編，2002）。溪畔林樹種としてはトチノキ・サワグルミ・カツラ・オヒョウ・ハルニレ・ケヤキ・シオジ・フサザクラ・ケショウヤナギ・ケヤマハンノキ・ヤシャブシ・オニグルミを扱った。河畔林としてはヤナギ科の樹木を、湿地林としてはハンノキ・ヤチダモを取り上げた。

溪畔林樹種は種子発芽、定着、成長の生活史をとおして、山腹崩壊・土石流などの渓流域の攪乱体制と密接な関係を持って更新、共存していた。ヤナギ科の樹木は積雪地帯では春先の雪解けの増水と対応して発芽・定着していた。また、基質の粒径によって定着できる種が異なっており、上流域から下流域にかけての粒径の変化に応じて樹種分布も変化していく。湿地林のハンノキ・ヤチダモは滞水に関して、強い耐性を持っている。不定根の発生や樹皮の肥厚によって酸素欠乏に対応している。

イ 現地調査による解析

埼玉県の奥秩父の溪畔林を構成する林冠木3種のシオジ、サワグルミ、カツラのDBH分布(>4cm)をみるとシオジとサワグルミは10cm以下の小サイズの個体が多いのに対して、カツラではほとん

ど見られない。カツラは150cmもある大サイズの個体から小サイズの個体まで頻度のピークはないのに対して、シオジとサワグルミは40cmにピークを持っている（図7-1）。樹齢解析の結果からも、シオジは200年前に（Sakio, 1997）、サワグルミは100年ほど前にまとまって更新したことが明らかにな

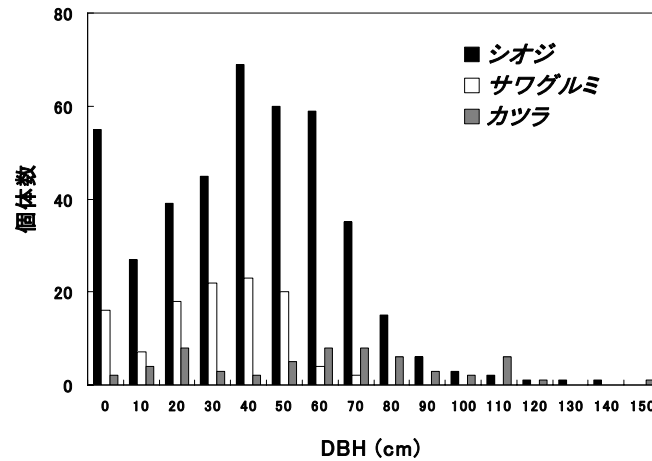


図 7-1 林冠木3種のDBHの頻度分布

っている（Sakio et al., 2002）。

3種の空間分布を見ると、シオジは流域全体に均一に分布しているのに対し、サワグルミは直径50mほどのパッチをつくり集中分布していた（図7-2）。また、パッチ内の個体の樹齢はほぼ同一で100



図7-2 林冠木3種の空間分布

年ほど前に侵入していた。カツラは個体数が少なく流域全体に分散して分布していた (Sakio et al., 2002)。

3種の萌芽の発生状況を比較するとシオジではDBHにかかわらずほとんどの個体で発生しないが、サワグルミではサイズにかかわらず数本の萌芽が発生している個体が多い。カツラではDBHのサイズの増加にともなって萌芽数も有意に増加し、多いものでは60本も発生している個体がある (図7-3、Sakio et al., 2002)。カツラでは、主幹が枯死したあと周りに萌芽が発生していた。

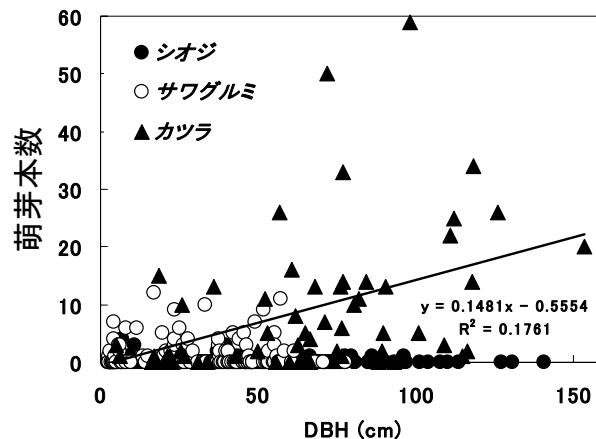


図7-3 林冠木3種の萌芽発生数

3種の種子重量は、大きく異なっていた。シオジ・サワグルミ・カツラの果実の乾燥重量はそれぞれ $114 \pm 24\text{mg}$ ・ $90 \pm 11\text{mg}$ ・ $0.82 \pm 0.15\text{mg}$ 、種子の乾燥重量は $80 \pm 17\text{mg}$ ・ $70 \pm 8\text{mg}$ ・ $0.58 \pm 0.14\text{mg}$ であった。3種とも翼のある風散布種子であるが (図7-4)、カツラの果実、種子ともに他の2種の1%程度と有意に小さかった。

種子生産の年変動をみると、シオジとサワグルミでは豊凶の差が激しく、全く種子を生産しない年があったのに対し、カツラでは毎年ある程度の種子生産を行っていた。シオジでは3-4年に一度ほとんど種子を生産しない年が見られた (図7-5)。



図7-4 林冠木3種の果実

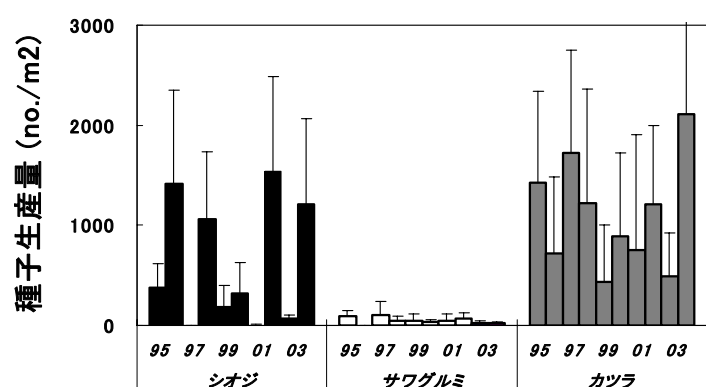


図7-5 林冠木3種の種子生産量

ウ 滞水試験による樹木の耐水性の把握

これまでほとんど研究されていなかった冷温帯落葉広葉樹の滞水に対する影響をシオジ・サワグルミ・カツラ・トチノキ・オオバアサガラおよび溪畔林樹種ではないミズナラで実験した (Sakio, 200

5)。滞水は6種の広葉樹の成長を抑制した。当年枝の伸長成長の低下はすべての樹種で見られ、特にサワグルミ・カツラ・オオバアサガラ・ミズナラで著しかった(図7-6)。葉の展開数の減少もすべての樹種で見られ、トチノキを除いては著しく減少した。また、滞水環境にある個体のほうが早く落葉する傾向にあった。成長期間終了後の地上部の乾燥重量はシオジとトチノキを除いて有意に減少し、根の乾燥重量はすべての樹種で有意に減少した。生存率を比較すると、シオジとトチノキはすべての個体が生存したのに対し、カツラ・サワグルミではそれぞれ70%・80%、オオバアサガラ・ミズナラではそれぞれ20%・30%と低かった(図7-7)。

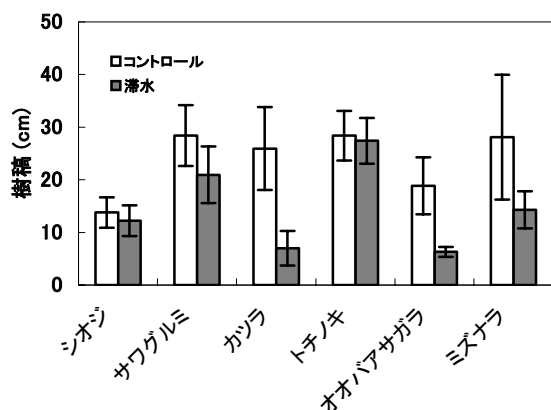


図7-6 滞水による樹高成長の影響

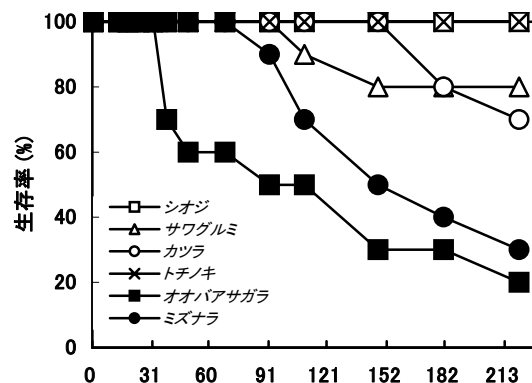


図7-7 滞水による生存率の変化

溪畔林樹種でも耐陰性の強いシオジとトチノキは浸水によって葉の展開やシュートの伸長にそれほど影響を受けなかったのに対し、溪畔林樹種のなかでもパイオニア種であるサワグルミ・カツラ・オオバアサガラと山腹から尾根に分布域のあるミズナラは、大きな影響を受けた。これらの結果から、実際に最も水辺に近いところに分布するシオジの耐水性が最も強く、溪畔林の自然の樹種分布とよく対応していることが明らかになった。

(4) 考察

樹木の共存のメカニズム(共存機構)に関しては、異なるニッチにおける資源の分割や競争を重視する説と、予測の付かない攪乱を原因とする説がある。

溪畔林の林冠木の繁殖特性をシオジ・サワグルミ・カツラで比較してみると、シオジは大きなサイズの種子を数年に一度まとめて生産するのにたいして、カツラでは小さな大量の風散布種子を毎年生産する。シオジは大規模攪乱や小規模なギャップ下でも前生稚樹をつくり、多様な攪乱や立地に関係なくどこにでも侵入することによって60%を超える個体数を維持している(Sakio, 1997)。また、滞水環境でも他樹種と比較して稚樹の成長が阻害されない(Sakio, 2005)ことも一因となっている。サワグルミは山腹崩壊などの大規模攪乱サイトに侵入し、早い初期成長(崎尾, 1993)を生かして他種との競争に打ち勝ち、同齡の大きなパッチを形成する。このパッチ内では、同時に侵入したシオジやカツラは下層木となってある程度は成長するが最終的には枯死してしまう。カツラはサワグルミと同じく大規模攪乱サイトに侵入することが予想されるが、発芽の定着サイトが安定した細粒土砂に限られていることから(久保ら, 2000; Kubo et al., 2004)、侵入できる可能性は非常に少ない。そのために、いったん定着した後は、萌芽による個体維持によって長期間の寿命を維持する戦略をとっている(久保ら, 2001; Kubo et al., 2005)。主幹が枯れてその周りの萌芽が成長し、ドーナツ状にな

ったカツラの大株がしばしば見られるのはこのためである。このように、これら3種の林冠木は大きく異なる繁殖特性を持ち、光や水に対する反応も異なるために、各々異なるニッチを優占し、ある一定の地域で共存できると考えられる。

一方、渓流域では溪流の攪乱が作り出す様々な立地と多様な環境がモザイク状に分布している。渓流域では毎年の梅雨や台風によって小規模な土砂の移動が、数年に一度の大型の台風によって大規模な土砂の移動が、数十年から数百年規模で大規模な土石流や山腹崩壊が生じている。これらの攪乱によって流路変動やテラスの形成、またギャップも形成されている。これらの攪乱によって生じた複雑な地形は、光・土壌・水分環境の異なるモザイク状の立地を形成しそこに適した樹種の侵入サイトとなっている。また、予測のできない大規模な攪乱はパイオニア的な性質を持った樹種の侵入や更新を保証し、それらの樹種が渓流域で個体群を維持していく上で重要な役割を果たしている。

これらのように、渓流域では予測の付かない攪乱も樹木の共存に大きく影響していることから、3種の共存は繁殖特性や環境応答のことなる樹木が渓流域の複雑な攪乱によって作り出されたモザイク状のニッチに侵入することで維持されていると考えられる（図7-8）。

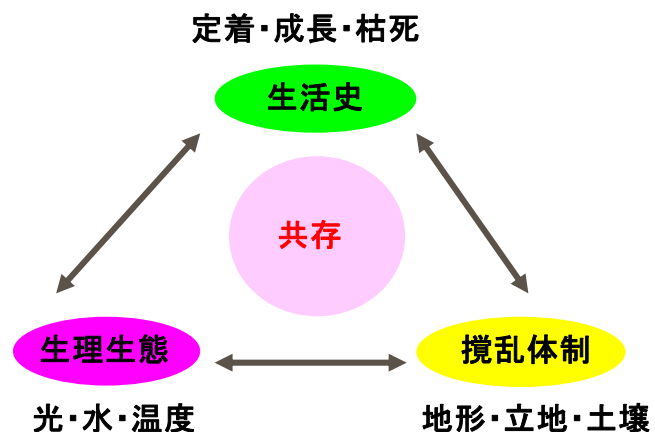


図7-8 溪畔域における樹木の共存機構

（5） 今後の問題点

今回は溪畔林の中でも林冠木を形成する3種に焦点を当てて特性を解析したが、個体数の少ない樹種や亜高木層や低木層の優占種であるカエデ類の特性についても解析する必要がある。また、共存機構を光合成などの物質生産の視点から解析することも必要である。

（6） 要約

溪畔林の林冠木を構成する3種の生態特性について溪流の攪乱と樹木の生活史の視点から解析を行った。繁殖特性をシオジ・サワグルミ・カツラで比較してみると、シオジは大きなサイズの種子を数年に一度まとめて生産するのにたいして、カツラでは小さな大量の風散布種子を毎年生産するなど大きく異なっていた。また、シオジはサワグルミと比較して耐陰性が高く、耐滞水性も他の2種よりも高かった。カツラは主幹の周りに萌芽を発生させ、主幹交代で長期間個体を維持していた。

（7） 引用文献

- 久保満佐子・島野光司・崎尾均・大野啓一（2000）溪畔域におけるカツラ実生の発芽サイトと定着条件, 日本林学会誌, 82（4）, 349-354.
- 久保満佐子・島野光司・崎尾均・大野啓一（2001）地形と萌芽形態の関係からみたカツラの萌特性, 日本林学会誌, 83（4）, 271-278.
- Kubo, M., Sakio, H., Shimano, K. and Ohno, K.（2004） Factors influencing seedling emergence and survival in *Cercidiphyllum japonicum*, Folia Geobotanica, 39, 225-234.
- Kubo, M., Sakio, H., Shimano, K. and Ohno, K.（2005） Age structure and dynamics of *Cercidiphyllum*

japonicum sprout based on growth ring analysis, Forest Ecology and Management, 213, 253-260.

崎尾均 (1993) シオジとサワグルミ稚樹の伸長特性, 日本生態学会誌, 43 (3) , 163-167.

Sakio, H. (1997) Effects of natural disturbance on the regeneration of riparian forests in a Chichibu Mountains, central Japan, Plant Ecology, 132 (2) , 181-195.

Sakio, H., Kubo, M., Shimano, K. and Ohno, K. (2002) Coexistence of three canopy tree species in a riparian forest in the Chichibu Mountains, central Japan, Folia Geobotanica, 37, 45-61.

崎尾均・山本福壽 (2002) 水辺林の生態学, 東京大学出版会, 207p.

Sakio, H. (2005) Effects of flooding on growth of seedlings of woody riparian species. Journal of Forest Research, 10, 341-346.

2. 溪畔林樹種の導入方法の検討

(1) 研究目的

これまでに治山事業地周辺に植栽された試験地での生残・成長を攪乱体制や立地環境との関係から調査するとともに、これまでの研究成果に基づいたモデル試験地を設定し、今後のモニタリングの対象とする。

(2) 研究方法

ア 治山ダム上流側の砂礫堆積地での植栽試験

埼玉県秩父市浦山の治山ダムが施工されている溪流において溪畔林樹種を植栽し成長を比較した。1993年11月にシオジ・オニグルミ・トチノキの苗を100本ずつ、治山ダムの上流側に植栽し成長量を追跡した(図7-9、10)。また、土砂の移動量を把握するために、測量を行ない地盤高の変化量を調べた。

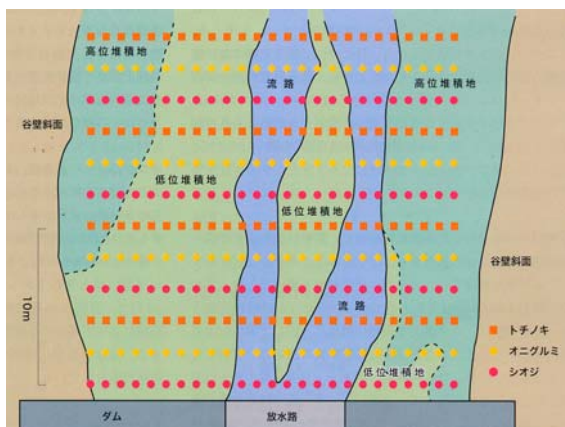


図7-9 植栽配置図

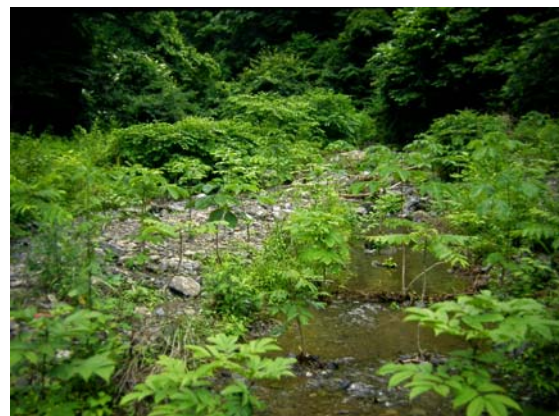


図7-10 植栽状況

イ 林道と溪流の間の盛土斜面での植栽試験

1997年3月に秩父市浦山の治山ダムが施工されている溪流において、林道からの乾燥した盛土斜面に溪畔林樹種を植栽し、成長過程を追跡した。植栽した樹種は、トチノキ・シオジ・カツラ・サワグルミ・ミズナラである。

ウ モデル試験地の設定

埼玉県小鹿野町の山火事跡地の渓流域に溪畔林樹種を植栽し、モデル試験地を設定した（図7-11）。植栽樹種はシオジ・サワグルミ・カツラ・トチノキ・フサザクラである。植栽配置は自然分布や渓流域での生態学的機能を考えて、シオジは溪流際に、フサザクラは崩壊地周辺に、その他はある程度まとめてブロックとして植栽した。

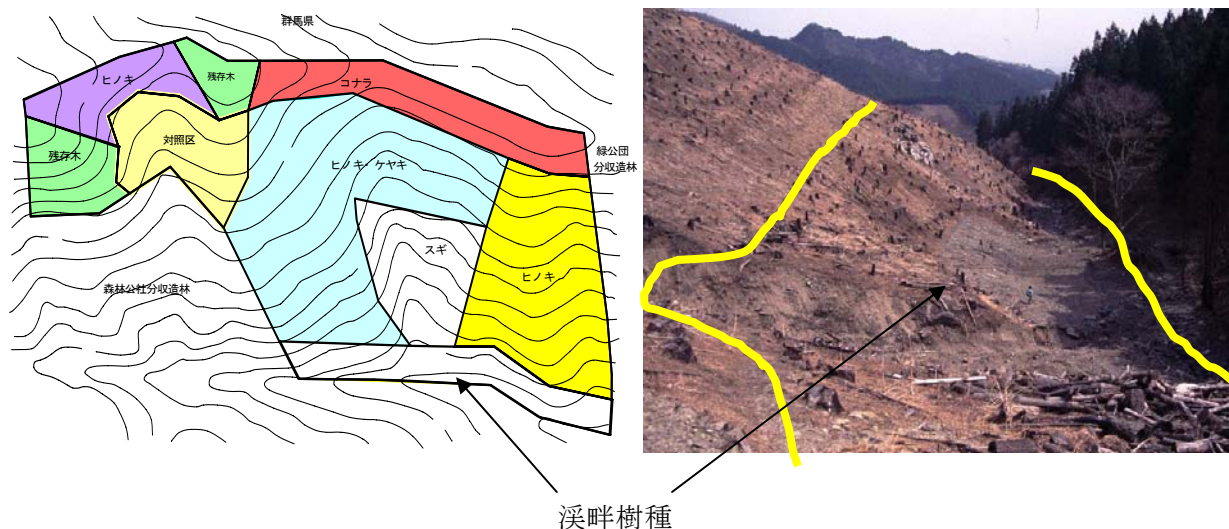


図7-11 モデル試験地の状況

(3) 結果

ア 治山ダム上流側の砂礫堆積地での植栽試験

満砂した治山ダムの上流側の堆砂敷では、洪水によって流路変動が生じ、植栽した苗木の流失の大きな原因となった。特に、最大日降雨量が200mmを超えた年は、土砂の移動量（平均地盤高変化量）が大きく苗木の流失が著しかった。植栽した苗木は、流路の中央部から離れるにしたがって生残率は高くなった。生残率や成長に樹種による違いはそれほどなく2005年には生残率が数%にまで減少した（図7-12, 13）。最終的には、流路から離れた比高の高い堆積地に植栽した苗木が生き残った（図7-14）。植栽から2005年までの12年の間に、自然に侵入した個体も見られた。オオバアサガラが最も多く、アカシデとイヌシデがそれにつぎ、キブシ・コナラ・サワグルミ・フサザクラが1個体ずつ侵入していた。12年間に溪畔林樹種ではサワグルミが1個体侵入しただけであった（表7-1）。

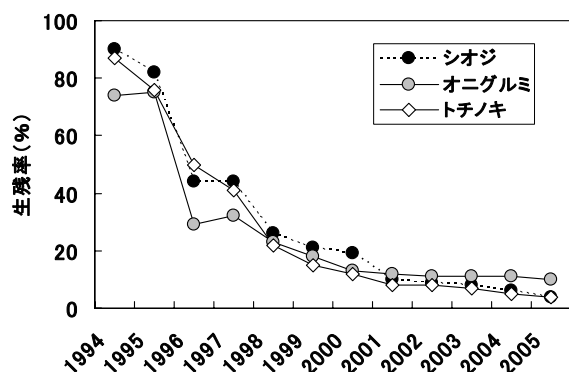


図7-12 植栽苗木の生残率

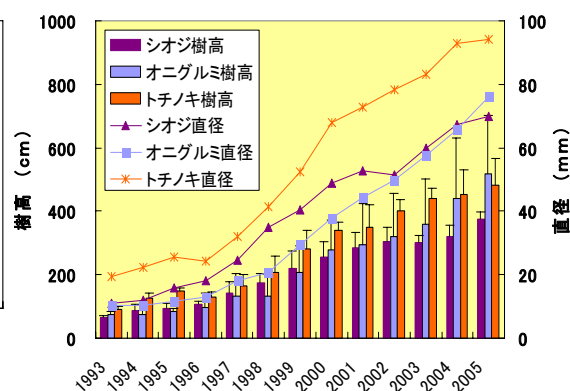


図7-13 植栽苗木の成長

表7-1 植栽域に生残した植栽木と侵入個体

	樹種	個体数	樹高(cm)	DBH(cm)
侵入木	アカシデ	2	217±53	14±3
	イヌシデ	6	459±110	53±26
	オオバアサガラ	23	385±132	29±20
	キブシ	1	353	22
	コナラ	1	200	12
	サワグルミ	1	624	62
	フサザクラ	1	376	26
植栽木	シオジ	4	374±24	70±12
	オニグルミ	10	517±185	76±46
	トチノキ	4	482±85	94±19

イ 林道と溪流の間の盛土斜面での植栽試験

樹種間で生残率や樹高成長に著しい差が生じた（表7-2）。トチノキの生残率は27%で他の樹種より低かった。一方、サワグルミとオニグルミは87、80%と高い生残率を示した。現在樹高を見ると、サワグルミが最も大きく558cm、ついでオニグルミで454cmであった。シオジとトチノキは250cmと最も成長が遅かった。この結果から、生残率の高い樹種は樹高成長も速い傾向にあった。



図7-14 成長した植栽木

表7-2 盛土斜面に植栽した苗木の成長

	1996 植栽個体数	2004 生残個体数	1996 植栽時樹高(cm)	2004 現在樹高(cm)
オニグルミ	10	8(20%)	77	453
カツラ	10	4(40%)	81	315
サワグルミ	15	13(87%)	71	557
シオジ	15	7(47%)	76	244
トチノキ	15	4(27%)	76	260
ミズナラ	15	9(60%)	87	372



図7-15 盛土斜面に植栽した苗木の育成状況（2004年）

ウ モデル試験地の設定

溪畔林導入のモデル試験地として2002年4月に小鹿野町の山火事跡地に植栽を行ない、今後のモニタリングサイトを構築した（図7-11）。植栽苗木は4年間で13%が枯死した。それ以外の植栽木は順調な成長を続け、樹高2-3mの大苗を30本植栽したカツラも、97%が活着し成長している。また、崩壊地周辺に植栽したフサザクラは2005年からすでに開花・結実し種子散布をはじめている。

一方、植栽木のほかにヤマハンノキ・ヌルデ・アブラアチャン・タラノキ・ヤナギ類・キイチゴ類が自然に侵入し始めている。しかし、溪畔林の林冠木の優占種となる樹木の侵入はまだ見られない。

（4） 考察

治山ダム周辺の裸地に植栽する場合は、溪畔林樹種の中でも光や水分ストレスに対する反応が異なるので、立地環境を把握した上で植栽樹種を選定する必要がある。シオジやトチノキのように土壌水分の多い水際に自然分布する樹種は、治山ダムの上流側の砂礫堆積地などで良好な成長を示した。滞水試験によってもシオジやトチノキは耐水性の高いことが示されている（Sakio, 2005）。一方、林道からの盛土法面のように乾燥した立地では、植栽後の生残率や成長も低い（表7-2）。シオジとサワグルミの伸長成長の結果から予想されたように（崎尾, 1993）、溪畔林樹種の中でもサワグルミやカツラのようにパイオニア的な性質を持った樹種は、光の良く当たる乾燥した土壌水分の少ない立地で速い成長を示した。以上のように、各々の樹種の持つ生理生態特性は、植栽試験でも確認された。

治山ダムの上流側の堆積地に植栽を行なう場合は、洪水による攪乱を十分考慮する必要がある。本試験の結果から、流路周辺の立地では、流路変動が頻繁に生じる可能性があり、植栽した苗木が流失してしまう可能性が高い。また、土砂の埋没による枯死も考えられる。そのために、植栽は比較的攪乱頻度の低い比高の高い堆積地や谷壁斜面の下部に行なうことが重要である（崎尾, 2002）。

（5） 今後の問題点

植栽後数年の調査では、将来的な予測は困難である。特に、治山ダム上流側の堆積地に植栽する場合は、ダムによっては地下水位の高さが異なる。放水天端から水が流れ落ちている場合は、水位はほぼ地表面まであり、水抜き穴から流れ天端から流れていない場合は地下水位が低く地表は極端に乾燥している。また、流量によって地下水位が頻繁に変動している可能性も考えられる。植栽直後の苗木

の成長が良いからと言って将来的にも成長を続けるということは断言できない。その意味でも、継続的なモニタリングが必要である。

（６） 要約

治山ダム周辺の裸地に溪畔林樹種を植栽して成長を追跡した。植栽した苗木の成長は、各樹種の生理生態特性を反映して、シオジやトチノキは水際で成長が良く、サワグルミやカツラは日当たりの良い乾燥した立地で速い成長を示した。

（７） 引用文献

崎尾均（1993） シオジとサワグルミ稚樹の伸長特性, 日本生態学会誌, 43（3）, 163-167.

崎尾均（2002） 治山ダム直上流流域の土砂移動に対する植栽木の生残・成長特性. 日本林学会誌 84（1）: 26-32.

Hitoshi Sakio (2005.8) Effects of flooding on growth of seedlings of woody riparian species. Journal of Forest Research 10: 341-346.

3. 外来種除去方法の検討

（１） 研究目的

ニセアカシアは種子による分布拡大だけでなく（福田ら, 2005）、根萌芽によって増殖することが知られている（玉泉ら, 1991）。ニセアカシアの侵入した流域の二次林においてニセアカシアを伐採除去し、すでに中下層木として侵入している在来樹種の林分に転換できるかどうか検討した。

（２） 研究方法

調査地は埼玉県両神村小森川の支流滝越沢（標高550m）である。1996年9月に調査地内（0.09 ha）の毎木調査を行った。胸高直径（DBH）4cm以上の樹木の樹種同定とDBH、樹高を測定した。樹高（H）は高木層（10m<H）、亜高木層（5m<H<10m）、低木層（H<5m）の3ランクに分けた。林分構造はニセアカシアを林冠木とし、亜高木にはイタヤカエデ、フサザクラが優占種となっていた。溪畔林樹種としてはカツラ・サワグルミ・トチノキが1個体ずつ侵入していた。林内の光環境を把握するために、相対照度を10箇所で測定し、全天空写真を撮影した。全天空写真は、全天写真解析プログラムCanopOn V1.11（竹中, 2001）によって空隙率をもとめた。1997年2月に調査地内の10本すべてのニセアカシアを根元から伐採した。

その後、毎年9月下旬にニセアカシアの萌芽の本数を個体ごとに計測し、相対照度および全天空写真の撮影を行った。

（３） 結果

ニセアカシアの伐採後、切株や地下の水平根から1個体当たり平均49.5本の萌芽が発生した。多い個体では100本近い萌芽が発生した（図7-16）。水平根からの萌芽は、土壌深11cm以内の浅いところから発生したが、特に1-3cmの深さから多くの萌芽が発生した（図7-17）。

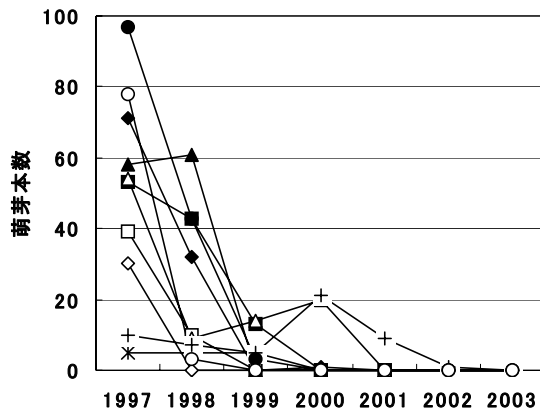


図7-16 1株あたりの萌芽数

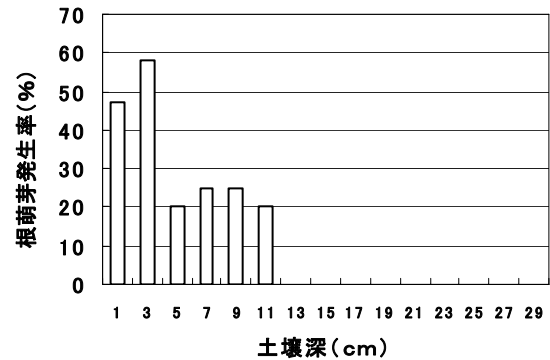


図7-17 土壌深と根萌芽発生率

伐採後に、相対照度と林冠の空隙率は増加したが、亜高木として侵入していた在来樹種の枝葉の伸張によって、5年間で伐採前の値にもどった（図7-18）。その結果、林床に到達する光の減少とともに、ニセアカシアの萌芽は年々減少し2005年にはすべての萌芽が枯死した（図7-19）。

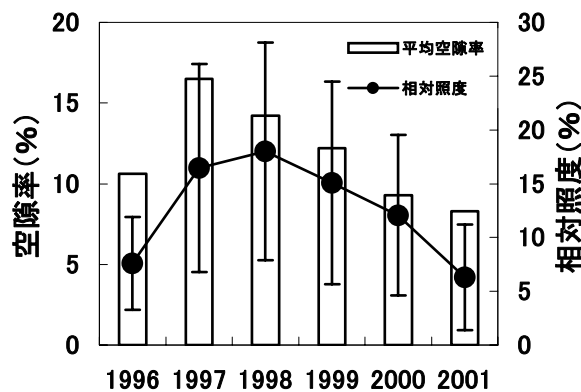


図7-18 相対照度と空隙率の変化

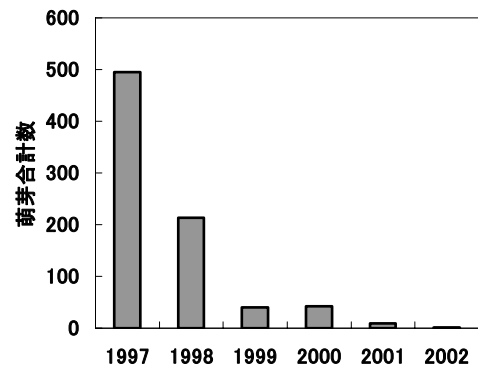


図7-19 残存萌芽数の合計数

(4) 考察

ニセアカシアは伐採によって根萌芽が発生することがこれまでも確かめられてきた（岩井，1986）。ニセアカシアの除去には薬剤を用いた方法があったが（本間・清水，1980；本間，1981；田村，1979；村山，2002）、溪流や河川では水質汚染が懸念されることから一般にはそれほど受け入れられなかった。本研究ではニセアカシアを伐採して一旦根萌芽が発生しても、亜高木として侵入している在来樹種によってニセアカシアの萌芽を抑制するという方法を試みた。伐採後、大量に発生したニセアカシアの切株萌芽および根萌芽の本数は、発生翌年から急激に減少し、4年後の2001年には1個体から発生している9本になり、2002年にはわずか1本となった（図7-19）。また、生存株数も2002年には1個体にまで減少した。光環境と萌芽の発生・消長に関して岩井（1986）は切株からの地上部発生萌芽の被陰試験を行い、相対照度2.4%及び6.2%では萌芽の

発生した株数も少なく、萌芽発生の翌年にはすべて枯死してしまうことを報告している。また、ニセアカシアの苗木の被陰試験では、相対照度10%では樹高、直径成長ともにいちじるしく小さく、2年後の生存率は15%と低いことから、相対照度で10%以下の被陰で萌芽の発生や成長の抑制効果があると結論づけている（岩井, 1986, 1987）。これらのことから、本研究において、伐採前の林内の低い相対照度（7.6%）が株の地際の萌芽や根萌芽を抑制していたことが考えられる。そして、伐採により発生した萌芽も、中下層木の葉層の展開による林内相対照度の低下によって急激に減少したと推測される（崎尾, 2002）。

（５） 今後の問題点

亜高木が侵入していない中流域の河畔林などのニセアカシアの一斉林の扱いをどうするか、また、養蜂業の蜜源として利用されている地域ではニセアカシアをどのように扱うのが課題となる。

（６） 要約

河川の上流域におけるニセアカシアの除去方法を検討した。ニセアカシアの伐採後、多くの根萌芽が発生したが、亜高木層の広葉樹の枝葉の伸張によって林内の光が減少し、大量に発生したニセアカシアの萌芽が徐々に枯死し、最終的には枯死できることが判明した。

（７） 引用文献

- 福田真由子・崎尾均・丸田恵美子（2005）荒川中流域における外来樹木ハリエンジュ（*Robinia pseudoacacia* L.）の初期定着過程. 日本生態学会誌 55: 387-395.
- 玉泉幸一郎・飯島康夫・矢幡久（1991）海岸クロマツ林内に生育するニセアカシアの根萌芽の分布とその形態的特徴. 九州大学演習林報告 64: 13-28.
- 本間広之（1981）ニセアカシアの立木枯殺試験（Ⅱ）—薬剤処理の適期と施業方法—. 新潟県林業試験場研究報告 24: 23-28.
- 本間広之・清水周治（1980）ニセアカシアの立木枯殺試験（Ⅰ）—2, 3の薬剤の枯殺効果—. 新潟県林業試験場研究報告 23: 35-43.
- 岩井宏寿（1986）ニセアカシアの萌芽および生長抑制に関する試験. 千葉県林業試験場報告 20: 31-32.
- 岩井宏寿（1987）環境保全の維持管理に関する検討—ニセアカシアの萌芽および生長抑制に関する試験一. 千葉県林業試験場業務報告 21: 31.
- 村山保裕（2002）海岸防災林地での除草剤を用いたニセアカシア枯殺試験—幼木への散布処理と成木への注入処理の実施時期の検討—. 静岡県林業技術センター研究報告 30: 29-32.
- 崎尾均（2003）ニセアカシア（*Robinia pseudoacacia* L.）は溪畔域から除去可能か？. 日本林学会誌 85（4） 355-358.
- 竹中明夫（2001）全天写真解析プログラムCanopOn V1.11
<<http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon/>>
- 田村輝夫（1979）除草剤によるニセアカシアの防除方法について. 鳥取県林業試験場試験研究報告 22: 19-25.

4. 溪畔域管理指針の作成

(1) 研究目的

治山・砂防ダム周辺の無立木地における溪畔林造成指針を作成する。

(2) 研究方法

プロジェクトの研究成果、現地検討会や管理事例調査を参考に治山工事施工地での溪畔林導入について管理指針を作成する。植栽樹種の選定に関しては、埼玉県植物誌（1998）を参考にした。水平分布に関しては植物誌に分布地図として掲載されているが、垂直分布に関しては植物誌作成に関して集められた標本のデータから得た。埼玉県自然史博物館に保存されている植物標本を目的とする樹種ごとにすべて採集場所の標高を調べて樹種ごとの垂直分布域を割り出した。

(3) 結果

章末の「治山・砂防ダム周辺の無立木地における溪畔林造成指針」参照

(4) 考察

特になし。

(5) 今後の問題点

この指針をたたき台にして実際に事業を行い、その結果をフィードバックしてより良い指針を作成していく。また今回の指針は、治山・砂防工事の施工箇所に限られていたが、今後はスギなどの人工林の渓流域の管理指針を作成することが課題である。

(6) 要約

治山・砂防ダム周辺の無立木地において溪畔林を造成する際には、本来その地域に分布する溪畔林樹種を選定し、その中から立地環境に適した樹種を植栽する必要がある。また、苗木はできるだけその地域の流域から採取したものを使用することが望ましい。

(7) 引用文献

章末の「治山・砂防ダム周辺の無立木地における溪畔林造成指針」に記載。

（崎尾 均：埼玉県農林総合研究センター

第8章 溪畔林プロジェクトを終えて—今後に向けて—

最後に、本プロジェクトにおける各課題の位置づけを確認しながら、各成果をプロジェクトの結果として見直し、プロジェクトして残された課題を、後継プロジェクトの方向性として記す。

1. 本プロジェクトの構成課題のねらいとつながり

これまで治山・砂防事業では、防災を目的として、土砂の移動を制限するために溪流に手を加えてきた。具体的には、溪流に土砂移動を制限する工作物を設置してきた。

けれども、生態系の保全が強く求められるようになって、溪流に手を加える際に防災的な視点だけでは不十分になった。というより、溪流生態系に大きな影響を与える治山・砂防事業のあり方が問題とされるようになってきた。それは、溪流生態系の中心をなす溪畔林が、溪床変動（土砂移動の結果として生じる浸食や堆積；溪床堆積地の変化）と密接に関係しているからに他ならない。すなわち、溪畔林の成立は溪床変動の結果であるので、手段として土砂移動を制限する治山・砂防事業は、溪流生態系にまともに影響を与えることになるからである。

そのような背景において、治山・砂防事業の展開における生態系の保全を考慮するための方法を示すことが求められている。本プロジェクトが対象としているテーマに最終的に求められていることはそのことである。

本プロジェクトでは、このテーマに取り組むために、7課題を立ち上げた。それらの課題は大きく三つに分けられる（図 8-1）。すなわち、溪床変動ならびに溪畔林の動態に関する認識を高めることをねらった課題（A：1～3章）と、溪畔域・溪畔林の機能を定量的に明らかにする課題（B：4～6章）、溪畔林の造成・復元技術を開発する課題（C：7章）である。

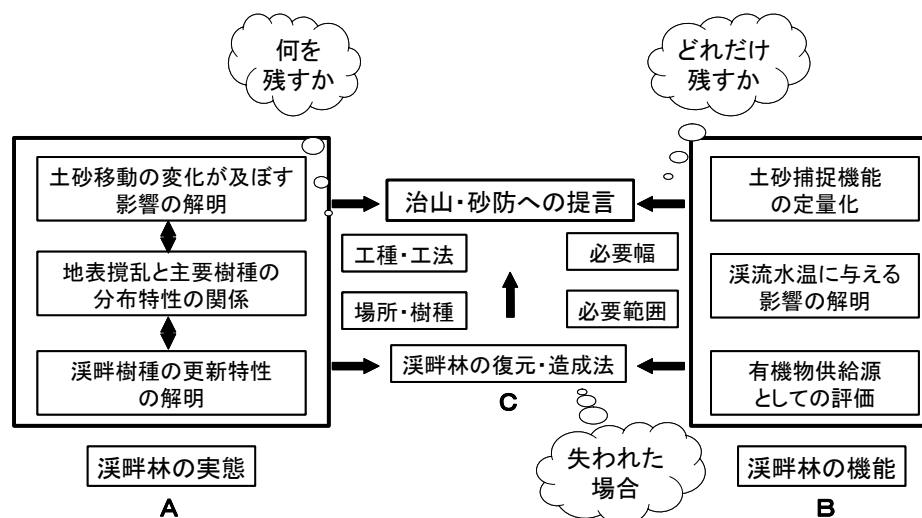


図 8-1 構成課題の関連

（1） 溪畔林の実態に関する認識

Aの課題は、溪流生態系の核となる溪畔林に対する認識を高めることを目的としている。溪畔林の保全といった場合に、具体的に何を残すかが問題となる。残すものは、溪畔域という場であり、溪畔林の動態あるいは溪床変動という現象である。

防災目的で溪流に手を加える場合、全く影響を及ぼさないというわけにはいかず、何らかの影響は避けられないので、現実問題としては、溪流生態系を保全する立場と防災目的で溪流の溪床変動を制限する立場とで折り合いをつけることになる。そのとき、何とか許容できる影響と、何としてでも避

けたい影響とを分ける必要がある。それを行うためには、溪床変動との関係で溪畔林の実態、とりわけ堰堤による溪床変動の制限が溪畔林の動態に及ぼす影響に関する認識を高める必要があると考えたのである。

そこで、1～3章では溪流で生じる溪床変動を植生の視点から見直すこととなった（図 8-2）。これまで溪床変動はもっぱら防災的な視点から捉えられてきたが、溪畔林を保全するとなると植生側の視点から捉え直すことが不可欠となるからである。それは、例えば、防災的には問題とされない土砂移動が、溪畔林の動態にとっては重要な意味を持つ場合が考えられるからである。

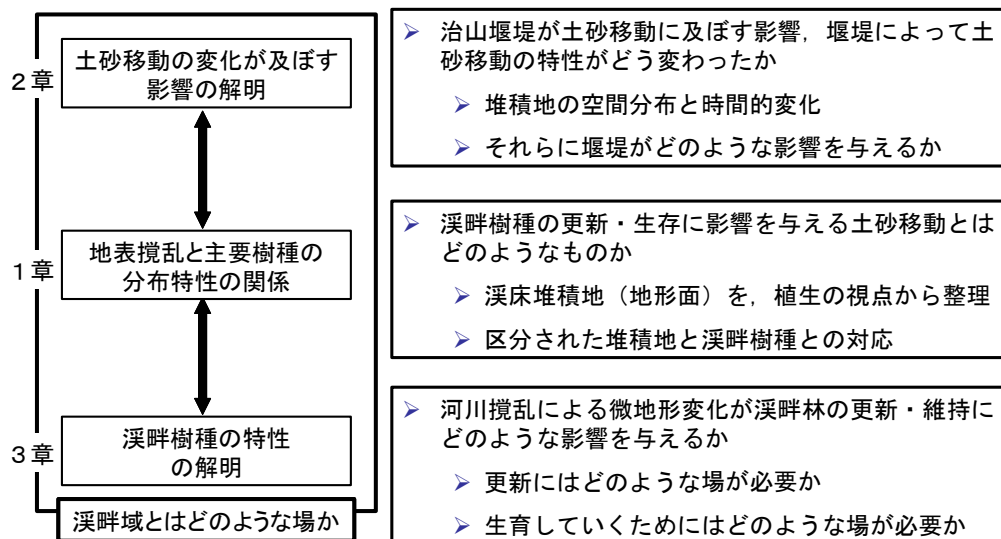


図 8-2 溪畔林に関する認識を高める課題

1 章では、溪畔樹種の更新・生存に影響を与える土砂移動とはどのようなものかを明らかにすることを念頭に、溪床堆積地（地形面）を、植生の視点から整理することを目指した。これは、今後の治山・砂防事業の展開にあたって植生の面から考慮してほしい溪床変動を示すことにつながる。

区分された堆積地は、その上に生育する溪畔樹種と対応するものとなる。というより、生育している溪畔樹種を反映できるような堆積地の区分を模索したわけである。それが、表 1-2 ならびに表 1-4 で提示された区分である。

2 章では、治山堰堤が土砂移動に及ぼす影響を調査することによって、堰堤の設置で土砂移動の傾向がどう変わったかを明らかにしようとした。具体的には、堆積地の空間分布と時間的变化に堰堤がどのような影響を与えるかを捉えようとした。このことはこれまでも防災的な視点からなされてきたことであるが、今回は、1 章で区分された堆積地（地形面）の変化として捉えようとしたのである。

その結果、例えば、堰堤堆砂域で、出水による溪床変動後に 1 章で区分された堆積地の配置は変わっても、各地形面の占める割合は出水前とほとんど変化していないことが捉えられたが、このことは、防災的な視点からは災害に結びつくような規模と見なされない土砂移動が、植生の視点から見ると無視できないことを意味している。

なお、本報告書を書くにあたって 1 章と 2 章は別の章に分けているが、研究としてはかなりの部分を一体的に進めてきた。

3 章は、ハルニレを対象樹種に選び、溪畔樹種が更新し生育していくためにはどのような場が必要かを、現地における更新実態の詳細な調査と、より広い範囲を対象とした分布調査から明らかにしよ

うとしたものである。

その結果、本来のハルニレの更新の場が土地利用によって失われて来た一方で、堰堤の堆積過程で形成された河道や低位・中位の谷底面に新しい堆積面が形成されやすく、そのような堆積面にハルニレの実生が集中して発生し、その後そこが破壊的な攪乱を受けないことが生育するために重要である実態を捉えた。

従来、3 章のような研究は純粋に植生の視点から実施され、防災的な視点とは結びつかず、その研究成果を治山・砂防事業のあり方に反映させる手立てがなかった。今回、砂防堰堤の堆砂域が調査対象地となったこととも関係するが、1 章や 2 章で整理した視点から捉えなおすことで、植生の視点を防災的な視点につなげる道筋が見えてきた。すなわち、稚樹の発生にあっては、新たに形成される植生の失われた中位谷底面の広がりが必要となり、その後の生育にあっては、その堆積面の安定が必要となるので、堰堤の設置がそのことにどのような影響を及ぼすかを示すことで、両者の議論が可能となる。

（２） 溪畔林の機能に関する定量化

B（図 8-1 参照）の課題は、溪畔林の機能を対象としたものである。研究資源の関係で具体的に取上げることができた機能は、土砂捕捉機能（4 章）、溪流水温の上昇を抑える機能（5 章）、有機物供給源としての機能（6 章）である。1～3 章の課題が相互に密接に関連していたのに対して、これらの課題はそれぞれ独立している。これらの課題が目指したのは、それぞれの機能について定量的に明らかにし、その機能を維持するために保全すべきを溪畔林の範囲を算定できるようにすることである（図 8-3）。

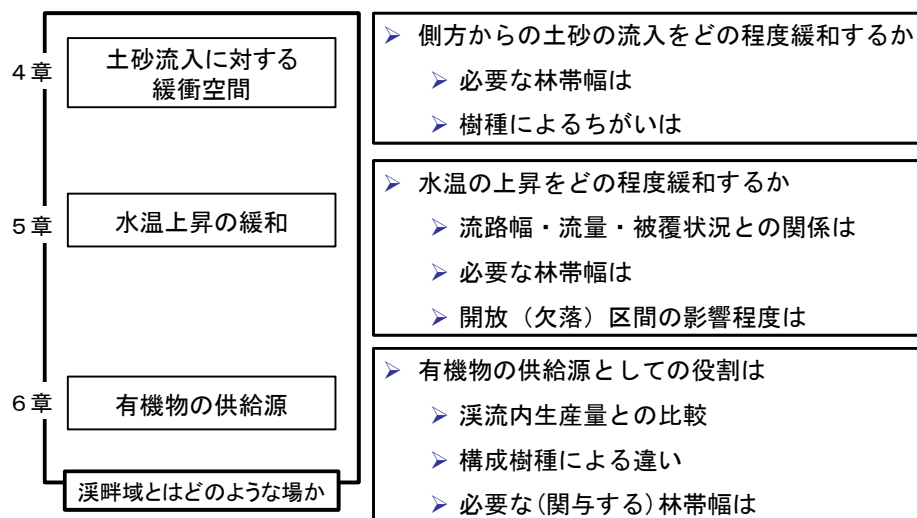


図 8-3 溪畔林の機能に関する定量化

「研究の要約」のⅦや、各章の「（５）今後の問題点」で述べているように、必ずしも完成したものとは言えないものの、それぞれの機能についてモデルを提示し、各機能を発揮するために必要となる幅や溪流に沿った範囲を算定する道筋を示すことができた。今後は、その結果を現場に適用し、検証していくことと合わせて、どこまでモデルの精度を高める必要があるかを整理していくことが求められる。

（３） 溪畔林の復元・造成方法

当初の計画では、C（図 8-1 参照）の課題（7 章）は予定されていなかった。それは、本プロジェ

クトの成果を受けて次期プロジェクトで対象とする課題と位置づけていたからである。しかしながら、溪畔林が失われている場面が多いことと、現場ではすでにいろいろな試みが行われていることから、より早い成果が求められると考え、二年目から加わえることにした。

その結果、溪畔林の復元・造成指針が埼玉県版の溪畔域管理指針として提示された。対象としたのは、治山ダムや砂防ダム等の建設によって溪畔域に新たに出現した無立木地である。

また、Cの課題は、本プロジェクトの成果をまとめるものとしても位置づけている。実際に溪畔林を復元・造成するにあたっては、「どこに何をどれだけ」ということを決めなければならないが、その場合に、AならびにBの課題の成果が活かせるからである。

なお、復元・造成した溪畔林を追跡調査することによって、今後、A、Bの成果を検証することができると考えている。ただし、それは、長期間を要し、通常のプロジェクト研究の期間を超える。

2. 溪畔林の復元・造成指針の一般化に向けて

プロジェクトとしては、Cの成果（埼玉県版の溪畔域管理指針）を下敷きに、全国版の指針を作成できればよかったのであるが、それは次の機会へ持ち越されることとなった。そのため、現時点では、この埼玉県版を各地域版に読み替えてもらう必要がある。溪畔林の復元・造成指針に求められることは、対象となる溪畔域にどのような植生を成立させるかにあたっての考え方と、その手法を提示することであるが、読み替えにあたってとくに必要になるのは、対象地域における導入樹種の選定に必要な樹種の分布情報である。ここでは、そのあたりのことについて補足する。

導入樹種の選定は、適地に適木を導入するためのものであるが、生態系の保全に配慮する場合は、本来その地域に存在しない樹種を避けることが重要になる。従って、まず、植生の自然分布（水平分布、垂直分布及び地形分布）から対象地に存在しうる樹種を明らかにすることが必要になる。自然分布の情報は、植物誌、植生誌、植物分布図、植生図、報告書、論文などとりまとめられた情報や、植物標本、現地の研究者等による個別の情報などについて、大学等の教育機関、博物館、都道府県及び市町村、試験研究機関、森林管理局及び森林管理署や地元の研究会等から収集する。また、不足があれば現地調査を行う。

なお、埼玉県版の指針では、植生分布に関する情報を次のように取得した。まず、植栽樹種候補の選定に関して、埼玉県植物誌（1998）を参考にした。水平分布に関しては植物誌に分布地図として掲載されているものを利用した。垂直分布に関しては、植物誌作成に関して集められた標本など、目的とする樹種ごとに、埼玉県自然史博物館に保存されているすべての植物標本から採集場所の標高を調べて垂直分布域を割り出した。

次に、上で述べたような方法で選ばれた導入樹種の候補の中から、溪畔域の個々の場所における導入樹種を選び出す作業を行う。それは、堆積地（地形面）の区分（1、2章参照）を行って、区分された各地形面ごとに導入樹種を選定する作業である。すなわち、100年スケールで安定した高位谷底面では長命な樹種を主体に選定する。100年スケールで1～数度の攪乱を受ける中位谷底面では、周囲に母樹が無くかつ早期に成林させたい場合は先駆性の樹種を主体に選定するが、導入した樹木が土砂移動によって流失、あるいは枯死する可能性が高いので、周囲に母樹がある場合や成林まで時間がかかってもよい場合は、樹木が自然に侵入するのを待つことができる。また、毎年のように流水や土砂移動の影響を受ける低位谷底面は、人為的に樹木を導入する対象地とはしない。

なお、導入範囲は、溪畔林に期待する機能によって異なる。いずれの場合も導入範囲は広い方が望ましいが、4章～6章で対象としたような機能を期待する場合は、求める機能が発揮されるために最低限必要な幅を溪畔林の復元・造成の範囲として確保したいところである。

3. 後継プロジェクトの方向性について

本プロジェクトの基本的な方向性については、毎年の研究推進評価会議において評価されてきたので、後継プロジェクトは、本プロジェクトの延長線上にあると考えている。すなわち、各課題のテーマを進めることと、それらの成果を堰堤計画まで言及するような溪畔域の管理指針としてまとめることと認識している。以下、本プロジェクトと関連の深いテーマについて記す。

堰堤の設置と溪床変動ならびに溪畔林の動態との関係をより一般化するために、後継プロジェクトにおいては、調査事例を増やすことと堰堤の種類や水抜き穴が溪畔林の動態に与える影響について明らかにすることが求められる。

また、土地利用や堰堤の整備が進み、溪畔林の連続性が失われたり、土砂移動が本来のものとは異なっている溪流も多く、そのような場では、自然に委ねただけでは溪畔林の一連の動態が保証されない。そこで、後継プロジェクトでは、溪畔林の孤立・断片化の程度について調査し、残存する溪畔林を核とした溪畔林の動態の維持が可能となる条件、別な言い方をすれば、保全すべき核となる溪畔林を明らかにすることが求められる。そして、溪床変動に関する課題の成果と合わせて、堰堤の設置が、核となる溪畔林に好ましくない影響を及ぼすかどうか予測できるようにする必要がある。そうすることで、必要に応じて堰堤計画の見直しの根拠・説明資料を示すことができるようにする。

溪畔林の流出土砂に対する緩衝空間としての働きについては、本プロジェクトにおいて、リター層が表流水の速度を制限するはたらきに着目し、定量的にモデル化することができたが、より確かな算定をするため、後継プロジェクトでは、土壌層のはたらきをより精度よくモデルに反映することが求められる。また、これまで数値解析では認められている溪床堆積物が山脚を固定するはたらきを、溪畔林が成立している溪床堆積地が溪岸斜面の浸食を抑える機能として捉え直し、現地において検証することも、溪畔林を防災的に評価するひとつの視点として取り上げたい。

有機物供給源としての機能については、本プロジェクトにおいて流路幅の狭い山地溪流ほどその機能が重要となることを明らかにし、また、落葉の落下範囲を推定するモデルを開発した。これは、有機物供給機能を保全するために必要な林帯幅の算定に資するものであるが、任意の場所に適用するためには、さらなるデータに基づくモデルの検証や、係数の調整の他、落葉後の林床上の移動をモデルに組み込む必要があり、これらは後継プロジェクトの課題である。

溪畔林には溪床堆積地上に成立するものの他、溪岸（山腹）斜面に成立するものがあるが、後者は針葉樹の人工林に置き換えられ、本来の植生を失っているところも多い。生態系保全の面からは、溪岸斜面のうち、一定の範囲は本来の植生に近づけることが望ましく、その手法が求められている。本プロジェクトでは裸地化した場への溪畔樹種導入について地域限定ながらも指針を示すことができたので、後継プロジェクトでは、それをより一般化するとともに、人工林化された場を自然に近づける手法の開発が目標となる。

以上のように、後継プロジェクトでは、溪畔林に対する認識を高める段階から一歩進めて、自然度の高い溪畔域を維持管理するための手法を示すことが目標となる。後継プロジェクト全体としては、各種の治山・砂防堰堤が溪畔林の動態に与える影響に関する知見を、必要以上に土砂移動を制限しない堰堤計画に結びつけるために、堰堤と溪床変動の関係に関する研究を強化する必要がある。また、保全すべき最低限の溪畔林の範囲を明らかにすることで、より確実な土地利用の制限を図り、本来の植生に戻すべき範囲をゾーニングすること、ならびに、針葉樹人工林のように、本来の自然に近づけるのに人為の介入が必要な場においてはその具体的な手順を開発することが目標となる。

4. 現地検討会

本プロジェクトの推進にあたっては、下記のような現地検討会を開催し、各課題の調査地や話題の現場を訪れて、現地での多彩なゲスト参加者を交えながら議論を重ねてきた。このことが、プロジェクトの中での各構成課題の位置づけを確認することと、課題相互の理解を深めることに役立った。

- (1) 埼玉県小鹿野町、秩父市 : 平成14年5月28～29日
 - ・ 溪畔林造成試験地（人工林山火事跡地、治山ダム堆砂域）
- (2) 岩手県 : 平成14年6月17～19日
 - ・ 松川調査地、南昌山調査地、カヌマ沢溪畔林試験地（胆沢町）
- (3) 栃木県 : 平成14年9月9日～11日
 - ・ 土呂部調査地
- (4) 長野県 : 平成15年5月27～29日
 - ・ 与田切川上流（シオジ平）、戸台川上流、小黒川沿い
 - ・ 信州大学にてセミナー（本プロジェクトの紹介）
- (5) 静岡県大井川流域 : 平成15年10月27～28日
 - ・ 東河内沢、大井川本流赤崩、山伏峠（山腹工事現場）
- (6) 長野県・岐阜県 : 平成16年 5月24～ 27日
 - ・ 牛伏川流域（松本市）、梓川上流部（上高地：長野県安曇村）
 - ・ 京都大学防災研究所附属災害観測実験センター穂高砂防観測所（岐阜県）
- (7) 岐阜県馬瀬川流域 : 平成17年5月30～6月2日
 - ・ 馬瀬川流域（黒石水源の森、川上国有林、針広混交林導入試験予定地、惣島地区）
 - ・ 独立行政法人土木研究所自然共生研究センター

また、次の研究会における現地検討会を本プロジェクトの現地検討会に準ずるものとして位置づけ、積極的に参加するようにした。このことも、本プロジェクトの位置づけ、方向性に関する認識を深めるのに役立った。

- ・ 森林施業研究会 平成 14 年 11 月 6～7 日 : 茨城県
- ・ 溪畔林研究会 平成 14 年 5 月 27～28 日 : 埼玉県
- 平成 15 年 11 月 6～7 日 : 広島県
- 平成 16 年 6 月 11～13 日 : 福島県
- 平成 17 年 11 月 3～4 日 : 宮崎県（本プロジェクトの紹介）

5. 謝辞

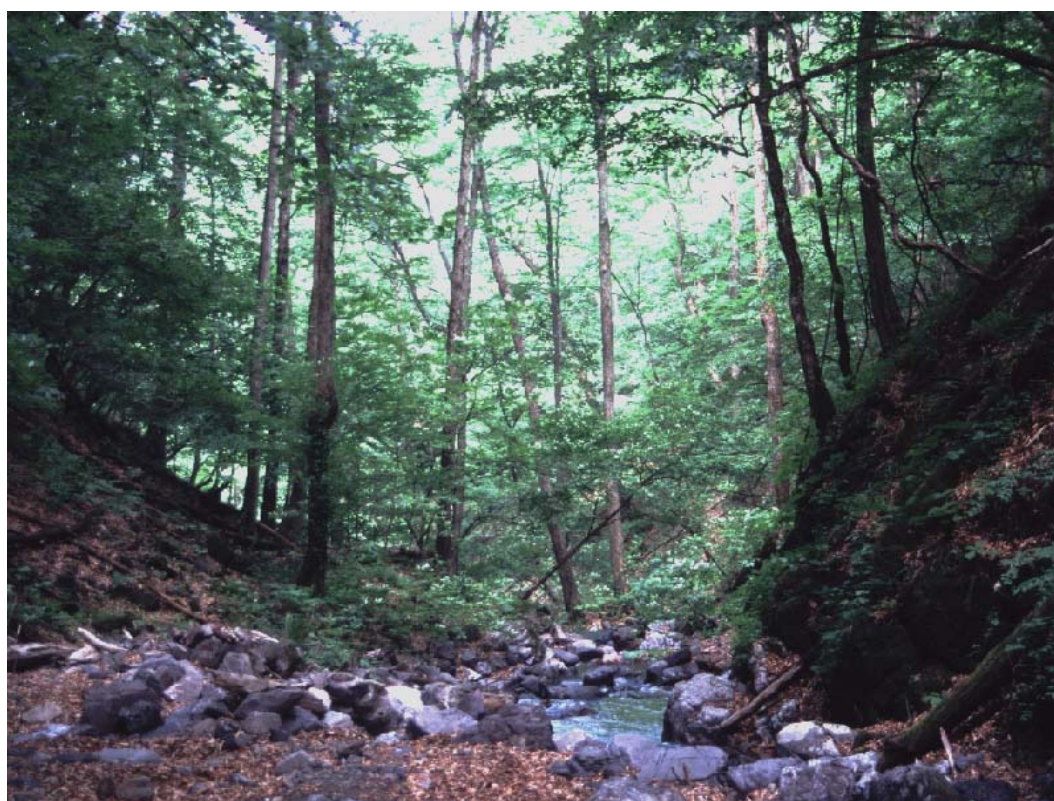
本プロジェクトの推進にあたっては、故大島康行氏（当時財団法人自然環境研究センター）と信州大学農学部教授の北原曜氏とのお二人には、外部評価委員として、足かけ5年に渡り温かくご指導いただいた。大島先生にはこの報告書をお渡しできないことが誠に残念である。また、現地検討会の開催にあたっては、国有林関係者をはじめ多くの方々に大変お世話になった。これらの皆様に深謝する次第である。

（坂本知己：気象環境研究領域）

付録「治山・砂防ダム周辺の無立木地における溪畔林造成指針(埼玉県版)」

注：付録として掲載するにあたって一部レイアウトを変更し，モノクロにしている。

治山・砂防ダム周辺の無立木地における 溪畔林造成指針 (埼玉県版)

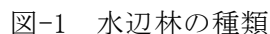


埼玉県農林総合研究センター

近年、森林管理においても環境保全や生物多様性を考慮した施業が求められている。特に、河川周辺に分布する溪畔林の取り扱いが重要であることが指摘されている。この指針は、(独)森林総合研究所の交付金プロジェクト「溪畔林の環境保全機能の解析と評価手法の開発」のうち「溪畔林の復元・造成技術の開発」についての受託事業によって作成したものである。この事業では国の山地治山事業の指針を作成することになっているが、それに先駆けて埼玉県版を作成した。本研究所ではこれまで溪畔林の樹種分布や構造に関する研究をもとに、治山工事箇所周辺での溪畔林樹種の導入について検討を行ってきた。特に、本指針では治山砂防施設周辺の人工的な無立木地等への溪畔樹種の導入方法を解説する。

急傾斜の山地を流れる河川幅の狭い溪流周辺に分布する水辺林のことをいう（図1）。本州ではブナの優占する冷温帯落葉広葉樹林から亜高山帯にかけての範囲の水辺林を意味する。北日本ではトチノキ・サワグルミ・カツラなどが主要な構成種となり、関東以西の太平洋側では、これらにシオジが加わる。亜高山帯ではヒロハカツラやネコシデなどが分布している。

溪畔林とそれに続く森林を区別することは難しいが、1) 構造的には、直接的に河川・溪流の影響によって形成された地形構造上に成立し、たえず河川の物理的・生理的影響を受け続ける森林であり、2) 機能的には、日射遮断・リター供給・倒流木の供給などの生態学的機能を通じて、河川・溪流の環境形成に対して物理的・化学的・生物的な影響を与えうる範囲に分布する森林であり、3) 植物社会学的には、群落組成上、水辺を特徴づける立地に成立する植生単位としての森林といえる。この3つの定義によって規定される水辺林の範囲はそれほど大きく変わ



– 103 –

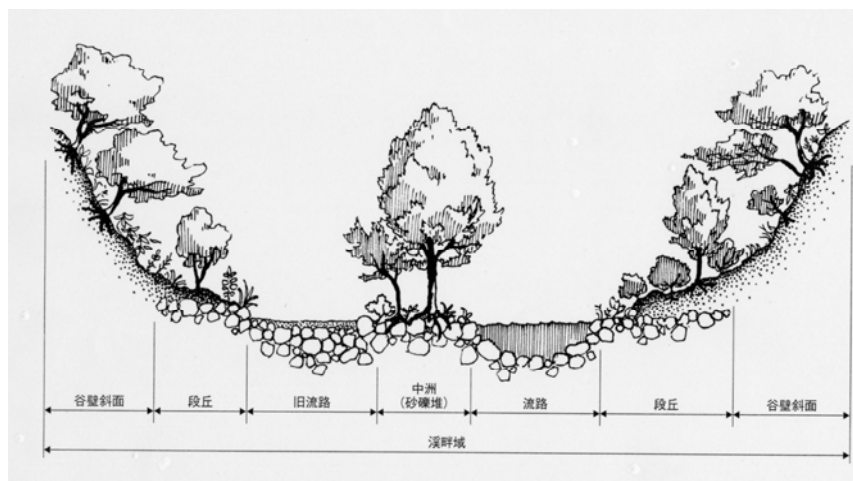


図-2 河畔林の範囲

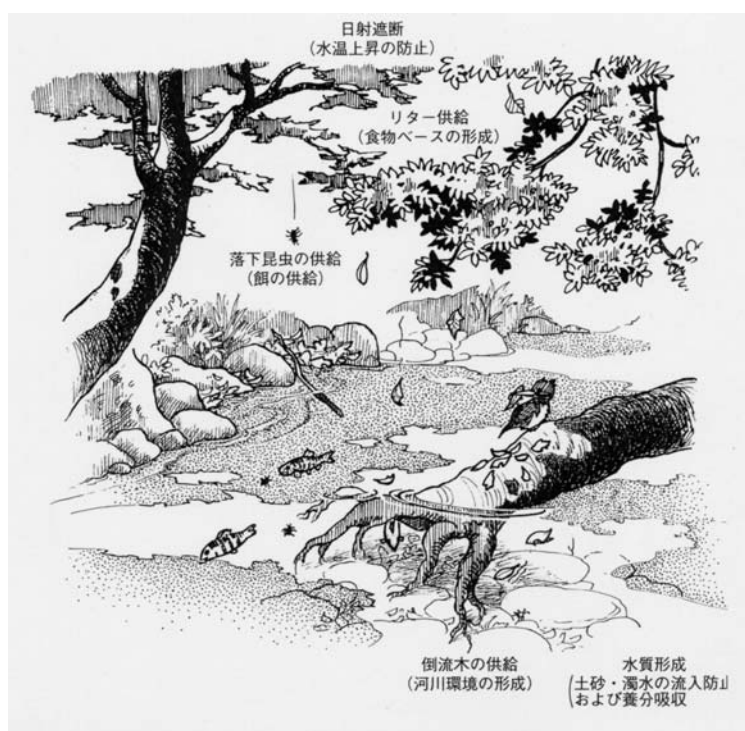


図-3 河畔林の生態的機能

3 植栽樹種の選定

樹種の選定は本来の天然の樹種構成を持つ河畔林を復元するのか、それとも河畔林の生態的機能を持つ森林を修復するのかによって異なる。

〈河畔林の復元〉・・・・・・天然の河畔林を目指す

現地調査や埼玉県植物誌（1998年）等の文献を参考に在来樹種を選定する（図4～6参照）。埼玉県において、林冠木としてはシオジ、サワグルミ、カツラ、トチノキ、オヒョウ、ハルニレ、イタヤカエデおよびケヤキなどの導入が望ましい。亜高木としては、オオイタヤメイゲツ、チド

リノキ、サワシバなどの樹木がふさわしいが、亜高木・低木・草本植生については林冠木が定着した後、自然の侵入にまかせたほうが望ましい。

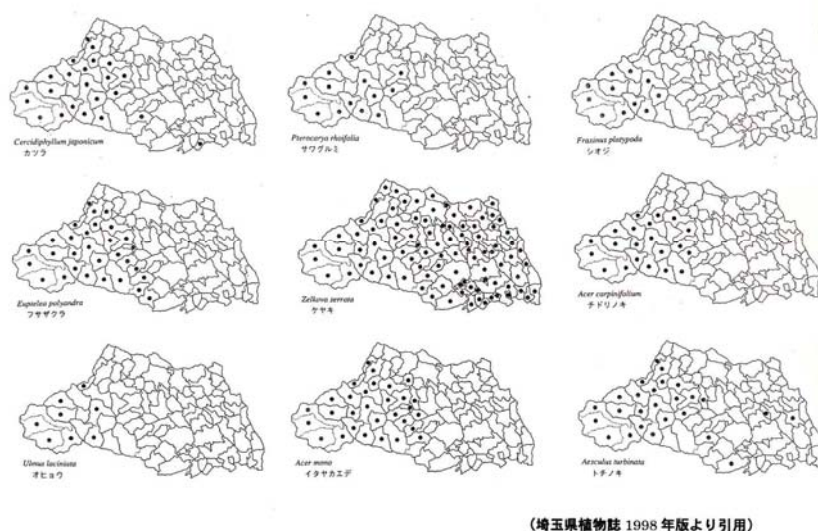
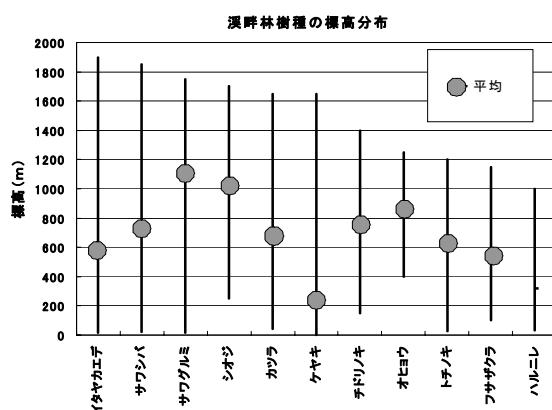


図-4 溪畔林を構成する主要樹種の県内分布（市町村単位）

〈溪畔林の修復〉・・・・・・とりあえず生態的機能を持つ溪畔林をめざす

現地調査によって、二次林などが残存している場合はそのまま放置し、加齢によって大径木に導く。秩父地方でよく見られる例としては、サワグルミやイタヤカエデがチドリノキと混交している二次林が分布している。また、ヤシャブシ、ヤマハンノキ、フサザクラなどのパイオニア樹種が一斉林を構成している場合がある。

特に、無立木地において溪畔林の早期修復を目指す場合はヤシャブシ、ヤマハンノキ、フサザクラなどのパイオニア樹種にサワグルミやイタヤカエデなどの林冠木を混交しての導入を行なう。



* 埼玉県植物誌のすべての収蔵標本から採取場所の標高データを取り出し、最高値・最低値・平均値を示した。

図-5 溪畔林樹種の標高分布

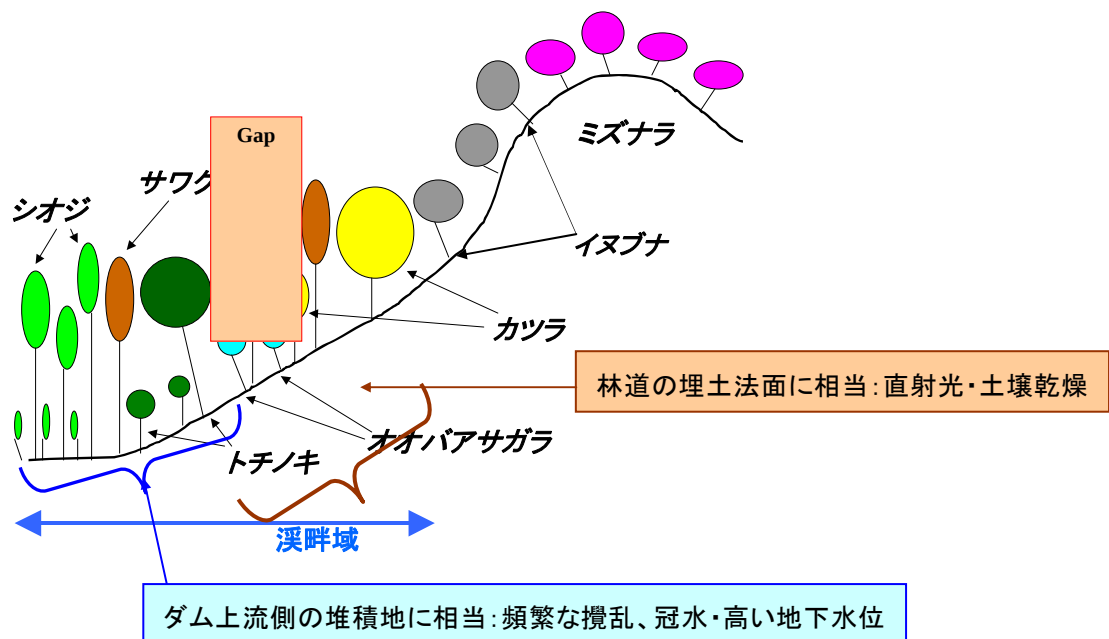


図-6 自然の河畔林樹種分布断面図

4 導入場所

- (1) 適用地域 秩父地域およびその周辺の山地 (図4 県内分布図を参照)
- (2) 標高 500m～1500m (図5 標高分布図を参照)
- (3) 植栽場所 (図7 植栽配置図を参照)
 - ①ダム直上流側の砂礫堆積地で比較的比高の高いところ (袖部に近いところは避ける)
 - ②ダム間の谷壁斜面
 - ③ダム直下流の土砂埋め戻し地
 - ④林道の法面 (林道が溪流際に開設されている場合)

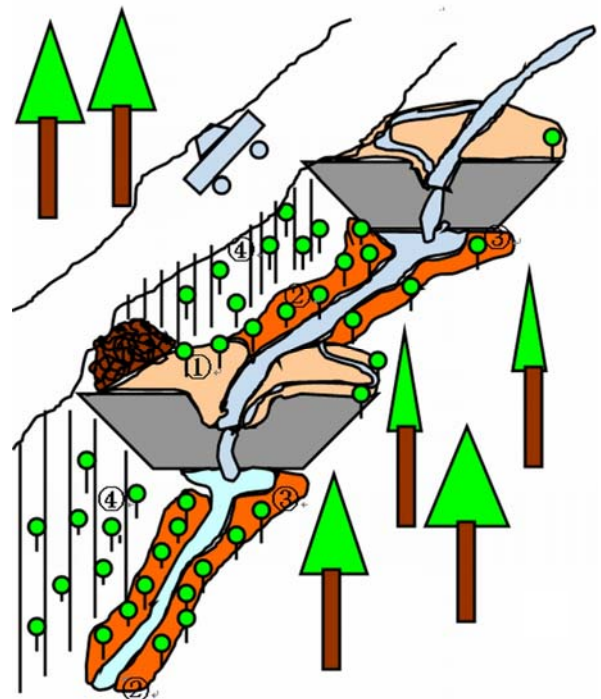


図-7 砂防・治山ダム周辺の植栽配置図

(4) 樹種の特長 (樹種の特長に応じて植栽する。数字は図7の場所を示す。)

カツラ サワグルミ フサザクラ ヤシャブシ	}	特に、日当たりの良い場所を好む。 ④
ケヤキ オヒョウ イタヤカエデ (カツラ) (サワグルミ)	}	日当たりの良い場所を好む。 ②③
シオジ トチノキ チドリノキ	}	耐陰性が強く、樹冠下でも成長する。 ①②③ シオジは滞水環境や土砂による埋没に対して適応性があるので、これらの樹種の中では最も水際に植栽する。

5 植栽時期

- ・ 秋植え (10月～11月上旬)、もしくは春植え (3月中旬～4月上旬)。ともに、土壌の凍結していない時期に植栽する。
- ・ 春植えする場合は、苗木の芽がふくらむ前に植栽する。
- ・ 標高に応じて植栽時期を調整する。標高の高い場所に植栽する場合は、春先に植栽場所近くに仮植するか秋植えを行う (低地の苗木では葉の展開が早く、高標高地への植栽が困難なため)。

6 苗木について

(1) 造林材料の採取範囲

自然状態で遺伝子交流が可能な範囲 (同一の小集水域) から種子・山引き苗・挿し木・埋土種子を採取することが望ましいが、困難な場合は同一の流域から採取した材料を用いる。少なくとも、県外産の造林材料を用いることは避ける。

また、遺伝的多様性を確保するために、造林材料が特定の母樹に偏らないように、種子はなるべく多くの母樹から採取する。

(2) 苗木のサイズ: 植栽場所が平坦地で運搬しやすい場合は大苗を使ってもよい (添え木を使わない程度のサイズにする)。

数十cmの苗木: <利点> 活着しやすい・運搬しやすい・苗木価格が安い・植栽しやすい

<弱点> 下刈りの際に誤伐されやすい

樹高1.5m以上の大苗: <利点> 植栽後の下刈りを省略できる

<弱点> 活着しにくい・運搬しにくい・苗木価格が高い・植栽しにくい

7 植栽方法

スギ・ヒノキの植栽と変わらないが、溪流際でこぶし大以上の礫が多く含まれている場合には、粒径の小さな砂を混ぜ合わせて埋め戻す。肥料や有機質を入れる必要はない。小さな苗木を植栽した場合は、誤伐を避けるために、竹棒などを脇に立てる。大苗では必要ない。植栽密度は大苗では5m間隔、小苗では3m間隔前後とする。小苗の植栽に関して雑草の発生が予想される場合はマルチを行ってもよい。

8 植栽後の管理

植栽後は下刈りつつ切りを行うが、新たな治山砂防施設周辺の人工的な無立木地では雑草木の侵入が遅く、それほど繁茂しない場合も多い。現場の状況を見て、必要に応じて行う。下刈りを行う場合は、極力自然侵入した樹木の実生を残すように努める。樹高1.5m以上の大苗を植栽した場合は、ほとんど下刈りの必要はない。ニホンジカの生息密度の高いところでは食害の影響を受けるので、シカ柵やツリーシェルターなどの回避方法をとる。

9 実施上の留意点

この指針は、あくまで事業の参考とし、各現場の状況に応じて対応することとする。溪畔林の再生には時間とコストがかかることを認識し、現在残されている溪畔林の保全を最優先する。造成する際にもできるだけ自然の遷移にまかせ、侵入してきた樹木を生かすように工夫する。また、できるだけ上流と下流、陸域と水域の連続性が保てるような渓流域の管理を行なう。

〈事例-1〉 ダム上流側の高位堆積地・ダム下流側の平坦な堆積地

水際にはシオジ、それに続く斜面際にはトチノキを植栽する。



魚道周辺の植栽（秩父市中津川）

水際にはシオジをそれに続く
斜面にトチノキを植栽



治山ダム上流側の砂礫堆積地の植栽（秩父市浦山）

植栽時には砂礫堆積地全面に苗木を植栽したが
流路周辺は溪流によって流され、現在は小高い堆積
地にシオジやトチノキが残存している。

〈事例-2〉 溪流と林道間の乾燥した盛土法面

カツラ・サワグルミ・フサザクラ・ヤシャブシ・ヤマハンノキを植栽する。



林道と溪流の間の乾燥した盛土斜面（秩父市浦山）

トチノキ・シオジ・サワグルミ・カツラ等を植栽したが
パイオニア樹種であるサワグルミとカツラの成長がたいへん早い

〈事例-3〉 溪流に面した崩壊地

フサザクラ・ヤシャブシ・ヤマハンノキを植栽する。

周辺が広葉樹林で目的とする溪畔林樹種が周囲に分布している場合は、これらからの種子散布による天然更新も積極的に利用する。この場合は種子の発芽を促進させるために必要に応じて地掻きを行う。

10 今後の方向性

この指針では治山・砂防工事周辺の無立木地の植生導入について取り扱ったが、戦後の拡大造林によって溪流際までスギ・ヒノキで人工林化され溪畔林の機能を喪失した森林をより溪流保全機能の高い森林とするために、今後は間伐を行ない混交林化していくことが重要である。これらの施業方法についての研究はこれからの課題である。

11 参考文献

伊藤洋編（1998）埼玉県植物誌、埼玉県教育委員会

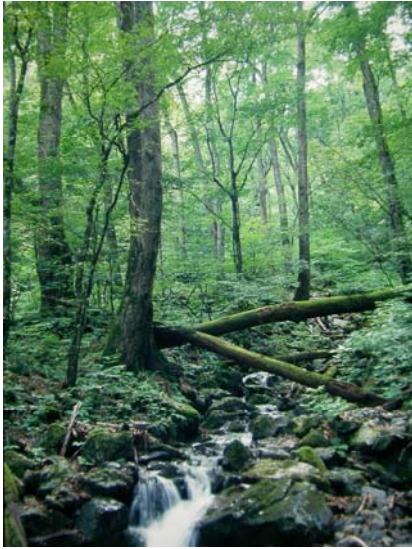
溪畔林研究会編（1997）水辺林の保全と再生に向けて－米国国有林の管理指針と日本の取り組み－

溪畔林研究会編（2001）水辺林管理の手引き－基礎と指針と提言－、日本林業調査会

崎尾均（2002）治山ダム直上流流域の土砂移動に対する植栽木の生残・成長特性、日本林学会誌 84（1）：26-32.

崎尾均・山本福壽編（2002）水辺林の生態学、東京大学出版会

溪畔林の造成に利用する代表的樹木



埼玉県奥秩父の溪畔林の優占種であるシオジ



溪畔林で崩壊跡地に一斉林を形成するサワグルミ



主幹の周りに次々と萌芽を出して大きな株をつくるカツラ



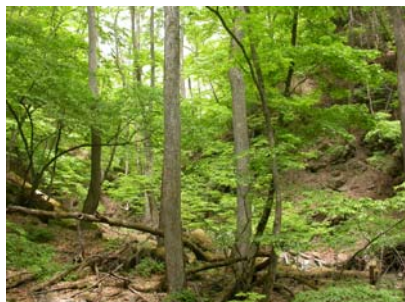
トチノキの実は食料に、花は養蜂に、材は家具や鉢物に利用されている。



理想的な溪畔林の林分



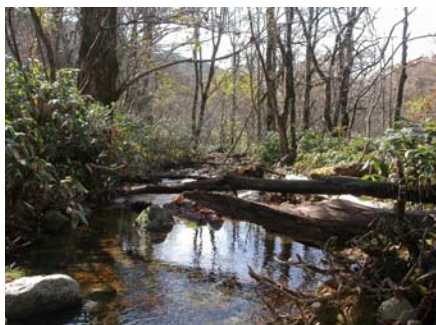
秩父市中津川大山沢の溪畔林



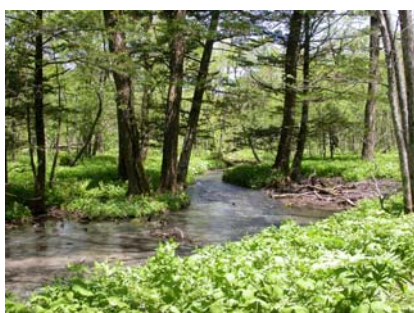
秩父市中津川金蔵沢の溪畔林



栃木県只見町の溪畔林



広島県廿日市市細見谷の溪畔林



長野県松本市の溪畔林



岐阜県下呂市馬瀬の溪畔林（二次林）

「交付金プロジェクト」は、平成13年度に森林総合研究所が独立行政法人となるにあたり、これまで推進してきた農林水産技術会議によるプロジェクト研究（特別研究など）の一部、および森林総合研究所の経費による特別研究調査費（特定研究）を統合し、研究所の運営費交付金により運営する新たな行政ニーズへの対応、中期計画の推進、所の研究基盤高揚のためのプロジェクト研究として設立・運営するものである。

この冊子は、交付金プロジェクト研究の終了課題について、研究の成果を研究開発や、行政等の関係者に総合的且つ体系的に報告することにより、今後の研究と行政の連携協力に基づいた効率的施策推進等に資することを目的に、「森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集」として刊行するものである。

ISSN 1349-0605

森林総合研究所交付金プロジェクト研究 成果集 13
「溪畔林の環境保全機能の解析と評価手法の開発調査」

発行日 平成18年11月 1日

編集・発行 独立行政法人 森林総合研究所

〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地

電話. 029-873-3211 (代表)

印刷所 榎本

〒315-0054 茨城県かすみがうら市稲吉1-3-3

電話. 029-831-4456

