

# 浮遊土砂の流出機構と微細土成分比率の解析に基づく 流域評価方法の構築

佐藤弘和\*

Watershed assessment using stream turbidity based on suspended fine solid  
generation and inorganic-organic composition

Hirokazu SATO\*

## 要 旨

浮遊土砂に起因した社会問題の解決に向けた対策方法を構築するためには、流域開発による微細土流出機構とその発生源の変化を明らかにすることが重要である。本論は、土地利用別に異なる微細土の流出機構をそれぞれ解明し、流域管理の評価方法を構築することを目的としたものである。土地利用別の浮遊土砂流出特性を把握するために、森林流域、択伐流域、畑地を内包する流域において、浮遊土砂濃度や有機物割合をそれぞれ調査した。森林流域での微細土濃度オーダーは、無降雨時が $10^0 \text{mg L}^{-1}$ 、降雨時の最大濃度が $10^2 \text{mg L}^{-1}$ であった。択伐流域では、伐採実施年で $2,000 \text{mg L}^{-1}$ を超える微細土濃度が記録されたが、その翌年には濃度が低下した。畑地流域では、河口における出水時の微細土濃度オーダーが $10^3 \text{mg L}^{-1}$ であり、畑地面積率が高い支流流域ほど微細土流出が多かった。有機物割合は、森林流域では30%を超えたが、伐採直後の流域や畑地流域では10%前後に留まった。微細土の発生源は、森林流域が溪岸侵食や周辺斜面部からの流入、択伐流域が集材路由来の土砂、畑地流域が畑地からの流亡土砂であることがそれぞれ明らかになった。以上の結果は、森林流域からも微細土は流出しているが、人為攪乱が起これると新たな発生源が増えることで微細土濃度オーダーが増加するとともに、有機成分の濃度変動に比べて無機成分の濃度変動が大きいため有機物割合が低下するなどの成分比率変化が生じることを意味する。本論では、微細土の量的流出特性を表す指標である濃度オーダー指数と、高出水時の無機物・有機物の濃度比を利用した成分比指数を考案した。また、両指数を軸としたratio-orderダイアグラムを提示し、これにより判別された保全流域、監視流域、対策流域の流域区分に即した管理方針と流出抑制対策について提言した。

キーワード：微細土，森林流域，森林伐採，農地流域，流域評価

---

\*北海道立林業試験場Hokkaido Forestry Research Institute, Bibai, Hokkaido 079-0198

[北海道林業試験場研究報告 第42号 平成17年2月, Bulletin of the Hokkaido Forestry Research Institute, No.42 February 2005]

## 目 次

第1章	本研究の背景と研究目的
1	浮遊土砂を取り巻く社会的背景
2	浮遊土砂の研究史
3	研究目的と構成
第2章	研究方法
1	浮遊土砂の定義と区分
2	研究流域の概要と調査観測方法
3	浮遊土砂の分析方法
第3章	森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率
1	森林流域における浮遊土砂流出特性の解析
2	森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴
第4章	流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率
1	森林伐採流域における浮遊土砂流出特性の解析
2	畑地流域における浮遊土砂流出特性の解析
3	流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴
第5章	浮遊土砂の流出機構と微細土成分比率に基づく流域評価手法の構築
1	流域開発による攪乱程度が異なる流域における流出機構と成分比率
2	流域評価モデルの構築
3	流域評価モデルの適用と実証
4	流域評価モデルに基づく流域水土保全管理方針
5	浮遊土砂流出抑制方法の選択における留意点
	おわりに
	引用文献
	Summary

## 第1章 本研究の背景と研究目的

## 1 浮遊土砂を取り巻く社会的背景

森林流域内で進められている農地や都市開発，森林伐採，道路開設などの土地改変は，ときとして大量の浮遊土砂を発生させ，河川において急激な濁水化を引き起こすことがある。河川を通じて海域まで流出する濁水は，農業や水産業，生活用水に対して大きなインパクトを与え，経済被害を及ぼすことがある。

また，人為攪乱によって生じた浮遊土砂流出は，河川に生息する生物に影響する。浮遊土砂流出と水生生物の関係を明らかにした研究には，魚類生息への影響（Sutherland *et al.*，2002），産卵床に及ぼす影響（Sheridan and McNeil，1968；山田・中村，2001）を論じた例や，底生生物の種構成を調べた報告（長坂ら，2000）がある。これらの研究では，浮遊土砂流出が水生生物に対して負のインパクトを与えることが認識されている。浮遊土砂は，河川に生息する生物だけでなく，海産資源にとっても阻害物質となりうる（荒川・松生，1990；樽林ら，1996）。

このように各種産業や生活用水への被害だけでなく，生態系への影響に関する研究成果が明らかになるにつれ，浮遊土砂流出に対する地域住民の関心が高まっている。行政機関は，浮遊土砂流出に関わる問題が生じた場合に早期対応を図り，地域住民に対する明確な説明責任を果たす必要に迫られている。地域住

民から行政機関への要請において、森林は浮遊土砂流出を完全に抑制できるとの考えから、わずかな濁りでも問題であると考え、川の濁りをすぐに森林施業などの土地改変が原因であると短絡的に結びつける場合がある。これらの状況が生じる原因としては、森林流域からの浮遊土砂流出の実態と伐採などの攪乱や林地用途転換が行われた流域における浮遊土砂流出に関する情報がそれぞれ不明瞭であることが一端を担っている。

以上のような問題解決を図るため、森林とそこで行われた人為攪乱、林地用途転換がなされた流域を対象として、浮遊土砂流出の実態とその発生源に関する研究をそれぞれ行い、浮遊土砂流出対策の際に基礎情報となる知見を明らかにする意義は大きい。

## 2 浮遊土砂の研究史

森林と浮遊土砂の関連を流域スケールや圃場スケールを単位として論じた研究では、物質収支の基礎的資料としての位置づけや(坂本ら, 1993; 橘, 1993), 畑地流域などの異なる土地利用と比較するための対照流域として(Imeson and Vis, 1984), 森林域における浮遊土砂流出を扱っている。特に後者の研究例において、森林域からの浮遊土砂流出は、ほかの土地利用(畑地など)と比較して相対的に低い値を示すことが多い。

間伐や択伐などの森林伐採は、林業経営にとって必要不可欠な行為である。Haupt and Kidd (1965) や Likens *et al.* (1970) の先行的研究を始めとして、現在までに森林伐採と浮遊土砂流出の関係について多くの報告がなされている(Brown and Krygier, 1971; Beschta, 1978; Miller, 1984; Ferguson *et al.*, 1991; Leeks and Marks, 1997; 柳井・寺沢, 1998; Lopes *et al.*, 2000; 堀田ら, 2001)。これらの研究では、森林伐採後に浮遊土砂濃度およびその流出量が増加することが多い。

流域単位で比較した場合、森林以外の土地利用(農地など)を内包する流域では、森林流域と比較して浮遊土砂濃度が高い値を示す(Imeson and Vis, 1984; 南ら, 2001; 岡澤ら, 2001; 佐藤ら, 2002)。圃場スケールにおける流亡土砂量の比較において、畑地などから流出する浮遊土砂濃度やその流出量は、森林に比べて相対的に高い値を示す(関根, 1994; Afandi *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2002)。森林以外の土地利用では、圃場スケールでみた場合に浮遊土砂の比流出量が森林より高い値を示し、流域スケールで捉えた場合においても浮遊土砂流出の程度は大きい。

森林流域を対象とした研究では、特定の試験流域(固定試験流域)を設定し、継続的な流量と浮遊土砂濃度の観測が行われていることが多い。しかし、固定試験流域における詳細な観測以外に、多数の森林流域での観測結果を取り入れることで、より汎用性のある知見が得られると考える。もっとも、ダム管理者や河川管理者が所有する流量や浮遊土砂濃度(もしくは濁度)の多地点記録を利用した研究(山崎・中津川, 1997)では、対象とする流域面積が大きく、森林以外の土地利用との関係も考慮しなければならない。森林流域そのものの浮遊土砂流出特性を論じるためには、ほかの土地利用をできるだけ含まない流域を試験地とする方が好ましい。

森林伐採と水土流出に関する研究を概観すると、欧米に比べて本邦での研究数は十分ではない。我が国における森林伐採と水流出に関する研究は、1960年代から現在に至るまで行われている(遠藤ら, 1961; 志水ら, 1984; 志水, 1990; 眞板ら, 2003)。しかし、森林伐採と浮遊土砂に着目した研究数は、1990年代以降から増加する傾向にあるが、まだ端緒についたばかりといえる(柳井・寺沢, 1998; Kim *et al.*, 2000; 國松, 2000; 堀田ら, 2001; 佐藤ら, 2003)。

土地利用と浮遊土砂流出との関係を論じた研究には、農地を内包する単一流域での観測例(長澤ら, 1986)や、前述した土地利用が異なる複数の流域を比較する例がある。また、各土地利用における浮遊土砂の原単位を圃場スケールで算出した報告もある(White, 1995)。このように、流域スケールと圃場スケールの

それぞれについて個別に浮遊土砂濃度の変化を解明した研究に対して、流域スケールと圃場スケールを同時に評価し、流域の階層構造にしたがった浮遊土砂流出システムとして捉えた研究はない。土砂管理のみならず河川環境の管理では、スケールに応じた階層的河川環境区分の視点から、地点間の関連性と流域全体のつながりが重要であることが指摘されている（中村，1992）。

森林流域や開発行為による人為攪乱（森林伐採，農地開発）を受けた流域を対象とした研究では、浮遊土砂濃度やその流出量など量的流出特性（濃度や流出量の大きさを含めて、本論ではこう呼ぶ）に基づく評価は多いが、有機物と無機物の配分といった浮遊土砂の成分比率を論じた研究は少ない（坂本ら，1993；Likens and Bormann，1995；柳井・寺沢，1995；柳井・寺沢，1998）。浮遊土砂を扱った研究では、有機物と無機物を一括して「浮遊土砂」として扱うか、有機物と無機物をそれぞれ個別に扱う傾向にある。

### 3 研究目的と構成

森林，森林伐採などの攪乱，林地用途転換された流域を対象とした個々の研究結果は、浮遊土砂流出（特に量的特性）に関する基礎情報を提供している。しかし、それぞれの土地利用について、浮遊土砂の量的流出特性のみならず浮遊土砂の成分比率と、対策上重要な情報をもたらす発生源の特定を含む流出機構を包括的に取り扱った研究はない。

本論では、森林流域，森林伐採が行われた流域，畑地を内包する流域について、浮遊土砂のうち、特に微細土の成分比率の相違を解明し、発生源の特定を含む流出機構を明らかにした上で、これらの結果に基づいた流域評価手法を新たに構築する。この流域評価手法は、浮遊土砂流出の実態を定量的に評価するモデル，評価結果を利用した流域水土保管理方針の決定，さらに必要性が生じた場合における最適な土砂流出抑制の対策方法の選択，からなる。

本論で述べる流域評価では、浮遊土砂流出が自然のレベルにあるかどうか（許容されるかどうか）を定量的知見に基づき表すことにする。また、本論が示す流域評価モデルは、発生源における浮遊土砂流出の実態と流達過程の状況について、浮遊土砂の観測結果から逆推定する立場をとっている。

本論は、以下の構成になっている。本章では、浮遊土砂を取り巻く社会的背景と研究史について概観した。

第2章では、浮遊土砂の区分について述べた後に、

基準流域としての森林流域

森林開発が行われた森林伐採流域

農地開発が行われた畑地を内包する流域

について、調査地の概要と調査方法をそれぞれ説明した。では、当別町を流れる当別川水系一番川の支流流域である村田の沢流域において、流域平均斜面勾配や流路勾配など地形が異なる2つの森林小流域を選び試験研究流域とした。では、集材路の新設と択伐が行われたビバイイクシュンベツ川水系間の沢川流域にある森林小流域を対象とした。では、胆振地方にある北海道南西部噴火湾に注ぐ貫気別川流域で調査を行った。また、これらの試験研究流域で共通する浮遊土砂の分析方法について記述した。

第3章では、の流域で測定された浮遊土砂と有機物の長期的・短期的濃度変化について記載し、両成分の年流出量をそれぞれ算出した。また、発生源の推定には、濃度の時間変化を目的変数とした統計解析を行った。以上の結果に基づき、人為攪乱が少ない森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率について明らかにした。

第4章では、流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率の変化について論じた。林地開発行為として、の流域を対象にして、伐採前と伐採を実施した年、ならびにその翌年の浮遊土砂・有機物濃度の変化についてそれぞれ示した。また、浮遊土砂発生源の推定には、目視による流域内踏査の結果とあわせて、

有機物と無機物の成分比率を用いた。農地開発行為としての流域において、全域スケール（河口での観測結果）、支流スケール（土地利用面積率が異なる3つの支流）、圃場スケール（畑地）ごとに浮遊土砂流出の実態について述べた。さらに、浮遊土砂の粒度分析と鉱物分析を行い、発生源を推定した。なお、畑地における浮遊土砂流出のメカニズムを明らかにするために、人為攪乱である農作業が土壌物理性に及ぼす影響も検討した。これらの結果をもとに、流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴について論じた。

第5章では、～の流域での観測結果に関して、流域評価手法を構築するために、浮遊土砂の流出機構と成分比率の実態から、量的指標として浮遊土砂濃度のオーダーに着目した濃度オーダー指数と、無機物と有機物の成分比を用いた成分比指数をそれぞれ考案した。これらの値に基づき、概念モデルである流域評価ランクとratio-orderダイアグラムをそれぞれ提示した。本論での観測結果を適用し、これらの評価手法の実証を行った。この評価結果に基づいて、流域水土保持管理の方針決定および土砂流出抑制対策方法の選択に関する留意点についてそれぞれ論じた。

本報をまとめるにあたり、多くの方々の御助言、御協力をいただいた。本論の主査である北海道大学大学院農学研究科の新谷融教授には適切な御指導・御鞭撻をいただいた。副査である同大学北方生物圏フィールド科学センターの笹賀一郎教授、同大学大学院農学研究科の中村太士教授、山田孝助教授には適切な御助言をいただいた。

北海道工業大学の柳井清治教授（元、北海道立林業試験場流域保全科長）には、現職に就いてから、研究の進め方や考え方などから始まり、調査方法やまとめかたなど終始有益な御指導をいただいた。

貫気別川での現地調査では、北海道立中央農業試験場農村環境科の山田雅彦科長（2000年当時）、長谷川昇司研究職員（2000年当時）、草野恭文研究職員と日本工営の中島和也氏の御協力をいただいた。X線回折作業では、北海道立地質研究所の八幡正弘素材資源科長に多忙な中御指導いただいた。胆振支庁地域政策部地域政策課と北海道室蘭土木現業所洞爺出張所の方々には、流量データの入手に際して便宜をはかっていただいた。

当別町村田の沢流域における堰の設置と伐採は、空知森づくりセンターをはじめとする方々の協力なしでは実施できなかった。本論では、北海道水産林務部森林環境室道有林整備グループ、森づくりセンターと協力して行っている濁水モニタリングの成果も活用させていただいた。

また、北海道立林業試験場の福地稔氏、寺澤和彦博士、流域保全科の長坂有氏、山田健四氏、長坂晶子博士（現、道南支場）、小野寺賢介氏（現、道南支場）、防災林科の佐藤創博士、今博計氏（当時、道南支場）、育林科の梅木清博士（現、千葉大学）、渡辺一郎氏、大野泰之氏、滝谷美香氏には多忙な中、調査に協力していただいた。堰に堆積した土砂の排土という大変な作業は、同場管理科のお力添えがなければできなかった。浮遊土砂の分析では、ここには述べきれないほど多くの林業試験場臨時職員の方々に協力していただいた。ここに記し、以上の方々に心より感謝の意を表します。

本報告は「北海道大学学位審査論文」であるが、加筆修正のほかに紙面の都合により一部略記した。なお、本論の一部は、佐藤ら（2000, 2002）、佐藤・寺澤（2004）において、すでに報告している。

## 第2章 研究方法

### 1 浮遊土砂の定義と区分

本論では、移動形式を基準にして土砂を区分する。全流送土砂 (TL : total load) については、掃流土砂 (BL : bed load) と総浮遊物質 (TSS : total suspended solids) に区分した。TSSは、さらに浮遊砂 (SL : suspended load) と微細土 (TFS : total fine solids) に区分した。通常はTSSをウォッシュロードと浮遊砂に区分するが、本論では有機物も扱うため、TFSの用語を用いた。浮遊砂と微細土はそれぞれ有機成分と無機成分に分けられ、ここでは浮遊砂有機成分 (OSL : organic suspended load) と浮遊砂無機成分 (ISL : inorganic suspended load)、微細土有機成分 (OFS : organic fine solids) と微細土無機成分 (IFS : inorganic fine solids) とそれぞれ呼ぶことにする。なお、ウォッシュロード (WL : wash load) は有機成分を除いて測定するとされており (寺嶋, 2002)、本論の区分ではIFSがWLに相当する。

WLは、通常の河道内ではほとんど河床材料と交換することなくそのまま流下するといわれ (土木学会水理委員会, 1999)、その流出が土砂の生産と直接的な関係があるとされている (松村・石橋, 2001)。そのため、WL濃度やその負荷量は、流域内で生じる自然要因や人為的要因による攪乱に強く影響されていると考えられる。WLの粒径範囲は、 $<0.1 \sim 0.2\text{mm}$ が妥当とされている (土木学会水理委員会, 1999)。本論ではTSSのうち粒径 $0.1\text{mm}$ 以下のものをTFS (OFSは、密度がIFSより小さいと考えられるため、IFS同様、河床材料との交換がないとし、この粒径に含めた)、 $0.1\text{mm}$ を超える粒径のものをSLとした。これは、水理学的見地と過去の文献から、浮遊限界と掃流限界が等しくなる限界粒径約 $0.1\text{mm}$ がWLの最大粒径とみなせることが報告されていることに依拠する (江頭・芦田, 1981)。

### 2 研究流域の概要と調査観測方法

#### (1) 森林流域 (当別川水系一番川支流)

##### 1) 研究流域の概要

試験研究流域は、札幌市から北東約 $50\text{km}$ に位置する当別川水系一番川支流である村田の沢流域 (流域末端で北緯 $43^{\circ}25'10''$ 、東経 $141^{\circ}37'00''$ ) である (図2-1)。村田の沢流域は、流域面積が $3.95\text{km}^2$ で、水源涵養保安林に指定されている (道有林空知管理区153, 154林班)。1998年に同一地質で流域面積は同程度だが、斜面や流路の勾配が異なる2箇所の試験小流域を設定した (以後、C-1流域、C-2流域と呼ぶ)。

各小流域の流域面積は、C-1流域が $2.9\text{ha}$ 、C-2流域が $5.0\text{ha}$ である。流域平均斜面勾配はC-1流域が $46.6\%$ と相対的に急で、C-2流域は $32.5\%$ と緩い。両流域の流路平均勾配と主流路長は、C-1流域がそれぞれ $26.8\%$ と $191.4\text{m}$ 、C-2流域がそれぞれ $17.6\%$ と $176.0\text{m}$ である。

林相はトドマツ (*Abies sachalinensis*) を中心とした人工林とミズナラ (*Quercus crispula*) ホオノキ (*Magnolia obovata*)、ダケカンバ (*Betula ermanii*) などの広葉樹二次林であり、林床はクマイザサ (*Sasa senanensis*) が優占する。なお、人工林は尾根部を中心に分布しており、広葉樹林は溪流沿いに分布する。流域全体に対するトドマツ人工林面積率 (1998年時点) は、C-1

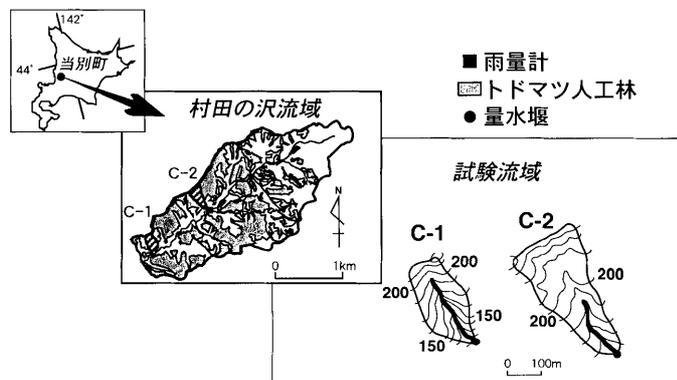


図2-1 村田の沢流域の概要

流域が28.0%、C-2流域が37.6%であった。

流域を構成する地質は、新第三系中新統の泥岩を主とする奔須部都層と、その上位に不整合に重なる中新統の砂岩・角礫岩を主体とする三番川層である。泥岩は、手で容易に砕くことができるほど柔らかい。トドマツ林と広葉樹林における表層土壌の土性ならびに層序は、両林相ともに最上位に砂質ロームであるA層ローム～粘土質ロームであるB<sub>0</sub>層、粘土であるC層である。

## 2) 調査観測方法

各小流域末端に90°Vノッチを装着した量水堰を設置した。1998年11月5日から半導体圧力センサーを付けた自記水位計（ログ電子製データレコーダB5水位A）を各堰に設置し、水位の時間変化を連続観測した。水位データについては、流量公式により流量に換算した。なお、流量データの欠測と異常値に関しては、内挿法による推定ならびに推定不可能な場合にはデータ削除を施した。さらに、C-2流域近傍の無立木地において、自記記録計（ログ電子製データレコーダB5雨量2C）に接続した転倒マス式雨量計（大田計器製作所）と気温センサーによって、雨量の連続観測を1999年から、気温の観測を2000年から開始した。各測定項目の測定時間間隔は、気温と降雨量が10分、渓流水温が30分、流量が各年11月上旬から6月上旬が30分、それ以外の期間が5分である。なお、流量の長期変化に関する解析には通年の日降水量観測記録がある札幌管区气象台提供による「月形」のアメダスデータを使用し、時間変化における解析には村田の沢流域で実測した降雨量記録を用いた。

両流域において、降雨時と無降雨時（1週間に1回の頻度）に1リットル容量のポリエチレン製ビンを使って渓流水を手動採水した。さらに、降雨時の渓流水を時間連続採水するために、自動採水器（ISCO社製3700型）を用いて30分間隔の採水も実施した。なお、毎年冬季（当年12月～翌年3月）において、流路と量水堰上にスノーブリッジが形成され、完全に積雪に覆われたときには採水を行わなかった。

非攪乱状態の森林流域として流量およびTFS、OFS濃度に関する解析を行った対象期間は、1998年11月7日～2002年9月8日である（C-2流域では、2002年9月9～11日に試験間伐を行った）。この期間のうち、流量、TFS、OFSの年流出量をそれぞれ算出する水年として、良好なデータが得られた2001年6月1日～2002年5月31日を対象とした。

TFS、OFS濃度変動と流量変動の対応をみるために、濃度を目的変数、流量を説明変数とした以下の回帰式を流域ごとに求めた。

$$C = aQ^b \quad (2-1)$$

ここで、 $C$ は濃度（ $\text{mg L}^{-1}$ ）、 $Q$ は流量（ $\text{L sec}^{-1}$ ）、 $a$ 、 $b$ は係数である。各流域において、1999年7月29日～2002年9月6日に得られたTFS濃度、OFS濃度のうち、両流域における採水がほぼ同時刻であった濃度と流量記録から、(2-1)式をそれぞれ算出した。

TFSとOFSの年流出量を推定するために、負荷量を目的変数、流量を説明変数とした以下の回帰式を各流域で求めた。

$$L = C \cdot Q = aQ^{b+1} \quad (2-2)$$

ここで $L$ は負荷量（ $\text{mg sec}^{-1}$ ）、 $Q$ は流量（ $\text{L sec}^{-1}$ ）である。計算対象期間は1999年7月29日～2002年9月6日で、この期間で測定されたTFS濃度、OFS濃度とその採水時点の流量から(2-2)式を算出した。この式より得られた負荷量の時系列を1水年の期間について積算し、両流域のTFSとOFSの年流出量と年比流出量（年流出量を流域面積で除した値）をそれぞれ推定した。

## (2) 森林開発（択伐）流域（石狩川水系ビバイイクシユンベツ川支流域）

### 1) 研究流域の概要

試験研究流域（以後、伐採流域と表記）は、北海道中央部美唄市にある林業試験場光珠内実験林内に位

置する(図2-2)。伐採流域はピバイイクシュンベツ川の支流である沢川流域内にあり、流域面積は9.2ha、比高は約130mである。流域内の平均斜面勾配は32.5%である。主流路の平均縦断勾配は、15.8%である。基岩地質は、割れ目を持つ古第三系の砂岩、泥岩である。国土庁土地局(1977)によると、光珠内実験林内の土壌層序(層厚)は、表層から腐植質のA層(厚さ20cm程度)、腐植の乏しいB層(厚さ30cm程度)、基岩風化物のC層(厚さは不明)である。なお、流路近傍の急斜面では、基岩上の土壌層厚が約10~15cm程度しかない。林相は、林分材積が約 $150\sim 200\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ の落葉広葉樹林であり、林冠構成樹種としてはミズナラ、イタヤカエデ(*Acer mono*)、オニグルミ(*Juglans ailanthifolia*)、ホオノキなどが混在する。林床はクマイザサが優占する。

流域上流部において、2001年1~2月に択伐が実施された。択伐された立木の本数や材積は明らかではないが、択伐後の現地観察では、伐採木の材積比率が10~20%程度の通常の択伐が行われたとみられた。流域左岸側の尾根部には、土場が設けられた。等高線と平行に開設された集材路は、一部溪流流路を横断しており、集材路下流側の流路内(堰から流路長にして134m上流側の地点)には伐根や枝条、集材路起源の土砂が大量に堆積した。なお、試験研究流域内に林道と作業道はない。

2001年には、試験研究流域近傍(直線距離にして約1.4km離れている)に対照流域(観測期間中は無施業)を新たに設けた。流域面積は9.5haと、伐採流域とほぼ同じである。基岩地質は、伐採流域と同じである。林相は、試験林として植栽されたトドマツ林ならびに広葉樹である。流域内には尾根と中流部に作業道が通っているが、流路内に大量の土砂を供給することは起こっていない。

## 2) 調査観測方法

伐採流域では、択伐前の1994年7月から1997年11月まで流量の連続観測を行っていた(佐藤, 1999)。この時期の流量計測には、流域末端に設置した90°Vノッチ量水堰に圧力式自記水位計(コーナ札幌製DS-64K2)を取り付けた後に水位の連続観測を行い、流量公式により流量を算出した。

1997年6~7月(この期間を伐採前と呼ぶ)には、量水堰に設置した自動採水器(ISCO社製)により降雨時における渓流水の連続採水を行った。同年8月以降、別の試験流域において浮遊土砂の集中観測を行ったため、これ以降の期間のデータは得られなかった。択伐後である2001年6~11月(この期間を伐採実施年と呼ぶ)と2002年5~11月(この期間を伐採実施翌年と呼び、伐採実施年とあわせた場合には単に伐採後と呼ぶ)の流量測定では、採水時において量水堰の越流深をスケールにより直接測定し、流量公式により流量に換算した。伐採後の採水は、無降雨時には週1回の頻度、降雨時には適宜、1リットルのポリエチレン製ピンに渓流水を直接汲む方法で行った。対照流域では、量水堰がないために渓流水を直接汲む採水のみを行った。伐採流域と対照流域の採水時刻の差は、ほとんどの場合で20分以内である。

TFS、OFS濃度と流量のデータについて等分散性を得るために、それぞれ観測値に1.0を加え対数変換した(濃度の値では $0.0\text{ mg L}^{-1}$ もありうることに、濃度と条件を合わせるために流量の観測値にも1.0を加えた)。OFS割合の場合には、逆正弦変換を施した。伐採前後における濃度の比較には、伐採前のTFS、OFS負荷量を目的変数、流量を説明変数とした回帰式を求め、伐採実施年と伐採実施翌年の観測流量をこの式に代入し負荷量の予測値を算出した後、実測値と予測値に有意差があるかを検定した(One-Way Repeated

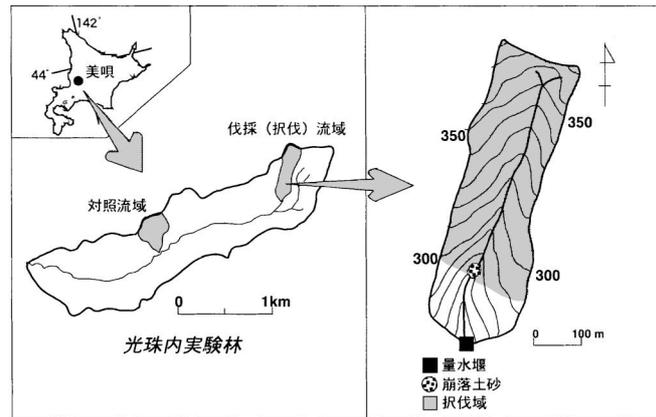


図2-2 光珠内実験林流域の概要

Measures ANOVA)。濃度を目的変数としなかったのは、流量との関係においてばらつきが大きく、予測式の分散説明率が負荷量を目的変数とした場合に比べて小さいためである。

伐採流域と対照流域のTFS濃度とOFS濃度を比較する場合には、One-Way Repeated Measures ANOVAで検定した。

OFS割合の比較では、観測値について逆正弦変換を施した後、伐採前後の比較にはOne-Way Factorial ANOVAで、流域間の比較にはOne-Way Repeated Measures ANOVAをそれぞれ用いた。前者の比較においてOne-Way Factorial ANOVAを選択した理由は、TFS濃度と同様に流量を説明変数とした回帰式を求めたが精度が低く、流域間比較のようにデータ間に対応がないためである。これらの検定を行った場合には、自由度 $df$ 、F値、有意確率 $p$ をともに併記した。

### (3) 農地開発流域（胆振地方貫気別川流域）

#### 1) 研究流域の概要

##### (a) 貫気別川流域

貫気別川流域は、北海道南西部にある洞爺湖の西側に位置し、噴火湾に流入する流路長32.8km、流域面積237.6km<sup>2</sup>の二級河川である（図2-3）。地形は、起伏に富む山地地形の西部地域と、平坦な火砕流台地からなる東部地域に大きく分けられる。

貫気別川の支流域であるオロエンヌキベツ川流域（以後、OR流域とする）とオーホナイ川流域、ニフシナイ川流域（以後、それぞれOH流域、NI流域とする）は、流域面積がそれぞれ21.6、22.0、12.0km<sup>2</sup>であり、畑地面積率と森林面積率は、OR流域ではそれぞれ9%と89%、OH流域では42%と56%、NI流域では79%と11%、と大きく異なっている。火砕流台地にはV字谷状の開析谷が発達しており、谷斜面は林床をチシマザサ（*Sasa kurilensis*）で覆われた落葉広葉樹林が残存する一方で、裸地化した表層崩壊地やガリー状崩壊地が多数みられる。台地上は畑地が広がり、麦やビート、秋まき大根などが作付けされている。

流域内の林相は、イタヤカエデ、ミズナラ、ハルニレ（*Ulmus davidiana* var. *japonica*）などの落葉広葉樹があり、河畔沿いにはヤナギ類（*Salix* spp.）とケヤマハンノキ（*Alnus hirsuta*）が混生する。札幌管区気象台のデータによると、貫気別川流域の年降水量（1998年7月～1999年6月）は1,165mmで、8～10月と5月の月降水量は100mmを超える。

##### (b) 圃場試験地

圃場試験地は、OH流域内の畑地に設定した（図2-4）。試験対象とした火砕流台地上の緩傾斜地（傾斜0.5～

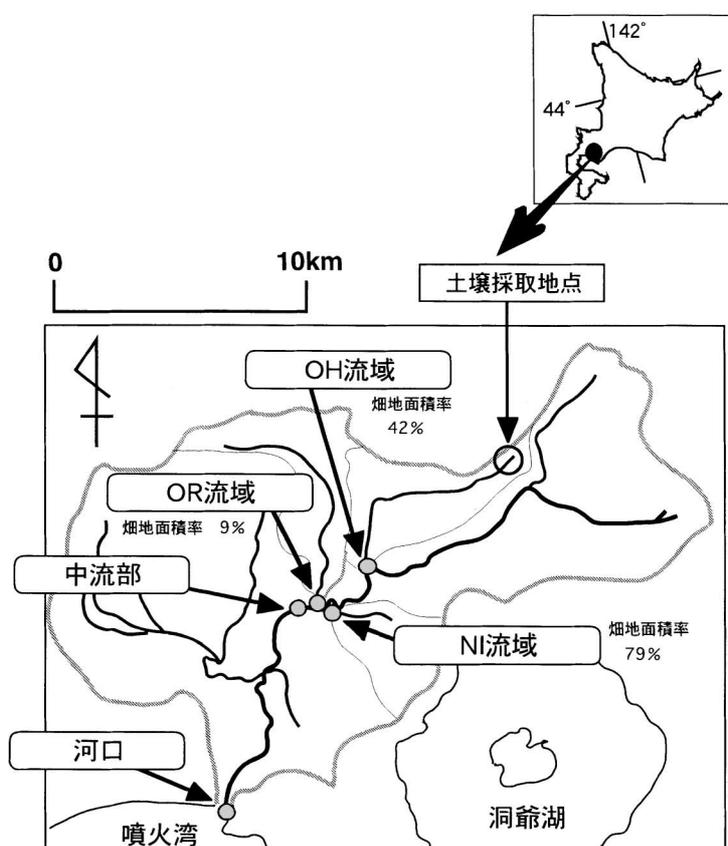


図2-3 貫気別川流域の概要

5.4%)にある畑地では、小麦(以下、麦畑とする)と秋まき大根(以下、大根畑とする)が作付けされている。畑の面積は、麦畑が2.0ha、大根畑が1.53haである。畑地の土層は、表層から40cm程度の深さまでが客土層、それより下位は火砕流堆積物である。畑地と隣接する林地は、尾根状の地形を示す。林地の土層は、表層から10cm程度の深さまでがササの根が多いA層、10cm~40cm深までがローム質の適潤性褐色森林土(B<sub>0</sub>)、それより下位が火砕流堆積物である。林地の植生は、ケヤマハンノキ、ハルニレ、ミズナラなど落葉広葉樹が主体となっており、林床はチシマザサが優占する。また、畑地に隣接した場所に緩傾斜の谷頭凹地が存在する。谷頭内の植生は、ケヤマハンノキ、シラカンバ(*Betula platyphylla* var. *japonica*)やナガバヤナギ(*Salix sachalinensis*)が優占し、チシマザサが林床を覆っている。

## 2) 調査観測方法

### (a) 貫気別川流域

貫気別川流域全体のTFS濃度とOFS濃度を算出するため、1997年7月~1999年4月にかけて貫気別川河口、貫気別川中流、各支流の本流との合流点で採水を行った。採水方法として、直接1リットル容量のポリエチレン製ボトルに河川水を直接汲む方法と自動採水器(ISCO社製)による方法を併用した。降雨時には、自動採水器による1時間間隔の採水を3回実施した(1998年7月8~9日、8月28~29日、9月16~17日)。なお、2回目のデータは濃度ピークを捉えることができなかったため、降雨時の土砂流出解析には使用しなかった。融雪時期に相当する1999年4月25~26日には、1時間間隔で直接ポリエチレン製ボトルを使って採水した。

貫気別川河口の流量と降水量については、北海道室蘭土木現業所が流量測定を行っている豊浦観測所の記録を利用した(解析対象期間は、1997年3月1日~1999年6月30日)。同様に、貫気別川中流部とOR流域河口、NI流域河口で室蘭土木現業所が計測している流量観測データも利用した。ただし、従来の豊浦観測所では1~3月の流量に欠測があるため、1998年4月より貫気別川河口部に新たに設けられた流量観測所の流量記録を用いて、浮遊土砂負荷量を算出するための回帰式の推定と年浮遊土砂流出量を算出した。OH流域においては、自記水位計(ログ電子製B5水位A)を用いて30分間隔で水位の連続観測を行い、現地観測で作成した水位-流量曲線を用いて流量に換算した。

TSSの発生源を明らかにするための粒度分析、鉍物分析用の試料として、OH流域において畑地(試料数4)、崖錐(試料数4)、扇状地(試料数4)、現流路周辺にある氾濫原(試料数6)の表層堆積物をそれぞれ採取した(深さはそれぞれ約30cm以浅)。1998年7月8日、同年9月16日には、OH流域において、ピーク流量の生起時刻に採水された河川水(採水量36リットル)中に含まれるTSSを採取した。なお、OH流域の河道幅は2mと狭いため、河道内位置によるTSS濃度の分布差は極めて小さいものと判断した。これらの試料について、TSS無機成分(有機成分は除去)の粒度分析(JIS A 1204)と土粒子の密度分析を行うとともに、X線回折により鉍物を同定した。なお、X線回折には理学電機製RAD-Cを使用し、前処理としてバル

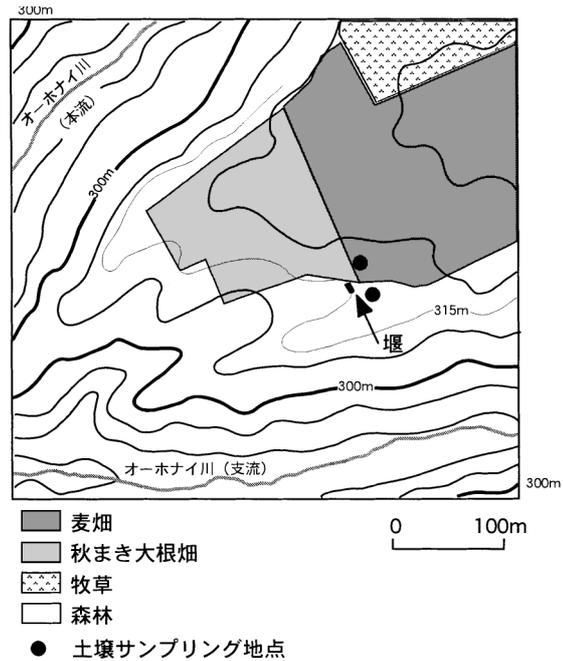


図2-4 圃場試験地の概要  
網掛けの囲みは土地利用を表す

ク法を用いた。参考のために、OH流域と同時刻に採取されたNI流域とOR流域でのTSS無機成分についても、X線回折による鉱物分析を行った。

#### (b) 圃場試験地

畑地に隣接する谷頭部において、林地谷頭部と畑地の境界部に90°Vノッチをもつ量水堰を設置した(図2-4)。本研究では、この量水堰で観測されたTFS濃度と流量の記録を利用した。畑地からの地表流が量水堰にすべて流入するように溝切りを行った。そのため、量水堰を通過せず、畑地から直接林地に流れ込む地表流は確認されなかった。降雨時に両堰で流量を測定すると同時に試料水を採取し、実験室に持ち帰った後、TFS濃度を測定した。

1998年5月21日、7月9日、10月13日に、畑地と林地において土壌物理性をそれぞれ測定した(図2-4中の土壌サンプリング地点)。畑地では、作付け種の違いと土壌物理性の違いを明らかにするために、麦畑と大根畑を対象とした。浸透能の測定(麦畑7反復、大根畑3反復、林地7反復)には、シリンダーインテークレート法を用いて基準浸入能を求め、浸透能をそれぞれ評価した。基準浸入能は、以下の式で求められる(北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課、1992)。

$$D = Ct^n \quad (2-3)$$

$$I_b = 60Cn \{600(1-n)^{n-1}\} \quad (2-4)$$

ここでDは積算浸入量、tは経過時間、C、nは係数、I<sub>b</sub>は基準浸入能である。

貫入抵抗の鉛直プロファイルを得るため、貫入式土壌硬度計(大起理化工業製DIK5520)を用いて深さ90cmまでの貫入抵抗(麦畑、大根畑、林地それぞれ5~6反復)の平均値を求めた。また、畑地(麦畑)と林地の土壌を、100mL採土円筒を使って地表面からの深さ別(10、30、50cm)に不攪乱状態で採取した後、実験室に持ち帰り、飽和透水係数と三相組成をそれぞれ求めた。これらの試験に用いた土壌サンプル数は、麦畑、林地ともに1地点3個である。また、大根畑では、心土破碎により深さ60cm程度までの土壌が強度の攪乱を受けていたため、土壌サンプリングを行わなかった。

#### (4) 流域評価のための森林流域群

北海道内でTFS流出の広域調査を行った流域群の諸特性を表2-1に示す。森林流域群が位置する地域は、海沿いを中心に道内各地に点在して

表2-1 流域評価のための森林流域群の諸特性

地域	流域名	面積 (km <sup>2</sup> )	地質	主な林相
戸井 興部	原木川皆伐流域1	0.03	石英安山岩・粘板岩	B L
	忍路子川支流域1	0.25	砂岩・泥岩互層	T
	忍路子川支流域2	0.26	砂岩・泥岩互層	T
	忍路子川支流域3	0.17	粘板岩	T
厚岸	忍路子川支流域4	0.15	砂岩・泥岩互層	B L
	琵琶瀬川支流域1	0.34	砂岩・泥岩互層、玄武岩、	S(T)
	琵琶瀬川支流域2	2.35	砂、礫、粘土	N L(T)
	琵琶瀬川支流域3	2.58	砂岩・泥岩互層、玄武岩、	T/S(N L)
松前	厚岸湖流入河川	6.42	砂、礫、粘土	T(N L)
	及部川支流域1	0.51	粘板岩	B L(R/L)
	及部川支流域2	6.46	火山角礫岩、凝灰角礫岩、	B L(R)
	及部川支流域3	3.30	凝灰岩質岩石	B L(R/T)

いる。流域面積は0.03~6.46km<sup>2</sup>と、様々な流域スケールが含まれている。各流域の地質は、主に堆積岩である砂岩・泥岩層の該当数が多いが、道南地域の流域(松前、戸井)は火山由来の地質である。これらの流域では、林内路網以外は森林が主体である。主な林相は、広葉樹ないしは針葉樹との混交をなしている。

全流域で、無降雨時と降雨時に適宜採水し、室内でTFS、OFSの分析を行った。なお、この流域群の結果は、第5章で述べる解析に用いる。

「主な林相」で、Tはトドマツ、B Lは広葉樹、Sはアカエゾマツ、N Lは針広混交林、Rはスギ、Lはカラマツを表す。スラッシュ(/)は占有面積が同程度、カッコは占有面積が少ないことを示す。

### 3 浮遊土砂の分析方法

各章において浮遊土砂の分析は同一の方法を用いているため、ここで一括して記載する。採水した試料のTFS濃度およびOFS濃度を以下の方法で測定した。0.106mmメッシュのふるいに通した試料水について、あらかじめマッフル炉で550 の温度で1時間乾燥させた後に秤量しておいたガラス繊維濾紙(粒子保持能0.7 $\mu$ mのWhatman製GF/Fフィルター)を装着した吸引濾過器により濾過した。濾過後には、ガラス繊維濾紙を温風乾燥器により80 で48時間乾燥させた後、電子天秤により0.1mg単位まで秤量した。さらに、秤量し終わった濾紙をマッフル炉により550 で1時間灼熱し、デシケーター内で放熱させた後、電子天秤により0.1mg単位まで秤量した。TFS濃度は80 乾燥後重量と濾過前重量の差を濾過水量で除した値、OFS濃度は80 乾燥後重量から550 灼熱後重量を引いた値を濾過水量で除した値で求めた。なお、IFS濃度は、TFS濃度とOFS濃度の差で求められる。また、OFS濃度をTFS濃度で除して、TFS濃度に占めるOFS濃度の割合(以後、OFS割合と呼ぶ)を求めた。

ふるいに残ったものについては、あらかじめ550 で1時間灼熱し秤量しておいたルツボに移し替えた。このルツボを80 で48時間乾燥させた後、電子天秤により0.1mg単位まで秤量した。さらに、秤量し終わったルツボを550 で1時間灼熱し、デシケーター内で放熱させた後、0.1mg単位まで秤量した。ここでは、80 で乾燥したルツボ重量と乾燥前の重量の差を濾過水量で除した値をSL濃度、80 乾燥後重量から550 で灼熱した後の重量を引いた値を濾過水量で除した値をOSL濃度とする。なお、ISL濃度は、SL濃度とOSL濃度の差で求められる。また、TSS濃度は、TFS濃度とSL濃度の和で求められる。

## 第3章 森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率

### 1 森林流域における浮遊土砂流出特性の解析

#### (1) 森林流域における浮遊土砂流出の特徴

##### 1) 流量、浮遊土砂濃度の長期変化

日降水量(月形)、流量、TFS濃度の時系列変化を図3-1に示す。両流域に共通する日流出高の変化としては、各年3月中旬～5月上旬の融雪期間ならびに降雨日に値が増加した。両流域ともに融雪期に年最大値を記録する年が多かったが、2001年の例では降雨イベント総降水量184mmが村田の沢流域で観測されており、豪雨に起因した記録であった。

1水年における月別流出高は両流域ともに3～4月、7～9月の値が高く、C-1流域ではこれらの月で100mmを超えていた。一方、月流出高が低い値を示す月は、6月の夏季渇水期と12～2月の冬季積雪期であった。各流域における1水年の総流出量はC-1流域が1,383mm、C-2流域が673mmであった(表3-1)。

降雨終了後、無降雨期間が続いた場合の日流出高の減水割合は、C-1流域がC-2流域より大きく、その差は冬季(1～3月)より夏季(6～10月)の場合に顕著であった。無降雨期間における流出は、C-2流域がC-1流域に比べて渇水流量が多い結果にも反映している。

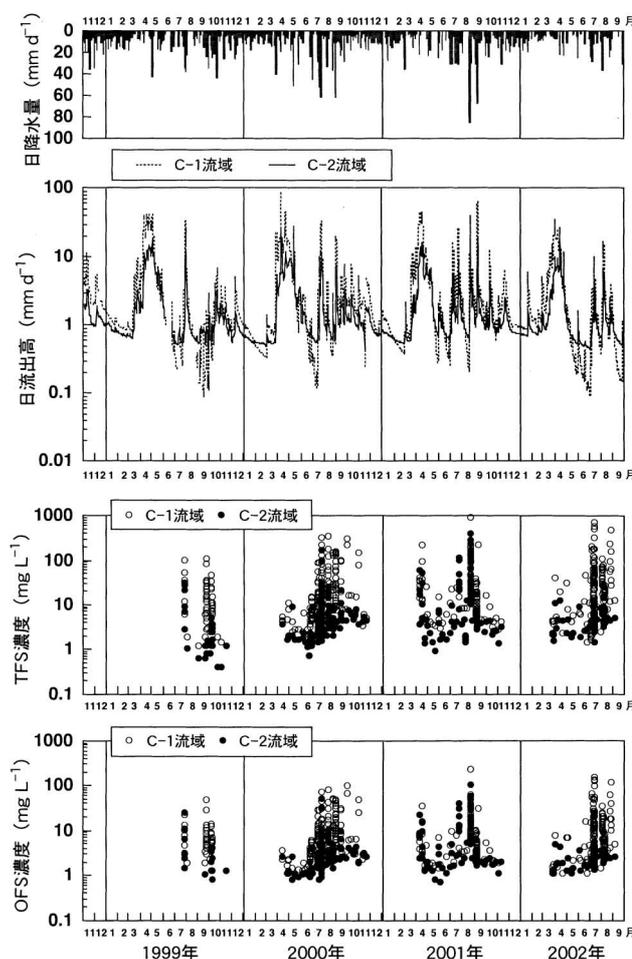


図3-1 両流域における日降水量、日流出高、TFS濃度、OFS濃度の時系列

急斜面を有するC-1流域は出水時の日流出高が多く、渇水時には少ない流量変動の大きい流域であったのに対して、相対的に緩斜面であるC-2流域は出水時の日流出高が少なく、増水時に多い流量変動の小さい流域であった。

TFS濃度とOFS濃度の長期変化では、C-1流域とC-2流域ともに渇水時に濃度が低く( $10^0 \text{mg L}^{-1}$ オーダー以下)、出水時に濃度が増加した(最大 $10^2 \text{mg L}^{-1}$ オーダー)。特に、降水量が少ない6月には、両流域ともにTFS濃度とOFS濃度が低い値を示す傾向にあった。降雨時では、C-2流域におけるTFS、OFS濃度は、C-1流域でのこれらの値に比べてそれぞれ低いことが多かった。1999~2002年までに観測されたTFS濃度とOFS濃度の最大値は、C-1流域がそれぞれ $864 \text{mg L}^{-1}$ と $227 \text{mg L}^{-1}$ (ともに2001年8月22日に記録)、C-2流域がそれぞれ $389.5 \text{mg L}^{-1}$ と $102.5 \text{mg L}^{-1}$ (同年8月23日に記録)であった。両流域ともに、総降水量が100mmを超える降雨イベントがあっても、TFS濃度が $10^3 \text{mg L}^{-1}$ オーダーとなることはなかった。

## 2) 流量、浮遊土砂濃度の短期変化

両流域で観測された比流量とTFS濃度の時間変化について、代表して2001年8月22~23日のイベント例を示す(図3-2)。この降雨イベントでは、総降雨量が157.5mm、最大降雨強度が7mmであり、総降水量が100mmを超えた例である。複数ある比流量ピークのうち、最初に出現したピーク値(生起時刻)は、C-1流域が $2.85 \text{L ha}^{-1} \text{sec}^{-1}$ (8月22日11:25)、C-2流域が $0.79 \text{L ha}^{-1} \text{sec}^{-1}$ (同日11:25)であった。イベント期間内で最大値を示した比流量ピークは、C-1流域が $11.67 \text{L ha}^{-1} \text{sec}^{-1}$ (8月23日4:50)、C-2流域が $3.85 \text{L ha}^{-1} \text{sec}^{-1}$ (同日5:30)であった。これらの比流量ピークに対応したTFS濃度のピーク値(と生起時刻)は、最初のピークでC-1流域が $864.0 \text{mg L}^{-1}$ (8月22日11:20)と観測事例中最大値を示し、C-2流域が $134.0 \text{mg L}^{-1}$ (同日11:25)に留まった。この時点のOFS割合は、C-1流域が26.3%、C-2流域が43.3%であった。比流量ピークの最大値に対応したTFS濃度は、C-2流域が $389.5 \text{mg L}^{-1}$ (8月23日5:00)と観測事例中最大値を示した(C-1流域では採水途中で自動採水器に誤作動が生じた)。この時点のC-2流域のOFS割合は、26.3%であっ

表3-1 各流域における流出特性

流出特性	C-1流域	C-2流域	降雨
1 水年(2001年6月~2002年5月)			
年流出量(mm)	1,383	673	1,673
年最大日流出高 ( $\text{mm day}^{-1}$ )	63.8	19.3	107
出現日	2001年9月11日	2001年9月11日	2001年8月22日
豊水量( $\text{mm day}^{-1}$ )	3.37	1.59	
平水量( $\text{mm day}^{-1}$ )	1.58	0.99	
低水量( $\text{mm day}^{-1}$ )	0.97	0.78	
渇水量( $\text{mm day}^{-1}$ )	0.29	0.62	
年最小日流出高 ( $\text{mm day}^{-1}$ )	0.19	0.54	
出現日	2001年5月30日	2001年5月30日	
全観測期間(1998年11月~2001年9月)			
最大日流出高 ( $\text{mm day}^{-1}$ )	88.2	25.75	107
出現日	2000年4月10日	2000年4月10日	2001年8月22日
最小日流出高 ( $\text{mm day}^{-1}$ )	0.09	0.42	0
出現日	2002年5月30日	2000年11月17日	

降雨の場合は、日降水量(mmないし $\text{mm day}^{-1}$ )である。

2001年11月~2002年4月の降水量について、月形での気象台提供による記録を利用した。ただし、月形で観測される降雪量より試験流域内における積雪水量が多いため、この値は試験流域における実際の降雪量より低い値であると考えられる。

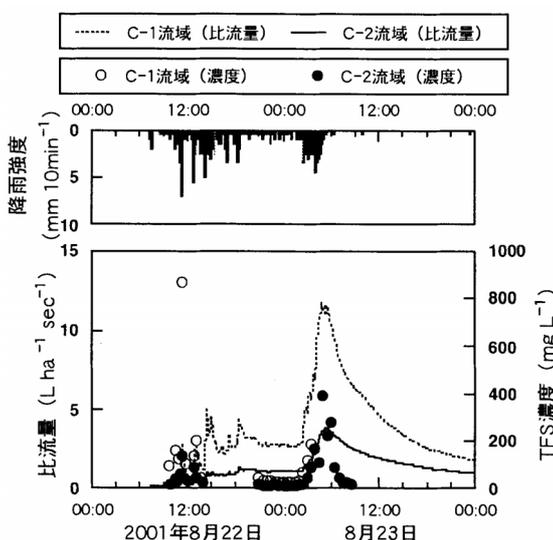


図3-2 降雨イベントにおける比流量とTFS濃度の変化(2001年8月22~23日)

最初のピークでC-1流域が $864.0 \text{mg L}^{-1}$ (8月22日11:20)と観測事例中最大値を示し、C-2流域が $134.0 \text{mg L}^{-1}$ (同日11:25)に留まった。この時点のOFS割合は、C-1流域が26.3%、C-2流域が43.3%であった。比流量ピークの最大値に対応したTFS濃度は、C-2流域が $389.5 \text{mg L}^{-1}$ (8月23日5:00)と観測事例中最大値を示した(C-1流域では採水途中で自動採水器に誤作動が生じた)。この時点のC-2流域のOFS割合は、26.3%であっ

た。比流量ピークの生起時刻に対するTFS濃度ピークの生起時刻の差は、C-1流域が5分先行、C-2流域が最初のピークで同時、最大比流量ピークで10分先行していた。

### 3) 浮遊土砂濃度と流量の関係

TFS、OFS濃度と流量の記録から(2-1)式を求めたところ、両流域では、ともに有意な回帰式が得られた(表3-2)。ただし、全回帰式の決定係数は、0.40未満と低かった。べき乗係数( $b$ )は、すべての式で $0 < b < 1$ であった。

流量 TFS濃度のさらなる詳細な対応をみるために、代表的な降雨イベントにおける流量とTFS濃度の対応について以下に示す。

#### (a) 2000年7月17~18日の例(図3-3)

増水過程と減水過程において、同じ流量に対するTFS濃度が異なるヒステリシス・ループが、両流域で確認された。C-1流域において最初に出現したTFS濃度ピーク前後(7月17日19:30前後; 図中(A)の場合)では、増水過程と減水過程におけるTFS濃度は明瞭に異なっており、非対称の三角形ループを描いた。しかし、次のTFS濃度ピーク前後(7月18日4:30前後; 図中(B)の場合)には、増水過程と減水過程における同一流量値でのTFS濃度差が小さくなり、下に凸の曲線に近い形状であった。C-2流域において、TFS濃度が最初のピーク前後(7月17日20:00前後; 図中(A)の場合)と次のTFS濃度ピーク前後(7月18日5:00前後; 図中(B)の場合)では、増水過程と減水過程の同一流量に対応するTFS濃度は明瞭に異なっていた。C-1流域では、(A)と(B)の事例においてともに時計回りのループを描いたが、C-2流域では、両事例ともに反時計回りのループであった。

#### (b) 2000年8月11日の例(図3-4)

TFS濃度と流量の間には、両流域ともに明瞭な時計回りのヒステリシス・ループを描いた。C-1流域では、減水過程では傾きが異なる2本の直線的な傾向曲線をもつ非対称三角形ループとなった。C-2流域では、減水過程において直線的な2本の傾向曲線が現れていたが、C-1流域に比べると不明瞭であった。

濃度の時間変化ヒステリシスを5つのクラス

(クラスは直線あるいは曲線; クラスは時計回りのループ; クラスは反時計回りのループ; クラスは直線+ループ; クラスは八の字ループ)に区分したWilliams(1989)の分類に従い、両流域でみられた観測結果をあてはめると、表3-3の通りになる。C-1流域では、時計回りのクラスが多く、2000年

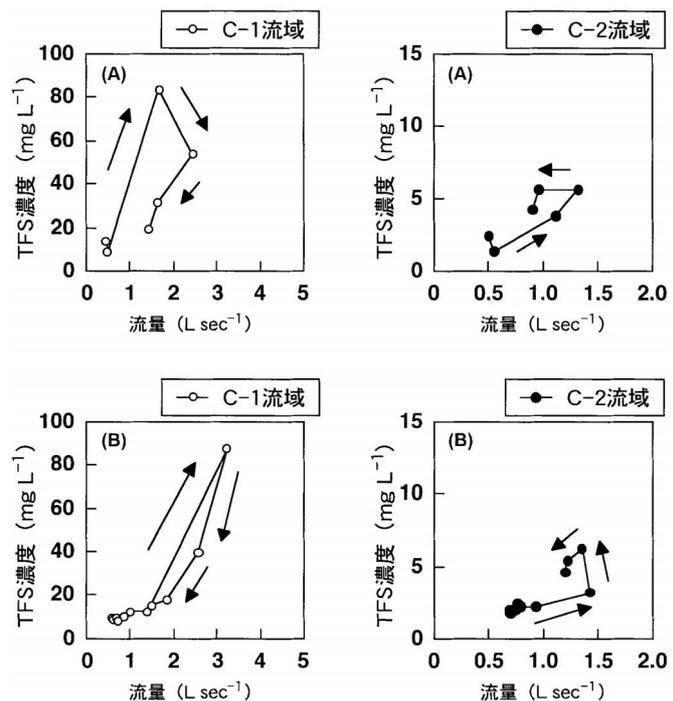


図3-3 降雨イベントにおける流量とTFS濃度の対応  
(2000年7月17~18日)  
(A)は先行する濃度ピーク前後の事例、  
(B)はそれ以降の濃度ピーク前後の事例

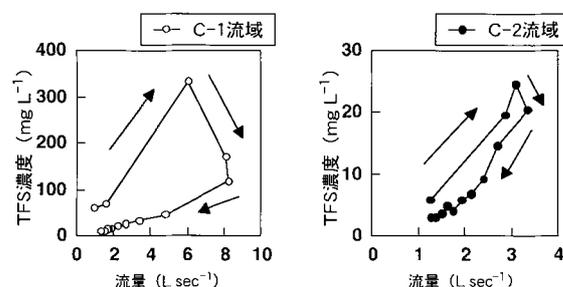


図3-4 降雨イベントにおける流量とTFS濃度の対応  
(2000年8月11日)

7月17～18日の(B)ではクラス Bに分類された。C-2流域では、2000年7月17～18日にクラス Bを示したほかは、クラス Aに該当するヒステリシス出現した。

流量とOFS割合の関係を図3-5に示す。両流域ともに流量が少ない場合は、OFS割合にばらつきがみられた。しかし、流量が増加するにつれ、OFS割合のばらつきは少なくなり、ある値に漸近する傾向を示した。

OFS割合は、ある流量の値(以後、しきい値と称す)を境に、そのばらつきが変化する。このしきい値を以下の方法によって求めた。

$Q' = \ln(Q + 1)$ の式によって流量を対数変換し、 $Q'$ の平均値  $m$  と標準偏差  $s$  をそれぞれ求める。流量がしきい値を超えるとOFS割合のばらつきが減少する傾向を示すことから、 $Q_c' = m + s$  を求めた後、 $Q_c = \exp(Q_c' - 1)$  の関係より、 $Q_c = \exp(Q_c' - 1) - 1$  をしきい値とした。この計算方法によって求めたしきい値は、C-1流域が5.70 L sec<sup>-1</sup>、C-2流域が4.69 L sec<sup>-1</sup>であった。

流量によるOFS割合の変化は、OFS濃度の変動とIFS濃度の変動にそれぞれ対応している。ここで、両濃度の対応関係をみるために、OFS濃度に対するIFS濃度の変動について、流量のしきい値により  $Q > Q_c$  (便宜的に高出水とよぶ) もしくは  $Q < Q_c$  (低出水とよぶ) の条件についてそれぞれ示した(図3-6)。

両流域におけるOFS濃度に対するIFS濃度の変動には、各条件で直線的な関係がそれぞれ認められた。流域、条件に関わらず、両濃度の間には、それぞれ0.9以上の有意な積率相関係数が得られた(表3-4)。

高出水と低出水において、以下の式で定義されるI/O比( IOR )をそれぞれ求めた(表3-4)。

$$IOR = \frac{C_i}{C_o} \quad (3-1)$$

ここで、 $C_i$  はIFS濃度、 $C_o$  はOFS濃度である。

低出水の場合には、C-1流域のI/O比の平均

表3-2 TFS、OFSの濃度と流量から求めたべき乗回帰式の結果

浮遊土砂区分	回帰式 $C = aQ^b$	決定係数	有意水準
TFS			
C-1流域	$C = 14.1 Q^{0.41}$	0.26	< 0.0001
C-2流域	$C = 3.61 Q^{0.71}$	0.43	< 0.0001
OFS			
C-1流域	$C = 5.93 Q^{0.25}$	0.14	< 0.0001
C-2流域	$C = 2.26 Q^{0.49}$	0.32	< 0.0001

表3-3 各流域で観測されたC-Q関係におけるヒステリシス区分

イベント日時	C-1流域	C-2流域
2000年7月17～18日		
(A)	a	a
(B)	B	a
2000年7月25日	a	b
2000年8月11日	a	a
2000年9月14日	b	b
2001年8月22日	b	b

クラス Bは下に凸の曲線、aは時計回りのループでCのピークがQのピークに先行するタイプ、bは時計回りのループでCとQのピークが一致するタイプ、aは反時計回りでCのピークがQのピークに遅れるタイプを表す(Williams, 1989より)

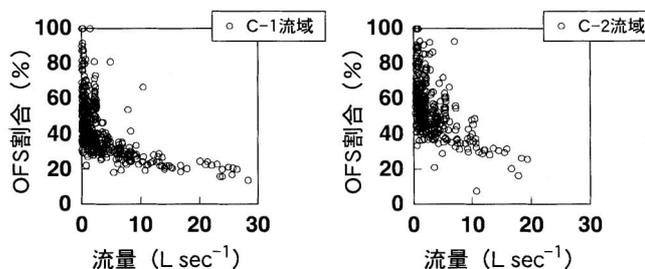


図3-5 両流域における流量とOFS割合の関係

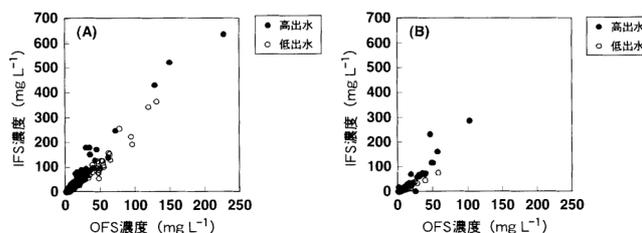


図3-6 村田の沢流域におけるIFS濃度とOFS濃度の関係 (A)はC-1流域、(B)はC-2流域の例

値はC-2流域の値より大きく、前者が1.429、後者が0.822であった。OFS濃度に対するIFS濃度の变化が流域間で大きく異なり、C-1流域ではOFS流出量以上にIFSが流出していることを示した。逆に、C-2流域では、低出水においてOFS濃度の流出量が多い結果であった。

高出水の場合には、C-1流域におけるI/O比の平均値が3.053、C-2流域の値が2.102と、ともに1.0を超えた。高出水では、両流域ともにIFS濃度がOFS濃度を上回っていた。

#### 4) 浮遊土砂の年流出量

両流域のTFS、OFS濃度と流量により算出された負荷量 流量の関係式では、両流域ともに統計的に有意な回帰式が求められた(表3-2)。これら4つの式の決定係数は0.81であったことから、流量の変動によってTFS、OFS負荷量の変動について80%説明することができ、年流出量の推定精度は高い。

両流域ともにTFS、OFSの年流出量は、 $10^2 \text{ kg yr}^{-1}$ のオーダーであった(表3-5)。C-1流域におけるTFSの年比流出量はC-2流域のそれに対して約7.0倍、OFSは約4.9倍であった。TFS年流出量のうちOFSが占める割合は、C-1流域が33.2%、C-2流域が48.0%であった。なお、流量を重み付けしたTFSの加重平均濃度は、C-1流域が $23.9 \text{ mg L}^{-1}$ 、C-2流域が $8.0 \text{ mg L}^{-1}$ であった。

浮遊土砂全体に占めるTFSの含有状況を把握するために、TFS濃度と同様の方法でTSSの年流出量を算出した。その結果、C-1流域が $1,211 \text{ kg yr}^{-1}$ 、C-2流域が $317 \text{ kg yr}^{-1}$ と推定された。これより、TSS年流出量中に含まれるTFSの占める割合は、C-1流域が79.4%、C-2流域が74.0%と、ややC-1流域の値が高いものの同程度であった。

## (2) 森林流域における浮遊土砂の流出機構

### 1) 試験流域における浮遊土砂濃度と流出量の特徴

Larkin *et al.* (1998)によるブリティッシュコロンビア州における森林対照流域では、浮遊土砂濃度の平均値は $25 \text{ mg L}^{-1}$ であった。アリゾナ州における2つの森林流域(対照流域として利用)では、浮遊土砂濃度の平均値がそれぞれ $22 \text{ mg L}^{-1}$ と $4 \text{ mg L}^{-1}$ であった(Lopes *et al.*, 2000)。北海道内における人為攪乱の少ない森林流域の結果では、浮遊土砂濃度の平均値が $2.8 \text{ mg L}^{-1}$ であった(橘, 1993)。村田の沢流域における2つの試験流域は、斜面傾斜が急なC-1流域においても、これらの結果と同じオーダーの加重平均値を示しており、高濃度の浮遊土砂が流出している流域ではなかった。

C-1流域とC-2流域におけるTFS年流出量は、ともに $10^2 \text{ kg}$ オーダーであり、 $\text{ha}$ あたりではC-1流域とC-2流域がそれぞれ $10^2 \text{ kg}$ と $10^1 \text{ kg}$ オーダーであった。北海道でTFS年流出量を推定した事例では、森林が主体である北海道南部の原木川が $18 \sim 20 \text{ Mg km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (柳井・寺沢, 1995)、と報告されている。TSS年流出

表3-4 高出水と低出水条件におけるIFS濃度とOFS濃度の積率相関係数およびI/O比の平均値と標準誤差

流域	条件	相関係数	有意水準	I/O比
				平均値 ± 標準誤差
C-1流域				
	高出水	0.980	< 0.0001	3.053 ± 0.107
	低出水	0.976	< 0.0001	1.429 ± 0.034
C-2流域				
	高出水	0.932	< 0.0001	2.102 ± 0.259
	低出水	0.991	< 0.0001	0.822 ± 0.025

表3-5 1水年における各流域でのTFS、OFSに関する年流出量の推定値

浮遊土砂区分	C-1流域	C-2流域
TFS		
平均濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )	23.9	8.0
年流出量( $\text{kg yr}^{-1}$ )	961	235
年比流出量( $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )	331	47
OFS		
平均濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )	8.0	3.4
年流出量( $\text{kg yr}^{-1}$ )	319	113
年比流出量( $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )	110	23
TSS		
平均濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )	30.2	9.4
年流出量( $\text{kg yr}^{-1}$ )	1,211	317
年比流出量( $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )	418	64

量では、森林が主体である日本海沿岸に位置する濃昼川が $18\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$  (長坂, 2002)と報告されている。Iroumè (1990) は、草地 (面積率40%) を含む森林流域において浮遊土砂の年比流出量を $90\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ と推定している。これらの値は当試験流域と同じオーダーとなるため、両流域の年比流出量は土地利用が森林主体である流域として標準的な値であると判断した。

以上の結果から、村田の沢流域内の試験流域は、TFSの濃度、流出量の点からみて、ほかの流域で観測された結果と同程度のレベルであった。以後の議論において、両流域は森林主体の流域として基準的な位置づけになると考える。

## 2) 浮遊土砂の発生源

江頭・芦田 (1981) は、WLの生産場について、崩壊裸地、林道などの裸地、溪岸堆積物および河床堆積物に区分される河道堆積物を示している。この報告の中では、河床堆積物からのWLの交換は無視できる程度の量である。本流域の流路勾配が17%以上であることを考慮すると、TFSの流路内貯留は考えにくい。したがって、TFS流出の原因として、溪岸侵食ないしは流路周辺斜面における土壌層からの洗い出しが主な流出機構であると考えた。

TFS濃度のピーク生起時刻と比流量のピーク生起時刻差を比較すると、両流域ともに $\pm 30$ 分以内と早い結果であった。濃度ピークと流量ピークの生起時刻の差を「先行型」、「同時型」、「遅れ型」に区分した例 (Kurashige, 1994) に当てはめると、C-1流域、C-2流域はともに同時型に相当するが、詳細にみると降雨イベント状況によって生起時刻差がそれぞれ異なる。すなわち、浮遊土砂の発生源から流路までの到達時間が短く、特に集中的な降雨 (降雨強度が強く降雨継続時間が短い) である2000年7月25日のイベントでは、両流域における比流量とTFS濃度の生起時刻差が5分以内ときわめて短時間であった。これより、TFSの生産源としては、溪岸および流路近傍の斜面であることが想定される。さらに、両流域では、空中写真により判読可能な裸地は確認されなかった。したがって、溪岸および流路近傍で目視確認された小規模な表層崩壊地や溪岸侵食地が主な発生源であると考えられる。

両流域の流量変動を比較した結果では、C-1流域はC-2流域より流量変動が大きいことがわかった。短期流出での流量変化においてC-1流域の比流量がC-2流域より高い値を示すことは、渓流水がもつ力学的エネルギーが強いことを意味する。

実際に、発生源となりうる場の状況を把握するために、主流路長を踏査し流路周辺の植生がない裸地部分 (溪岸および傾斜変換点より流路寄りの斜面を対象) の面積を測定したところ、C-1流域が $62.5\text{m}^2$ 、C-2流域が $30.4\text{m}^2$ と2倍の差がみられた。

半谷・小倉 (1995) によると、(2-1)式のべき乗係数が $0 < b < 1$ の場合は流量の変動が濃度の変動より大きいことを意味する。両流域について求めた(2-1)式の $b$ は、TFS、OFSともに $0 < b < 1$ であった。村田の沢流域では、流量の変動を超えるような濃度変動をもたらすTFS、OFSの供給はなかったと解釈される。しかし、(2-1)式のべき乗係数を流域間で比較すると、C-1流域 $<$ C-2流域であった。これより、C-2流域では流量の変動に対するTFS濃度変動が大きいことを意味する。同様に、この式で得られた決定係数の比較では、C-1流域 $<$ C-2流域となった。これは、C-2流域においてTFS濃度の変動に対する流量変動の説明率が高いこと、すなわち、C-2流域ではTFS濃度の変動に対して相対的に流量の寄与が大きいことを意味し、C-1流域では流量以外の要因が説明率の低下に反映している。

(2-1)式において決定係数が低い理由は、降雨イベント時の増水過程と減水過程において、流量と濃度の対応がそれぞれ異なるヒステリシスの関係が関与しているためである。C-Qダイアグラムにおいて、ヒステリシスがみられる例はほかでも報告されており (Grimshaw and Lewin, 1980; 長澤ら, 1986; 朴, 1991)、当流域でもヒステリシス・ループが確認された。流域面積 $1\text{km}^2$ 以下程度の流域において様々なタイプのヒステリシスが出現することは、倉茂 (1996) も指摘している。こうしたヒステリシスが生じる原因

は、流量のみでは説明できない要因も関与していることが考えられる。そこで、ヒステリシスの発生要因を定量的に解析することで、両流域における浮遊土砂の流出機構が把握できると考えた。

本論のように、渓床勾配が急な源頭部小流域でTFSを観測した場合には、支流からの流入やTFSの輸送・堆積に関わる要因がヒステリシスの形成に関与したとは考えにくい。したがって、ヒステリシスが流域間で異なる原因は、流水による溪岸侵食に起因したTFS供給量(河道供給)、雨滴侵食などによる斜面からのTFS供給量(斜面供給)の時間変化や、これらの発生源からのTFS配分率の差によって生じると推察した。Grimshaw and Lewin (1980)は、 $C$  -  $Q$ 関係でみられたヒステリシスの定性的解析と土砂の比色から浮遊土砂発生源を河道と河道以外に分離したところ、2つの発生源からの流入量が異なっていたことを報告している。

C-1流域とC-2流域では時計回りのループであるクラス の事例が多かったが、これは一般的によくみられる(Williams, 1989)。両流域におけるクラス の該当例をみると、C-1流域ではループが大きく、増水過程と減水過程において濃度と流量の対応が明瞭に異なっていたのに対し、C-2流域ではループが小さく、両過程における同一流量に対する濃度差が小さい結果であった。これは、時間変化( $t$ )に対する濃度変化( $C$ )と流量変化( $Q$ )が両過程で異なっており、さらに流域間においても差があることを意味する。

濃度と流量の時間変化をそれぞれ  $C$  ,  $Q$  とすると、これらは以下の式で求められる。

$$C = \frac{C}{C_p} \quad t^{-1} = \left( \frac{C_{i+1}}{C_p} \frac{C_i}{C_p} \right) \quad t^{-1} \quad (3-2)$$

$$Q = \frac{Q}{Q_p} \quad t^{-1} = \left( \frac{Q_{i+1}}{Q_p} \frac{Q_i}{Q_p} \right) \quad t^{-1} \quad (3-3)$$

ここで、添え字の  $i$  ,  $i + 1$  はそれぞれある測定時刻と次の測定時刻、 $P$  は解析対象期間中の最大値を表す。

$t$  間の濃度差を最大値で除す操作は、 $C$  と  $Q$  の無次元化を図るためである。 $C$  と  $Q$  は次元[ $T^{-1}$ ]を有し、ここでは分を単位とする。1つのTFS濃度ピークをもつ場合、 $C$  -  $Q$ ダイアグラムにおけるヒステリシス・ループは、ある $Q$ の値に対して $C$ は2つの値をとる。したがって、増水過程と減水過程を同時に評価することは煩雑であるため、各過程に分割して解析を進める。

IFS, OFSの増水過程と減水過程において、 $C$  を目的変数、 $Q$ 、時刻  $i$  における降雨強度( $RI$ )、それまでに降った累積降水量( $CP$ )を説明変数とした全組み合わせ法による重回帰分析をそれぞれ行った。これらの説明変数のうち、 $Q$  と  $RI$  の間に有意な相関がみられた場合には、 $Q$  を変数として選択した。解析対象とした降雨イベントは、2000年7月17~18日を除くクラス に区分された例である。なお、IFSとOFSを個別に解析対象とした理由は、それぞれの発生源が異なることが想定されたからである。

すべての組み合わせ(IFSとOFS×C-1流域とC-2流域×増水過程と減水過程)について、有意水準1.0%未満の有意な重回帰式が得られた。IFS濃度についてみると、C-1流域では、増水過程において  $Q$  が採用された(表3-6)。 $Q$  の標準回帰係数は0.700であった。これは、 $C$  に対して  $Q$  の寄与が大きいことを意味する。一方、C-2流域でも、増水過程において  $Q$  のみが採用された。また、C-2流域では、 $Q$  の標準回帰係数が0.869と高いことから、増水過程における  $C$  に対する  $Q$  の影響度が強いことが示唆される。

同様に、IFSの減水過程の結果では、C-1流域において  $Q$  と  $CP$  が採用された(表3-6)。 $Q$  の標準回帰係数は0.737と、 $CP$  の係数0.387より高く、 $C$  に対して  $Q$  の寄与が大きいことを示した。さらに、この過程における  $Q$  の標準回帰係数は増水過程と同程度であり、減水過程における  $Q$  の寄与が依然高いことを示した。一方、C-2流域では、減水過程でも  $Q$  のみが採用された。 $Q$  の標準回帰係数は、増水過程と同程度の値であった。C-2流域では、増水過程同様、 $Q$  が  $C$  に強く関与していた。

OFS濃度についてみると、C-1流域では、増水過程において  $Q$  と  $CP$  ,  $RI$  が採用された(表3-7)。 $Q$

の標準回帰係数は0.717で、*RI*の係数0.377と*CP*の係数-0.377より高い結果であった。これは、*C*に対して*Q*の寄与が大きいことを意味する。一方、*C-2*流域では、増水過程においてIFS同様、*Q*のみ採用された。また、*C-2*流域では、*Q*の標準回帰係数が0.912と高いことから、増水過程におけるOFSの*C*は、*Q*に強く起因していることがわかった。なお、*C-1*流域では、OFS濃度の増水過程において、*CP*の標準回帰係数が負の値を示した。*CP*は降雨イベント中の流域湿潤度合いを間接的に表しているので、*C-1*流域の増水過程におけるOFS流出は湿潤度合いが小さいほど濃度変化が大きいことを意味する。この理由については、不明である。

同様に、OFSの減水過程の結果では、*C-1*流域において*Q*と*CP*が採用された（表3-7）。*Q*の標準回帰係数は0.775と、*CP*の係数0.351より高く、*C*に対する*Q*の寄与が大きいことを示した。さらに、この過程における*Q*の標準回帰係数は増水過程と同程度であった。一方、*C-2*流域では、減水過程同様、*Q*のみが採用された。この流域では、増水過程同様、*Q*が*C*に強く関与していた。

以上の結果から、両流域でみられたヒステリシス形成の違いは、流量の時間変化の寄与と降雨状況に起因する要因が関連していると判断した。

*C-1*流域では、増水時に溪岸侵食量が増加して流入したIFSのほかに、*Q*と*RI*、*CP*が寄与していたOFSが、溪岸侵食ならびに降雨による流路周辺斜面からの洗い出しによりIFSに加わったと判断した。*C-1*流域における減水過程では、*RI*の効果がなくなることから斜面から供給されるIFSとOFS流入量が減少するために、TFSとしては濃度が低下し、*C-1*流域では見かけ上ヒステリシス・ループが大きくなったと考えた。

表3-6 クラスの例におけるIFSの*C*を目的変数とした重回帰分析の結果

流出過程	変数	重回帰係数	標準回帰係数	変数の有意水準	モデルの決定係数
増水過程					
<i>C-1</i> 流域	<i>Q</i>	0.835	0.700	0.0008	0.721
	<i>CP</i>	-0.0006	-0.279	0.0699	
	<i>RI</i>	0.003	0.312	0.0669	
	切片	0.002	0	0.7904	
<i>C-2</i> 流域	<i>Q</i>	1.073	0.869	0.0013	0.588
	<i>CP</i>	-0.0002	-0.152	0.4693	
	<i>RI</i>	選択せず	選択せず	選択せず	
	切片	0.002	0	0.6542	
減水過程					
<i>C-1</i> 流域	<i>Q</i>	1.166	0.737	<0.0001	0.780
	<i>CP</i>	0.0005	0.387	0.0106	
	<i>RI</i>	選択せず	選択せず	選択せず	
	切片	-0.015	0	0.0213	
<i>C-2</i> 流域	<i>Q</i>	1.909	0.832	0.0002	0.652
	<i>CP</i>	0.0001	0.056	0.7233	
	<i>RI</i>	-0.0009	-0.067	0.6798	
	切片	-0.001	0	0.8183	

*CP*は累積降雨量、*RI*は降雨強度を表す

表3-7 クラスの例におけるOFSの*C*を目的変数とした重回帰分析の結果

流出過程	変数	重回帰係数	標準回帰係数	変数の有意水準	モデルの決定係数
増水過程					
<i>C-1</i> 流域	<i>Q</i>	0.830	0.717	0.0004	0.756
	<i>CP</i>	-0.0007	-0.377	0.0168	
	<i>RI</i>	0.003	0.377	0.0223	
	切片	0.001	0	0.8782	
<i>C-2</i> 流域	<i>Q</i>	0.982	0.912	0.0007	0.662
	<i>CP</i>	-0.0002	-0.175	0.3739	
	<i>RI</i>	選択せず	選択せず	選択せず	
	切片	0.002	0	0.4970	
減水過程					
<i>C-1</i> 流域	<i>Q</i>	1.080	0.775	<0.0001	0.811
	<i>CP</i>	0.0004	0.351	0.0122	
	<i>RI</i>	選択せず	選択せず	選択せず	
	切片	-0.011	0	0.0213	
<i>C-2</i> 流域	<i>Q</i>	1.844	0.804	0.0001	0.684
	<i>CP</i>	0.0001	0.043	0.7733	
	<i>RI</i>	-0.002	-0.168	0.2856	
	切片	-0.0003	0	0.9635	

*CP*は累積降雨量、*RI*は降雨強度を表す

一方、C-2流域では、両過程ともにIFS、OFS濃度の時間変化が流量の時間変化によく対応していることから、渓岸侵食がIFSとOFS供給の主な要因と考えられる。したがって、流路周辺の斜面部からのIFSとOFS供給がないC-2流域では、両過程におけるTFSとしての同一流量時の濃度差が小さくなり、ヒステリシス・ループが見かけ上小さくなる。

Williams (1989) は、クラス別にヒステリシスが生じる原因についても定性的考察を加えている。それによると、クラスは、短時間の降雨による土砂の洗い出しや、渓岸侵食が弱まり供給される土砂が消耗する場合に生じるとしている。特にC-1流域では、この原因が顕著に現れていたと考える。坂本ら (1993) は、TFSの供給源として渓岸からの流水による侵食土砂のほかに、渓岸斜面からの雨滴侵食土砂を考慮し、その量を実測したところ、降雨イベント中に流出したTFS量の23%に相当することを明らかにした。このように、雨滴侵食土砂の流入は無視できないものであり、C-1流域では雨滴侵食土砂がTFS濃度の変動に対して相対的に強い影響を及ぼしていたことが示唆された。

なお、クラスの発現原因は、クラスが生じた降雨イベントでは減水時にも降雨が続いており、TFS供給が減水過程において継続的に生じていた可能性が高い。クラスの原因は、減水期間中に継続した降雨による土壌侵食の可能性があるが、クラスでのTFS濃度はすべて $10\text{mg L}^{-1}$ 未満であり、わずかな流量の変化にTFS濃度が敏感に応答したことが考えられる。

### (3) 森林流域における浮遊土砂の成分比率

TSS年流出量中に占めるTFS割合は、両流域ともに70～80% (IFS割合では、C-1流域が52.9%、C-2流域が38.5%) の範囲であり、TFSは森林流域から高い比率で流出しているが、IFSは低い割合である。農地が主体の流域では、浮遊土砂のうち80～90%がWLで占められていた例 (秀島ら, 2002) や、流路の改変により湿原に流入する浮遊土砂のうち95%がWLであった例 (Nakamura *et al.*, 1997) が報告されている。当流域では、これらの流域に比べて割合からみて相対的にIFS流出が抑制されており、TFSと比較してもその割合は低いといえる。

TFS年流出量に占めるOFSの割合 (C-1流域で33.2%、C-2流域で48.0%) は、森林が主体である流域で報告されている25%前後 (柳井・寺沢, 1995; 長坂, 2002) より高い。これは、当流域では無機物 (土粒子など) より有機物の絶対的な輸送量が多いか、無機物輸送量が相対的に少ないと解釈される。第4章で後述する貫気別川流域におけるOFSの年比流出量は、haあたりに換算すると135kg (OH流域では200kg) であった (河口におけるOFS年流出量割合は12%)。これと比較すると、村田の沢流域では110kg (C-1流域)、23kg (C-2流域) と低い値を示している。これより、村田の沢流域では、無機物輸送量が相対的に少ないために、OFS割合が見かけ上高い値を示すと判断した。

降雨イベント時におけるTFS濃度がピークに達したときのOFS割合は、降雨強度が強く、総降雨量が多いイベントほど低い値を示す傾向であった。この傾向は、図3-5に示した流量とOFS濃度の関係においてばらつきが小さくなる傾向として確認された。この理由としては、流量増加によって流出するIFS濃度がOFS濃度の値より大きく上回ると、OFS割合の変化が見かけ上小さくなると思う。

C-1流域では、低出水と高出水におけるI/O比の平均値がC-2流域の値に比べて高い値であった。これは、C-1流域では両出水条件に関わらずIFS供給がC-2流域より多いことを示している。C-2流域では、高出水条件のときのみOFSの供給を超えるIFSが供給されることが多くなる。このように、出水規模による渓流へのIFS流出配分は流域間で異なっており、TFS年流出量に占めるOFS割合の違いに反映している。

## 2 森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴

村田の沢流域に設定した2つの流域は、伐採などの人為攪乱を強く受けていない流域として位置づけら

れる。斜面勾配が急な流域においても、既存の報告例と同程度のTFS濃度（最大 $10^2 \text{ mg L}^{-1}$ オーダー）、年比流出量（ $10^1 \sim 10^2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）であった。TSSに占めるTFS割合は80%を超えることはなく、OFS割合はほかの森林流域の事例（25%前後）や畑地流域（12%）に比べて、無機物流出量が相対的に少ないために高い値を示した。

両流域では、流域間でTFS濃度が異なる原因を検討したところ、流量の増減に関わる渓岸侵食によるIFS、OFS供給と流路近傍の斜面からのOFS供給の寄与が異なることが示された。

以上のことから、森林流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴として、発生源は流路近傍であり、畑地流域などの既存報告に比べてTFS濃度やその流出量が量的に低いだけでなく、低いTFSの含有率と高いOFSの含有率であったことが明らかになった。

C-1流域では、C-2流域よりTFS発生源の面積が潜在的に大きいことが推定された。こうした流量変化や発生源面積が両流域で異なる原因は、C-1流域における流域平均勾配が相対的に急であり土層厚が薄いことが想定される。一方、C-2流域の上流部は地すべり地形が多く、谷底堆積物が厚い印象を受ける。佐藤・石井（2001）は、流域面積、基盤地質、土壌物理性、植生、気象条件がほぼ同じとみなせる隣接する森林流域であっても、流域の土層構造、特に内部小流域の谷底土層厚分布の差異が融雪流出特性に大きな影響を与えていたことを定量的に解明した。両流域でみられたTFS流出特性の違いには、流域内部の土層厚分布とこれに関連する斜面地形（流域における渓岸付近の侵食地面積や斜面勾配分布など）、流路地形（流路長、勾配など）などの流域特性がそれぞれ関係していると考えられる。

## 第4章 流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率

### 1 森林伐採流域における浮遊土砂流出特性の解析

#### (1) 森林伐採流域における浮遊土砂流出の実態

##### 1) 伐採前後における流量・濃度関係の比較

伐採流域における択伐前後の流量とTFS濃度ならびにOFS濃度の関係をそれぞれ図4-1に示す。伐採前の観測期間におけるTFS濃度は、 $100 \text{ mg L}^{-1}$ 未満であった。伐採実施年のTFS濃度は、最大で $2,048 \text{ mg L}^{-1}$ と高い値を示した。TFS濃度の流量による加重平均値は、伐採前が $10.1 \text{ mg L}^{-1}$ 、伐採実施年が $560.6 \text{ mg L}^{-1}$ 、伐採実施翌年が $42.4 \text{ mg L}^{-1}$ であった。伐採前に比

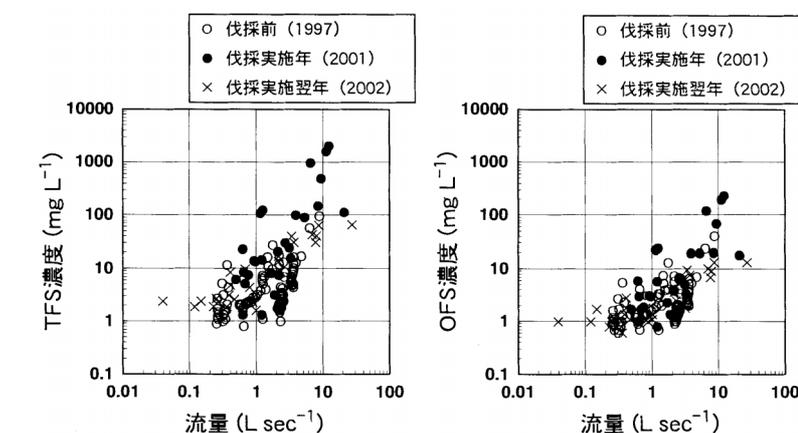


図4-1 伐採流域における択伐前後の流量とTFS濃度、OFS濃度の関係

べて伐採実施年の平均値は56倍に増えたが、伐採実施翌年は4.2倍にまで減少した。伐採実施年では、TSS濃度中に含まれるTFS濃度の割合が95%以上を占めていた。一方、伐採実施翌年には、90%未満のTFS割合も記録された。

伐採前後では、採水時における流量の範囲が異なっている。そこで、伐採前に観測された流量 $0.26 \sim 8.88 \text{ L sec}^{-1}$ の範囲内で、伐採前後のTFS濃度を比較する必要がある。伐採前のTFS負荷量を目的変数、流量を説明変数とした場合、有意なべき乗回帰式が得られた（ $R^2 = 0.756$ ,  $p < 0.0001$ ）。伐採実施年において、先述の流量範囲内に対応するTFS負荷量の実測値は、予測値に対して統計的に有意差があった（ $df = 1, 22$ ,  $F = 30.64$ ,  $p < 0.0001$ ）。同様に、伐採実施翌年におけるTFS負荷量の実測値は、予測値に対して統計的に

有意な差が認められた ( $df = 1, 21, F = 21.22, p = 0.0002$ )。なお、伐採前に観測された流量範囲におけるTFS濃度の加重平均値は、伐採実施年が $175.9\text{mg L}^{-1}$ 、伐採実施翌年が $32.1\text{mg L}^{-1}$ であり、いずれも伐採前より高い値であった。

伐採前のOFS濃度は最大で $40.4\text{mg L}^{-1}$ であったが、伐採後のOFS濃度は最大で $234.0\text{mg L}^{-1}$ と1オーダー高い値を示した。OFS濃度の流量による加重平均値は、伐採前が $4.5\text{mg L}^{-1}$ 、伐採実施年が $69.5\text{mg L}^{-1}$ 、伐採実施翌年が $9.2\text{mg L}^{-1}$ であった。伐採実施年の平均値は15.4倍に増えたが、伐採実施翌年は2倍に留まった。OFS負荷量を目的変数、流量を説明変数としたべき乗回帰式は統計的に有意であった ( $R^2 = 0.792, p < 0.0001$ )。TFS濃度と同様の方法で評価した伐採実施年におけるOFS負荷量の実測値は、予測値に対して統計的に有意差があった ( $df = 1, 22, F = 16.04, p = 0.0006$ )。伐採実施翌年も、OFS負荷量の実測値と予測値の間に統計的有意差が認められた ( $df = 1, 21, F = 9.83, p = 0.0050$ )。伐採前に観測された流量範囲におけるOFS濃度の加重平均値は、伐採実施年が $24.8\text{mg L}^{-1}$ 、伐採実施翌年が $7.5\text{mg L}^{-1}$ であり、やはりともに伐採前より高い値であった。

## 2) 伐採前後における流量 有機物割合の比較

択伐前後におけるOFS割合と流量の関係を図4-2に示す。流量が低いときにはOFS割合にばらつきがみられるが、流量が増加するにつれてOFS割合が一定の値に近づく傾向が、この流域においても認められた。

第3章で述べた方法により求めた流量のしきい値は、伐採前が $3.23\text{L sec}^{-1}$ 、伐採実施年が $6.63\text{L sec}^{-1}$ 、伐採実施翌年が $4.81\text{L sec}^{-1}$ であった。この流域では、村田の沢流域での事例に比べてOFS割合がある値（ここでは便

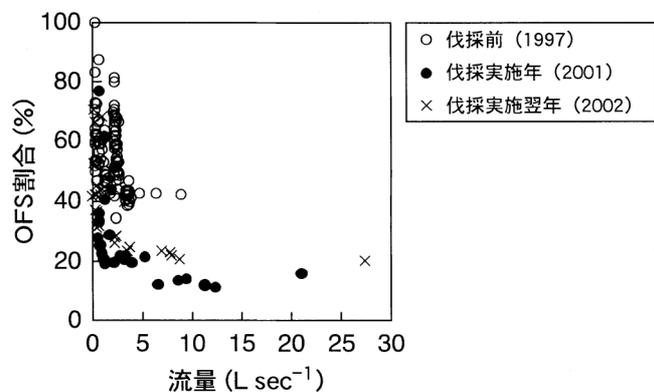


図4-2 伐採前後における流量とOFS割合の関係

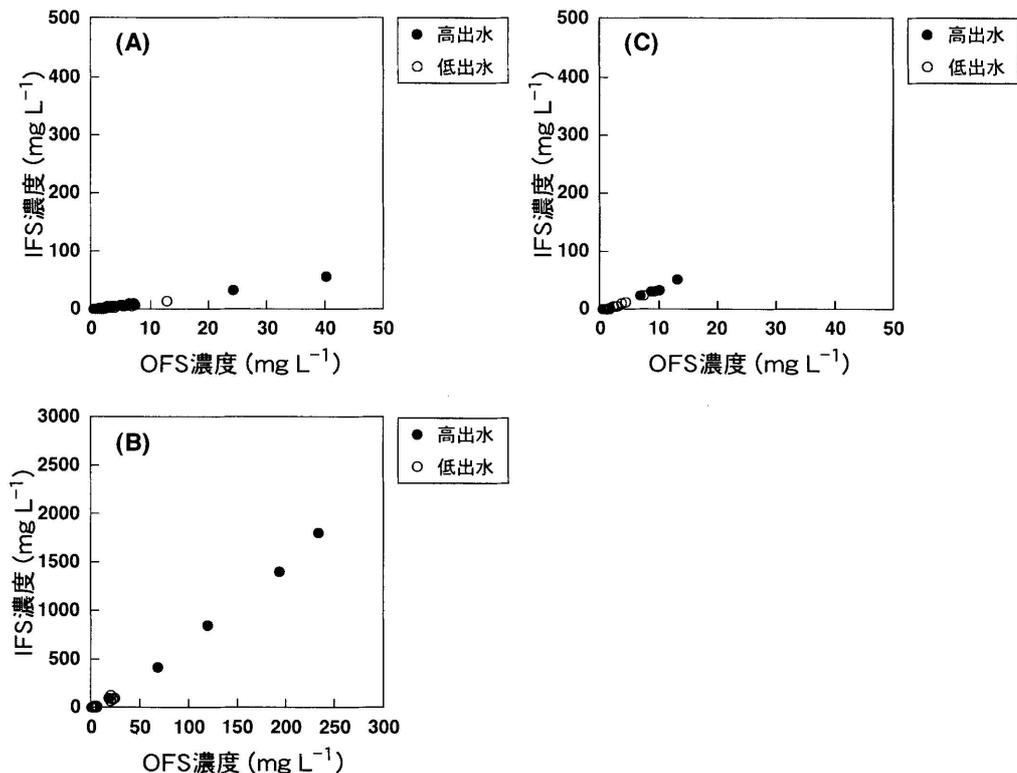


図4-3 択伐前後におけるIFS濃度とOFS濃度の関係  
(A)は伐採前,(B)は伐採実施年,(C)は伐採実施翌年の例

宜的に収束値と呼ぶ)に近づく傾向が明瞭であったため、 $Q > Q_c$ を満たす $Q$ を抽出し、その値と対をなすOFS割合の平均値を収束値とした。その結果、収束値は、伐採前が42%前後、伐採実施年が13%前後となり、両者の値は明らかに異なっていた。伐採実施翌年における収束値は22%前後と、伐採実施年より高い値であったが、伐採前よりは低かった。 $Q_c$ を超えた場合のOFS割合の値は、伐採前と伐採実施年、伐採実施翌年においてそれぞれ統計的に有意に異なっていた( $df = 2, 28, F = 581.49, p < 0.0001$ )。また、 $Q_c$ 以下の場合においても、伐採前後でOFS割合に有意差が認められた( $df = 2, 139, F = 47.95, p < 0.0001$ )。なお、 $Q_c$ を超える $Q$ が観測された日における美唄市の日降水量(札幌管区気象台提供)は、伐採前と伐採実施年、伐採実施翌年ともに14~35mmであった。

高出水もしくは低出水の条件別にみた伐採前後のOFS濃度とIFS濃度の関係をそれぞれ図4-3に示す。両濃度の間には、直線的な共変化が認められた。6つの例(2条件×3時期)について、値が0.9を超える有意な積率相関係数がそれぞれ得られた(表4-1)。両出水条件に関わらず、伐採実施年と伐採実施翌年のI/O比の平均値は、伐採前の値より高かった。さらに、出水条件別でI/O比の平均値を比較した場合、伐採前後ではともに異なる値を示しており、OFS濃度に対するIFS濃度の変動が2つの条件下で異なっていた。ただし、伐採前では、高出水と低出水におけるI/O比の平均値の差異は、ほかの時期に比べて小さかった。一方、伐採後兩年では、高出水におけるI/O比の平均値が低出水での値より高かった。特に、伐採実施年におけるI/O比の平均値はほかの時期より高い値であった。伐採実施翌年では、I/O比の平均値が伐採実施年に比べて低下した。

### 3) 伐採流域と対照流域の濃度比較

伐採流域と対照流域のTFS、OFS濃度の関係をそれぞれ図4-4に示す。伐採実施年では、伐採流域のTFS濃度は対照流域の濃度を上回ることが多く、統計的に有意な差が認められた( $df = 1, 27, F = 30.97, p < 0.0001$ )。この年のTFS濃度の算術平均値は、対照流域が $33.3 \text{ mg L}^{-1}$ 、伐採流域が $214.2 \text{ mg L}^{-1}$ であった。伐採実施翌年では、TFS濃度について伐採流域と対照流域の間に統計的に有意差が認められた( $df = 1, 26, F = 5.94, p = 0.0219$ )。この年のTFS濃度の算術平均値は、対照流域が $10.2 \text{ mg L}^{-1}$ 、伐採流域が $14.8 \text{ mg L}^{-1}$ であり、両流域における平均値の差は、伐採実施年に比べて小さくなった。

伐採実施年におけるOFS濃度も、TFS

表4-1 高出水と低出水条件におけるIFS濃度とOFS濃度の積率相関係数およびI/O比の平均値と標準誤差

時期	条件	相関係数	有意水準	I/O比 平均値 ± 標準誤差
伐採前	高出水	0.999	< 0.0001	1.383 ± 0.025
	低出水	0.974	< 0.0001	0.742 ± 0.032
伐採実施年	高出水	0.999	< 0.0001	6.583 ± 0.432
	低出水	0.992	< 0.0001	2.888 ± 0.310
伐採実施翌年	高出水	0.984	0.0024	3.545 ± 0.133
	低出水	0.992	< 0.0001	1.649 ± 0.168

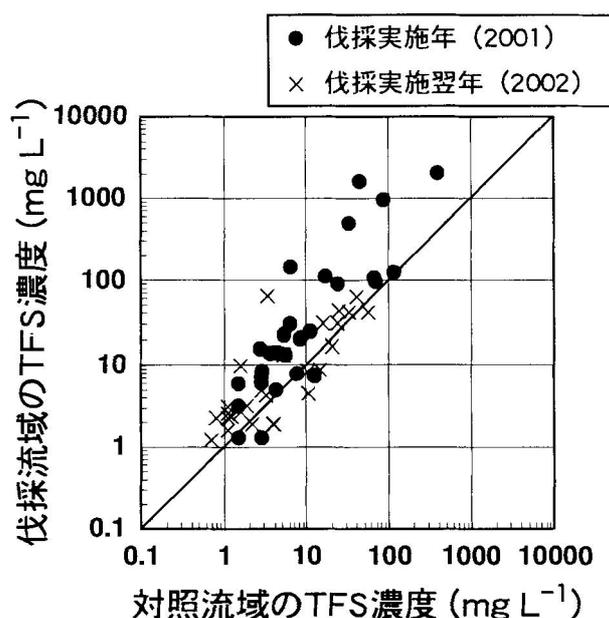


図4-4 伐採流域のTFS濃度と対照流域のTFS濃度の関係ならびに伐採流域のOFS濃度と対照流域のOFS濃度の関係

濃度と同様の傾向を示し、流域間で統計的有意差が認められた ( $df = 1, 27, F = 11.91, p = 0.0019$ )。この年のOFS濃度の算術平均値は、対照流域が $8.6\text{mg L}^{-1}$ 、伐採流域が $28.4\text{mg L}^{-1}$ であった。しかし、伐採実施翌年には、OFS濃度について伐採流域と対照流域の間に統計的有意差がなかった ( $df = 1, 25, F = 0.61, p = 0.4428$ )。この年のOFS濃度の算術平均値は、対照流域が $3.8\text{mg L}^{-1}$ 、伐採流域も $3.8\text{mg L}^{-1}$ と同値であった。

伐採流域と対照流域におけるOFS割合の関係を図4-5に示す。伐採実施年におけるOFS割合は、2例を除いて伐採流域の値が対照流域の値を下回っていた。この年の両流域におけるOFS割合には、統計的な有意差が認められた ( $df = 1, 27, F = 25.51, p < 0.0001$ )。伐採実施翌年におけるOFS割合は、3例を除いて伐採流域の値が対照流域の値を下回っていた。伐採実施年同様、両流域のOFS割合には、統計的な有意差が認められた ( $df = 1, 25, F = 25.66, p < 0.0001$ )。

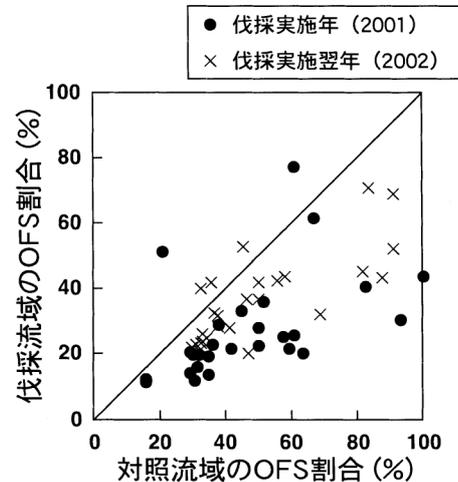


図4-5 伐採流域と対照流域のOFS割合の関係

## (2) 森林伐採流域における浮遊土砂流出機構の変化

### 1) 森林伐採流域における浮遊土砂流出の特徴

択伐実施後にはTFS濃度とOFS濃度の加重平均値がともに増加しており、場合によっては択伐前の濃度より2オーダー高い値が観測された。特に、伐採実施年には、TFSの最大濃度が $1,000\text{mg L}^{-1}$ を超えた。同様の結果として、Ferguson *et al.* (1991) は、森林伐採期間に浮遊土砂の最大濃度が $1,000\text{mg L}^{-1}$ を超えたことを報告している。

伐採前後で同一の流量範囲に限定したTFSとOFSの濃度比較においても、統計的に有意な差が確認された。択伐前の観測期間が2ヶ月間と限定されているが、美唄市の1997年6~7月と2001年同月間の日降水量分布には統計的有意差がなかったにもかかわらず (One-Way Factorial ANOVA,  $p > 0.05$ )、2001年6~7月のTFS濃度は伐採前の濃度より1オーダー高い値を記録した。対照流域と伐採流域でのTFS濃度の比較においても、統計的な有意差が確認された。以上の結果から、伐採流域で観測されたTFS濃度とOFS濃度は、択伐施業による影響を受けて値が増加したと判断した。皆伐などを含む伐採と枝条の火入れ、林内路網の開設などにより浮遊土砂濃度が増加した例は、多数報告されている (Brown and Krygier, 1971; Beschta, 1978; Miller, 1984; Lopes *et al.*, 2000)。当流域では、これらの事例と同様の現象を示しており、森林伐採による影響を受けた流域と位置づけられる。

伐採実施翌年には、伐採実施年に比べてTFS濃度が低下した。伐採後の年数が経過するにつれて浮遊土砂流出量が徐々に減少する傾向は、ほかでも報告されている。Beschta (1978) では、皆伐流域 (面積率82%) において伐採実施年の3年間は有意に浮遊土砂濃度が高く、部分皆伐流域 (面積率25%) において2年間は濃度が高かったが、その後には伐採前のレベルに戻っている。Miller (1984) では、伐採後4年目の浮遊土砂流出量について、対照流域との間に統計的有意差がみられなくなった。Leeks and Marks (1997) では、伐採後3年の間に浮遊土砂濃度が安定した流域が現れた。一方で、Kim *et al.* (2000) は、伐採経過後15年まで細粒土砂が増加する長期にわたる影響を示している。これらの研究例に比べて、本研究における伐採流域では、統計的にみて伐採前の濃度レベルまでには達していないものの、伐採実施から約2年でTFS濃度が激減しており、時間経過からみて早い回復傾向を示した。

## 2) 浮遊土砂流出の発生源

本論では、別の試験目的で設置した量水堰の上流で偶然行われた択伐施業の影響を調査したため、伐採前から対照流域を設け、施業前後で流量と濃度の連続観測を行う対照流域法（太田，1996）を用いることができなかった。ここでは、IFS濃度とOFS濃度の関係をもとに目視による現地の様子もあわせて、伐採前後におけるTFS発生源について考察する。

伐採実施年における現地調査では、集材路開設により溪流流路内に流入した大量の堆積土砂がみられた。降雨時には堆積土砂の上流側を流れる渓流水は透明であったが、堆積土砂を通過した下流側の渓流水は茶色に変色していたことを目視で確認している。同時に、集材路の裸地化した盛土のり面では、降雨によって泥流と化した土砂が流路内の堆積土砂に流れ込む様子も確認された。これらのことから、択伐後におけるTFSの主な発生源は、集材路開設に起因して生じた裸地化した盛土のり面や、流路内に堆積した土砂であると判断した。

OFS濃度とIFS濃度の関係において、伐採後のI/O比の平均値が伐採前と違う値を示したことは、集材路開設によって明らかに異なる発生源が存在したことを意味する。人為攪乱を受けていない溪岸部やその周辺斜面のほかに、伐採後に新たに生じた裸地や流路内にある堆積土砂であることによって、土粒子を主体とするIFSの発生源が新たに付加されたことが想定される。

同様の傾向として、Likens *et al.* (1970)によるHubbard Brookにおける観測結果では、伐採後に無機物の割合が増加している。また、柳井・寺沢(1998)においても、対照流域の有機物割合が50%前後を占めるのに対して、伐採流域の有機物割合が20%以下であったことを報告している。これらの結果に加え、当伐採流域に設置された集材路は、Heninger *et al.* (2002)が示した土壌攪乱区分によると、表層土が完全に除去され下層土が露出したクラスに相当する。つまり、有機物含有量が多いと考えられるA層とB層がなく、風化土層が露出している。堆積土砂や盛土のり面における土は、土色や土性（シルト質）が風化土層のそれと似ており、そこに含まれている有機物量は少ないとみなせる。伐採後におけるOFS割合の減少は、伐採前には存在しなかった人為攪乱によって生じた新たな発生源から、TFSの中でもIFSの負荷量がかなり増加したことに起因したと判断した。

伐採実施翌年では、盛土のり面にコケ類が定着していたほか、流路内の堆積土砂が洗い流され残存量が少なかったことを確認した。これより、盛土のり面の安定と流路内にある堆積土砂量が減少したことが、伐採実施年に比べて翌年に浮遊土砂濃度が低下した要因であると考えられる。

伐採後におけるTFS流出の増加ならびにOFS割合の低下は、主に溪流沿いに開設された集材路に起因した流路内堆積土砂と盛土のり面が原因である。過去の調査例においても、伐採時に設置された集材路などの林内路網が浮遊土砂流出を増加させる主な原因となっている(Haupt and Kidd, 1965; Brown and Krygier, 1971; Beschta, 1978; Motha *et al.*, 2003)。

森林伐採時におけるTFS流出に対して、集材路におけるのり面崩壊、開設に起因した流路内での土砂堆積、路面侵食の影響が大きいことは疑う余地がない。しかし、本論での結果は、集材路における不安定土砂の自然に生じた改善により、伐採前のTFS流出のレベルにまで回復する可能性があることを示している。

## (3) 森林伐採流域における浮遊土砂の成分比率の変化

TSS濃度に対するTFS濃度の割合は伐採実施年で95%以上を占めており、伐採実施年に流出した浮遊土砂の大部分はTFSで占められていた。しかし、伐採実施翌年では、その割合が90%未満を記録し、最低値として47%という例もあった。これより、伐採経過によって、TFSの流出配分が時間的に変化することがわかった。

OFS濃度とIFS濃度の関係において、伐採実施年のI/O比の平均値は、伐採前に比べて増加したが、伐採

実施翌年には伐採実施年に比べて減少した。流域間の比較においても、伐採後では対照流域より伐採流域のOFS割合が低い結果であった。先述したとおり、伐採の影響により有機物の割合が低下することは、すでに報告されている(Likens *et al.*, 1970; 柳井・寺沢, 1998)。逆に、ピートで覆われた流域では、伐採前のコントロール時期には有機物割合が変化しなかったが、伐採後に新たに裸地化した部分のピート流出により、有機物割合が増加したケースもある(Francis and Tylor, 1989)。いずれの場合においても、森林伐採時の人為攪乱によって生じた地被状況の変化が、IFSやOFSの流出プロセスを変え、OFS割合が変わる原因となっている。

伐採前の状態では、OFSとIFSの濃度配分が流量規模に関わらず小さかった。しかし、伐採実施年では、流量が増加する高出水において、水流による流路内堆積土砂の侵食量は増加することが考えられる。さらに、高出水条件における日降水量は15~35mmと高い値を記録していることから、降雨により裸地部から洗い出され流路に流入するIFS量も低出水より多いとするのは妥当である。これらの現象は、伐採後において高出水でのI/O比の平均値が低出水に比べて高い値を示したことに反映したと考える。

伐採実施翌年では、盛土のり面の安定と流路内にある堆積土砂量が減少したことがIFSの配分を低下させ、見かけ上OFS割合が上昇した原因とした。これは、伐採実施翌年でのI/O比の平均値が低かったことにも反映している。

## 2 畑地流域における浮遊土砂流出特性の解析

### (1) 畑地流域における浮遊土砂流出の実態

#### 1) 貫気別川河口における流量、浮遊土砂濃度の変化と年流出量

貫気別川河口における1997年3月~1999年6月のTFS濃度と時間流量、日降水量(観測期間において、時間雨量のデータが一部得られなかったため、札幌管区气象台による「大岸」の日降水量を用いた)の変化を図4-6に示す。貫気別川は、3~5月にかけて融雪に対応した増水と夏~秋にかけての降雨に対応した増水がみられた。降雨時のピーク流量値は融雪時のピーク流量値を上回ることがあり、ピーク流量が $100\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ を超えた回数4回のうち、3回は降雨起因によるものであった。観測期間内に示した最大流量は1997年8月10日に記録された $174.5\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 、期間最小流量は1998年2月16, 18, 19, 21日に記録された $2.06\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ であった。

TFS濃度は、降雨による増水および融雪増水に伴い増加した。それぞれの降雨イベントに対するピーク時のTFS濃度は $1,000\sim 2,000\text{mg L}^{-1}$ の範囲にあることが多く、無降雨時におけるTFS濃度は $10^0\text{mg L}^{-1}$ オーダーであった。1997年10月20日に記録した $4,303\text{mg L}^{-1}$ や1998年10月15日に記録した $3,770\text{mg L}^{-1}$ 、1997年8月10日前後に発生した $2,030\text{mg L}^{-1}$ など、降雨時に $2,000\text{mg L}^{-1}$ を超えるイベントが3回観測された。OFS濃度は、最大でも $500\text{mg L}^{-1}$ 未満であった。

1998年4月7日~1999年4月26日に貫気別川河口で得られた流量とTFS濃度の関係は、以下の有意なべき乗回帰式で表された( $R^2 = 0.74$ ,  $p < 0.0001$ )。

$$C = 0.174Q^{2.002} \quad (4-1)$$

ここで、 $Q$ は流量( $\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ )、 $C$ は濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )である。(4-1)式のべき乗係数は2.002と、1.0を超えていた。

TFSの負荷量 $L$ ( $\text{kg sec}^{-1}$ )と流量 $Q$ ( $\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ )の関係について、以下の有意な回帰式が得られた( $R^2 = 0.87$ ,  $p < 0.0001$ )。

$$L = 0.00017Q^{3.002} \quad (4-2)$$

この式より得られる負荷量 $L$ の時系列を時間積算して、TFS流出量ならびに同様の回帰式で求めたOFS流出量の月別と年間推定値をそれぞれ求めた(表4-2)。この期間の貫気別川の年流出高は1,041mmであり、年

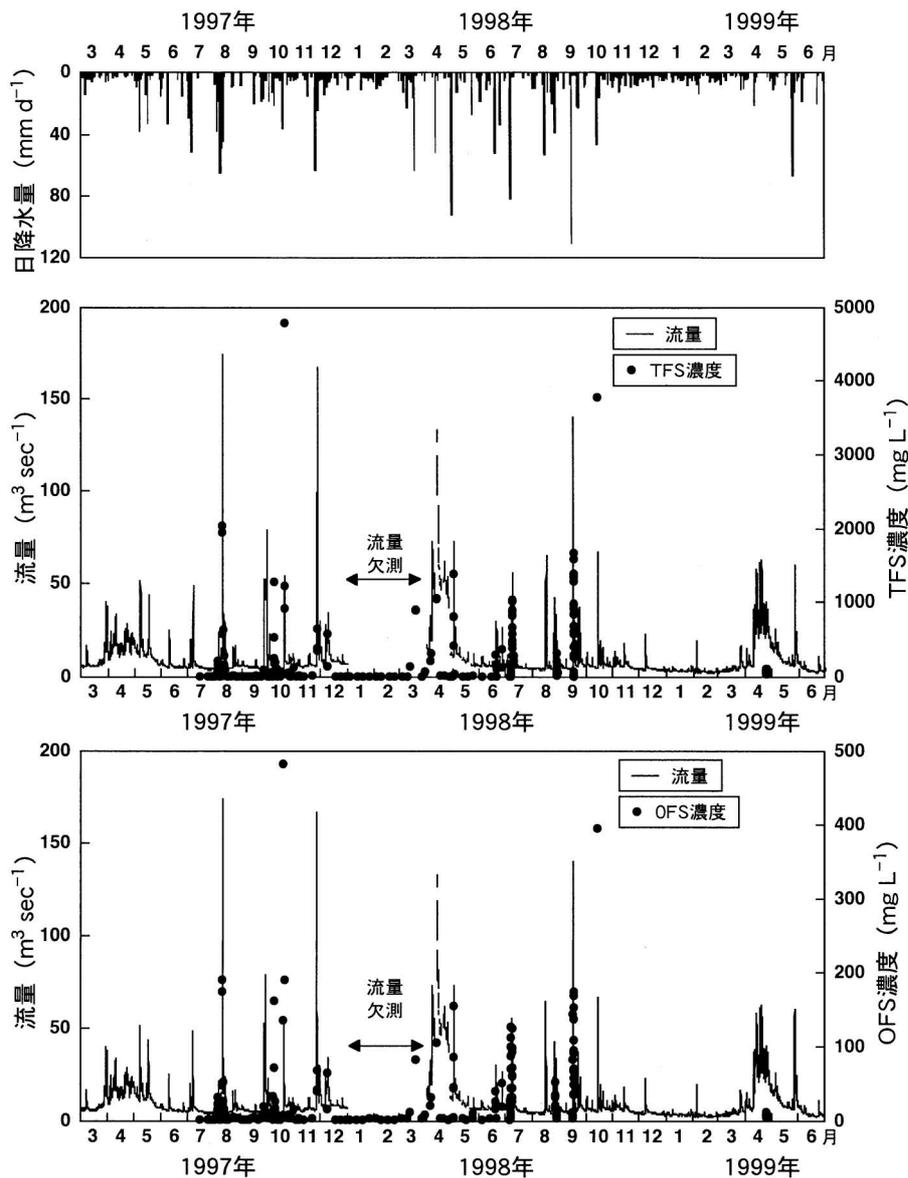


図4-6 貫気別川河口における日降水量，流量，TFS濃度，OFS濃度の長期変化

表4-2 貫気別川流域におけるTFS流出量とOFS流出量の月別推定値

月	TFS流出量(Mg)	OFS流出量(Mg)
1998, 7	811	129
8	1,233	177
9	8,566	641
10	994	148
11	184	61
12	83	29
1999, 1	25	13
2	45	15
3	91	32
4	13,068	1,648
5	1,703	306
6	49	21
年流出量	26,852	3,221

流出率は89%であった。貫気別川流域から噴火湾へ流出するTFSの年流出量は、約26,900Mg yr<sup>-1</sup>であった。単位面積(km<sup>2</sup>)あたりに換算すると113Mg km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>となった。OFSの年流出量は約3,220Mg yr<sup>-1</sup>であり、単位面積あたりの換算値は13.6Mg km<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>となった。TFS年流出量に対するOFS年流出量の割合は、約12.0%であった。TFS年流出量に対する各月のTFS流出量の割合は、1999年4月が48.7%と最も高く、次いで1998年9月が31.9%となり、その他の月は0.1~6.3%の範囲であった。貫気別川流域のTFSは、融雪期の4月と5月には年流出量の55%が流出し、降雨が集中する7~10月には43.2%が流出していた。OFSは、融雪期に相当する4月と5月には年流出量の60.6%が流出し、降雨期の7~10月には34.2%が流出していた。TSSの年流出量(30,393Mg yr<sup>-1</sup>)中に含まれるTFSの割合を計算した結果、88.3%を得た。

## 2) 土地利用形態が異なる支流域における浮遊土砂濃度と流出量の比較

土地利用形態が異なるOR流域,OH流域,NI流域における比流量,TFS濃度とOFS濃度の時間変化(1998年7月8~9日)をあわせて図4-7に示す。この降雨イベントにおいて、比流量のピーク数は各流域で異なっていた。OH流域では2つの比流量ピークを示し、観測期間内の比流量の最大値は0.22m<sup>3</sup> km<sup>-2</sup> sec<sup>-1</sup>であった。

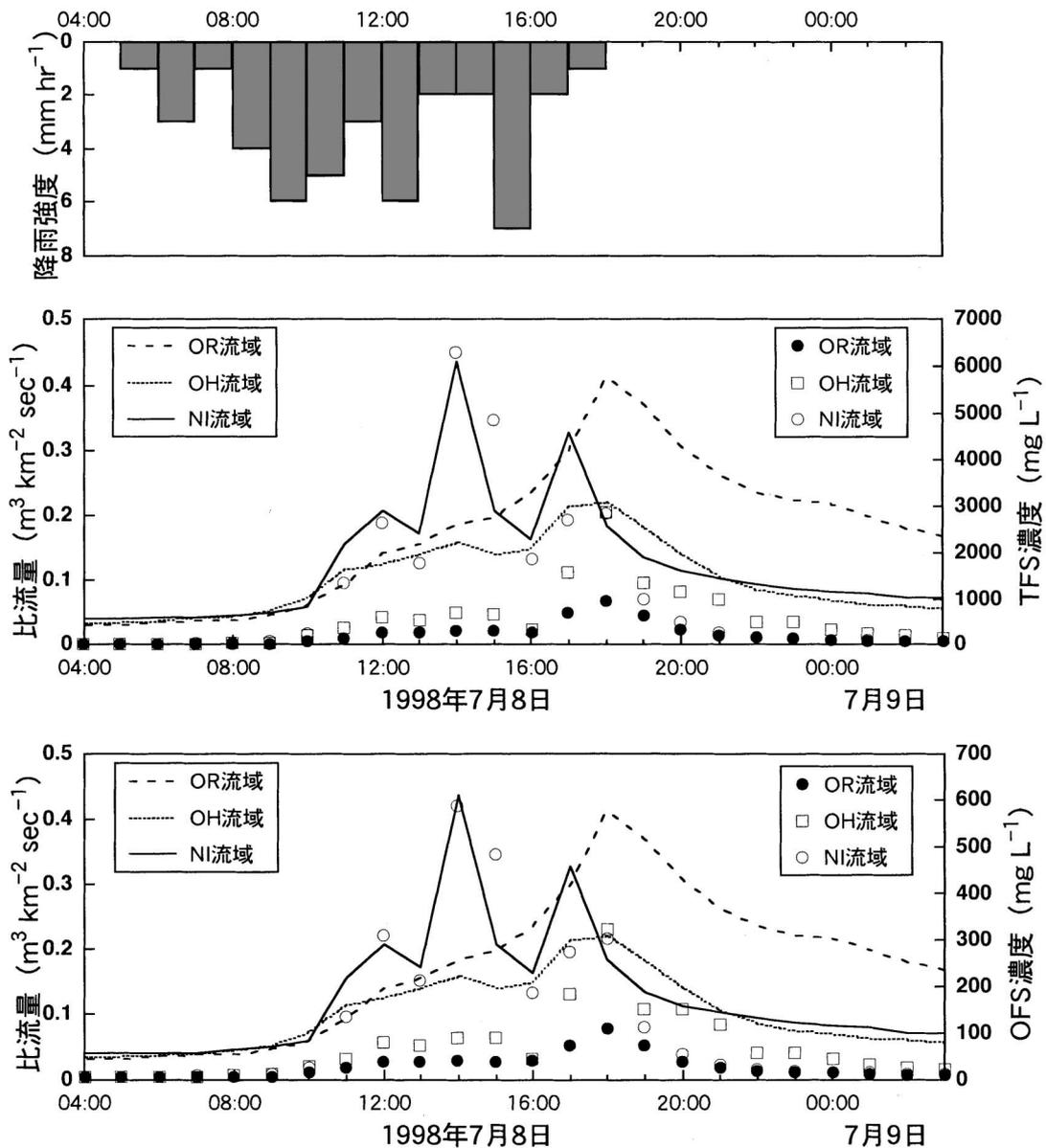


図4-7 降雨時における各支流域の比流量, TFS濃度, OFS濃度の時間変化

た。OR流域では1つの比流量ピークを示し、その値は $0.42\text{m}^3\text{ km}^{-2}\text{ sec}^{-1}$ であった。NI流域では、3つの比流量のピークがみられ、観測期間内の比流量の最大値は $0.43\text{m}^3\text{ km}^{-2}\text{ sec}^{-1}$ であった。ピーク比流量までの立ち上がりとその直後の減水割合を支流間で比較すると、NI流域が立ち上がりと減水が最も早い傾向を示し、他の支流は同程度であった。この降雨イベントにおけるTFS濃度の最大値は、OH流域が $2,872\text{mg L}^{-1}$ 、OR流域が $955\text{mg L}^{-1}$ 、NI流域が $6,293\text{mg L}^{-1}$ であった。OFS濃度の最大値は、OH流域が $323\text{mg L}^{-1}$ 、OR流域が $110\text{mg L}^{-1}$ 、NI流域が $590\text{mg L}^{-1}$ であった（ピークの生起時刻は、TFSと同時刻）。7月8日10～17時までのTFS濃度は、NI流域>OH流域>OR流域の順となり、同日18時以降はOH流域>NI流域>OR流域の順であった。なお、この降雨イベント時における貫気別川河口のTFS濃度最大値は $1,016\text{mg L}^{-1}$ 、貫気別川中流での最大値は $1,631\text{mg L}^{-1}$ であった。

貫気別川河口部と中流部ならびに各支流について、比較的良好な流量記録が得られた1998年7～12月までのTFS積算流出量を図4-8に示す。全地点のTFS積算流出量は降雨イベント時に急増するステップ状の変化を示した（ただし、NI流域は対象期間の4.4%にあたるデータ数が欠測している）。

6ヶ月間に流出したTFSの総量（ここではTFS期間流出量と呼ぶ）は、貫気別川河口が $11,871\text{Mg}$ 、貫気別川中流が $8,427\text{Mg}$ であった。同様に3支流のTFS期間流出量は、NI流域が $4,889\text{Mg}$ 以上と最も高く、OH流域が $1,958\text{Mg}$ 、OR流域が $531\text{Mg}$ であった。

同様に、OFS期間流出量（とTFS期間流出量に占める割合）は、貫気別川河口が $1,186\text{Mg}$ （10.0%）、貫気別川中流が $1,159\text{Mg}$ （13.8%）、NI流域が $597\text{Mg}$ 以上（12.2%）、OH流域が $199\text{Mg}$ （10.2%）、OR流域が $73\text{Mg}$ （13.7%）であった。TSS期間流出量に占めるTFSの割合は、貫気別川河口が92.3%、中流が85.5%、NI流域が84.4%、OH流域が85.3%、OR流域が82.5%と、すべての地点で80%を超えていた。

### 3) 採水地点別にみた流量 有機物割合の比較

採水地点別にみたOFS割合と流量の関係を図4-9に示す。すべての地点において、森林流域や森林伐採流域に比べて、OFS割合のばらつきが小さい傾向が明瞭であった。OFS割合の収束値と（流量のしきい値）は、貫気別川河口が11.0%（ $44.98\text{L sec}^{-1}$ ）、中流が10.4%（ $30.22\text{L sec}^{-1}$ ）、NI流域が10.1%（ $2.95\text{L sec}^{-1}$ ）、OH流域が10.1%（ $3.6\text{L sec}^{-1}$ ）、OR流域が10.5%（ $7.38\text{L sec}^{-1}$ ）と、すべての地点で10～11%の範囲であった。

高出水と低出水別にみた各流域におけるOFS濃度とIFS濃度の関係を図4-10にそれぞれ示す。全流域で、濃度間に明瞭な直線的増加関係がみられた。

全流域、両条件において、有意な積率相関係数が得られ、値がすべて0.9を超えていた（表4-3）。すべての流域において、低出水より高出水のI/O比の平均値が高かった。高出水と低出水におけるI/O比の平均値の差は、OR流域で大きく、NI流域とOH流域で小さかった。これより、NI流域とOH流域では、OFS濃度の変動に対するIFS濃度の変動が出水規模に関わらず一定の傾向にあった。

高出水におけるI/O比の平均値を流域間で比較すると、すべての地点で8.0を超えていた。特に、OR流域とOH流域では、高出水条件においてI/O比の平均値は9.0を上回っていた。一方、低出水におけるI/O比の平均値は、NI流域とOH流域で7.0を超えていた。

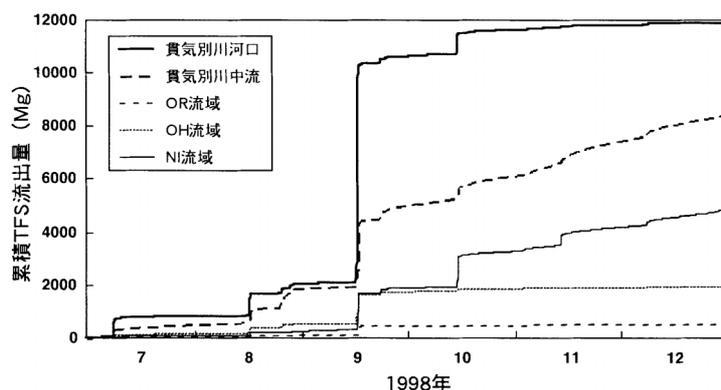


図4-8 貫気別川河口、中流、各支流における累積TFS流出量（1998年7～12月）NI流域に一部欠測あり

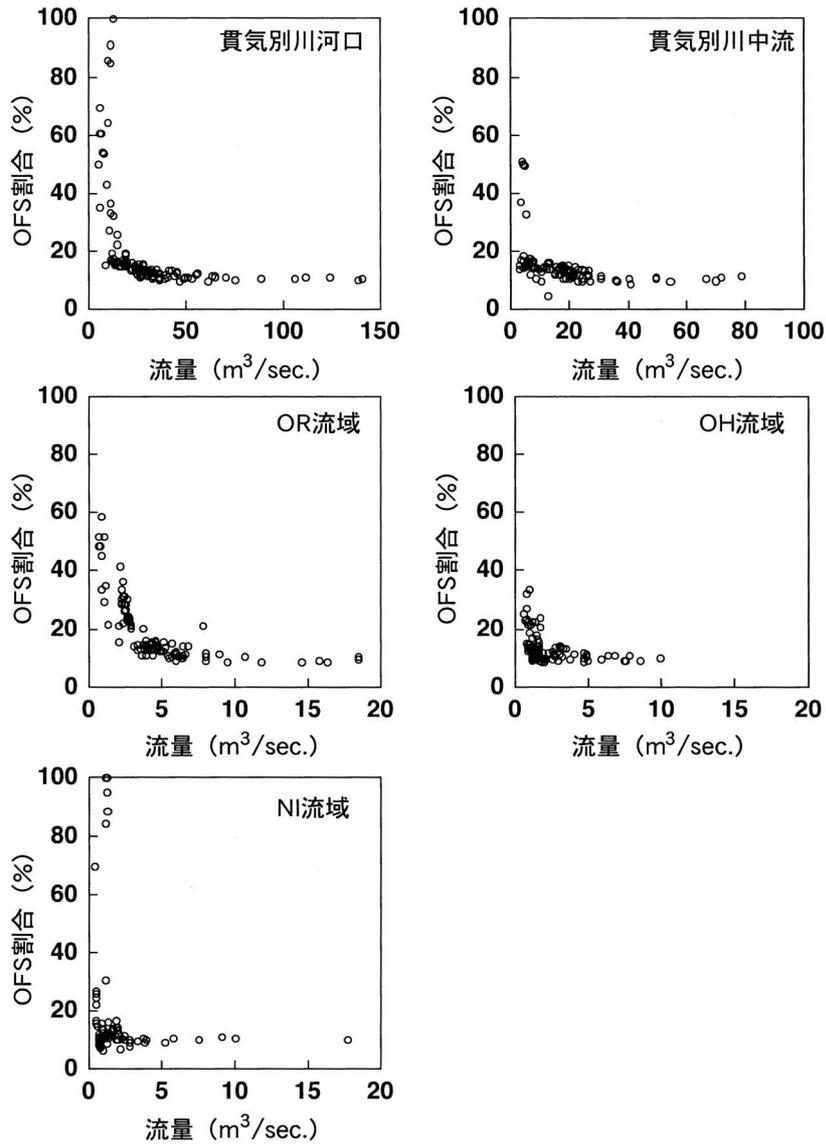


図4-9 貫気別川本流ならびに各支流域における流量とOFS割合の関係

表4-3 高出水と低出水条件におけるIFS濃度とOFS濃度の積率相関係数およびI/O比の平均値と標準誤差

流域	条件	相関係数	有意水準	I/O比
				平均値 ± 標準誤差
貫気別川河口	高出水	0.977	< 0.0001	8.131 ± 0.150
	低出水	0.979	< 0.0001	5.186 ± 0.239
貫気別川中流	高出水	0.970	< 0.0001	8.657 ± 0.236
	低出水	0.987	< 0.0001	6.309 ± 0.246
OR流域	高出水	0.907	< 0.0001	9.112 ± 0.563
	低出水	0.972	< 0.0001	5.101 ± 0.259
OH流域	高出水	0.946	< 0.0001	9.040 ± 0.242
	低出水	0.975	< 0.0001	7.061 ± 0.244
NI流域	高出水	0.996	< 0.0001	8.955 ± 0.198
	低出水	0.993	< 0.0001	7.353 ± 0.391

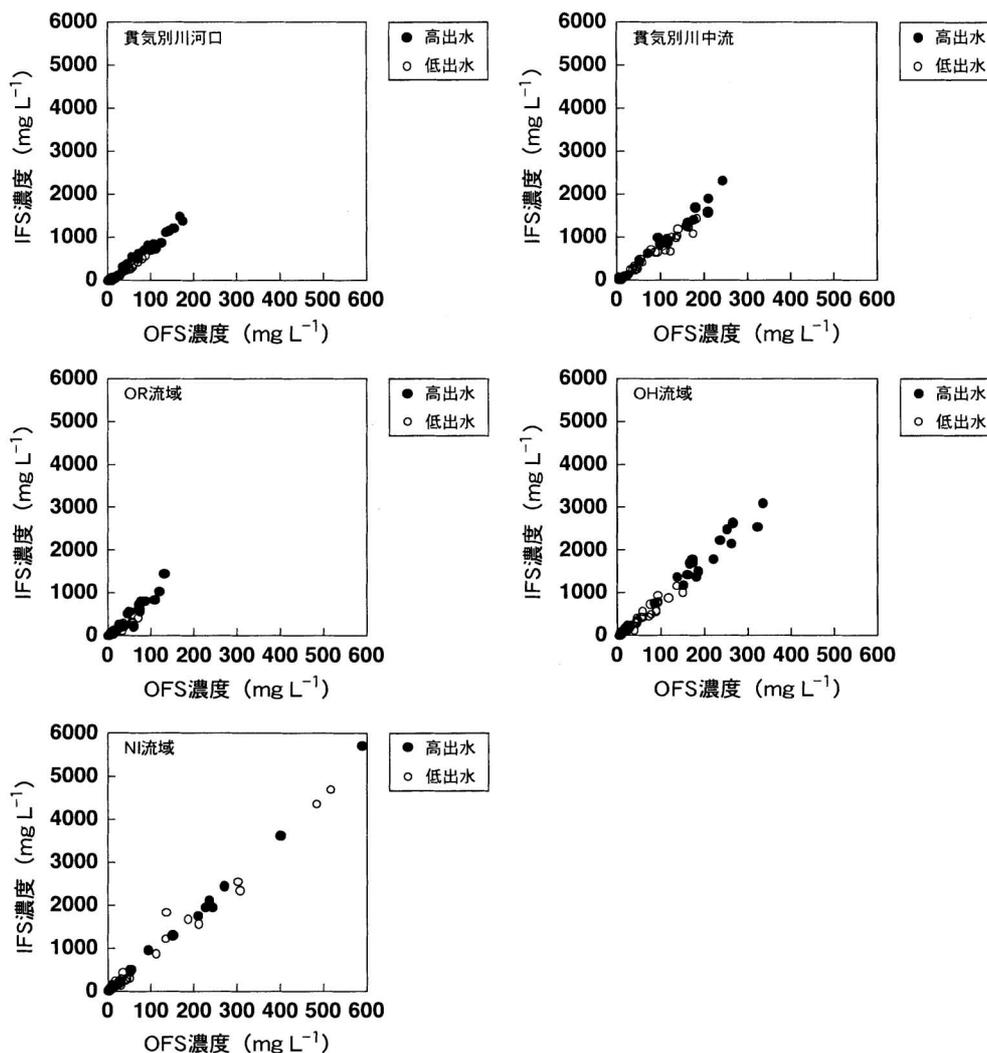


図4-10 貫気別川本流ならびに各支流域におけるIFS濃度とOFS濃度の関係

#### 4) 堆積物と浮遊土砂の粒径分布と鉱物組成

各堆積物と1998年7月8日17時30分、9月16日16時にOH流域で採取されたピーク濃度時のTSS無機成分の粒径加積曲線を図4-11に示す(各堆積物の粒径加積曲線は試料数に対する平均値で表され、両日とも同じ曲線である)。畑地土壌は、その他の堆積物に比べ細粒の土砂で構成されていた。OH流域におけるTSS無機成分の粒径分布について、7月8日の例では、畑地土壌に比べて粒径の細かい土砂の割合が高かった。畑地土壌の中央粒径は平均値0.0634mmであり、OH流域におけるTSS無機成分の中央粒径は0.0207mmであった。9月16日の例では、OH流域におけるTSS無機成分の粒径分布は、畑地土壌の粒径分布に近い分布を示していた。OH流域におけるTSS無機成分の中央粒径0.0644mmは、畑地土壌に極めて近い値であった。各堆積物およびTSS無機成分のIFS割合について、崖錐、扇状地堆積物、氾濫原堆積物は、氾濫原堆積物の1サンプルを除いてIFS割合が10~60%の範囲にあった。一方、畑地土壌はIFS割合が60~80%の範囲にあった。OH流域におけるTSS無機成分では、IFS割合が60%以上の範囲にあった。

崖錐堆積物、扇状地堆積物、氾濫原堆積物、畑地土壌、そしてOH流域におけるピーク濃度時のTSS無機成分に含まれていた鉱物組成には相違があった(図4-12)。試料の種類によらず、すべての試料には石英および斜長石が含まれていた。崖錐堆積物、扇状地堆積物、氾濫原堆積物には方解石、角閃石、黄鉄鉱が

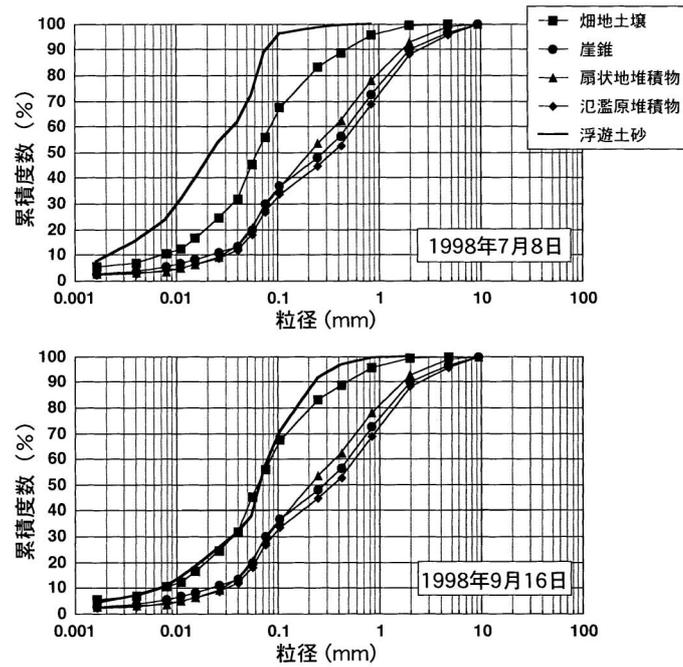


図 4 - 11 畑地土壤，崖錐，扇状地堆積物，氾濫原堆積物とOH流域における浮遊土砂の粒径加積曲線

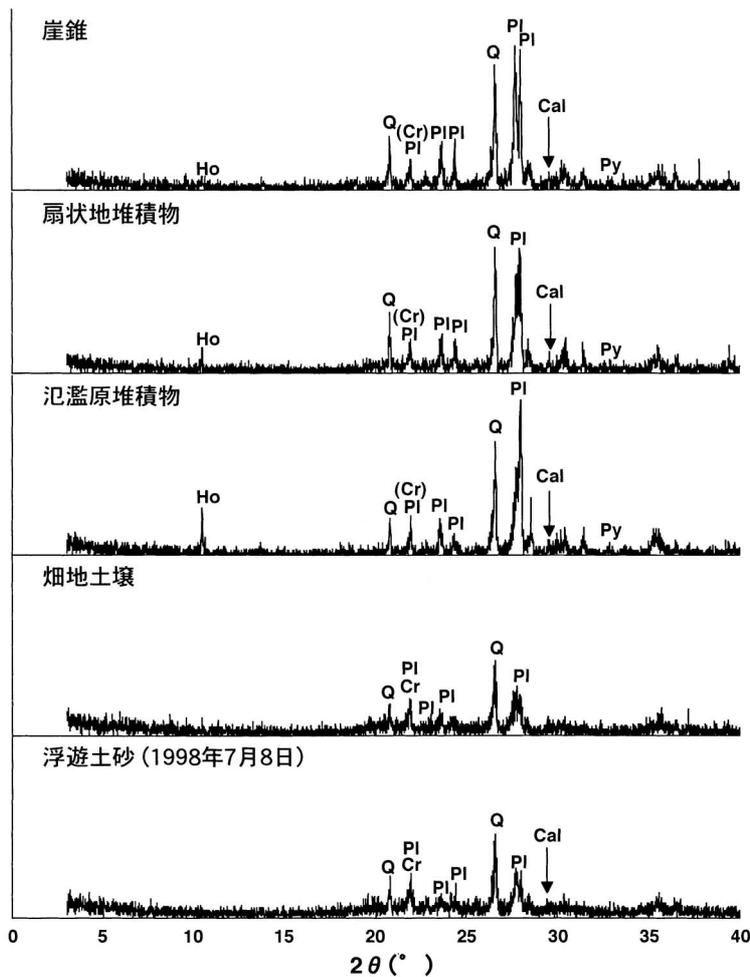


図 4 - 12 各堆積物とOH流域から流出した浮遊土砂のX線回折図  
 Q : 石英， PI : 斜長石， Cal : 方解石 Py : 黄鉄鉱 Ho : 角閃石 Cr : クリストバライト

含まれていた(一部黄鉄鉱が含まれていない試料もあった)。一方,畑地土壌では方解石や黄鉄鉱は一部の試料に含まれていたが,角閃石がまったく検出されず,クリストバライト(安山岩や生物起源の土壌に含まれる)が含まれていた。TSS無機成分中に含まれていた鉱物組成の特徴としては,角閃石がまったく検出されず,畑地土壌中に存在するクリストバライトが検出された。TSS無機成分の鉱物組成は,畑地土壌の組成に極めて近かった。なお,浮遊土砂と畑地土壌では $2\theta = 27 \sim 28$  の斜長石のピークに比べ, $2\theta = 22$  のピークが相対的に大きいことから,斜長石のほかにクリストバライトが多いと判断した。その他の堆積物では $2\theta = 22$  のピークが $2\theta = 27 \sim 28$  の斜長石のピークより相対的に小さいことから $22$  のピークは主に斜長石を表し,クリストバライトは微量であると判断した。

#### 5) 畑地における浮遊土砂濃度と土壌物理性

1998年7月8日と同年8月16,28日に観測された結果(表4-4)から,畑地から流出したTFS濃度は9例中4例で $1,000\text{mg L}^{-1}$ を超えており,最大で $10,328\text{mg L}^{-1}$ を記録した(8月28日)。TSS中に含まれるTFS割合は95.1~99.5%であり,畑地からの流土土砂のほとんどがTFSであった。OFS割合は,20~30%の範囲にあり,TFSの占める割合が多かった。

1998年5月21日,7月9日および10月13日に測定された麦畑と大根畑ならびに対照地である林地における平均貫入抵抗の鉛直プロファイルを図4-13に示す。麦畑では,すでに作付けされていた5月21日と栽培中であった7月9日には,ともに深さ10cm程度から平均貫入抵抗が $15 \sim 20\text{kg cm}^{-2}$ の値を示す層が存在した。収穫が終了し整地された10月13日では,20cm深までの平均貫入抵抗が $5\text{kg cm}^{-2}$ 以下であったが,20~40cm深に相対的に硬い層が認められた。

作付け前の心土破碎が行われた大根畑では,深さ60cmまでの平均貫入抵抗の値は小さかった(5月21日)。しかし,作付けが完了していた7月9日では,深さ60cmまでの平均貫入抵抗の値が作付け前に比べて増加した。特に,畝間では,深さ10cmの平均貫入抵抗が $15\text{kg cm}^{-2}$ を超えた。さらに,畝と畝間では,深さ40~50cmに平均貫入抵抗が $20\text{kg cm}^{-2}$ 近い値を示す硬い層が存在した。大根の収穫が終了し,整地された10月13日の平均貫入抵抗は,深さ15cmまでは $10\text{kg cm}^{-2}$ 以下と柔らかいが,深さ20~40cmでは $15\text{kg cm}^{-2}$ を超える層が形成されていた。

林地では,深さが増すにつれ平均貫入抵抗が徐々に増加する傾向がみられた。また,深さ20cmまでの平均貫入抵抗は,時期による顕著な違いが認められなかった。5月21日と7月9日の平均貫入抵抗は,両畑より低い値を示した。

表4-4 降雨時における畑地で観測されたTFS濃度とOFS濃度

日	時刻	TFS濃度 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	OFS濃度 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	TFS割合 (%)	OFS割合 (%)
1998.7.8	12:00	1,057	233	99.1	22.0
	12:30	2,202	434	99.3	19.7
	13:00	980	194	99.9	19.8
	14:00	123	33	98.1	26.6
	17:00	694	144	99.1	20.7
8.16	16:50	203	44	95.1	21.9
	17:20	52	16	99.6	30.0
8.28	12:30	10,328	2,131	98.8	20.6
	14:30	7,777	1,595	98.6	20.5

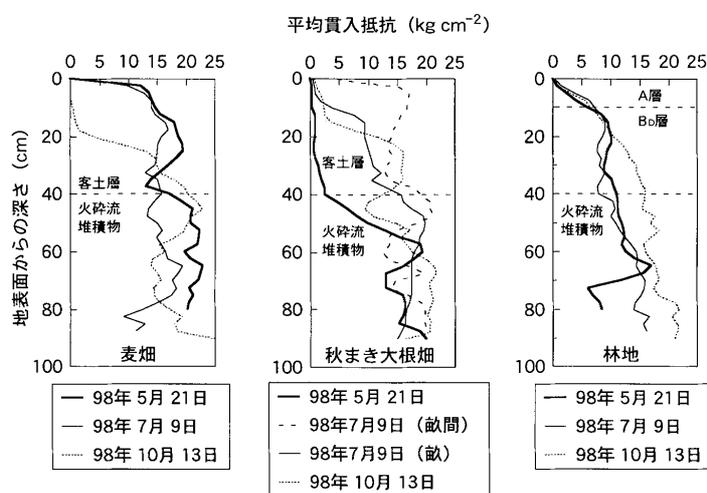


図4-13 各畑地と林地における平均貫入抵抗の鉛直プロファイル

麦畑と大根畑の畝および畝間、そして林地において測定された基準浸入能の平均値を図4-14に示す。林地の基準浸入能は $1,044\text{mm hr}^{-1}$ 、大根畑の畝は $1,102\text{mm hr}^{-1}$ と高い値を示した。一方、大根畑の畝間の基準浸入能は、最も低い $1\text{mm hr}^{-1}$ の値を示した。麦畑における基準浸入能の平均値は $255\text{mm hr}^{-1}$ であった。

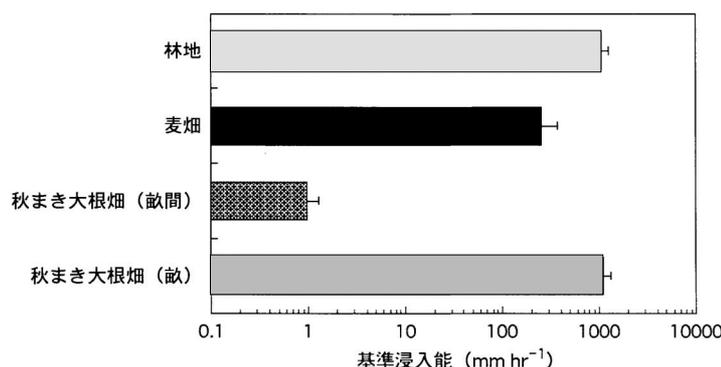


図4-14 各畑地と林地における基準浸入能

麦畑と林地における深さ別の飽和透水係数と間隙率を表4-5に示す。なお、林地における深さ10cmでは、ササの根の影響で不攪乱試料が採取できなかった。麦畑の飽和透水係数は林地に比べて低く、特に深さ30cmの飽和透水係数は $10^{-6}\text{cm sec}^{-1}$ オーダーと極めて低い値を示した。間隙率では、麦畑が54~65%の値を示したのに対して、林地では80%近い値であった。林地と畑地では、土壌物理性に顕著な違いが認められた。

表4-5 林地と畑地における深さ別にみた飽和透水係数と間隙率の平均値±標準偏差(1998年5月21日に採取;北海道立中央農業試験場 長谷川昇司氏分析)

地表からの深さ (cm)	飽和透水係数 ( $\text{cm sec}^{-1}$ )		間隙率 (%)	
	麦畑	林地	麦畑	林地
10	$4.3 \pm 1.8 \times 10^{-5}$	採取できず	$55.9 \pm 5.1$	採取できず
30	$4.2 \pm 1.8 \times 10^{-6}$	$6.3 \pm 1.4 \times 10^{-3}$	$54.2 \pm 0.6$	$82.3 \pm 0.8$
50	$7.3 \pm 10.3 \times 10^{-4}$	$1.1 \pm 0.9 \times 10^{-2}$	$64.6 \pm 8.8$	$79.4 \pm 2.1$

## (2) 畑地流域における浮遊土砂流出機構の相違

### 1) 畑地流域における浮遊土砂流出の特徴

Imeson and Vis (1984) は、農地流域からの浮遊土砂濃度が $1,000\text{mg L}^{-1}$ を超え、例外的に $10,000\text{mg L}^{-1}$ を記録したと述べている。国内の事例においても、畑地流域から $1,000\text{mg L}^{-1}$ を上回る浮遊土砂濃度が観測されている(長澤ら, 1986; 長澤ら, 2000; 南ら, 2001; 岡澤ら, 2001)。貫気別川流域河口で観測されたTFS濃度は、降雨時に $1,000\text{mg L}^{-1}$ を超えることがあった。畑地を内包する流域では、森林流域に比べて出水時に高濃度のTFSを流出する傾向にある。

貫気別川流域から流出するTFSは1年間に $10^4\text{Mg}$ オーダー、OFSは $10^3\text{Mg}$ オーダーが海域へ流出することが明らかになった。TFSの年間流出量を推定した例がないため、TSSの値について北海道の流域における観測事例と比較する。太田・中津川(2001)が推定した石狩川支川10地点のうち、貫気別川流域の流域面積と同オーダーの流域で求められたTSS推定総負荷量( $\text{km}^2$ あたりの年土砂量)の内訳は、忠別川が $22.3\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $263\text{km}^2$ )、牛朱別川が $4.08\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $481\text{km}^2$ )、美瑛川が $0.16\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $411\text{km}^2$ )、幾春別川が $134\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $325\text{km}^2$ )、豊平川が $28.9\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $651\text{km}^2$ )、当別川が $40.4\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ (流域面積 $348\text{km}^2$ )である。貫気別川流域で観測されたTSS年比流出量は、 $127.9\text{Mg km}^{-2}\text{ yr}^{-2}$ であり、北海道内の河川と比較しても高い値を示している。これらの流域の間では降水量の違いがあるものの、貫気別川流域では幾春別川を除き1オーダー以上高いTSSが流出している。これより、貫気別川流域は、これらの河川と比べて、浮遊土砂の流出量レベルが高いといえる。

TFS流出の時期的変化について、降雨が集中する時期(1998年7~10月)と融雪期(1999年4~5月)の6ヶ月間でTFS年流出量の98.7%が流出していた。出水時にこうしたTFSを含むTSSが噴火湾沿岸一帯に広がっている様子は、目視で確認できるほどである。貫気別川流域におけるTFSのほとんどは、融雪および降雨

に起因した出水時に河川を通じて海域へと流出する。

流量と濃度の関係では、正のべき乗係数が2.0である有意な回帰式が得られた。貫気別川流域では、流量の変動より濃度の変動が大きいことを示している。すなわち、流量の変動を上回るTFS濃度の供給があることを示唆する。

1998年7～12月における貫気別川中流部のTFS期間流出量は河口で得られた期間流出量の71%を占めていたことから、貫気別川流域の上～中流部はTFSの主な生産流域を内包していることがわかった。その中でも、畑地面積率が最も高いNI流域のTFS期間流出量は最も多く、OH流域の値がこれに続き、畑地面積率が最も低いOR流域が最も少ない。NI流域とOH流域からのTFS期間流出量を合計し、貫気別川流域全体からのTFS期間流出量に対する割合を求めると、56.2%以上と高い値になる。

Walling and Webb (1996) は、年平均土砂流出量が森林面積率に対して負の相関、農地面積率に対して正の相関を示すことを報告した。棗ら (1991) は、懸濁物質の流出原単位 (流域単位面積あたりの流出負荷量) に対して、比流量と土地利用形態 (土地利用面積比率) を変数とした重回帰モデルを道内河川に適用した結果、比流量は正の重回帰係数を、森林面積比率 (畑地面積比率とは相関係数 - 0.99の関係) は負の重回帰係数を示している。Imeson and Vis (1984) によれば、畑地流域における単位面積あたりの土砂流出量は、森林流域に対して約5倍の値が観測された。これらの結果は、森林面積率の減少 (もしくは畑地面積率の増加) が浮遊性物質の流出原単位を増加させることを意味する。これらの結果も考慮すると、貫気別川流域では、畑地面積率の高い流域がTFSの主な生産流域となっており、土地利用、特に畑地面積の違いが流域のTFS流出量の違いに反映しているといえる。

支流スケールでは、降雨イベント時におけるTFS濃度の最大値および期間流出量の順位が畑地面積率の順位と一致していた。特に、畑地面積率が最も高いNI流域では、比流量とTFS濃度の時間変化が急激な増減を示した。農地造成により洪水到達時間が短縮されることは、合理式を用いたモデル検証でも報告されている (瀧本ら, 1996)。貫気別川流域内の畑地では、降雨時に濁水化した地表流が流れていること、源頭部すべての畑地周辺では流末処理である明渠 (コンクリート製U字溝で急勾配) が設置されていることから、NI流域では、他流域に比べて降雨時に畑地で発生したTFSを含む地表流が明渠を通じて短時間に河川へ流れ込む条件をもっていることが示唆される。なお、支流におけるOFS年間流出量もTFS流出量の大小に準じており、畑地面積率の高い支流では、OFSの生産も著しい結果であった。

1998年7月8日の降雨イベント時では、TFS濃度の最大値がOR流域 < 貫気別川河口 < 貫気別川中流 < OH流域 < NI流域の順であった。これは、貫気別川中流から河口まで流下する間に希釈が起こったことを意味する。流域全体では、中流～下流側の区間は中流～上流までの区間に比べて相対的に森林面積が多い。前者の区間に位置する支流は、希釈流域として位置づけられる。

畑地から流出した濁水中のTFS濃度はときに $10,000\text{mg L}^{-1}$ を超える場合があり、畑地は高濃度のTFSの発生源となりうる。圃場スケールでの研究においても、林地に比べて畑地の比流出量は大きい (関根, 1994; Afandi *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2002)。

## 2) 浮遊土砂流出の発生源

粒径加積曲線では畑地土壌とその他の堆積物の粒径分布は異なっており、OH流域で測定された1998年9月16日におけるTSS無機成分の分布は畑地土壌の分布に近い傾向を示した。また、TSS無機成分は、畑地土壌の中央粒径と同程度か、もしくはより細かい粒子で構成されていた。粒径分布による発生源の特定は、TSSを輸送する媒体となる水流の流量などが反映するため、単に畑地土壌の粒径分布と比較することはできない。1998年7月8日の例では、同年9月16日の例より細粒の割合が高い。前者の日における降雨イベントの総降水量が44mmであるのに対して、後者の日における総降水量が105mmと異なっていた。これより、9月16日の降雨イベントでは、より粗粒粒子が流亡しやすい条件であったことが示唆される。

畑地土壌は、土粒子の粒径について細かい成分が多いなど、崖錐堆積物、扇状地堆積物、氾濫原堆積物に比べて異なる特徴を有している。また、粒径0.106mm未満の土粒子の割合は畑地で60～80%を占めていたことから、畑地土壌は潜在的にIFSとなりうる土粒子を多く含有している。実際に、TSSに対するTFS割合（大部分はIFSで構成）が95%以上と高いことから、畑地から流出する流亡土砂のほとんどはTFSである。

X線回折の結果ではOH流域のTSS無機成分中に畑地土壌に多く含まれていたクリストバライトが検出されたこと、ならびに崖錐、扇状地、氾濫原堆積物に含まれていた角閃石がTSS無機成分では検出されなかったことから、TSSの主な生産域は畑地土壌であると判断した。なお、クリストバライトは、畑地からの土砂も含まれていると考えられる二次堆積物である扇状地堆積物、氾濫原堆積物では微量であった。これは、畑地土壌では粒径0.106mm未満の土粒子の割合が高いことから、降雨や融雪時に畑地から流出した浮遊土砂が河道に到達する途中にある扇状地や氾濫原に堆積する量より、河川に直接流入する量がかなり多いことが原因であると考えられる。なお、OR流域とNI流域では、OH流域と同様の鉱物組成であった。これより、OR流域とNI流域ともに畑地由来のTFSが流出していることが示された。

以上のように、貫気別川流域内で発生するTFSは、主に畑地由来であることが明らかになった。そこで、畑地におけるTFS流出機構のうち、流亡土砂が生じやすい場の条件を有していたかについて考察する。

作付け種が異なる麦畑と大根畑では、時期により貫入抵抗の鉛直プロファイルに相違が認められた。これらの相違は、農作業の各段階（心土破碎、作付けを含む栽培、収穫後の整地）の違いに依存していると考えられる。特に、両畑の深さ60cmまで（大根畑では心土破碎を受けた範囲）のプロファイルは時期により大きく異なっており、この深さの土壌物理性が農作業の進行に伴いそれぞれ変化した。長谷川（1998）は、トラクターの踏圧頻度が高い部分ほど貫入抵抗が高いことを明らかにしている。トラクターが走行する麦畑および大根畑の畝間でみられた表層付近の硬い層は、作業機械による締め固めの影響によると考えた。両畑では20～40cm程度の深さにも硬い層が形成されており、これはトラクター走行の影響、特にタイヤの接地圧や剪断力、トラクター後部に接続したプラウなどの荷重により土壌が緊密になったと判断した。

土壌の緊密化は、畑地における飽和透水係数と間隙率の低下にも繋がる。硬盤層付近では飽和透水係数が著しく低い値であることから、降下浸透を妨げ一時的な飽和帯形成を促すことが予想される。さらに、畑地における間隙率も林地に比べ低い値であり、土壌の保水能力も低下している。

大根畑の基準浸入能は畝>畝間の関係を示し、畝の値は林地とほぼ同程度であった。麦畑の基準浸入能は、大根畑の畝と畝間の中間の値であった。畝と畝間の基準浸入能の違いは、トラクターの踏圧頻度が高い部分では基準浸入能が低下する報告（長谷川、1998）と同じ結果である。麦畑と大根畑の畝間でみられた基準浸入能の差は、トラクター走行により受ける踏圧頻度の違い、もしくは浸透能低下を引き起こす土壌表面の目詰まり現象（翁長・吉永、1988）、不透水性のクラスト（Hillel、1971）の形成状況や土壌内の亀裂状況の違いなどが反映したと推察する。なお、岩本（1995）は、作付けされる種類が異なれば栽培方法が異なるため、土壌侵食や地表流の発生状況に違いがあることを報告しており、麦畑と大根畑でみられた基準浸入能の違いも、栽培方法の違いが反映したものと判断した。

林地の土壌プロファイルは、畑地に比べて時期による違いが小さく、5月21日と7月9日の平均貫入抵抗は畑地より低い値であった。こうした現象は、林地では畑地のように耕うん時に踏圧を受けることがないためである。また、林地の基準浸入能、飽和透水係数、間隙率は麦畑の値よりすべて高い値を示したことから、林地土壌は浸透性、透水性、保水性が畑地に比べ高いことがわかる。したがって、林地土壌は地表に浮遊土砂が発生する機会が畑地より少ないと解釈される。また、畑地から流亡土砂が林地に流れ込んだ場合、その負荷量の30～100%が捕捉されており、林帯による浮遊土砂の捕捉効果が同地で検証されている（佐藤ら、2000）。

以上のように、畑地面積率の高い流域ほどTFS流出量が多く、TSS中の鉱物組成や粒度分布が畑地土壌

に極めて近いことから、TFSの主な発生源は畑地からのものであることが示された。林地とは異なり畑地における土壌物理性は、農作業の影響によって浸透性、透水性、保水性が著しく低下する。浸透能の低下は地表流の発生を促し、硬盤層における飽和透水係数の低下は浅い地中流の発生に繋がる。後者の流れについては、実際に畑地の斜面下部でパイピングによる水の吹き出しを確認しており、地中流が発生していた傍証を得ている。

### (3) 畑地流域における浮遊土砂の成分比率の相違

TSS期間流出量に占めるTFSの割合は、5流域で80%を超えていた。貫気別川流域内では、流出する浮遊土砂の大部分がTFSである。貫気別川中流でのTFS割合は85.5%であったが、貫気別川河口ではTFS割合が90%を超えていた。これは、流下過程の中で、浮遊土砂の粒径分布が変化していることを示している。TSS期間流出量からTFS期間流出量を差し引いたSL期間流出量は、河口で992Mg、中流で1,429Mgであった。この結果は、中流から河口への流下過程においてSLが沈殿し、TFSが新たに負荷されていたことを示している。

OFS期間流出量から求めたOFS割合は、5つの流域において11%を超えることはなかったことから、貫気別川流域は相対的に無機物流出量が多い特徴をもっている。

支流域間でOFSを比較した場合、降雨時の濃度ピークと期間流出量の順位は、TFSで求めた結果と同じであった。OFS割合では、森林面積率の高いOR流域が若干高い値を示したが、流域間で顕著な違いはなかった。OR流域は、鉍物分析の結果が示すように畑地由来の土砂が流入している。この流域内では、畑地面積率が小さいものの、その配置は主に流路沿いに位置する。Imeson and Vis(1984)は、浮遊土砂の流出に対して農地の面積率ではなく、その配置が重要であることを指摘している。OR流域では、河畔に位置する畑地由来のTFSが流入しているが、畑地面積率が小さいために見かけ上TFS流出量が少なかったと判断される。

TFS濃度が高い値を示したNI流域とOH流域では、高出水と低出水におけるI/O比の平均値の差が小さかった。これは、OFS濃度の変動に対するIFS濃度の変動が出水規模に関わらず一定の傾向にあることを示している。すなわち、高濃度のTFSを流出する支流域では、低出水においてもIFS供給が高出水に匹敵する割合で供給されていることを意味する。

流域間で高出水におけるI/O比の平均値が高いNI流域やOR流域では、高出水においてIFSが多く流出している。ただし、高出水と低出水のI/O比の平均値に大きな差があるOR流域では、出水規模によりIFS濃度の変動が切り替わる（新たな発生源面積の増加によるIFS供給などが想定される）ことが示唆される。

畑地から流出したTSSは、その大部分がTFSであり、IFSが80%以上を占めている。畑地に発生した流亡土砂が有する成分比率は、各支流域からの浮遊土砂の成分比率に似ており、畑地が浮遊土砂の発生源であることを考慮すると、流域開発による発生源の存在は、浮遊土砂の成分比率に強い影響を及ぼすことが示唆される。

以上のように、貫気別川流域では、畑地から流亡したTFSが崩壊地などの裸地面や明暗渠を通じて支流へ直接流れ込み、本流においては流下途中で沈降することなく、最終的にはOFS割合の少ない大量のTFSが海域へと流出するメカニズムが明らかとなった。このようなTFS流出機構は、噴火湾沿岸域の環境や生態系、水産資源に影響を与える可能性がある。

### 3 流域開発による浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴

光珠内実験林において設定された伐採流域は、伐採実施年について伐採前ならびに対照流域のTFS濃度比較から、伐採の影響を受けた流域と位置づけられる。森林流域における人為的な流域開発である森林伐

採は、裸地の増加という観点からみれば、その攪乱程度が集材路の面積率に留まっている弱度の攪乱である。しかし、当流域では、森林流域である村田の沢流域では観測されなかった最大 $10^3 \text{mg L}^{-1}$ オーダーのTFS濃度を記録しており、弱度の攪乱が及ぼす量的影響を無視することはできない。さらに、TSS濃度に対するTFS濃度の割合が伐採実施年に低下するほか、OFS割合も急激に低下した。伐採流域では、前章で想定された流域開発による質的流出特性の変化が引き起こされていた。このように、森林流域における人為攪乱により、浮遊土砂の成分比率は、TFS割合が増加しOFS割合が高い変化を示した。

このような変化が起きた理由として、伐採前に生じていた浮遊土砂の流出機構に加えて新たな発生源が生じたことが挙げられる。伐採流域では、集材路の盛土のり面崩壊、集材路開設に起因した流路内での土砂堆積がこれに相当する。すなわち、森林流域でみられたような溪岸部や流路周辺斜面とは異なる新たな発生源の存在が、浮遊土砂の流出機構と成分比率の変化をもたらしている。

本論の結果では、集材路における不安定土砂の自然に生じた改善により、伐採前のTFS流出レベルにまで回復する可能性があることを示している。弱度の攪乱では、人為攪乱により変質した浮遊土砂の流出機構は、自然状態においても改善され攪乱前の状態まで回復することが期待される。その意味では、森林伐採による弱度の攪乱における浮遊土砂の流出機構と成分比率は、時間変化にともなう可逆性を有しているといえる。

畑地を内包する貫気別川流域では、流域開発による人為攪乱が強度である。この判断は、畑地面積率が大きく、浸透能などの土壌物理性が著しく低下していることに起因する。

貫気別川流域の河口において、TFS濃度は、2年(1997, 1998年)にわたり最大 $10^3 \text{mg L}^{-1}$ オーダーが観測されている。その流出機構として発生源を求めたところ、畑地であることが明らかになった。畑地の土壌硬度プロファイルを調査した結果では、作付け種に対する営農方法の違いが土壌の基準浸透能や飽和透水係数などに影響していると考えられる。しかし、営農活動が毎年繰り返し行われていることを考慮すると、強度の攪乱である畑地流域における浮遊土砂の量的増加は、森林伐採流域と異なり継続する可能性が高い。なお、水田から流出する浮遊土砂の比流出量は森林に比べて4倍多いとの例(White, 1995)もあり、栽培種の違いに関わらず農業活動が浮遊土砂濃度増加に及ぼす影響は大きいといえる。

浮遊土砂の成分比率に着目すると、森林伐採流域同様、年流出量から算出したTFS割合は80%以上と高く、OFS割合は10%前後と低い値であった。成分比率の負の変化は、攪乱程度に関わらず、流域開発の影響を受けた流域における共通した現象であるかもしれない。畑地流域では、TFS割合が高く、OFS割合の低い浮遊土砂が畑地から流亡していた。攪乱によって新たに付加された発生源では、森林の状態とは異なる成分比率をもつ土砂が生産され流出している。

流域スケールが大きい場合、浮遊土砂流出に対する流域内部にある小流域には、希釈効果を有する流域と浮遊土砂を過剰に生産する流域がある。特にNI流域などを含む流域上流～中流部にかけてTFS流出量にして7割生産されている。この区間ではTFSを過剰に生産する流域を内包していることがわかる。

本流河道内においては、TFS期間流出量の値から、中流～河口の区間ではTFS量が増加する反面、SLの沈殿が生じていることが示された。流域スケールが大きい場合には、支流域群と河道内におけるそれぞれの浮遊土砂流出機構が流域全体における浮遊土砂の成分比率に反映することがある。

以上のように、流域開発を受けた流域では、人為攪乱によって森林流域にはない新たな発生源から生産される浮遊土砂が河川へ負荷されることによって流量や浮遊土砂の流出機構が変化し、OFS割合が少なくTFS割合が多くなる成分比率を示すことが明らかとなった。

## 第5章 浮遊土砂の流出機構と微細土成分比率に基づく流域評価手法の構築

### 1 流域開発による攪乱程度が異なる流域における流出機構と成分比率

森林流域と流域開発を受けた伐採流域ならびに畑地流域における浮遊土砂の流出機構と成分比率の特徴を整理すると、次のようになる。

森林流域では、TFSの濃度と流出量が相対的に低い値を示すと同時に、OFS割合が高い。高出水でのOFS濃度に対するIFS濃度の変動は、2～3倍程度である。TSS年流出量に占めるTFS割合は、80%を超えることがなかった。これらの流域のTFS発生源は溪岸部が主であり、降雨による周辺斜面部からのOFS流入も寄与する流域があった。

伐採流域や畑地流域では、OFSとIFSの最大濃度がともに森林流域より高いため、結果としてTFSの最大濃度が森林流域より高くなる。しかし、I/O比でみた場合、OFS濃度の変動に対するIFS濃度の変動が、森林流域の例に比べてかなり大きい(6倍以上)。TSSに占めるTFS割合も80%以上と極めて高い。これらの流域における主なTFS発生源は、人為攪乱に起因した場であり(本論では、それぞれ集材路と畑地)、この発生源から流出する浮遊土砂は、OFS濃度に比べてIFS濃度が高い。

流域内の攪乱程度によって、浮遊土砂の流出機構と成分比率は異なっている。逆の観点からみれば、浮遊土砂の成分比率などから対象とする流域の浮遊土砂流出特性を類推することができると考えた。この観点からいえば、このケースが浮遊土砂の量的流出特性と成分比率からみて攪乱の影響を強く受けており、流域評価では水土保持機能からみて低い流域とみなせる。

従来の研究や浮遊土砂流出対策では、TSSやTFS、OFSに関する量的特性に着目し議論することが多い。しかし、本論では、流域内の攪乱程度が異なる流域を対象として浮遊土砂流出を比較したところ、成分比率に違いが認められた。これより、流域評価に関して量的情報だけでなく浮遊土砂成分に関わる情報も重要であることは明らかである。

これらの考えに基づき、流域の状態を認識する手法の一つとして、浮遊土砂の流出機構と成分比率を用いた評価モデルを以下に示す。

### 2 流域評価モデルの構築

#### (1) 濃度オーダー指数の導入

本論の結果では、すべての試験研究流域における無降雨時のTFS、OFS、IFS濃度のオーダーは $10^0 \text{ mg L}^{-1}$ 以下であった。OFS最大濃度オーダーは、流域に関わらず $10^2 \text{ mg L}^{-1}$ 以下であった。これに対し、IFS濃度の最大オーダーは、森林流域で $10^3 \text{ mg L}^{-1}$ オーダーとなることはなかったものの、択伐直後の流域と畑地を内包する流域では、それぞれ最大オーダーが $10^3 \text{ mg L}^{-1}$ を記録した。出水時の濃度変動は、IFSがOFSより大きく、TFSの濃度変動にも反映している。既往の研究結果も流域開発を受けると同様のオーダーを取りうる(南ら, 2001)。これより、出水時におけるIFS濃度の最大オーダーは、流域内の攪乱程度と関連づけられると考えた。

以上の考え方から、ここでは、濃度オーダーに着目した濃度オーダー指数(COI; concentration order index)を新たに考案した。COIは、降雨時におけるIFS濃度(WL濃度に相当)の観測期間最大値を $C_p$ とし( $C_p$ が $10^{-1} \text{ mg L}^{-1}$ オーダーとなることは考えにくいいため、 $C_p$ の適用条件は $10^0 \text{ mg L}^{-1}$ オーダー以上とする)、以下の式で示した。

$$COI = \left( \log_{10}(C_p) \right)^2 \quad (5-1)$$

最大濃度の常用対数を2乗する操作は、 $C_p$ が高濃度になるほど常用対数値の変動が小さくなることを防

ぐためである。

## (2) 成分比指数の導入

本論の結果では、択伐直後の流域（収束値やTFS流出量に対する割合）と畑地を内包する流域におけるOFS割合は、10～20%の範囲にあった。人為的影響を受けた場がTFSの発生源となった場合、そこから流出するTFSはIFSの割合が多い傾向にある。OFSと比べてIFSは、生物に対する栄養源にはなりえず、各種産業や生物に多大な影響を及ぼす。流域評価を考える場合には、量的流出特性だけではなく、浮遊土砂の成分比率を考慮する意味がここにある。ある森林流域において、伐採などの人為改変によってOFS割合の値が低下する現象は、有機物や無機物の流域内蓄積、流路への供給の点からみて、流域内における微細土流出機構の変化を表しうる。

柳井・寺沢（1998）は、伐採地ではトータルとして物質生産量が多いものの、無機物の流出にともなう下流域へのマイナスインパクトも増大するため、有機物の増加がプラスとならず、無機物濃度の減少と有機物濃度の増加を図るような水質管理法の検討が重要であると述べている。以下に示す成分比指数は、こうした水質管理方法を確立する上でも利用可能であり、流域評価を定量的かつ客観的に表す指標になりうる。

浮遊土砂の成分比率のうち、攪乱程度が異なる流域間で最も変化したのは、TFS割合ではなくOFS割合である。OFS割合は、IFSとOFSの成分比率により決定される。IFS濃度とOFS濃度から導かれるI/O比の平均値は、流域開発を受けた流域で高い値を示し、特に攪乱度合いが大きい畑地流域の平均値は高い傾向にある。そこで、成分比指数（*CRI*；composition ratio index）の算出には、IFS濃度とOFS濃度の比を利用した。さらに、出水条件でI/O比の平均値を比較すると、低出水より高出水で高い値を示していたことから、成分比指数の算出には、高出水におけるIFS濃度とOFS濃度の比を利用することとした。

浮遊土砂の成分比率に基づく成分比指数は、以下の式で定義される。

$$CRI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n IOR_H \quad (5-2)$$

ここで、 $IOR_H$ は、高出水におけるI/O比である。

## (3) ランク表記による流域評価

次に、*COI*と*CRI*を利用した流域評価のランク表記方法について述べる。

村田の沢流域における観測結果に加えて、北海道各地で観測された森林流域、流域開発を受けた貫気別川流域、光珠内実験林流域のうち伐採流域、ならびに原木川皆伐流域の結果もあわせて*COI*をそれぞれ求めた。

*COI*と攪乱地面積率（林内路網の面積率や畑地・都市などの面積率を含む）の関係を整理した（図5-1）。なお、ほかの流域を内包する関係（例えば、貫気別川河口と支流流域）にある場合には、流域面積が小さい流域を採用した。

各流域では、流域内の地形、地質、植生、土地利用（以後、流域特性とする）や、降雨イベントにおける降水量の違いがあるため、両者の関係にはばらつきがある。しかし、攪乱地面積率の増加により*COI*が増加する明瞭な

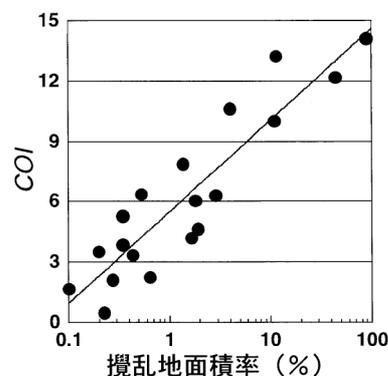


図5-1 流域内の攪乱地面積率と濃度オーダー指標（*COI*）の関係  
攪乱地面積率が対数表示のため、0%の点は除外されている

関係がみられた。攪乱地面積率が10%未満では、 $COI < 9.0$ であった。以上のことから、流域内の攪乱程度に関わる値として $COI$ は妥当な値であり、北海道の流域で適用できると判断した。

次に、濃度オーダー指数と同様に、本論の結果に加えて既往文献の結果から、森林流域が取りうる $CRI$ の値を検討する。

TFSのみならず、OFSの年流出量ないし期間流出量を同時に算出した例は少ない。本論と既往文献の結果から、森林を主体とする流域ではOFS割合が20%を超えており、流域開発を受けた流域では10%台であった。また、OFS割合の収束値の点からみても、森林流域と伐採前の森林流域が20%以上、畑地からTFSが流出している流域および択伐直後の流域が10%前後であった。以上のことから、OFS割合の許容値は20%以上が妥当であると考えた。

OFS割合の許容値から、IFS濃度を $C_i$ 、OFS濃度を $C_o$ とすると、OFS割合の許容値が0.2であることから、

$$\frac{C_o}{(C_i + C_o)} = 0.2 \quad (5-3)$$

の不等式が成り立つ。(5-3)式から、 $C_i/C_o$ を算出すると

$$\frac{C_i}{C_o} = 4 \quad (5-4)$$

の条件を満たせば、OFS割合が20%以上となる。

流域評価を行う手法として、最初に $COI$ をランク化し、次に $CRI$ のランクによりさらに細分するランク表記を考えた。これは、浮遊土砂に関わる社会的問題を考えた場合、最初に濃度や流出量などの量的な問題が問われるからである。

$COI$ のランクは、0  $COI < 4$ をランク (最大濃度オーダーが $10^2 \text{ mg L}^{-1}$ まで)、4  $COI < 9$ をランク (最大濃度オーダーが $10^2 \sim 10^3 \text{ mg L}^{-1}$ まで)、9  $COI < 12$ をランク (以後、機械的に $COI$ の刻みを3.0とする)、12  $COI < 15$ をランク、15  $COI$ をランクとする。

$CRI$ のランクでは、(5-4)式の関係から、 $IOR_H = 4$ をA、 $IOR_H > 4$ をBと区分する。

流域評価ランクは、 $COI$ と $CRI$ のランク表記を統合して表すことにする。例えば、 $COI$ がランク、 $CRI$ がランクBの場合には、流域評価ランクは Bと表記する。

### 3 流域評価モデルの適用と実証

村田の沢流域、光珠内実験林流域、貫気別川流域とその支流について、 $COI$ と $CRI$ の関係を示す(図5-2)。ここでは、このグラフをR-Oダイアグラム(ratio-orderダイアグラム)と呼称する。あわせて、流域評価ランクも図中に表記した。

R-Oダイアグラムでは攪乱程度が大きくなるほど(森林流域、森林伐採流域、畑地流域)左下方から右上方へプロット位置が変わる傾向を示した。また、森林流域では Aないし Aにランクされたが、伐採実施年の森林伐採流域と畑地流域では Bないし Bに区分された。これより、R-Oダイアグラムでは、ダイアグラム内の位置によって流域における人間活動による攪乱による流出機構の違いを表すことが可能である。

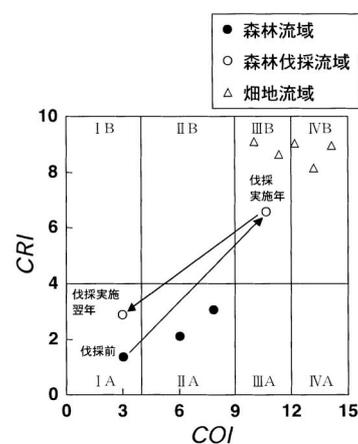


図5-2 各流域におけるR-Oダイアグラム  
 $COI$ は濃度オーダー指数、 $CRI$ は成分比指数  
ローマ数字とアルファベットは流域評価ランクを表す。図中矢印は、伐採流域における年次変化を示す

森林伐採流域では、伐採前のプロット位置が伐採実施年にはCOIとCRIがともに増加したが、伐採実施翌年には両値ともに低下した。しかし、伐採前と伐採実施翌年のCRIとCOIでは、COIが伐採前より低い値であるが、CRIでは伐採前より高い値を示している。従来の量的議論のみでは、伐採実施翌年には伐採前の濃度レベルまで回復したことになるが、R-Oダイアグラムでは依然IFS流出レベルがやや高いことを示している。このように、R-Oダイアグラム導入によって、量的情報だけでは判断されない流域開発に対する影響をより詳細に把握することが可能となる。なお、既往観測値より高いCOIが新たに記録された場合には、CRIを修正した上でプロットし直す。

#### 4 流域評価に基づく流域水土保全管理方針

##### (1) 流域評価を導入する意義

本論が提示した流域評価は、浮遊土砂対策を実施する際の意志決定を促すときに活用できる。つまり、対象流域において流量やIFS、OFS濃度の観測を行い、R-Oダイアグラムの作成と流域評価ランクを決定する。対策後には、事後評価の観測結果によって再びR-Oダイアグラムにプロットし、流域評価ランクの変化により対策の効果を検証する。R-Oダイアグラムは、流域の微細土流出特性とその経時変化を定量的に表すことを可能にする。

従来では、水質監視項目としてSSのみが測定されている。しかし、今後は、流域評価を質的側面から評価するために有機成分および無機成分の濃度測定を推奨すべきである。

##### (2) 流域評価ランクを活用した管理方針の決定

流域水土保全管理方針の意志決定を行うためのR-Oダイアグラムによる流域管理区分を提案する（図5-3）。

流域評価ランクが A, B, Aの流域であれば、流域スケールが大きい場合には希釈効果が期待できる。そのため、これらのランクに該当する流域は、流域開発を極力避ける「保全流域」として位置づける。もし、保全流域において森林施業などの流域開発を実施する場合には、伐採流域において微細土の発生源となりうる集材路を尾根のみに配置することや、地表攪乱をできるだけ防ぐ集材・搬出方法を選択するなど、浮遊土砂流出防止に最大限に配慮した方法をとることが必要である。

ランク B, Aの流域では、地域住民の要請がない限り浮遊土砂流出対策を即時行う必要はないが、豪雨などによりCOIやCRIが急増する恐れがある場合には予防措置を行う「監視流域」に位置づけた。

監視流域における予防措置としては、発生源の面積を減少させることが有効な方法である。裸地部での植生導入により、IFS流出の低下とOFS流出の増加を促進することで、OFS割合の増加が期待できる。

本論の結果から、森林流域でのTFSの発生源は、溪岸侵食地もしくは周辺斜面部からの洗い出しであることが明らかになった。これらの発生源について、大規模な面積でなければ、侵食防止措置を施す必要性は少ない。森林流域における浮遊土砂流出は、地形変化プロセスの一過程に過ぎない。海岸構造物の建設や貯水ダムにおける浮遊土砂の堆積などは、河川から流出する砂の供給を減少させることで砂浜消失を招

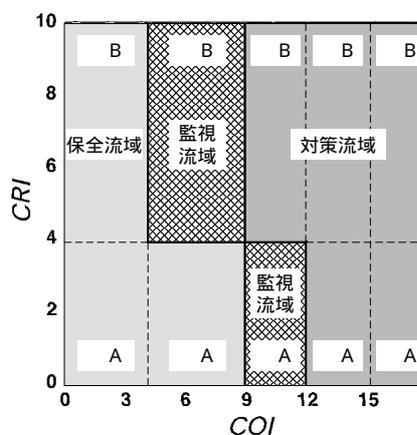


図5-3 R-Oダイアグラムに基づく流域水土保全管理区分  
COIは濃度オーダー指数，CRIは成分比指数  
ローマ数字とアルファベットは流域評価ランクを表す

くことがあり(栗山, 2001), 植生を含む多様な河川環境が攪乱や変動から生み出されているといわれていることから(尾澤, 2002), 浮遊土砂流出の抑制は単調な河川環境に繋がる恐れもある。

「保全流域」と「監視流域」では, 有機物の供給や砂浜の形成・維持に必要な土砂の供給, 攪乱による堆積土砂が大型草本の侵入を抑制することで河畔林が更新されることが期待される。浮遊土砂流出による経済的な損失が生じにくい流域(内水面漁業や上水道取水などが行われていない流域など)では, 土砂生産流域としてある程度の攪乱を容認する。したがって, これらの流域では, 砂防ダムや治山ダム, 沈砂池などの設置は最小限に留める。

流域評価ランクが B ~ B ないし A ~ A に該当した流域は, 「対策流域」として位置づけられ, 早急に対処するための意志決定を行い, 実行に移す必要がある。具体的な措置としては, 浮遊土砂の発生源を解明し, 最適な復旧措置を即時行うことである。

## 5 浮遊土砂流出抑制方法の選択における留意点

浮遊土砂の流達過程(発生源, 流出過程, 流下過程)を考慮し, その抑制方法を整理すると, 以下のようになる。発生源における抑制方法としては, 侵食防止効果に期待した裸地における植生導入や畑地でのマルチングなどが挙げられる。発生源から流路までの流出過程では, 発生源からの浮遊土砂の浸透・濾過効果に期待した緩衝林帯としての河畔林・河畔林の造成がある。流路内での流下過程では, 貯留機能に期待した沈砂池の設置がある。本論では, TFSの発生源であった集材路と, 畑地・緩衝林帯・畑地から河口までの流達過程内での改善方法について, 調査結果から明らかになった所見を交えてそれぞれ論じる。

本論が明らかにした択伐施業後のTFS濃度の発生源は, 集材路の設置に起因していた。集材路では, ブルドーザによる有機物の含有量が多い表層土の除去により, IFSが大量に流出すると想定される。Brown and Krygier (1971) は, 皆伐行為そのものでは渓流水中の浮遊土砂の濃度変化がほとんどなく, 伐採前の道路開設行為がその濃度を最も大きく変化させていると述べている。柳井・寺沢(1998) は, 渓流内搬出路設置流域と尾根のみ搬出路設置流域ならびに対照流域における渓流水中の浮遊土砂濃度をそれぞれ測定し, 平水時, 出水時ともに渓流内搬出路設置流域の濃度が最も高く, 尾根のみ搬出路設置流域では対照流域の2倍の濃度にとどまっていることを示した。伐採流域では, 集材路が流路近傍ならびに流路内を横切る配置となっており, 択伐後におけるTFS濃度の増加には, 林内路網の配置が大きく関与していた。したがって, 皆伐のみならず択伐や間伐といった伐採行為を行う場合には, 集材路面積を少なくし, できるだけ尾根部に集材路を配置するなどの計画を立てる必要がある。同様の提案は, 多数の研究からも提示されている(Johnson and Beschta, 1980; Gent Jr. *et al.*, 1983; Amaranthus *et al.*, 1985; Froehlich *et al.*, 1985; Malmer and Grip, 1990; Matangaran and Kobayashi, 1999)。

本論の結果から, 畑地を内包する流域におけるTFSの発生源は, 主に畑地であった。農業サイドでは, 発生源となりうる畑地からの土砂流亡を防ぐために, 土壌流亡抑制穴(長谷川, 1998), 高分子系侵食防止剤(新城ら, 1993), 作畦方法やフィルムマルチ, 牧草帯導入, 裏作を入れた作付け様式の効果(岩本, 1995), 土壌改良材(田熊・猪迫, 2002), 畝間からの排水に対する流末処理(松本, 1992)についてそれぞれ検討されてきた。しかし, 畑地から発生した浮遊土砂は, ある程度こうした対策でその流出を抑制することはできても, そのすべてを防ぐことは困難である。

本研究では, 森林面積率の高い支流流域のTFS流出量は少ないことが明らかになった。これは, 森林において雨滴侵食を抑制する場が広く, 発生源からの濁水濾過効果も発揮されていたと推察される。浮遊土砂が河川に流入するのを防ぐためには, 畑地における対策だけでなく, 畑地周辺の森林や河畔林のない場所で積極的に植栽などを行い, 崩壊地の拡大防止と浮遊土砂の捕捉効果の向上を促進する緩衝林帯を造成する必要がある。

森林の濁水濾過機能の期待から、林内への濁水排出処理が再評価されている（松本ら，1995）。林地には濁水化した地表流を濾過する効果があることが確認された。貫気別川流域において林地に濁水濾過効果があることは、すでに報告されている（佐藤ら，2000）。坂本（2000）や高橋ら（2003）は、過去の研究をレビューし、浮遊土砂流出に対する緩衝林帯の必要幅を提示している。これらの結果を利用した計画的な緩衝林帯の造成は、畑地由来の浮遊土砂流出が生じている流域において急務である。

しかし、斜面傾斜が15°を超える開析谷斜面に森林が多い貫気別川流域では、畑地で発生した濁水の処理方法として森林斜面に濁水を排出させる場合、集中的な排水を行うと、ガリー侵食を発生させるきっかけとなりうる（長坂，1998）。実際に、貫気別川流域において、明暗渠によって畑地から林地に向かって集中的に排水を行っている場所では、大規模なガリー状崩壊地があることを確認している。過去の研究例では、林地の傾斜が35～45°以上になると、流出土砂の抑止効果が困難になることが報告されている（坂本 2000）。したがって、林内への濁水排出を行わなければならない際には、急傾斜の林地（35°以上）への排水を避け、勾配が緩い（15°以下）傾斜地でも可能な限り濁水を拡散させて排出させるようにするべきである。

これらのことに配慮した対策を実施することで、対策流域における流域評価の改善が期待できる。しかし、対策流域において、発生源の一部でこのような処置を施してCOIがランク 以下に移行しても、処置していない発生源からの浮遊土砂流出によりCRIのランクがBのままであることも想定される。対策流域についてランク Aないし Aまで改善するためには、流域全体で浮遊土砂流出を抑制する処置を施すことが重要である。

沈砂池の利用は 設置する土地を確保することや 浚渫にかかる費用負担などの問題を含んでいる。Walling（1983）は、sediment deliveryの問題から、流域面積が $10^3 \text{ km}^2$ 以上の河川について、流下過程におけるSS流出量の増減傾向をみると、すべて減少（=SSの堆積）していたことをまとめている。この報告は、浮遊土砂の沈砂による流出量の軽減を期待させる。しかし、貫気別川本流では、その流下過程においてSLの沈殿はあるものの、TFSは流下過程で増加した。流域面積が $10^2 \text{ km}^2$ 以下の流域では、TFSの沈殿による貯留効果はそれほど期待できないであろう。また、特にランク ~ に該当する流域に沈砂池を設置する場合、沈殿した有機物の分解にともない酸素が消費され、無酸素状態の水が生成される可能性が高い。沈殿した土砂の浚渫を行った際には、無酸素状態の水が流出して魚類生息に悪影響を及ぼすことが、Laws（1993）によって紹介されている。したがって、 A ~ Aの流域において沈砂池を設置した場合には、有機物分解による水質悪化の恐れがある。

## おわりに

本論は、森林流域、択伐された流域、畑地を内包する流域において、TFS流出に関する量的特性および成分比率を定量的に評価し、その発生源の解明も同時に行った研究である。

流域開発が行われた流域では、新たな人為攪乱に起因した発生源が加わることで微細土有機成分を上回る微細土無機成分の増加が起こることが明らかとなった。このように、流域開発は、浮遊土砂の濃度や流出量の増加だけでなく、その成分比率も変化させることが定量的に示された。

本論では、これらの観測結果に基づき、浮遊土砂流出に対する流域評価を表す二つの指標（COIとCRI）と、これらの値を組み入れた流域評価の定量的表現方法R-Oダイアグラムと流域評価ランクを考案した。R-Oダイアグラムや流域評価ランクは、対象となる流域での浮遊土砂流出実態に関する認識を促すとともに、浮遊土砂対策（発生源の解明、治山・治水技術の中のハード工法、潜在的濁水発生予測マップの作成など）を実行する際の意志決定に活用することが可能である。また、流域評価の観点からみた浮遊土砂の流出抑制技術について論じたが、これらの情報は既存の対策方法に対する問題点なども記述しており、土砂対策に対して参考となるであろう。

本論で得られた知見は、浮遊土砂に関わる問題解決の中で、その評価と対策実施の意志決定を図る上で、有益な情報をもたらすものである。

### 引用文献

- Afandi, Rosadi R., Maryanto, Nurarifani, Utomo M., Senge M., and Adachi T. (2002) Sediment yield from various land use practices in a hilly tropical area of Lampung region, south Sumatera, Indonesia. *J. Jpn. Soc. Soil Phys.* 91 : 25 38.
- Amaranthus M.P., Rice R.M., Barr N.R., and Ziemer R.R. (1985) Logging and forest roads related to increased debris slides in southwestern Oregon. *J. For.* 83 : 229 233.
- 荒川久幸・松生 合 (1990) 褐藻類カジメ・ワカメの遊走子の沈降速度および基質着生に及ぼす海中懸濁粒子の影響. *日本水産学会誌* 56 : 1741 1748 .
- Beschta R.L. (1978) Long-term of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resour. Res.* 14 : 1011 1016.
- Brown G.W. and Krygier J.T. (1971) Clear-cut logging and sediment production in the Oregon Coast Range. *Water Resour. Res.* 7 : 1089 1098.
- 土木学会水理委員会 (1999) *水理公式集平成11年版* . 土木学会 : 713pp .
- 江頭進治・芦田和男 (1981) 山地流域における微細土砂の生産場と流出過程に関する研究. *京大防災研年報* 24 : 239 250 .
- 遠藤泰造・勝見精一・舟木敏夫 (1961) 夏期間の流量に及ぼす伐採の影響について. *1960年度林業試験場北海道支場年報* : 181 214 .
- Ferguson R.I., Grieve I.C., and Harrison D.J. (1991) Disentangling land use effects on sediment yield from year to year climatic variability. (Peters N.E. and Walling D.E. eds *Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation* . IAHS Publ. No.203 374pp.): 13 20.
- Francis I.S. and Tylor J.A. (1989) The effect of forestry drainage operations on upland sediment yields : A study of two peat-covered catchments. *Earth Surf. Process. Landforms* 14 : 73 83.
- Froehlich H.A., Miles D.W.R., and Robbins R.W. (1985) Soil bulk density recovery on compacted skid trails in central Idaho. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49 : 1015 1017.
- Gent J.A., Jr., Ballard R., and Hassan A.E. (1983) The impact of harvesting and site preparation on the physical properties of Lower Central Plain forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43 : 595 598.
- Grimshaw D. L. and Lewin J. (1980) Source identification for suspended sediments. *J. Hydrol.* 47 : 151 162.
- 半谷高久・小倉紀雄 (1995) *水質調査法* . 丸善 : 335pp .
- 長谷川昇司 (1998) 由仁町の小豆畑における土壌流亡抑制効果の検証. (*平成9年度共同研究報告書 農村地帯における河畔環境の再生に関する研究* .北海道立林業試験場・北海道立水産孵化場・北海道立中央農業試験場 76pp.): 44 51 .
- Haupt H.F. and Kidd W.J., Jr. (1965) Good logging practices reduce sedimentation in central Idaho. *J. For.* 63 : 664 670.
- Heninger R., Scott W., Dobkowski A., Miller R., Anderson H., and Duke S. (2002) Soil

- disturbance and 10-year growth response of coast Douglas-fir on nontilled and tilled skid trails in the Oregon Cascades. *Can. J. For. Res.* 32 : 233 246.
- Hillel, D.(1971) *Soil and Water Physical Principles and Processes*. Academic Press. New York (岩田進牛監修 高見晋一・内嶋善兵衛共訳 *土壌物理学概論 土と水の科学* 養賢堂 288pp.).
- 秀島好昭・大野 隆・中村和正・小野寺 勝・渡辺慎吾 (2002) 火山灰土壌が分布する積雪寒冷地流域の浮遊土砂流出抑止に関する研究 . 農耕地を広く抱える小流域での浮遊土砂流出の特徴 . *水文・水資源学会誌* 15 : 187 195 .
- 北海道立中央農業試験場・北海道農政部農業改良課 (1992) *土壌および作物栄養の診断基準 分析法 (改訂版)* . : 46pp .
- 堀田紀文・加山俊也・鈴木雅一・太田猛彦 (2001) 森林流域における浮遊土砂流出への伐採の影響 . *112回日林講* : 564p .
- Imeson A.C. and Vis M.(1984) The output of sediments and solutes from forested and cultivated clayey drainage basins in Luxembourg. *Earth Surf. Process. Landforms* 9 : 585 594.
- Iroumè A. (1990) Assessment of runoff and suspended sediment yield in a partially forested catchment in southern Chile. *Water Resour. Res.* 26 : 2637 2642.
- 岩本保典 (1995) 飯田高原の火山灰土野菜畑における土壌侵食の実態と対策 . *土壌の物理性* 71 : 31 36 .
- Johnson M.G. and Beschata R.L. (1980) Logging, infiltration capacity, and surface erodibility in western Oregon. *J. For.* 78 : 334 337.
- Kim H., Kasai M., Imada M., and Marutani T.(2000) Temporal changes in small particle sediment yielded from the catchment following to forest growth after clear cutting. *J. Fac. Agr. Kyushu Univ.* 44 (3・4): 473 481.
- 北原 曜 (1998) 森林が表面侵食を防ぐ . *森林科学* 22 : 16 22 .
- 国土庁土地局 (1977) *土地分類図 北海道 空知支庁* .
- 國松孝男 (2000) 森林伐採による栄養塩類の挙動と流出 . *第18回琵琶湖研究シンポジウム「森林伐採が環境に及ぼす影響」* 予稿集 : 15 24 .
- Kurashige Y.(1994) Mechanisms of suspended sediment supply to headwater rivers. *Japanese Geomorph. Union Trans.* 15A : 109 129.
- 倉茂好匡 (1996) 浮遊土砂の測定および解析方法 . (恩田裕一ら編 *水文地形学 山地の水循環と地形変化の相互作用* . 古今書院 267pp.): 132 142 .
- 樽林基弘・滝本晃也・佐藤直俊 (1996) 河川からの土砂流出が磯根資源 (ウニ) に与える影響 . *日林北支論* 44 : 44 47 .
- 栗山善昭 (2001) 失われた砂浜を取り戻すために . *土木学会誌* 86 (8): 77 79 .
- Larkin P.A., Slaney P.A., Warburton P., and Wilson A.S.(1998): Suspended sediment and fish habitat sedimentation in central interior watersheds of British Columbia. *Watershed Restoration Management Report* 7 : 31pp.
- Laws E.A.(1993) *Aquatic Pollution : An Introductory Text*. John Wiley & Sons, Inc.(神田 穰太・神田玲子訳, *水環境の基礎科学* . 技報堂出版 , 718pp.).
- Leeks G.J.L. and Marks S.D. (1997) Dynamics of river sediments in forested headwater stream: Plynlimon. *Hydrology and Earth System Science* 1 : 483 497 .
- Likens G.E. and Bormann F.H., Johnson N.M., Fisher D.W., and Pierce R.S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard

- Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.* 40 : 23 47.
- Likens G.E. and Bormann F.H. (1995) Biogeochemistry of a forested ecosystem 2ed. Springer-Verlag : 159pp.
- Lopes V.L., Ffolliott P.F., and Baker M. B., Jr. (2000) Effects of watershed management practices on sediment concentrations in the southwestern United States: Management implications. *USDA For. Serv. Proc. RMRS-P-13* : 352 355.
- 眞板英一・鈴木雅一・太田猛彦(2003) 東京大学千葉演習林袋山沢流域における伐採前後の流出量変化(2) 季節性の検討. *114回日林講* : 775 p .
- Malmer A. and Grip H. (1990) Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest in Sabah, Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 38 : 1 12.
- Matangaran J.R. and Kobayashi H. (1999) The effect of tractor logging on forest soil compaction and growth of *Shorea selanica* seedlings in Indonesia. *J. For. Res.* 4 : 13 15.
- 松本康夫(1992) マサ土開畑地の圃場形態と土壤侵食特性. *土壤の物理性* 64 : 27 35 .
- 松本康夫・天谷孝夫・西村直正(1995) 高原洪積畑地帯における圃場利用形態と土壤侵食特性. *土壤の物理性* 71 : 23 29 .
- 松村和樹・石橋晃睦(2001) *GIS・リモートセンシングとシミュレーション技術の活用 流砂系における流域土砂管理*. 山海堂 : 146pp.
- Miller E.L. (1984) Sediment yield and storm flow response to clear-cut harvest and site preparation in the Ouachita mountains. *Water Resour. Res.* 20 : 471 475 .
- 南 哲行・小山内信智・山田 孝・黒崎靖介・中村勝正・与那嶺 淳(2001) 沖縄島における流域単位での赤土砂の流出特性について. *砂防学会誌* 54(3) : 39 46 .
- Motha J.A., Wallbrink P.J., Hairsine P.B., and Grayson R.B. (2003) Determining the sources of suspended sediment in a forested catchment in southeastern Australia. *Water Resour. Res.* 39, 1056, doi : 10.1029/2001WR000794.
- 長坂晶子(1998) 土地利用の影響を知って川の濁りを防ごう 胆振貫気別川の例から. *光珠内季報* 112 : 9 12 .
- 長坂晶子・中島美由紀・柳井清治・長坂 有(2000) 河床の砂礫構成が底生動物の生息環境に及ぼす影響 森林および畑地河川の比較. *応用生態工学* 3 : 243 254 .
- 長坂晶子(2002) 沿岸山地溪流における有機物動態の季節変化. (平成13年度共同研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場 44pp.): 1 14 .
- 長澤徹明・片岡隆四・梅田安治・桜田純司(1986) 濁度計による河川浮流土砂量の推定. *農土論文集* 125 : 81 87 .
- 長澤徹明・井上 京・横山慎司(2000) 降雨時における浮流土砂流送挙動 農林地流域河川の浮流土砂流送に関する研究( ) . *農土論文集* 125 : 81 87 .
- 中村太士(1992) 河川環境の改善に対する一つの指針 米国西海岸での手法紹介と日本への適用. *新砂防(砂防学会誌)* 45(4) : 15 21 .
- Nakamura F., Sudo S., Kameyama S., and Jitsu M. (1997) Influences of channelization on discharge of suspended sediment and wetland vegetation in Kushiro Marsh, northern Japan. *Geomorphology* 18 : 279 289.

- 棗 庄輔・三上英敏・有末二郎・伊藤英司(1991)十勝川の流出原単位に関する調査研究．*北海道環境科学研究所センター所報* 18:25-33．
- 岡澤 宏・長澤徹明・井上 京・山本忠男(2001)北海道南西部の農地流域における降雨時の河川水質環境．*農土論文集* 211:35-42．
- 翁長謙良・吉永安俊(1988)沖縄の畑地土壌の物理性．*土壌の物理性* 58:17-29．
- 太田猛彦(1996)森林と水循環．*森林科学* 18:26-31．
- 太田陽子・中津川 誠(2001)石狩川流域における水質成分負荷量の特性．(平成12年度環境研究室成果報告書．北海道開発局開発土木研究所 環境研究室 265pp.):47-54．
- 尾澤卓男(2002)河川と植生．*土木学会誌* 87(7):42-45．
- 朴 鐘楨(1991)浮流砂濃度の変動パターンから見た山地河川における土砂流出特性．*地形* 12:51-67．
- 坂本知己・中井裕一郎・北原 曜・寺嶋智己(1993)山地小流域における浮遊土砂の測定( ) 出水時における変化．*日林北支論* 41:145-147．
- 坂本知己・寺嶋智己・中井裕一郎(2000)山地小流域における治山堰堤がウォッシュロードの流出に与える影響．*日林北支論* 48:123-126．
- 坂本知己(2000)土砂流入の緩和(砂防学会編 *水辺域管理 その理論・技術と実践* .古今書院 329pp.):127-144．
- 佐藤弘和(1999)広葉樹林流域における溪流流出特性に関する研究．*北海道林試研報* 36:21-36．
- 佐藤弘和・長谷川昇司・長坂 有(2000)土壌物理性からみた畑地からの浮遊土砂発生機構と林地による捕捉効果．*森林立地* 42:47-52．
- 佐藤弘和・石井吉之(2001)隣接する2流域における融雪流出に及ぼす内部小流域の役割．*地形* 22:165-183．
- 佐藤弘和・今 博計・長坂 有・長坂晶子(2003)伐採地における植生回復による浮遊土砂流出抑制効果の検証．(平成14年度重点領域特別研究報告書 *森林域における河川の濁水対策マニュアルの開発* .北海道立林業試験場 113pp.):44-56．
- 佐藤弘和・寺澤和彦(2004)択伐施業後における渓流水中に含まれる微細土濃度の変化．*日林誌* 86:349-357．
- 佐藤弘和・対馬俊之(2003)林内道路の崩壊発生状況とその対策方法への提言．(平成14年度重点領域特別研究報告書 *森林域における河川の濁水対策マニュアルの開発* 北海道立林業試験場 113pp.):74-88．
- 佐藤弘和・柳井清治・長坂 有・長坂晶子・佐藤 創(2002)北海道南西部噴火湾沿岸流域における土地利用の違いが浮遊土砂流出特性に及ぼす影響．*水文・水資源学会誌* 15:117-127．
- 関根 亨(1994)群馬県吾妻川流域における森林種類及び土地利用別の水・土流出量観測結果．*日林論* 105:603-606．
- Sheridan W.L. and McNeil W.J. (1968) Some effects of logging on two salmon streams in Alaska. *J. For.* 66:128-133.
- 志水俊夫・菊谷昭雄・河野良治(1984)林種転換が小流域の流出に及ぼす影響( ) 1時間最大流量および直接流出量について．*日林論* 95:551-552．
- 志水俊夫(1990)森林伐採が融雪流出に及ぼす影響．*雪氷* 52:29-34．
- 新城俊也・小宮康明・宮城調勝・赤嶺充司(1993)高分子系被膜剤による国頭マージ地帯における赤土流出防止．*農土論文集* 166:97-104．
- Sutherland A.B., Meyer J.L., and Gardiner E.P. (2002) Effects of land cover on sediment

- regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 47 : 1791-1805.
- Syvitski J.P., Morehead M.D., Bahr D.B., and Mulder T. (2000) Estimating fluvial sediment transport: The rating parameters. *Water Resour. Res.* 36 : 2747-2760.
- 橘 治国 (1993) 森林河川における栄養塩の流出と懸濁物質の役割. *水環境学会誌* 14 : 450-456.
- 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.
- 瀧本裕士・堀野治彦・丸山利輔・渡辺紹裕 (1996) 農地造成に伴う洪水流出特性の変化. *水文・水資源学会誌* 9 : 542-550.
- 田熊勝利・猪迫耕二 (2002) 土壌流亡に伴う濁水の土壌改良材による処理とその効果. *鳥大農研報* 55 : 21-26.
- 寺嶋智己 (2002) 水の濁りをはかる. *森林科学* 34 : 48p.
- Walling D.E. (1983) The sediment delivery problem. *J. Hydrol.* 65 : 209-237.
- Walling D.E. and Webb B.W. (1996) Water quality 1. Physical characteristics. (Petts G. and Calow P. eds, *River Flows and Channel Forms*. Blackwell Science 262pp.): 77-101.
- White S. (1995) Soil erosion and sediment yield in the Philippines. (Foster et al. eds, *Sediment and Water Quality in River Catchment*. John Wiley & Sons 473pp.): 391-406.
- Williams G.P. (1989) Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *J. Hydrol.* 111 : 89-106.
- 山田浩之・中村太士 (2001) 微細砂堆積による河床透水性の低下がサクラマス卵の生残率に及ぼす影響. *日林北支論* 49 : 112-114.
- 山崎晃裕・中津川 誠 (1997) 積雪寒冷地流域の土地利用と水質成分負荷量について その1 河川流出負荷量からの土地利用別水質成分原単位の推定. *開発土木研究所月報* 529 : 2-10.
- 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及び海域に及ぼす影響 ( ) 山地流域から津軽海峡に流出する浮遊土砂と有機物. *日林誌* 77 : 408-415.
- 柳井清治・寺沢和彦 (1998) 北海道南部沿岸山地流域における伐採が溪流の土砂および有機物の流出に及ぼす影響. *北海道林試研報* 35 : 1-10.

### Summary

To understand changes in the sources and generation of suspended fine solids associated with human development in a drainage basin, it is essential to understand the effects of human impacts. This study examined the runoff characteristics of suspended fine solids in drainage basins with differing types of land use, and established watershed assessment methods and measures for effective watershed management. The ratios of organic fine solid (OFS) to total fine solid (TFS) concentrations (OFS concentration / TFS concentration) were measured in watersheds representing three types of land use (i.e., forestlands, selectively cut forests, and cultivated lands). In the forested catchments, TFS concentrations were  $10 \text{ mg L}^{-1}$  under normal discharge conditions, and maximum TFS concentrations were  $10^2 \text{ mg L}^{-1}$  under high-discharge conditions caused by rainfall events. The TFS concentrations from the selective-cutting catchment often exceeded  $2,000 \text{ mg L}^{-1}$  in the first year after logging. However, TFS concentrations decreased in the second year after logging.

In the agricultural watershed, TFS concentrations at the mouth of the main stream were  $10^3 \text{ mg L}^{-1}$  under high-discharge conditions caused by snowmelt and rainfall events. The amounts of TFSs discharged from the three tributaries increased with the proportion of cultivated land area. The OFS ratio was over 30% for the forested catchments and about 10% for the selectively cut catchment and for agricultural watersheds. The sources of TFSs were bank erosion or material transportation from hillslopes near the stream channel in the forested catchments, sediment deposition below skid trails adjacent to the stream after logging in the selectively cut catchment, and delivery from cultivated land in the agricultural watershed. These results indicate that although TFS transport occurs in forested catchments, TFS concentrations increase as the area disturbed by human activities increases. Human disturbances also change the ratio of inorganic and organic contents (e.g., OFS content is lower after disturbance), causing greater fluctuations in inorganic fine solid concentrations, which can negatively affect river biota, than in organic solid fluctuations. The results of this study led to the creation of two indices: an index of fine solid concentrations that quantitatively shows TFS runoff characteristics, and a composition-ratio index using the ratio of inorganic and organic fine solid concentrations during high-discharge periods. A ratio-order diagram incorporating both indices was also created and used to adapt management plans (i.e., drainage basin preservation, surveillance, and measures) to the specific drainage basin types and to propose measures for preventing stream turbidity.

Key words : agricultural watershed, fine solids, forested catchment, logging, watershed assessment