

流域改変による水土流出 河川生物生息環境の連鎖的变化機構に関する研究

長坂晶子*

Historical changes of watershed hydrology and sedimentation
on riparian environment associated with anthropogenic activities
in Hokkaido, northern Japan
Akiko NAGASAKA*

要 旨

治山・治水などの国土保全事業は従来、洪水や土砂災害から土地利用の安全性を確保する手段と位置付けられてきた。しかし土地利用の拡大や高度化は、災害形態の多様化や災害危険域の増大をもたらし、さらに河川流域の自然環境資源の損失を促進したため、河川生態系保全を含めた流域管理手法の構築が要請されている。そのためには、これら一連の現象を流域の物理・生物環境の連鎖的变化として捉え、これまで個別領域で進められてきた河川関連研究を包括的に捉えなおすことが必要不可欠である。本研究ではこれらの点を踏まえ、研究対象流域として、河川改修が強度に進行した草地化流域と、上流域台地が農地開発された畑地流域を設定し、流域改変による水土流出機構変化ならびに河川生物生息環境への影響波及様式の解明を試みた。

結果として、以下の物理・生物環境の連鎖的变化機構が明らかになった。草地化流域においては、丘陵地への大規模草地開発・蛇行流路の直線化・連続堤防を主とした大規模な治水工事が実施されたことによって、中・下流域の水流出機構が大きく変化し、水貯留機能の減少と水疎通機能の増加がそれぞれ同時期(1975年)に現れた。さらに治水工事によって河畔林が除去された結果、夏期最高水温の上昇と河道内倒流木密度の減少が推定され、この地域の代表的な冷水性サケ科魚類であるサクラマス¹の生息に好適な環境を悪化させたことが推測された。また畑地化流域においては、畑地化に起因して発生しているガリー崩壊が1980年代に急増しており、農作業形態の変化、経営規模の拡大を反映したものと考えられた。谷底堆積物からも最近22年間の土砂堆積厚の増加が示されたことから、崩壊地の増加と谷底の埋没はほぼ同時期に起こったものと考えられた。さらに、一次谷・二次谷に堆積した土砂が順次下流に流出する傾向が見られることなどから、結果としてもともとあった河床砂礫の間隙を充填してはまり石状の河床形態を形成し、底生動物群集の貧困化をもたらしていると推察された。

北海道の多くの農業地帯の流域構造に変化をもたらした社会的因子として農業基本法(1961～)とそれに伴う1960年代以降の農作業形態や経営規模の変化が挙げられ、研究対象流域でも1970年代後半から流域構造の変化が顕在化していることが明らかになり、特に水土保持機能の低下として現れることが示された。これらの実態を元に、流域管理手法の基本理念として水土保持空間・機能の再生による水土流出機構の復元と河川生物生息環境の創出が提案された。

キーワード：流域保全，農地開発，河川改修，ガリー侵食，河川生態系

*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40号 平成15年3月, Bulletin of the Hokkaido Forestry Research Institute, No. 40. March 2003〕

目 次

- 1. 序 論
 - 1 1：研究の背景
 - 1 2：流域解析に関するこれまでの研究
 - 1 3：本研究の目的と構成
- 2. 下流域低位氾濫原の草地化と治水事業が水流出機構に及ぼす影響
 - 2 1：研究対象流域の概要と研究方法
 - 2 2：タンクモデルを用いた流出解析による水流出機構の変化
 - 2 3：流域構造解析による水流出機構の変化
 - 2 4：流域改変に伴う水流出機構の変化と治水安全度への影響
- 3. 上流域丘陵台地の畑地化が土砂流出機構に与える影響
 - 3 1：研究対象流域の概要と研究方法
 - 3 2：畑地流域における崩壊地の土砂動態
 - 3 3：畑地流域における土砂収支の変化
- 4. 水土保持機能変化の河川生物生息環境への影響波及様式
 - 4 1：流域改変による水土保持機能の変化と生物環境変化との対応関係
 - 4 2：水土保持機能の変化が河川生物生息環境に及ぼす影響
- 5. 流域改変による水土流出 河川生物生息環境の連鎖的变化機構
 - 5 1：農地流域における水土保持構造の変化と河川生物への影響
 - 5 2：今後の流域保全の基本理念
 - 5 3：おわりに

引用文献

Summary

1. 序 論

1 1：研究の背景

日本でのこの10年ほどの間の河川生態系保全に対する関心の高まりは予想以上の感がある。明治初期、ヨーロッパから近代治水工法がもたらされて以来、日本の多くの河川では、洪水流をいちやく下流に流し去るために、蛇行した流路を直線化し連続堤防を築く工事が行われてきた。その傾向は、戦後の高度経済成長期に土地利用が高度化するにつれ、より顕著になった。しかし、こうした工事は河畔域を大きく改変せざるを得ず、河岸や河床はコンクリートブロックによって護岸され、河畔植生が除去されるなどして、生物にとっての生息場条件は劣悪になった。こうした状況下で1980年代にはいり、都市の住民を中心に、身近な水辺の自然環境再生を要望する声が高まり始め、現在の河川生態系復元運動の発端となった。しかし、画一的な河川改修は農村地域にまで拡大しており、引き続き河川生態系への影響が懸念されている。

こうした中で、近代治水工法の限界も顕在化し始めている。都市周辺での土地利用の無秩序な拡大と近代治水工事は、いわゆる都市型水害を激化させたため（高橋 1971）、建設省はそれまでの治水工事の考え方を大きく転換させ、1977年「総合治水対策の推進方策について」答申により、それまで河道のみで負担していた洪水処理を流域全体で分担することを打ち出した。これは、流域を保水地域・遊水地域・低地地域に三区区分し、それぞれの地域で洪水流を負担させようというものであり、都市計画と防災事業の一体化の必要性を浮き彫りにした。さらに1987年には「超過洪水対策の推進方策について」答申で、計画規模を

上回る洪水発生の可能性が常にあるということを認め、洪水は越流しても破堤しなければ被害が極端に小さくなることから、破堤しないように堤防の幅を広くした高規格堤防（スーパー堤防）の推進を打ち出した。これら一連の治水対策は明治中期以降続いてきた、連続堤防・河道の直線化という河川改修依存からの転換、「洪水を防ぐ」から「水害を軽減する」という治水思想の転換（大熊 1988）を示したものといえる。

戦後の復興期には治山・治水などの国土保全事業は、土地利用や資源開発（木材生産）の基盤整備として産業の発展を支える役割を果たしてきたが、高度経済成長以後は、無秩序な土地開発によって災害が増加したため、災害の後始末的役割を担わされてきた感がある。この10数年来の保全行政における新しい動きは、流域全体の土地利用のあり方から問い直す必要があることを反映したものにほかならない。まさに現在は、新たな流域管理の基本理念や方法論をめぐって模索の段階にあり、研究レベルでも、これまで個別分野で進められてきた流域研究を包括的に捉え直す必要性が生じてきたといえる。しかしこれまでの研究では、河畔域に生じる様々な現象の多くは、水流出あるいは土砂流出機構の変化、生物相あるいは生息環境の変化、といったように、それぞれ個別事象として取り扱われてきており、相互を結びつける作業はほとんど行われてこなかった。国土保全の目的として、生物保全や生息場復元など、生物に配慮した事業が要請されるようになったことを考えると、これらを河畔域で生起している現象として同時に評価し、相互関連性を認識していく必要性が生じているといえる。

1 2：流域解析に関するこれまでの研究

近年、北米を中心に流域の人為的変化に伴う影響評価の研究事例が報告され始め、数少ないものの、中～大流域単位で水文現象や生態系変化を捉え、土地利用計画に反映させる試みを行っている（Dickelt and Tuttle 1985；Lee and Gosselink 1988；Gosselink et al. 1990）。これらの研究では共通して広域データと長期観測データの重要性が述べられ、実際に利用されているが、対象とする現象を明確に設定し、変化をもたらした現象の因果関係について仮説を持たなければ、単に流量変化や水質変化、土地利用変化などを羅列するだけになる。そのため、調査解析の当初に、対象とする流域で最も重要で鍵となる現象、プロセスを明確に判断する必要がある（Naiman 1998b）。

また流域レベルの土地利用と河川生物の生息環境とを関連づける研究は、近年直接傾度分析の手法（Richards & Host 1993, 1994；Townsend et al. 1997；Wood & Armitage 1999）、北米を中心に提案されている様々なハビタット指標（Karr 1991, 1998；Wallace et al. 1996；Roth et al. 1996；Allan et al. 1997）などを用いて試みられるようになってきた。IBI（Index of Biological Integrity）やHI（Habitat Index）として提案されている生息場指標は、これまでに蓄積されてきた多くのフィールドデータに基づいており、北米ではいくつかの手法について有効性を検証したりするなど（Mcquid & Norfleet 1999）、実際の流域管理に応用可能な手法となりつつある。しかし日本においては、限られた地域でしかデータの蓄積がなく、水文特性や地形、植生、生物相などが異なる北米の手法を直接適用する段階ではないと筆者は考える。

これら流域の変化が河畔域に及ぼす影響を把握、表現するための有効な概念、手法として、近年、景観生態学（Landscape Ecology；Forman & Godron 1986）が注目されている。ここでは地域（=Landscape）をいくつかの要素から構成される集合体として定義し、空間要素の基本単位をひとつのパッチとしたとき、パッチ間の物質・エネルギー・生物の移動とそれらの量を明らかにすることを従来の生態学との大きな相違点と位置づけている。ある生物から見たLandscapeとは、その生物の生息に必要な機能を発揮する空間要素によって構成されるひとつの構造を意味する。すなわちLandscape Ecologyとはある空間的広がりの中で起こっている生物・非生物間の相互作用を明らかにする学問と位置づけられ、土地利用などの人為的変化の影響評価や地域生態管理などに展開されることが強く期待されている。

1 3 : 本研究の目的と構成

一般的にある流域における水流出機構は、流出解析によって流出計算を行い把握する。しかし、降雨流出系は流域のなかでいわばひとつのシステムとして機能しており、降雨から流出に至る一連の雨水運搬過程は気候・地形・地質・植生（土地利用も含む）など、流域の中に不均質に存在する環境因子の影響を大きく受ける。流出解析では流域の内部はブラックボックスであり、土地利用変化が水流出機構のどの過程に影響したのか把握することは困難である。そこで本研究では、Landscape Ecologyの考え方を発展させて水流出機構からみた流域構造を以下のように定義することにした。流域に雨が降ると、まず雨水は土壌に浸入し、地下へと降下浸透する。一部は浸透しきれずに地表流として低地に流出し、河道をそのまま流下するものと、氾濫原で氾濫貯留されるものとに分かれる。すなわち、流域は保水域・遊水域・通水域という空間要素から構成されるひとつの構造とみなすことができ、それぞれの空間要素が水浸透・水貯留・水疎通の機能を発揮することにより水流出機構が現象すると捉えることができる。土砂流出機構の場合も同様に、流域は土砂の生産域・滞留域・流送域という空間要素から構成され、それぞれの空間要素が土砂保持・滞留・流送のそれぞれの機能を発揮することにより、その流域の土砂流出機構が生起すると捉えることができる。したがって、対象に応じて、流域の発揮する機能とそれに対応する空間要素を明らかにし、土地利用等の改変により空間要素がどのように変化し、さらに空間要素の持つ機能がどのように変化したのか明らかにすることによって、ブラックボックスの議論ではなく、流域の内部構造、すなわち変化のプロセスそのものについて言及できると考えられる。また、Malanson(1993)は流域内における河畔域の位置づけをLandscape Ecologyの考え方を適用して説明している。すなわち、河畔域は縦断的にみると、流域の中の土地利用や植生などが異なるパッチとパッチを連結する通路として機能し、横断的に見ると陸域と水域の相互作用の場と位置づけられる。したがって、河畔域は流域改変の影響が波及・集結する場であり、河畔域そのものの改変は陸域と水域の相互作用を変化させる行為とみなすことができる。

これらのことを踏まえ本研究では、これまで個別分野で進められてきた河川流域研究を総合的に捉えるため、Landscape Ecologyの概念を応用して、流域改変による水土流出機構の変化をパッチ間の物質移動や量の変化として表し、さらにこれらの河川生物生息環境への影響波及と、治水事業等による大規模な河畔域改変に伴う陸域・水域の相互作用の変化を明らかにすることによって、物理・生物環境の連鎖的变化機構を解明することを目的とした。本研究では北海道の農村地帯を流下する2流域を対象として、鍵となる現象の把握、対象流域において最も環境変化の影響を反映しやすい生物を取り上げ、流域分析を行った。第2章では、草地化とそれに伴う強度な河川改修による水流出機構の変化を明らかにした。第3章では、上流域丘陵台地の畑地化に伴う土砂生産・流出機構の変化を明らかにした。第4章では、流域構造の変化が河川生物の生息環境に及ぼす影響を明らかにした。第5章において、2、3、4章の結果を整理し、流域改変による水土流出・生物生息環境の連鎖的变化機構について明らかにし、今後の流域保全の基本原理、保全事業の方法について提言を行った。本研究は、社会的要請が高まりつつある河川流域の総合的研究に踏み込んだという点で、応用的にも意義が高いものといえ、今後の流域保全の方向性や環境影響評価手法の開発、長期モニタリング事項の検討などにも示唆を与えられるものと考えられる。

本論文の作成にあたっては、北海道大学農学部林学科在籍中から数えると、実に10年越しの研究となった。この間、数え切れないほど多くの方々のお世話になったが、とくにここに記して以下の方々にお礼申し上げたい。

北海道大学農学部の新谷融教授には、卒論作成時から熱心に議論していただくとともに、本論文の完成まで根気強くご指導していただいた。笹賀一郎教授には、この研究のきっかけとなった問寒別川流域での卒業研究のアイデアをいただき、卒業論文作成のあらゆる面でお世話になった。中村太士教授には、修士論文以降の研究に関して厳しくご指導いただくとともに、一時的に河川流域の研究から離れていたとき

も常に叱咤激励していただいた。長澤徹明教授には本論文作成にあたり丁寧な指導をいただいた。北海道工業大学の柳井清治教授には、貫気別川流域での調査研究のあらゆる面で多大な指導をいただいた。この共同研究のメンバーに入れていただいたことで、河川流域研究に復帰するきっかけができ、学位論文を書くことができた。

また、問寒別川、貫気別川いずれの研究も、個人の力で達成できる研究ではなく、データを快く提供してくださった方々や共同研究者との、文字通り総合的な研究の成果である。問寒別川流域の研究では、石橋（旧姓杉本）幸穂氏に水温の、愛媛大学の井上幹生博士には倒流木の、それぞれ貴重なデータを提供していただいた。貫気別川流域の研究では、降雨時採水ならびに粒度分析に際し、(株)日本工営の中島和也氏に多大な助力をいただいた。また北海道立林業試験場の佐藤弘和氏には現地調査や論文の取りまとめにあたって議論していただくとともに、貴重な浮遊砂データの提供をしていただいた。北海道立水産孵化場の中島美由紀氏には河床砂礫の調査手法について議論していただくとともに、底生動物の同定を一手に引き受けていただいた。時間と労力のかかる微地形測量や河床砂礫調査、サンプル分析に際しては、北海道立林業試験場の佐藤創博士、長坂有氏に多大な助力と助言をいただいた。

これらの方々、そしてここに書ききれない無数の助言者、助力者の方々に改めて深くお礼申し上げます。本報告は「北海道大学学位審査論文」であるが、紙面の都合により一部略記した。

2．下流域低位氾濫原の草地化と治水事業が水流出機構に及ぼす影響

2 1：研究対象流域の概要と研究方法

2 1 1：問寒別川流域の概要

問寒別川流域は、北海道北部地域の代表河川である天塩川水系の右岸支川である（東経142°、北緯45°）。流域面積は276km²、流路総延長は38.2km、問寒別川の各支川は樹枝状に合流している（図 1）。流域中央部約60kmは氾濫原と丘陵とからなり、かつては低位泥炭が発達した湿地帯であったが、現在は土地改良がなされ道北地方有数の酪農専業地帯となっている。氾濫原上流域約220kmは北海道大学農学部附属演習林となっ

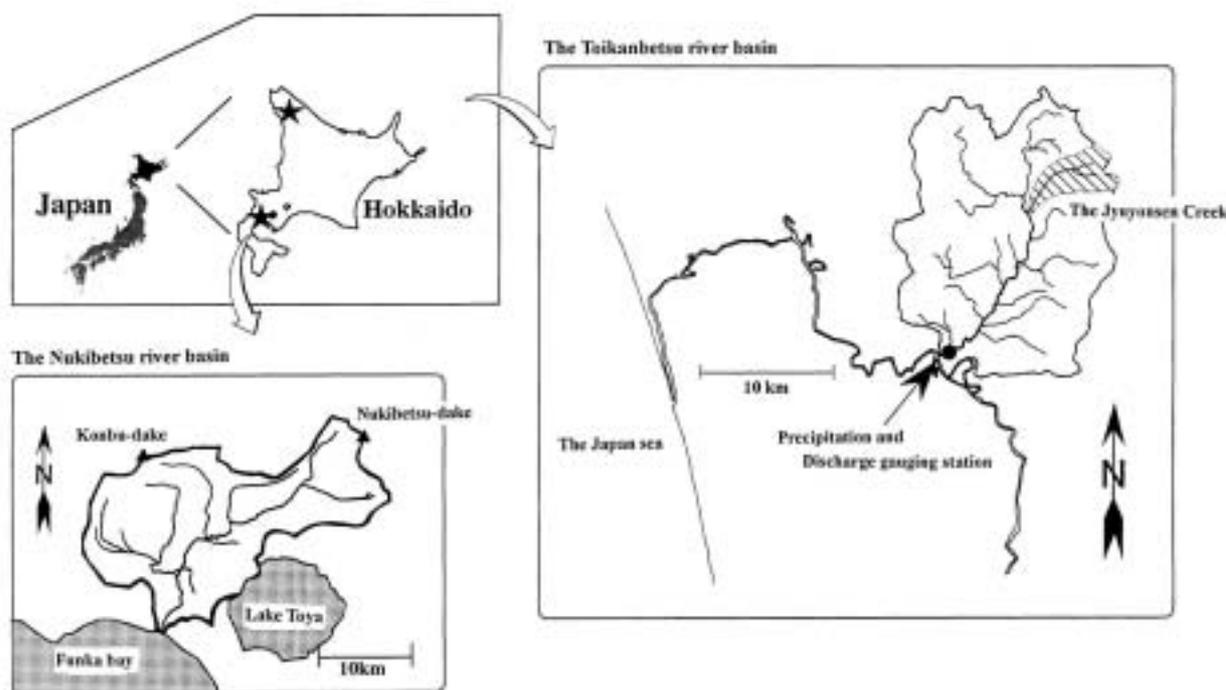


図 1 調査対象流域位置図

Fig.1 The location of the study river basin.

ている。流域の地質は問寒別川をはさんでほぼ東西に区分される。東部は白亜紀層および蛇紋岩地帯，西部は新第三紀の堆積岩地帯である。森林植生は地質・土壌条件を反映し，第三紀堆積岩地帯には針広混交林，蛇紋岩地帯にはアカエゾマツ林が形成されている。この地域では明治から昭和初期にかけて大規模な山火事が相次ぎ，流域南部を中心に約70km²が消失し，現在も約20km²は植生が回復せずササ地となっている。この地域の年平均気温は5.7℃，年降水量は約1000mmでその約半分は降雪による（北海道大学農学部附属演習林 1992）。

問寒別川流域への入植は1904年に始まった。終戦までは農業以外に砂金やクロームの採掘も行われたが，気候が厳しく開拓民の定着に困難を究めた（幌延町 1974）。終戦後は石炭採掘や開発事業の開始に伴って人口が急増したが，開墾地の条件が悪く，開発は計画通り進行せず，小麦・えん麦・馬鈴薯などの農業生産が零細規模で行われた。1960年代以降は，農業生産の合理化政策によって酪農専業地域に転換され，より零細規模の農家を中心に離農が進み人口が激減した。現在も農業をとりまく国内情勢は厳しく，人口の減少が続いている（図 2 の折れ線グラフ）。

問寒別川の水害は，問寒別川が合流する天塩川からの逆流によるもの，問寒別川単独の氾濫によるもの，この2つのケースが複合したものの，の3つの形態を持つ（伊藤・笹 1993）。第一番目のケースはほとんどが4，5月の融雪出水によるもので，1950年代は毎年のように洪水被害を受けたという報告がある（問寒別郷土史 1988）。第二，三番目のケースは，夏期（7～8月）の台風・低気圧の通過に伴う豪雨による。入植以降，水害はほぼ10年おきに発生しているが，特に1950年代に集中している。図 2 の棒線グラフは毎年の治水工事実施規模を表している。治水事業開始から最初の10年間は中小規模の工事が主体であったが，1970年既往最大水害を契機に工事は大規模化し，1980年までの10年間に河道の直線化と連続堤防の建設が集中的に実施された。現在ほぼ計画は遂行されており，堤防や護岸の整備は終了している。

この問寒別川流域では Landscape Ecology の概念を応用して水流出機構を発揮する流域構造を把握し，流域を要素区分し機能評価を試みた。また，この流域では1970年代より流量観測を実施しており，豊富な水文・雨量観測資料を利用して流出解析を行い流出モデルを作成し，改変前後のモデルの変化を把握することにした。これら2通りの方法により，草地化と河川改修が水流出機構に及ぼす影響について考察するとともに，双方の結果の妥当性についても検討した。

2 1 2：流出解析モデルによる検討

流出解析にはタンクモデル（菅原1974）を用いた。タンクモデルは，降雨流出現象の非線形性を説明できるモデルであり，計算が簡易であること，実測値と計算値のあてはまりが非常によいこと，流域の物理的構造を表現しやすいことなどの利点を持っている。解析には，北海道開発局による，1970年から1993年までの雨量および流量観測データを用いた。

タンクモデルでは土地利用の変化がパラメーターとして加味されることはないが，係数の大きさの変化から，降雨流出機構の変化を読みとることができる。またモデルが作成されれば，雨量を入力することに

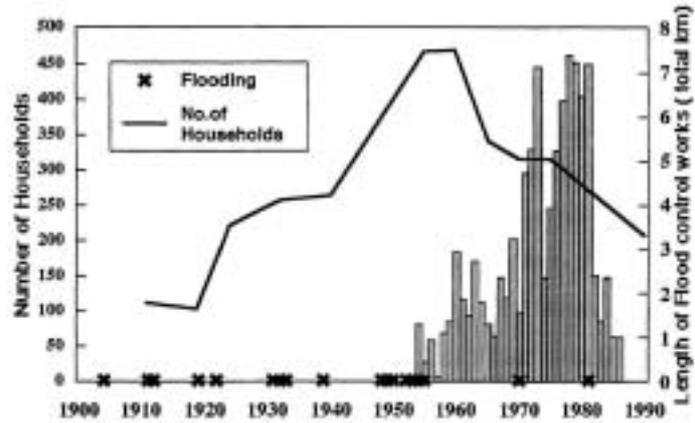


図 2 問寒別川における河川改修の実施経過と世帯数の変化（Nagasaka & Nakamura 1999）

折れ線グラフは世帯数の変化を、棒グラフは1年あたりの河川工事延長を、×は水害の発生、をそれぞれ表す。Historical changes in the length of flood control structures (bar graph), occurrence of floods (cross symbol), and number of households (line graph). Flood control projects include channel cut-offs and artificial dikes (Nagasaka & Nakamura 1999).

よって降雨時の流出形態を再現することができるため(Mizumura 1995 ; Merabtene et al. 1997 ; Okunishi et al. 1990) , 現在の洪水ピーク流量と過去のピーク流量との比較を行うことを主な目的とした。

2 1 3 : 水流出機構の機能評価方法

本研究では、問寒別川流域全体を水流出システムの一単位と考え、それぞれ浸透・貯留(保水)、氾濫貯留(遊水)、水疎通(通水)という機能を発揮する区域によって構成されていると定義した。表 1 に地域区分と機能評価の方法について概要を示した。地域区分は、それぞれ地質・地形条件を考慮して行った。各区域の機能評価の方法については、以下に示したとおりである。保水地域は、航空写真判読によって地被条件(森林・ササ地・人工草地に三区分)ごとに面積推移を明らかにし、既知の浸透能測定値を乗じることによって地域全体の水浸透機能の指標化を試みた。浸透能値については村井ら(1975)の行った浸透能測定値を用いた。水貯留機能は、築堤の有無によって把握することとし、築堤未施工区間の区域面積を計測し水貯留機能として指標化した。水疎通機能は、年最大流量値とその値を観測したときの降雨量との比をとり、一定降雨に対する河道負担量として表すことにした。流量観測は1962年に開始されており、この年以降の機能の変遷を把握することにした。このとき観測された流量値は、氾濫を伴わず洪水流を流路内で処理できたもののみを用い、また年最大流量の観測が融雪出水によるもので、降雨を伴っていない年度については除外した。これらの方法によって得た値は、水浸透機能と水貯留機能については、人為的改変を受ける以前の1900年の値を、水疎通機能については1962年の値をそれぞれ1として時系列推移を明らかにした。

表 1 水流出機構の視点から見た空間要素区分と機能評価の方法(Nagasaka & Nakamura 1999)
空間要素はそれぞれ保水地域(water retention)、遊水地域(inundation)、通水地域(conveyance)と名づけた。

Table 1 Hydrological classification of landscape elements (Nagasaka & Nakamura 1999)

Landscape element	Site characteristics		Function	Functional estimation
	Geology	Geomorphology		
Water retention	Pleistocene (Tertiary sedimentary rocks) Serpentinite	mountains diluvial upland alluvial plain (including all areas of river basin except for the channels)	infiltrate water for recharge	multiply areas of respective landuse by the following infiltration capacity* woodland : 258.2mm / hour meadows : 143.0mm / hour rangeland : 107.3mm / hour
Inundation	alluvial soil	alluvial plain	inundate storm water	measure the area of floodplain without levee construction
Conveyance		perennial channels	convey runoff flow toward downstream	divide annual maximum discharge by corresponding rainfall

derived from Murai & Iwasaki (1975)

2 2 : タンクモデルを用いた流出解析による水流出機構の変化

タンクモデルを用いて流出解析を行ったところ、1970年から1974年までの期間と、1984年から1993年までの期間の2時期でタンクモデルの構造が異なっていることが明らかになった(図 3)。1975年以降1983年までの間はいずれのモデルともあてはまりが悪く、新たに別のモデルも作成できなかった。1970年型モデルは4段構成で表され、中小規模降雨時(時間雨量15mm以下)には1段目からの流出は発生せず、単位時間雨量のうち70%は保持され、30%が浸透成分として2段目に移行し、2段目タンクの貯留高が10mmの流出孔に達したときに流出成分として計算される構造となった。1984年以降型モデルは、3段構成で表され、降雨の規模に関わらず1段目から流出が発生する構造となった。単位時間雨量のうち97%が1段目のタンクに保持されるが、流出孔の高さが低い直ちに流出成分として計算された。浸透成分として1段目に移行したのも同様にすぐに流出成分として計算された。これらのモデルは実測値と計算値とのあて

はまりが非常によく、それぞれの時期の流出特性を表現するに足りるモデルとなった。この2つのタンクモデルを比べると、1970年型モデルは、浸透係数も、流出孔の高さで表されるタンクの容量も新しいモデルより大きく、とくに1段目の浸透係数は1オーダーも異なる。1984以降型モデルでは、浸透係数もタンクの容量も非常に小さくなり、1970年代に比べ小規模の降雨でも表面流出が速やかに発生することが示唆された。

1975年を境に、それ以前のモデルでヒドログラフが再現できなくなった要因として、1975年から開始された下流区間での大規模河川改修工事の影響と、草地の拡大、支流の改修進行などが考えられた。1984年以降の流量データにより再びモデルが作成できたのは、これらの事業が一段落し、流域改変による新たな水流出機構が出現したことを表しているものと考えられた。

2 3 : 流域構造解析による水流出機構の変化

図 4 に保水地域の地被条件の推移を示した。保水地域の総面積は276km²で、入植以前の地被条件を全て森林とした。森林面積の変化は山火事による消失が最も強く影響しており、おもな森林火災は1910, 1924 ~ 1926, 1929, 1930, 1940年に発生し(問寒別郷土史編纂委員会, 1988), 終戦までに約70km²が消失しササ地に変化した。終戦後の50年間で草地面積は5倍になっているが、ササ地化したところが人工草地に置き換

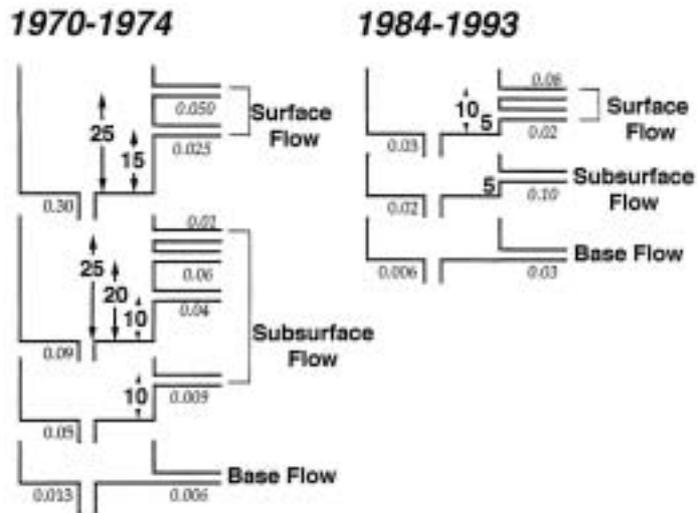


図 3 1974年以前と1984年以降の時期の異なる2つのタンクモデル (Nagasaka & Nakamura 1999)。1975年から1983年までの降雨時出水データは、いずれのモデルにも当てはまらず、新たに別のモデルも作成できなかった。

Fig.3 The structure of the rainfall-runoff model for the two periods. The 1970-1974 model and the 1984-1993 model were built on the basis of 3 and 14 flooding records, respectively (Nagasaka & Nakamura 1999).

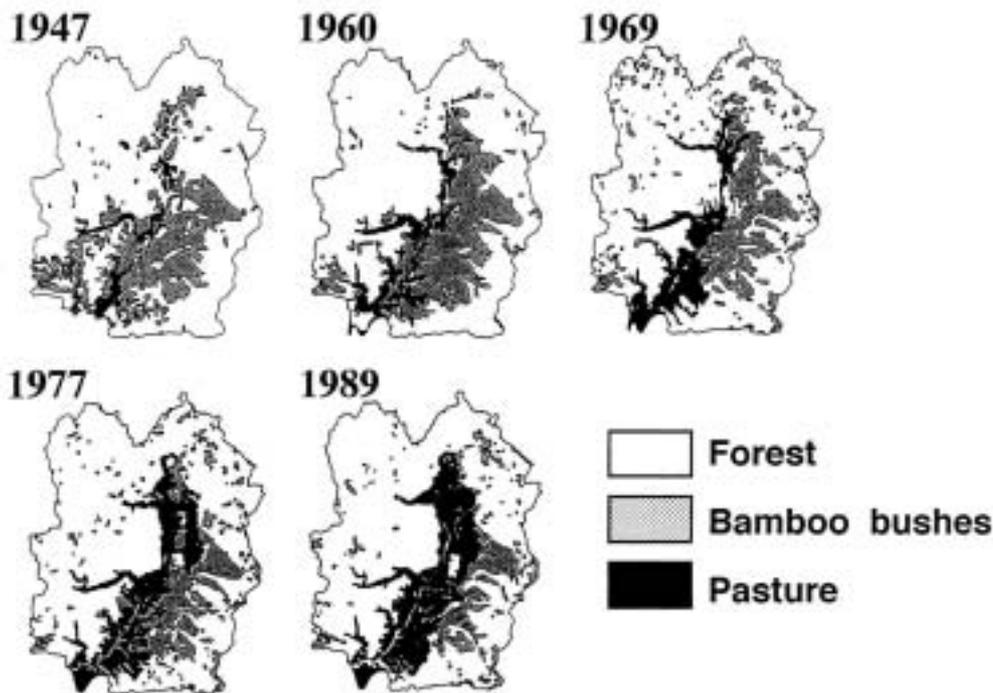


図 4 航空写真によって把握した保水地域被条件の年次変化 (Nagasaka & Nakamura 1999)
Fig.4 Historical changes of the vegetation cover in the watershed(Nagasaka & Nakamura 1999).

わっただけで、森林面積は1960年以降はほとんど増減していない。これは森林地域のほとんどが大学演習林のため、施業や開発による伐採がきわめて少ないことを反映したものである。全体としては草地面積に比べ森林面積が非常に大きいいため、水浸透機能の大きな損失には至らない結果となった。

図 5 は、各機能の値の変遷を示したものだが、水浸透機能は、1900年の値を1としたとき、1989年の時点で0.83とわずかに減少したのにとどまった。遊水地域については、1900～1952年まで築堤工事は実施されておらず、遊水地域の面積は変化していない。しかし1970年以降顕著な減少を示し、1900年の値を1としたとき1989年には0.52となり、水貯留機能が50%低下したことが示唆された。また降雨流量比として表した水疎通機能はこの30年間で明らかに増加傾向にあり、とくに1975年を境に顕著な変化が認められた。1975年は流量観測所付近で蛇行流路の直線化と連続堤防の建設開始により、河道断面が大幅に拡大した年であるため、1975年の前後で2時期に分け、それぞれの平均値を求め比較すると、前者は0.84、後者は1.63となり、水流出機能が1.9倍増加していることが示唆された。

さらに人為的活動が流域構造全体にはどのように影響を与えたのかを検討するために、結果を図 6 のように表した。今回の評価方法では、図 6 の各軸はそれぞれ独立した変数によって表現され、水浸透機能は土地利用変化を、水貯留機能は河川改修の進行を直接反映し、水疎通機能はこれら双方の影響を反映するかたちに表された。1900年に各機能の値を1として（水疎通機能は1962年の値を1とした）正三角形で表された形は、1989年には水貯留機能が約半分にまで退行したのに対し、水疎通機能が約2倍増加して突出した形に表された。結果的に、大規模草地化などの土地利用変化は水浸透機能を大きく変化させず、河川改修（河道の直線化と拡幅・連続堤防の建設）に伴う河畔域の改変が、水貯留機能と水疎通機能に大きな影響を与えたことが示唆された。

2 4：流域改変に伴う水流出機構の変化と治水安全度への影響

タンクモデル流出解析と流域構造解析の結果はいずれも1970年代後半以降水流出機構が大きく変化し、

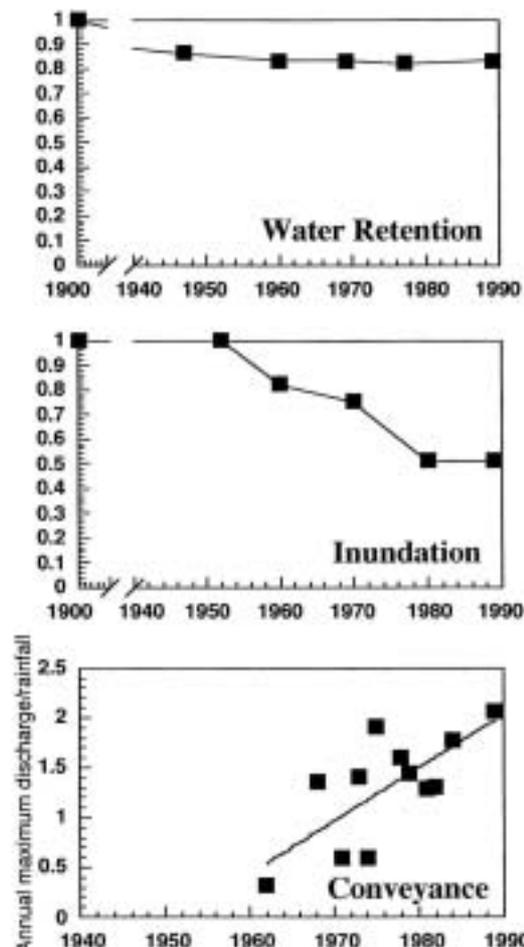


図 5 水浸透機能、水貯留機能、水疎通機能の変化 (Nagasaka & Nakamura 1999) 水浸透、水貯留機能は1900年の値を1と仮定して求めた。

Fig.5 Temporal changes in hydrology. Water retention (top) and inundation (middle) are expressed as a ratio to 1900 (Nagasaka & Nakamura 1999).

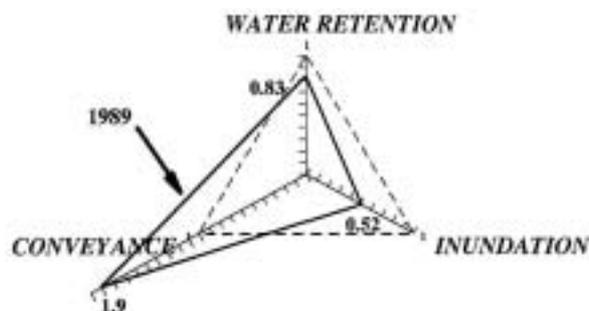


図 6 水流出機構からみた流域構造の変化 (Nagasaka & Nakamura 1999)

Water retentionとInundationは1900年の値を、Conveyanceは1962年の値をそれぞれ1と仮定した(破線)。実線は、1989年時点の値を表す。
Fig.6 The comparison of the functional balance of the Toikanbetsu river basin between pre-settlement (dotted line) and present (solid line) (Nagasaka & Nakamura 1999).

河道の水疎通機能への負担が増大していることを表した。これらの結果は問寒別川流域で実施されてきた洪水管理の考え方を忠実に反映したのもといえるが、同時期に丘陵地への大規模草地開発や各支川の改修も進行しており、これらの流域改変が治水安全度にも影響を及ぼしていると考えられた。そこで2-2で作成されたタンクモデルを用いて、洪水流出予測を行い、現在と1970年代との洪水時ピーク流量の差異を検討した。すなわち1970年代型モデルには1989年8月の出水時雨量を、逆に1984年型モデルには1970年10月の既往最大降雨量を入力し計算を行った。計算によって得られた1970年代の推定ピーク流出高は0.93mm/hとなり(図7, A), 1989年8月の実測ピーク流出高2.41mm/hの半分以下の値を示した。一方, 1970年10月の実測ピーク流出高は6.62mm/hであったが, このときの降雨量を1984年以降型モデルに入力すると, ピーク流出高は9.66mm/hと計算され, 計画高水流量を上回る結果が示された(図7, B)。さらにピークも7時間早く訪れることがわかった。このことから, 既往最大値をもとに計画高水流量を設定しても, その後土地利用や河川改修などが進行し, 流出形態を左右する条件が大きく変化すると, 治水工事の安全性が低下することが示唆された。

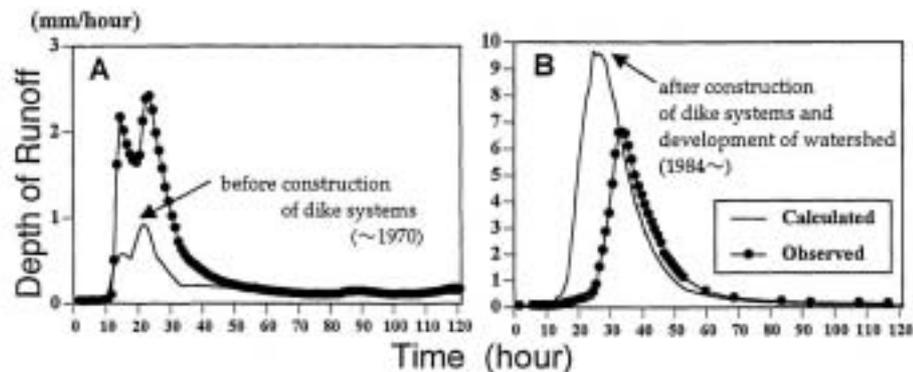


図 7 1989年出水時の降雨データを1974年以前モデルに入力して得られたハイドログラフ(A)と、1970年既往最大降雨データを1984年以降モデルに入力して得られたハイドログラフ(B)(Nagasaki & Nakamura 1999)
Fig.7 Graphs A and B were generated by inputting precipitation data observed in August 1989 into the 1970-1974 model and precipitation data from October 1970 into the 1984-1993, respectively.

3. 上流域丘陵台地の畑地化が土砂流出機構に与える影響

3-1: 研究対象流域の概要と研究方法

3-1-1: 貫気別川流域の概要

貫気別川は北海道南西部に位置し(東経142°45', 北緯42°40'), 胆振・後志の2支庁6町村にまたがって流れ豊浦町で噴火湾に流入する, 流路長32.8km, 流域面積237.6km²の二級河川である(図1)。流域の西部は硬質な岩盤からなり, 低次の谷が低密度で分布し, 放射状から平行状の水系網を呈する。東部は軟質な火山灰(主として洞爺火砕流: Tpf-I-IV)からなるため, 低次で流路長の短い谷が高密度に発達し, 羽毛状の水系網を呈する。流域の地形は地質の違いを反映し, 西部地域は起伏に富む山地地形からなるのに対し, 東部は平坦な火砕流台地から構成される。台地と台地斜面との境界には明瞭な遷急線が形成され, 比高30m程度の台地斜面の下に幅20~50mの氾濫原が広がる。こうした地形特性を反映して, 流域の東西で顕著な土地利用の違いが認められる(図8)。山地が発達する西側の壮滝別川流域, 昆布岳周辺は広葉樹を主とする森林(民有林と道有林)によって覆われ, 部分的にトドマツやカラマツなどの人工林造成が行われている。また, 中流域緩斜面は肉牛放牧のための草地として広く利用されている。一方, 流域中部から東部の火砕流台地は畑地として広範囲に利用され, ビート, 豆類, ジャガイモ, アスパラガス等の作物が栽培されている。また貫気別川上流域の貫気別岳山腹には広葉樹二次林が残され, 留寿都村ポンヌキベツ川上流のルスツ高原リゾート周辺には, 大面積の牧草地やゴルフ場が造成されている。

貫気別川流域一帯の開拓は明治20年頃から開始され、終戦までに火砕流台地上はほとんど畑作地として開墾が進んだ。本・支川ともに流路は深い谷を形成して台地の下を流れているため、水害などの目立った災害記録は本流沿いにわずかにあるのみである（豊浦町 1964；洞爺村 1978）。したがって、貫気別川本・支川ともに大規模な河川改修は一支流（ボンヌキベツ川）を除いて実施されておらず、河川における保全事業は水衝部の護岸のみに留められている。また、この地域一帯の台地斜面とそれに引き続く河畔域の森林は比較的伐採されず残されており、ヤチダモ (*Fraxinus mandshurica* var. *japonica* Maxim.), ハルニレ (*Ulmus davidiana* var. *japonica* Nakai), オヒョウ (*Ulmus laciniata* Mayr), カツラ (*Cercidiphyllum japonicum* Sieb. et Zucc.) などの落葉広葉樹によって構成されている。

北海道の農地利用の中で、胆振・日高、十勝地方などの火山灰性土壌地帯では明治20年頃から台地丘陵部を中心に開墾され畑地化・草地化が進み、終戦までに利用可能な土地の開拓はほぼ終了した。しかしこれらの地方では、流域上部に農地が位置するため、次第に農地を起点とするガリー浸食の進行が問題となり、すでに昭和50年代頃から農地保全を目的とした治山事業が実施されるようになったが（北海道治山協会 1978）、ガリーの発達と拡大に治山事業が追いつかず放置されている崩壊地が多い。貫気別川流域の東部はそうした問題を典型的に抱えた地域といえ、近年特に、降雨時や融雪時の濁水の悪化が顕著になり、流域下流端に位置する豊浦町から濁水発生の実態把握と対策への要望があがっている。これを受けて、平成8年から胆振支庁地域政策部が調整役となって、農業振興部、経済部林務課・水産課および室蘭土木現業所の担当者からなる貫気別川流域保全ワーキンググループを編成し対策を検討している。貫気別川流域の土地利用状況が異なる支流域で降雨時の浮遊土砂濃度について採水・分析したところ、畑地率の高い支流ほど濃度が高い傾向が見られ（佐藤ほか 1999）畑地末端にあたる台地と斜面との境界付近ではガリー浸食が多発しているため（長坂 1998b）、上流域台地の畑地利用により、浮遊土砂の流出と台地斜面での崩壊が促進されていると予想される。

この貫気別川流域では崩壊地の実地測量と河川水の採水分析により畑地化流域の土砂流出機構の解明を試みた。また、貫気別川流域で発生している崩壊や土砂流出は長い時間スケールで見ると、農地利用に起因して極めて短期間に起こった現象と考えられるため、こうした変化傾向を明らかにするために、火山灰編年法により河床堆積物の年代測定を試み（柳井 1989；清水ほか 1995）、崩壊発生頻度を推定することにした。本研究では北海道内に広く分布する火山灰層2枚を鍵層として層序区分を行い、長期（100年オーダー）と短期（10年オーダー）の土砂堆積傾向を比較した。

3 1 2：畑地流域における土砂流出機構の解明（図 9、10）

貫気別川流域一帯では大きく分けて表層崩壊（滑落崖の斜度40度以上、比高14～30m、幅30m以上）とガリー状崩壊（滑落崖の斜度30度前後、比高10～30m、幅10～30m程度）の2形態の崩壊が見られたが、微地形測量によりそれぞれの年間土砂生産量を算出したところ、表層崩壊の裸地斜面からはほとんど土砂生産は行われていなかったため（長坂ほか 2000a）、台地斜面からの土砂生産源としては、ガリー状崩壊

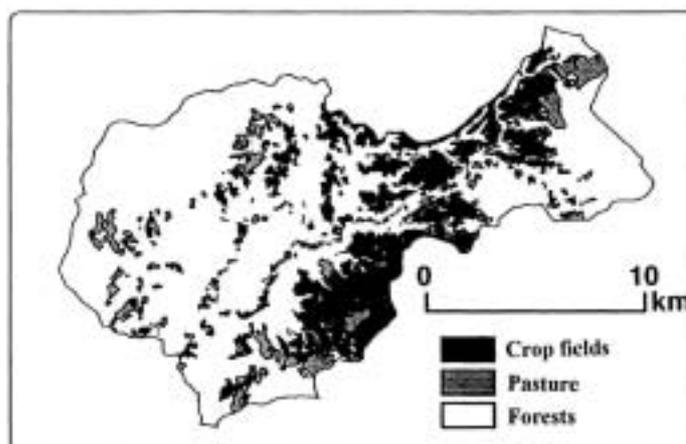


図 8 貫気別川流域の土地利用状況
流域西部は主に森林で占められるが東部は畑作地として開墾が進んでいる。

Fig.8 Land-use map of the Nukibetsu river basin.
The western part of the basin remains forest area, while the eastern part of the basin has been widely developed for agriculture.

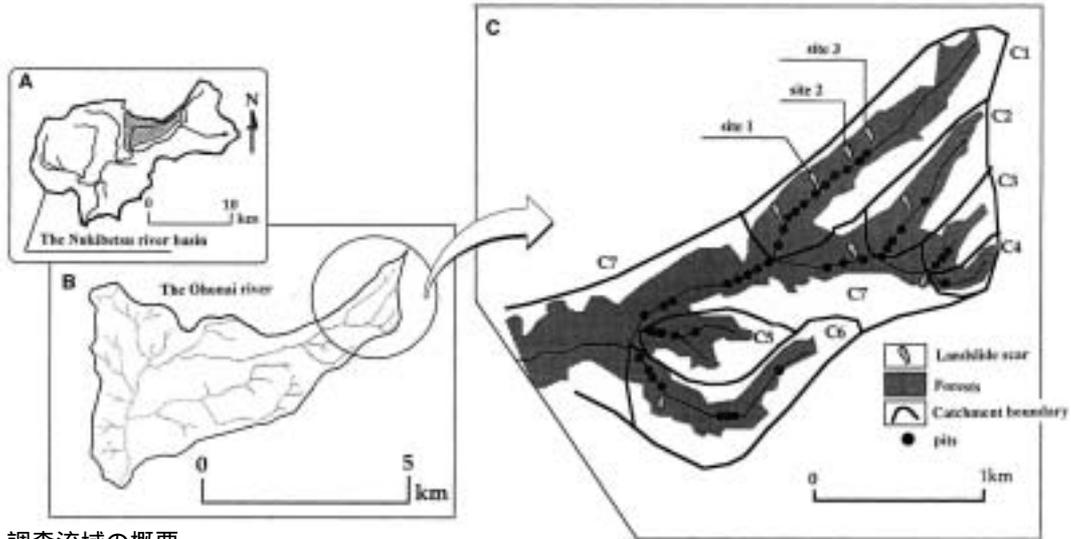


図 9 調査流域の概要

A : 貫気別川流域の概要。網掛けの部分は集中的に調査を実施した支流、オーホナイ川流域。
 B : オーホナイ川流域（畑地化流域）概要。畑地化率42%。
 C : 測量定点 1 ~ 3 の位置とピット調査を重点的に実施した地点。

Fig.9 The location of the Nukibetsu river basin and its tributary where detailed research has been conducted.

A : Hatched area shows the study basin, the Ohonai river.
 B : The map of the Ohonai river basin.
 C : The location of the research sites.

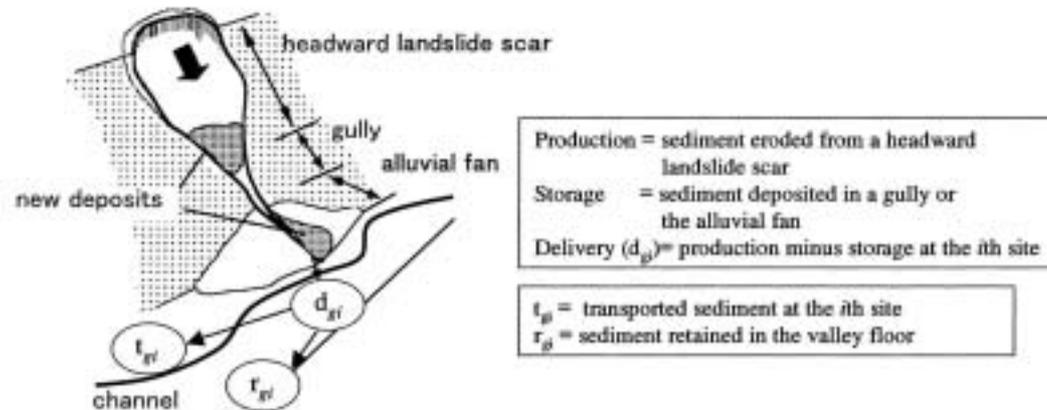


図 10 ガリー状崩壊の模式図と土砂動態の解釈

移動土砂量は既存崩壊地における1年間の移動量とし、谷頭の大規模崩壊・崖錘形成時の土砂量は含まれていない。ここでは、0.1mm以下のウォッシュロードを河道内流送土砂とみなし、 d_{gi} のなかでウォッシュロードの占める割合を粒度分析によって求め、 t_{gi} を算出した。

Fig.10 Diagrammatic representation of sediment dynamics in a headward. Annual sediment flux is from measurements.

からの土砂のみを対象とすることにした。したがって調査対象流域オーホナイ川の土砂生産源としては、畑地、ガリー状崩壊地、河道内堆積地が考えられ、土砂生産量 P は以下のように表される。

$$P = P_g + P_c + P_d \quad \dots (1)$$

このとき、 P_g : ガリー状崩壊地起源の生産土砂量、 P_c : 畑地起源の生産土砂量、 P_d : 河道起源の生産土砂量である。 P_g は微地形測量により得られたガリー状崩壊地測量定点 i から河道に供給される土砂量 (d_{gi}) の平均値に流域全体のガリー状崩壊地数 n を乗じて算出される。すなわち、

$$P_g = n(d_{gi}) \quad (i = 1 \sim 3) \quad \dots (2)$$

また水理学的見地から、ウォッシュロードと浮遊砂の境界粒径は0.1mmとされているため（江頭・芦田，

1981; 土木学会, 1999), 本研究では0.106mmのふるいを透過した土砂をウォッシュロードとし, 本研究で扱う流送土砂は原則としてウォッシュロードを対象とした。微地形測量により得たガリー状崩壊地定点*i*からの供給土砂量(dgi)のうち, 粒径0.106mm以下の土砂の割合 a_i を粒度分析によって調べ, 崩壊地定点*i*起源のウォッシュロード流出量(tgi)を以下の式によって求めた。

$$tgi = a_i dgi \quad \dots (3)$$

また, 崩壊地から供給される土砂量(dgi)から河道へ流出する浮遊土砂量(tgi)を差し引いた値は, 定点*i*起源の不安定土砂量(ri)とみなすことができ, 河道内滞留土砂ならびに掃流砂源になると考えられる。すなわち,

$$\begin{aligned} ri &= dgi - tgi \\ &= (1 - a_i) dgi \quad \dots (4) \end{aligned}$$

生産土砂量(Pg)と同様に, この値に流域全体のガリー状崩壊地数を乗じて, 崩壊地起源の総浮遊土砂流出量(Tg)ならびに不安定土砂量(Sg)を求めた。また, 年間総浮遊土砂流出量(T)は, オーホナイ川河口での流量観測データならびに採水分析により得た浮遊土砂量データより算出した。なお, 土砂移動量推定を行う際には, 予め採取しておいた崩壊地の土砂サンプルから単位体積重量を求め, 変化した部分の土砂体積を重量に換算してから総流出土砂量(T)と照らし合わせた。

3 1 3 : 畑地流域における土砂流出機構の変化

(1) 火山灰編年法を用いた過去330年間の谷底土砂堆積速度の推定

調査は1998年から1999年にかけて, オーホナイ川において行った。この地域で最も新しく噴出した火山灰であるUs-b層(1663年噴出)とUs-1977層(1977年噴出)を指標層として用いることにした。Us-b層はUs-b降下軽石(北海道火山灰命名委員会1979)の上位に堆積する細粒火山灰であり, 多量のUs-b降下軽石の噴出に引き続き小有珠円頂丘が形成された際に噴出したと推定されている。ユニットは色, 粒径によりb1~b6までに分けられており, そのうちb1は最も広く分布し, 北は留寿都村から南は伊達市まで半径20kmの同心円状に分布する。火山灰中の粘土鉱物は外輪山溶岩およびスコリア堆積物に由来する鉄モンモリロナイト, イライト, 緑泥石, アロフェン, ハロイサイトなどを含み, 非常に肥沃であるため, この地方を道内有数の畑作地としている。貫気別川周辺でのUs-bの層厚は10~20cmで, 地表付近では暗褐色を呈する。Us-1977層は1977年8月の一連の火山爆発によってもたらされた降下軽石で, 北西, 南東方向にその分布域が広がる。粒径は0.2mm以上の粗い成分が多く, 軽石には白色と灰色を帯びるため, 全体的にゴマシオ状を呈する。噴出源近くの層厚は1mと厚いが分布域は非常に狭く, 豊浦, 留寿都にかけて急激に薄くなり, 貫気別川東部では層厚は2cm程度になる。

集中的に調査を行ったのは, オーホナイ川最上流部(留寿都村内)に位置する北西方向に伸びた幅400m, 長さ1~2km, 流域面積30~80haの細長い1次流域(C1~C6), およびその下流の2次流域(C7)である(図9C)。開析谷上部および台地面は緩やかな起伏を持つ平坦面が発達し, そのほとんどが畑地として利用されている。開析谷谷壁は斜面長100m, 斜度20~40度で, ミズナラ(*Quercus crispula* Blume), ハリギリ(*Kalopanax pictus* Nakai), ウダイカンバ(*Betula maximowicziana* Regel), イタヤカエデ(*Acer mono* Maxim.), ハルニレ, ヤチダモなどの落葉広葉樹が生育し, 林床はチシマザサによって密に覆われている。また開析谷底は幅30~50mで, ヤチダモ, ハルニレ, ヤナギ類(*Salix* spp.), ケヤマハンノキ(*Alnus hirsuta* Turcz.)などの落葉広葉樹林とヨシ, オオイタドリなどの大型草本が繁茂している。これらの開析谷内において谷壁・崖錐・沖積錐・谷底堆積物を掘削し, 直接観察により堆積層の粒径と組成, 堆積構造, および腐植層と火山灰層の層序区分を行った。これらの調査により得た堆積厚を堆積に要した年数で除し, 年平均堆積厚を求めた。

(2) 土地利用に伴うガリー状崩壊発生要因の変化

調査対象流域内の個々のガリー状崩壊について、発生要因の特徴を把握するため、航空写真からガリー状崩壊地とガリー上流の集水域を判読し、1万分の1地形図上で、集水面積、集水域の上流端からガリー始点までの距離（圃場の長さ）、圃場の傾斜、斜面方位をそれぞれ計測し（図 11）、これらを変数としてPCA（主成分分析）を行った。判読には撮影時期の異なる航空写真（1947, 1967, 1977, 1985, 1996）を用い、年代ごとのガリー状崩壊の発生要因に変化があるかどうかについても併せて検討した。

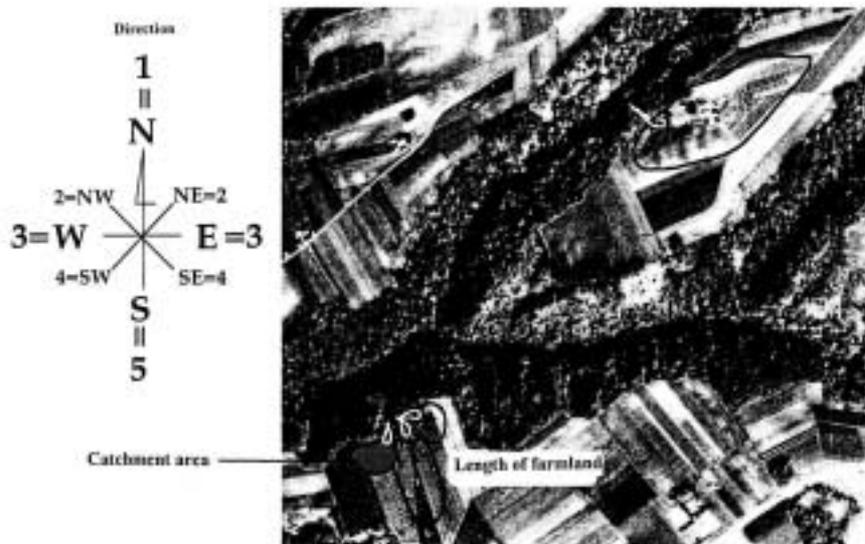


図 11 主成分分析に用いたガリー崩壊地発生個所の地形変量の計測方法

航空写真の立体視により各ガリーの集水域を判読し、集水面積と谷方向の圃場長を計測した。崩壊地発生個所の斜面方位は、北向き斜面を1、南向き斜面を5とし、南に向いているほど融雪促進や凍結融解によりガリー状崩壊が発生しやすいという性質を反映するように設定した。

Fig.11 Representation of the variables used for Principle Component Analysis.

3 2 : 畑地流域の土砂流出機構

滑落崖土砂の代表的な試料の粒度組成を比較したところ、オーホナイ川で採取した崩土は0.1mm～1mmの粒径が最も多く、0.106mm以下の成分は全体の約20%ほどであった（長坂 2000）。この粒度分析結果を元に、ガリー状崩壊地定点*i* からウォッシュロードとして河川に流出し、濁水成分となる土砂量 (tg_i) を、(3)式よりそれぞれ次のように求めた。

$$tg_1 = 0.221dg_1 \quad \dots (5)$$

$$tg_2 = 0.462dg_2 \quad \dots (6)$$

$$tg_3 = 0.205dg_3 \quad \dots (7)$$

数字は各測量定点で採取した滑落崖の土砂をそれぞれ粒度分析して得られた粒径0.106mm以下の土砂の割合 a_i を示す。また不安定土砂量は(4)式および(5)～(7)式より、

$$r_1 = 0.779dg_1 \quad \dots (8)$$

$$r_2 = 0.538dg_2 \quad \dots (9)$$

$$r_3 = 0.795dg_3 \quad \dots (10)$$

微地形測量により、 $dg_1 = 291.92$ 、 $dg_2 = 6.81$ 、 $dg_3 = 125.9$ 、と算出されたため（長坂 2000）、この値を(5)～(10)式に代入して、 $tg_1 = 64.51$ 、 $tg_2 = 3.14$ 、 $tg_3 = 25.8$ 、 $r_1 = 226378$ 、 $r_2 = 3.66$ 、 $r_3 = 100.09$ の値をそれぞれ得た。航空写真から、1996年時点でのオーホナイ川流域のガリー状崩壊地は45箇所と判読されたため、(2)式により、ガリー状崩壊地起源の年間生産土砂量 (P_g) は6459 t / 年、流域内の不安定土砂量 (S_g) は4958 t / 年、ガリー状崩壊地起源の年間総流出ウォッシュロード量 (T_g) は1402 t / 年と推定された。また採

水分析の結果から、オーホナイ川流域全体の年間総流出浮遊土砂量 (T) は4840 t / 年、うち粒径0.1mm以下のウォッシュロードは86%を占め4172 t / 年と推定された。先の微地形測量結果と併せると、年間総流出ウォッシュロードの約34%が崩壊地起源と推定でき(図 12), 残りの約66%は畑地・河床内不安定土砂を起源とするものと考えられた。

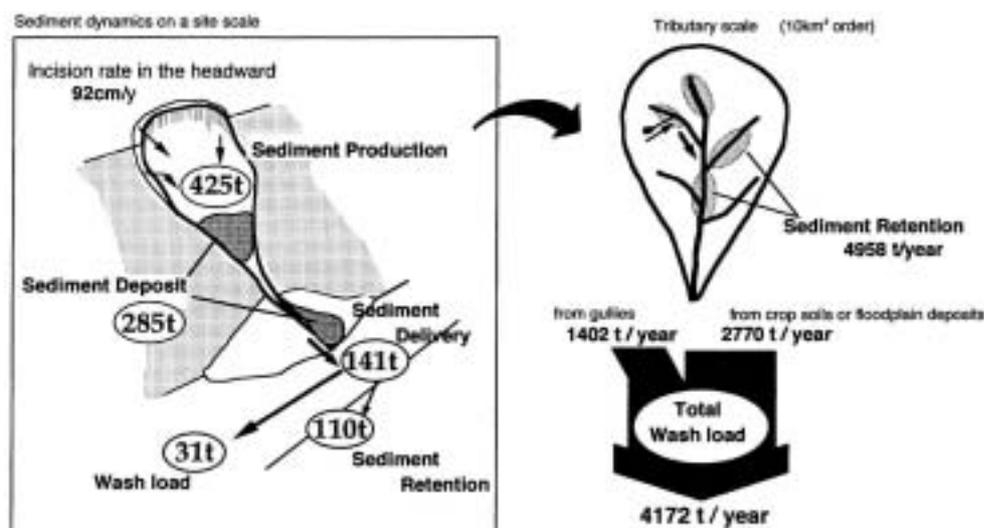


図 12 畑地化の進んだ流域における年間浮遊土砂流出量
測量によって得た移動土砂の体積はすべて重量に変換し総流出浮遊土砂量と比較した。崩壊地1箇所から河道に供給された土砂のうち、0.1mm以下のウォッシュロードは全て河道内で流送されるものとみなした。残りの土砂は不安定土砂として、出水状況などによって順次流送されるものと、そのまま堆積して谷底を埋積すると考えられた。

Fig.12 Sediment routing system at site- and tributary-scales associated with agricultural land use.

3 3 : 畑地流域における土砂流出機構の変化

(1) 火山灰編年法により推定した土砂堆積速度と堆積頻度

図 13A に1次谷谷底(C 1 流域) の典型的な土層構造を示した。掘削したピットは全部で16カ所(Loc. 10 ~ 25) で、ピットの断面はUs-1977を基準面として、1977年以前に堆積した土層を下位、それ以降に堆積した土層を上位に示した。1977年以降に堆積した土層の厚さは上流から下流にかけて波状に変化し、波長のピークはガリー崩壊地の分布と明瞭な対応が認められた。ガリー崩壊地付近(Loc.11 ~ 12, 17 ~ 18) では厚さ50cm以上の堆積物が見られたが、ガリー崩壊地間(Loc.14 ~ 16, 21 ~ 24) では10cm以下と薄かった。またUs-1977の下位50cm付近にはUs-bが部分的に認められ、その間には腐植層が1 ~ 4枚挟在していた。全体的にUs-bからUs-1977までに比べて、Us-1977以降の土層厚が極めて厚いことがわかった。また、C 1 ~ C 4 流域の下方に位置する2次谷(C 7) 谷底の土層構造を見てみると(図 13B), 1次流域(C 1) からの土砂流出の影響を受け、Us-1977の上位に厚い土層が局所的に見られた(Loc. 7 ~ 9)。しかし下流に向かうに従い上位の土層は薄くなり、Loc. 2付近ではUs-1977より上位の土層は厚さ20cm程度、Us-b ~ Us-1977間は50 ~ 60cmとなった。ガリー状崩壊地のほとんどは1次谷で発生しており、生産された土砂のほとんどは1次谷谷底に広く拡散堆積し、さらに2次谷谷底全体を埋め尽くすまでには至っていないと考えられた。

これらのピット調査の結果および植生構造を考慮して、過去330年間の堆積厚を計測した。次数の違いと崩壊地の有無により堆積構造に特徴が認められたことから、それぞれの値は0次谷、ガリー崩壊が多発する1次谷、崩壊が少ない1次谷および2次谷ごとに算出し、平均値を求めた(表 2)。Us-bからUs-1977までの堆積厚は、0次谷とガリー崩壊のない1次谷で40cm前後であり、ガリー崩壊のある1次谷、2次谷では64 ~ 70cmとやや多くなった。Us-1977より上位の土層厚はガリー崩壊がある1次谷と2次谷で20cm以上だったが、ガリー崩壊のない1次谷、0次谷では極めて薄かった。さらにこれらの堆積厚を堆積に要した

年数で割り、年平均堆積厚を求めた(表 3) 0次谷の堆積速度は、1977年以降、およびそれ以前は0.11~0.2cm/年で顕著な差は認められなかった。1次谷のガリー崩壊が多発する流域では、1977年以降堆積厚が1.63cm/年となり、それ以前(0.22cm/年)に比べて約10倍近い増加となった。崩壊が発生していない1次流域では1663~1977、1977年以降ともに0.12cm/年で差はなかった。2次流域では1977年以前は0次谷、1次谷と同程度の堆積速度であった(0.18cm/年)が、1977年以降堆積速度が増加する傾向(0.82cm/年)がみられた。

図 14にガリー崩壊の裸地面積について年次推移を示した。崩壊裸地面積は、最新の航空写真(1996年撮影)から読みとった裸地斜面と、同じ場所の崩壊裸地斜面の実測値とを対応させ推定した。これによると1947年から1967年までは緩やかに増加、1967年から1977年に若干減少しているが、これは山腹工施工により人為的に復旧したためで、この時期は実質的にほとんど変動していないと考えられた。しかし1985年に約2倍に増加し、この傾向は1996年時点でも継続していた。こうした崩壊裸地面積の推移を反映して、オーホナイ川流域における崩壊地起源の堆積土砂量は増加傾向を示し谷底の埋没を進めると共に、貫気別川本流に流出する土砂も増加していると推察された。

(2) 土地利用に伴うガリー状崩壊発生要因の変化

年次別の個々のガリー崩壊地について発生と拡大に関係すると予想された4つの環境変量を判読し(表4)主成分分析を行った。その結果、第2主成分までで寄与率が76%を示

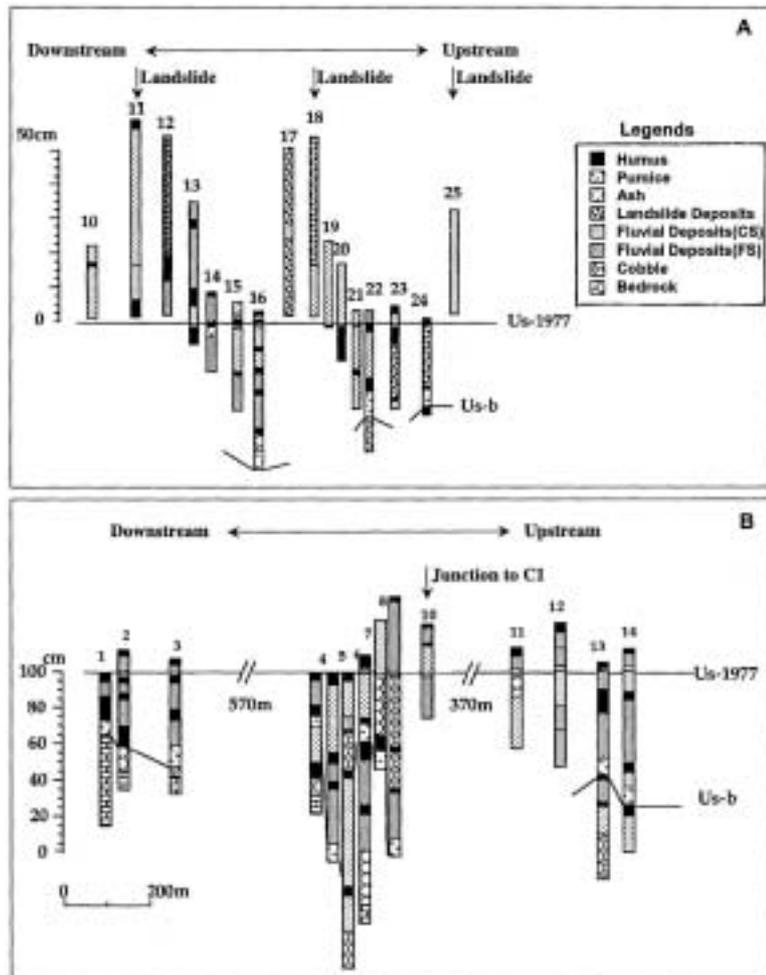


図 13 一次流域谷底 (A) ならびに二次流域谷底 (B) に見られた典型的な土層構造

Fig.13 Representative columnar sections of topsoil layers on the 1st order catchment(A) and 2nd order catchment(B).

表 2 過去330年間の土砂堆積厚と堆積土層

Table 2 Sediment accumulation and the number of sediment layer during the past 330 years

Profile	Geomorphological classification of study site	Sediment accumulation depth (cm)	Number of layer
	0 order colluvial deposits	35.6	1.2
Us-b to Us-1977	1st order valley Presence landslides	70.6	2.0
	1st order valley Absence landslides	40.5	1.7
	2nd order valley	64.0	2.0
Us-1977 to ground surface	0 order colluvial deposits	4.1	0.2
	1st order valley Presence landslides	40.7	1.3
	1st order valley Absence landslides	2.5	0.2
	2nd order valley	23.9	0.9

し、この2軸で概ね崩壊地の特徴を説明できることが示された。各変量と主成分との相関係数を見ると(表5)、第1主成分と有意な正の相関を示したのは集水面積と圃場の長さで、第2主成分では斜面方位と有意な負の相関を示した。さらに、個々の崩壊地の主成分得点を2軸上にプロットすると、1985、1996年の崩壊地の約半数が第4象限に集中してプロットされ、1980年代以降、それ以前に比べ集水面積が小さく、圃場長が短く、かつ南斜面に面した圃場の端で発生する崩壊地が増加していることが示された(図15)。すなわち、1977年までに見られたガリー崩壊とは発生条件の異なるタイプの崩壊が最近20年間で新たに発生し、崩壊地数の急激な増加をもたらしていることが示唆された。

表3 過去330年間の土砂堆積速度と堆積頻度
Table 3 Sediment accumulation rate and the frequency of sedimentation during the past 330 years

Periods	Geomorphological classification of study site	Sediment accumulation rate(cm/year)	Frequency (/10years)
1663 to 1977	0 order colluvial deposits	0.11	0.04
	1st order valley Presence landslides	0.21	0.06
	1st order valley Absence landslides	0.12	0.05
	2nd order valley	0.19	0.06
1977 to present	0 order colluvial deposits	0.20	0.10
	1st order valley Presence landslides	1.94	0.60
	1st order valley Absence landslides	0.12	0.10
	2nd order valley	1.14	0.41

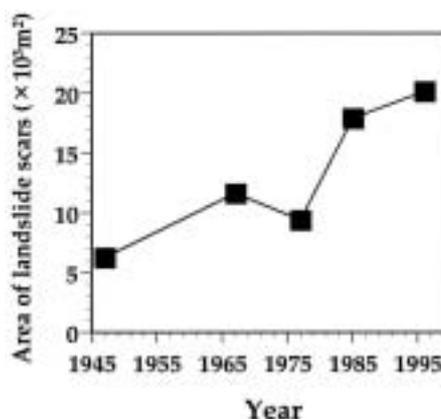


図14 オーホナイ川流域のガリー状崩壊裸地面積の推移
実測値と航空写真判読により得た同じ場所の崩壊裸地面積を対応させ、図面上の裸地面積を推定した。

Fig.14 Temporal changes in area of the landslides scars in association with gully expansion in the Ohonai river basin.

表4 主成分分析に用いた変量の概要。値は平均値で()内は標準偏差を表す。
変量はそれぞれ、集水面積(catchment area)、圃場の長さ(length of farmland)、圃場の傾斜(slope of farmland)、斜面方位(direction)とした。

Table 4 Geomorphological characteristics of landslides caused by gully expansion.
Data are means and SDs (in parentheses).

Variables	Years obtained from aerial photograph				
	1947	1967	1977	1985	1996
Catchment area (ha)	2.20(1.59)	1.72(1.53)	1.50(0.93)	0.90(0.62)	0.95(1.02)
Length of farmland (m)	195.0(91.4)	162.3(77.2)	184.2(75.9)	132.0(62.8)	132.8(70.4)
Slope of farmland (%)	6.30(3.90)	10.63(5.18)	10.24(5.93)	10.75(7.63)	6.98(3.89)
Direction (1-5)	3.14(1.46)	3.03(1.39)	2.76(1.48)	3.30(1.43)	3.83(1.22)

表 5 分析に用いた変量と各主成分との相関係数
 Table 5 Variables that had significant correlations
 of the first two axes of the Principle Component Analysis

Variable	Axis 1	Axis 2
Direction	0.046	-0.870*
Catchment area	0.906*	0.207
Length of farmland	0.928*	0.158
Slope of farmland	-0.517	0.570

* $p < 0.05$

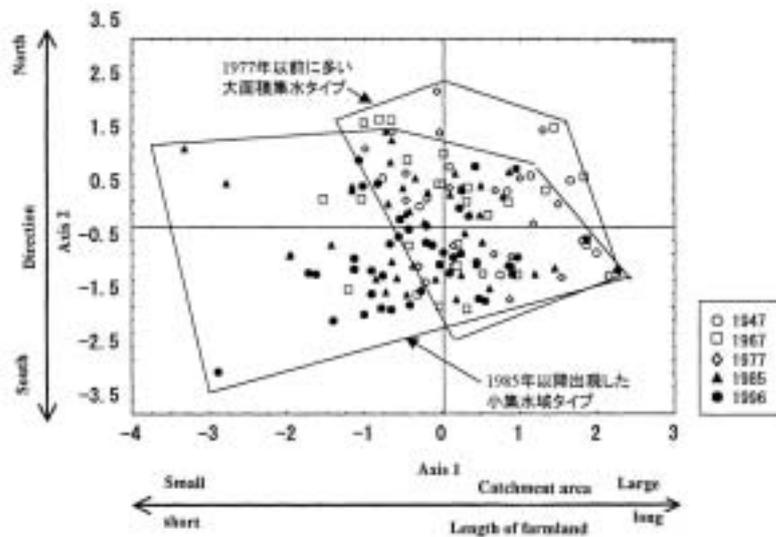


図 15 主成分分析によって特徴付けられたガリー状崩壊地の地形因子
 Fig.15 Principle component ordination of landslides caused by gully expansion. Each symbol indicate the landslide delineated in each year by aerial-photograph interpretation.

4. 水土保持機能変化の河川生物生息環境への影響波及様式

4.1: 流域改変による水土保持機能の変化と生物環境変化との対応関係

問寒別川流域では、土地利用と治水工事の進展が水流出機構を変化させ、河道における水疎通機能への負担が高められていることが表された。これは、問寒別川流域で実施されてきた洪水管理の考え方を忠実に反映したものといえるが、タンクモデルを用いた洪水シミュレーションの結果から、今後ピーク流量が計画高水流量を上回り洪水が発生する可能性が示唆された。

貫気別川流域では、畑地と崩壊地の2経路がともに生産源として重要であり、広域的・局所的に影響を及ぼしていることが推察された。貫気別川本流ならびに噴火湾沿岸域まで広範囲に流出するのは、粒径0.1mm以下のウォッシュロードが主体であり、粒径0.1mm以上の細砂・粗砂は不安定土砂として流域内に滞留し、谷底を埋積して河床上昇させていることが示された。この地域では、終戦までにほぼ利用可能な区域の農地開発は終了しており、逆に昭和30年代をピークに農地面積は減少している(留寿都村 1969; 洞爺村 1978; 北海道農業試験場・北海道立農業試験場 1982)。したがって、農地拡大が直接土砂流出機構を変化させたというよりは、明渠・暗渠の整備による排水の集中、圃場の凹凸を解消して効率的な機械作業を行うための人工地形改変など営農方法の変化、さらにはトラクタの踏圧による畑土の土壤物理性の悪化など、雨水(ならびに融雪水)の保持機能の低下が大きく関与していると考えられ、流域住民への聞き取り調査からも同様の回答を得ている(長坂 1998a)。

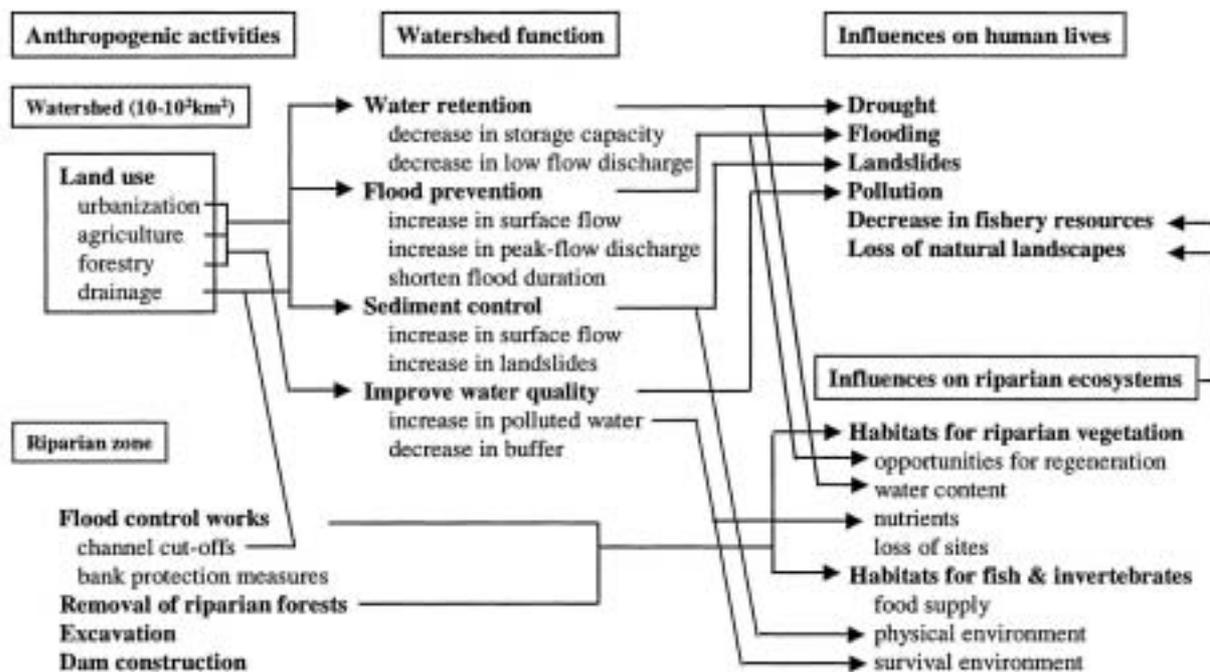


図 16 人間活動によって影響を受ける流域の機能と河畔域の環境要素 (長坂1999b 一部改変)
 Fig.16 Influences of anthropogenic activities on watershed function and the elements of riparian ecosystem(Nagasaka 1999b modified).

一般的に、森林から宅地や農地に転換するなどして土地利用が拡大あるいは変化すると、地表面の浸透能が低下するため降雨時の地表水が増え、川に流れ込む水の量も増える。したがって、洪水のピークが速く訪れ、ピーク流量も増加する傾向がある(Dunne & Leopold 1978; 富所 1990; 瀧本ほか 1996)。また浸透能の低下は、地下水かん養量を減少させ、平水時の川の流量は減る(塚本 1992)。すなわち土地利用が進行すると、平水時の流量は少なく、降雨時に一気に増水して流出する。都市化や農地化に伴って整備される明渠・暗渠排水路も雨水を一気に集めて川に流出させるため、同様の弊害が予想される。

都市や農地の開発が丘陵地や山間地に拡大し始めた1980年代以降、土砂害の発生が目立って報告されるようになった(木村 1991)。これは土地利用の変化に伴う土壌浸透能の低下や地形の人工的改変が引き金となり、地下水の挙動が変化したり地盤が不安定になったりしたためと考えられている(門村 1982; 牧野 1982)。森林伐採や施業に伴う林道開設は崩壊地の発生を促進し大量の土砂を河道に供給したり(Brown & Krygier 1971; Murphy et al. 1981)、浮遊砂の流出量を増加させたりする(柳井・寺沢 1995)。また、宅地や農地などは生活排水や農薬、肥料、家畜の糞尿など汚濁負荷の供給源になる。森林伐採を伴う土地開発は、森林土壌による水質浄化機能が損なわれることを意味する(Lowrance et al. 1984; Peterjohn & Correll 1984)。

流域レベルで進行する土地利用などの人為改変は、多くの場合ここで概観したように、流域の本来持っていた水土保持機能を変化させ、水・土砂・栄養塩類などの流出を促進させていると考えられる。また、河川改修に代表されるように、氾濫源や河道などを含む河畔域での改変も、河川水や地下水の疎通能力を高めることを目的としており、この点からも水土保持機能が減少していると考えられる。次にこれらの変化が河畔域にどのように影響波及するのか、いくつかの連鎖的变化を推論してみた(図 16)。

土地利用・治水・利水事業の進行に伴う、平水時・洪水時の流量変化、また地表変動パターンの変化は、河畔域の攪乱頻度や攪乱強度、水分環境に影響を与えられられる。これらのことは、同時に河畔林の更新機会や立地条件を変化させることを意味する(Bravard et al. 1997; 實・中村 1998; Naiman et al. 1998 a)。土地利用により斜面崩壊や土壌流亡が促進され、河川への土砂流出量が飛躍的に増加した場合

は、水生生物の生息場所を恒常的に破壊してしまうことが考えられる(Waters 1995)。たとえば流域の50%以上を農地開発した場合、土砂流出のインパクトは非常に高くなり、大量の土砂が河床に堆積することにより底質が変化し、水生昆虫の生息環境に直接的な影響を与えと言われる(Wood & Armitage 1997)。

また都市域からの生活排水や農地からの農薬などの汚染物質の河川への流出は、水生昆虫や魚類など河川生物の生息条件を悪化させている。一方有機物、無機物の増加は河畔域に富栄養化をもたらすと考えられる。これには河畔の樹木や水生植物の成長を促進させる効果もあるが、湿原植生のように貧栄養下で維持されていた植物群集の構造を変化させるといった影響も予想される。

河川生態系において河畔林が重要な役割を果たしていることはすでに指摘されており、河畔林は落葉・落枝、陸生昆虫、倒流木(CWD)の供給源として、また、河川水面への直達日射量を減少させて河川水温を維持するなどの機能を発揮している(Naiman 1992)。しかし河畔域での人為改変は多くの場合河畔林の伐採を伴う。河畔林の伐採によって日光が直接水面に到達するようになると、水温が上昇するとともに、藻類の繁茂が促進され一次生産量が増加する(Murphy & Meehan 1991)。藻類を好む底生動物にとっては餌環境の好転を意味するが、河畔林から供給される落葉、落枝などの有機物が減少するため、これらを好む底生動物にとっては致命的となる。また、水温の上昇が特定の魚種の生息限界を超える範囲に達した場合は、その種の生息を困難にする(Bjornn & Reiser 1991; Bisson et al. 1992)。河川改修・ダム建設等による河川地形の変化は、河畔林の立地環境の変化を引き起こすだけでなく、コンクリート護岸により立地空間そのものの消失をもたらすこともある。また、改修後は水深、流速、川幅などの物理環境が一樣になる傾向があり、溪流魚類の生息密度が大きく減少する(井上・中野 1994)。河畔林の伐採によって倒流木の供給がなくなった場合にも、倒流木による多様な微地形が形成されなくなり(阿部・中村 1996)、魚類の生息密度に影響を与えられ(阿部・中村 1999)。

ここで述べてきたことを整理すると、流域の物理・生物環境の連鎖的変化機構として、水質や水温などの生息条件の変化に見られたように、流域改変の累積的影響として現れるものと、河畔林伐採や地形改変など、生息場構造そのものの変化として現れるものとが考えられた。そこで先の2流域について、水土保持機能変化の河川生物生息環境への影響波及の実態解明を試みた。問寒別川の例では河畔林の有無をひとつの指標とし、北海道の代表的なサケ科魚類であるサクラマス(*Oncorhynchus masou*)の生息範囲を規定する重要な要因である夏期最高水温と、生息場所として重要な淵の形成に関与している倒流木とを取り上げ、航空写真の判読によって河畔林分布の歴史的変遷を明らかにし、サクラマスから見た生息場構造の時系列的変化を推察した。貫気別川では、河床砂礫の粒径組成と土砂量の測定、底生動物の種構成・個体数調査により、土地利用によってもたらされる河床砂礫構成の違いが底生動物の生息場構造に与える影響について考察した。

4 2 : 水土保持機能の変化が河川生物生息環境に及ぼす影響

4 2 1 : 河畔林の伐採がサクラマスの生息環境に及ぼす影響

1) 研究方法

問寒別川本流の河畔林について、5年代(1947, 1960, 1969, 1977, 1989)の航空写真を用いて写真判読を行い、総面積、パッチ数、各パッチの周囲長・面積比をそれぞれ求め、河畔林分布の変化を把握した。次に河川水温の変化予測について、Brown(1969)が熱収支解析(energy budget analysis)によってほぼ予測可能であることを明らかにしており、この方法を用いてこれまで河畔林伐採に伴う水温上昇について把握、あるいは予測がされてきた(Brown and Krygier 1970; 中村・百海 1989)。本流域でも同様に、支流14線川において杉本ら(1996)が現地観測により熱収支モデルを作成し、河畔林の減少に伴う水温変化機構を明らかにした。これと並行してSchloss(1985)の重回帰分析による夏期最高水温の推定式を作成し両者を比較した。また、倒流木量については、問寒別川流域の支流18地点で調査された倒流木密度

と体積データを用いた。各調査地点の河畔林の成立ステージを航空写真によって皆伐・二次林・壮齡林の三段階に分け、倒流量・体積を比較した (Mann-Whitney U-test)。

2) 河畔林の断片化

問寒別川沿いの河畔林分布は1947年から1989年までの間に総面積で4 km²から0.85km²へと劇的に減少した(図 17)。土地利用が急速に拡大し大規模な治水工事が集中的に実施された1970年代に面積が最も小さくなり、その後流路ぞいに新たに植生が侵入して現在再びわずかに増加している。また、図 18に総面積・パッチ数・周囲長 面積比の結果を示した。河畔林パッチ数は10個から75個へ増加しているが、パッチ1個あたりの平均面積は1 ha未満にまで縮小しており、林帯の断片化・小規模化が進行していた。さらに、各パッチの周囲長 面積比は減少を続けており、

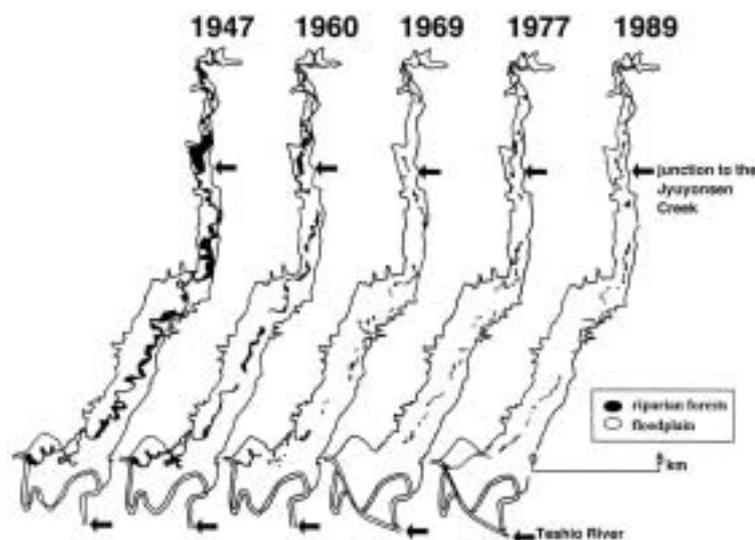


図 17 航空写真によって把握した河畔林分布の年次変化 (Nagasaka & Nakamura 1999)

Fig.17 Fragmentation of the riparian forests along the Toikanbetsu river(Nagasaka & Nakamura 1999).

河畔林帯は幅を持った塊形から細長い線形へと変化していた。河畔林帯を生息場として利用する生物にとって、林帯の断片化や小規模化、形状の変化は生息環境の変化を意味する。たとえば生息場の分断、細分化は種数・種構成の変化、個体数の減少、在来種と外来種の置き換わりなどをもたらす(Fahrig and Merriam 1985; Henein and Merriam 1990)。形状の変化に伴う幅の減少は、内部環境を必要とする種にとっては生息場そのものが消失するため個体数の低下を招き、辺縁部を好んで利用する種にとっては、生息適地が増加するため個体数が増加すると指摘されている(Harris 1984; Blake and Karr 1987; Croonquist and Brooks 1993)。

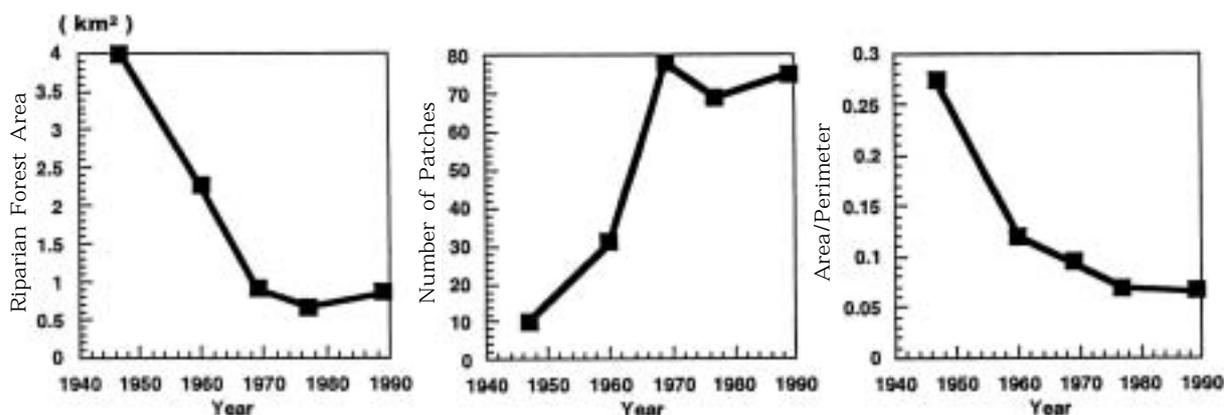


図 18 問寒別川の河畔林総面積・パッチ数・形状比の年次変化 (Nagasaka & Nakamura 1999)

パッチ数は航空写真で判読できたひとまとまりの林分の数、形状比は1に近いほど円形に、値が小さいほど線状の形に近づくことを表す。

Fig.18 Temporal changes in the patch indices of the riparian forests(Nagasaka & Nakamura 1999). The number and area of forest patches were evaluated using aerial-photographs.

3) 夏期最高水温への影響

支流14線川の夏期最高水温の推定式は、河畔林樹冠に被覆されていない区間の流路長 (Open length) Xとの単回帰式 $Y = 3.376 \times X + 20.585$ ($R^2 = 0.789$, $P < 0.001$)で表された(図 19A)。杉本ら(1996)

の熱収支解析による推定値とここでの重回帰分析による推定値を比較すると、両者は $y = b x + a$ ($R^2 = 0.982, P < 0.001$) で表され、ほぼ一致した。そこで航空写真の経年判読によって Open length を求め、河畔林分布の変化に伴う夏期最高水温の歴史の変遷を把握した。図 19B は、支流14線川の間寒別川との合流点における推定夏期最高水温の変遷を示したものである。これによると河畔林がほとんど残存していた1947年の夏期最高水温は22.7 と推定され、現在に比べ約6 低かったことが明らかになった。河川水温の上昇はサクラマスが生息していくうえで、餌の構成、生息範囲、生活史それぞれに大きく影響する。一般的に河川水面への直達日射量が増加すると、一次生産量が高まると言われている。しかし、さらに水温上昇が継続し適応限度を超えてしまうと、いくら餌が豊富に供給されても、その流域では生息することすら不可能となる (Beschta et al. 1987)。水温は魚類の生息分布を規定する最も重要な要因であるといわれているが (Hawks 1985)、日本ではサケ科幼魚の選好温度は12~14 で、25 程度でも一時的に観察されることはあるが、18 を超えると摂餌が停止すると報告されている (玉井ほか 1993)。現在、河畔林に被覆されている上流区間は、夏期最高水温がほぼ18~19 と観測され、この地域の代表的なサケ科魚類であるサクラマスの生息密度が高い (Inoue et al. 1997)。したがって夏期最高水温が22.7 と推定された1947年の時点では下流区間でもまだ生息可能な条件を持っていたが、1960年にはこの値が26.7 と推定され、すでにサクラマスの生息範囲が上流域へ狭められていたことが示唆された。

4) 倒流木供給に対する影響

間寒別川流域の支流18地点ごとの河畔林の成立ステージを航空写真によって皆伐・二次林・壮齢林の三段階に分け、倒流量・体積を多重比較検定したところ有意な差が認められ (Kruskal-Wallis one-way ANOVA, $p < 0.05$)、倒流量を比較した (図 20)。北海道北部の一般的な河畔林構成種はヤナギ類、ケヤマハンノキであり、大径のニレ類、ヤチダモなどが所々にみられるがいずれも落葉広葉樹である。阿部・中村 (1996) は北海道北部の緩勾配河川での調査で、倒流木は北米での報告ほど淵の形成に寄与していないという結果を得ており、倒流木が淵の形成に寄与するほど大型でないためであろうと述べている。しかし、この調査河川内でも大型の倒流木ほど淵・カバーの形成に関与しているという結果が出ており、

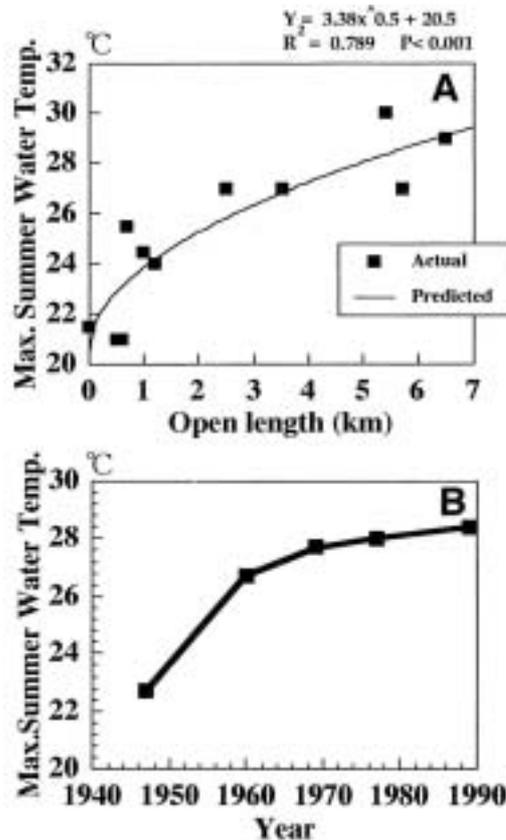


図 19 夏期最高水温を目的変数としたステップワイズ重回帰分析の結果 (A)、樹冠に覆われていない流路長 (open length) との単回帰式で表された。間寒別川支流14線川の推定夏期最高水温の年次変化 (B)。Open length を航空写真から年次別に判読し、先の単回帰式に代入して求めた (Nagasaka & Nakamura 1999)。

Fig.19 The multiple regression analysis of maximum stream temperature (A). The only significant variable accounting for variation in the maximum summer water temperature in the Jyuyonsen creek based upon regression analysis (B). The open lengths were examined using aerial photographs (Nagasaka & Nakamura 1999).

河畔林保全の重要性は高い。また、問寒別川流域でも、倒流木はカバー形成に強く寄与しており、カバー量とサクラマス生息密度の相関が高いと報告されている (Inoue et al. 1997)。

河畔林の回復を前提とした場合、生息場の形成に關与できる大径の倒流木の供給には50 60年以上 (Bisson et al. 1987)あるいは、河畔林伐採後75年で二次林 (second growth) から倒流木が供給されるようになるが、伐採前の状態にまで回復するには250年必要 (Murphy and Koski 1989) という報告がある。また淵形成、土砂捕捉、有機物供給などの倒流木の機能が河畔林伐採後どのように変化するか推測したところ、伐採後5年で倒流木体積、各機能はいずれも低下し、低下したまま50年間は回復しないという結果も出された (Bilby and Ward 1991)。14線川下流区間は河岸部まで農地化が進行し、河川改修により河岸にコンクリート護岸が施工されており、自然侵入による河畔林帯の回復はほとんど期待できないため、河畔林に被覆されている上流からの流送によってしか倒流木の供給が行われないと考えられる。現在、問寒別川流域は本流も支流域でも農地開発の進行した区間では、治水工事に伴う河畔林除去が顕著で、大学演習林内にはいる上流区間でかろうじて好適な生息環境を維持しているにすぎない。

4 2 2 : 河床砂礫構成の違いが底生動物の生息環境に及ぼす影響

1) 試料の採集方法

調査は、貫気別川右岸支流、オロエンヌキベツ川 (流域面積21km²) とオーホナイ川で行った (図 21)。

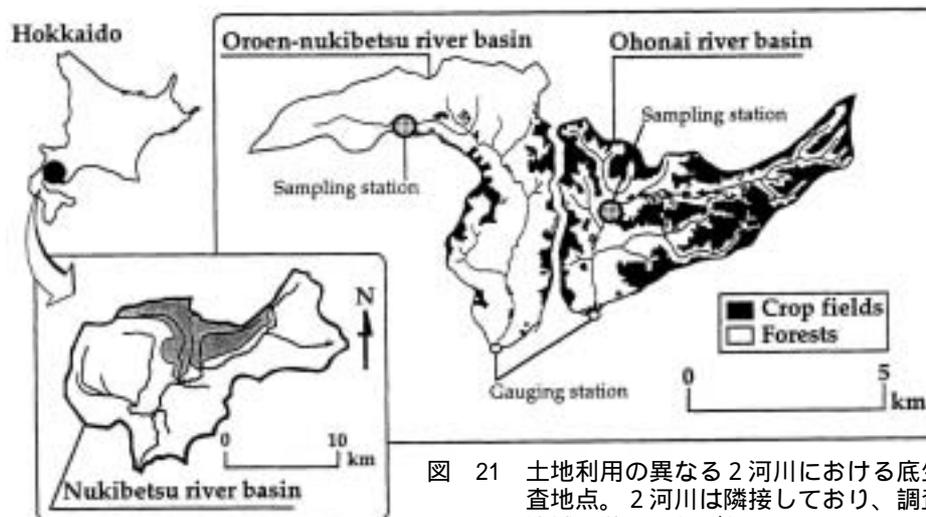


図 21 土地利用の異なる 2 河川における底生動物生息環境調査地点。2 河川は隣接しており、調査地点より上流の流域面積はそれぞれ、オロエンヌキベツ川：7.78km²、オーホナイ川：9.78km² (長坂ほか2000b)

Fig.21 The location of the sampling sites in two tributaries with different land use (Nagasaka et al. 2000b).

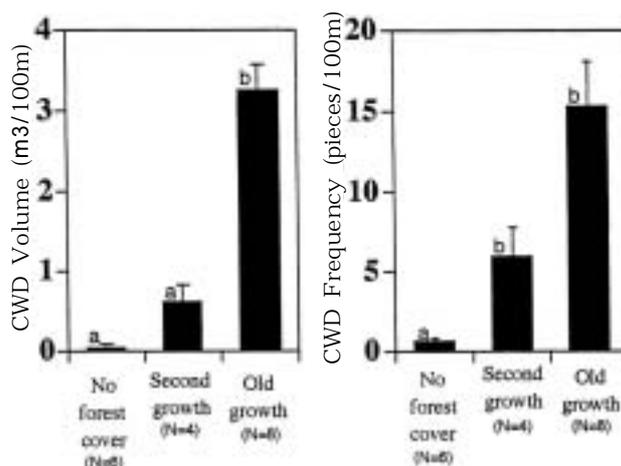


図 20 河畔林のステージ別倒流木体積と倒流木本数 (Nagasaka & Nakamura 1999)

Kruskal-Wallis の一元配置分散分析によりステージ間に有意差が認められた。同一のアルファベット間では有意差がないことをあらわす (Mann-Whitney U-test; $p < 0.05$)。

Fig.20 Comparison of CWD volume and number of pieces of CWD among the three stand age classes by Kruskal-Wallis one-way ANOVA. Values followed by the same letter are not significantly different using Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$), conservatively adjusted with a Bonferroni procedure.

2 河川の河床はいずれも安山岩を主体とした 5 ~ 15cm の円礫で構成される。この 2 流域は土地利用が異なり、採集地点より上流の土地利用状況を見ると、オロエンヌキベツ川は森林率 98% (流域面積 7.78km²)、オーホナイ川は森林率 50%、畑地率 48% で (流域面積 9.87km²)、台地上はじゃがいも・アスパラガス・豆類・ビートなどを生産する畑作地帯となっている。しかし 2 河川の流路沿いには土地利用の違いに関わらず、いずれも良好な河畔林が分布する。本稿では、以後オーホナイ川を畑地河川、オロエンヌキベツ川を森林河川と呼び換えることにする。

川幅が 5 m で、水深・流速、単位面積当たりの礫数が同程度の平瀬を 2 河川からそれぞれ採集地点として選び、河床砂礫、有機物、底生動物の採集を行った。採集には Cummins-Coffman Foam Sampler (Petersen Jr. et al. 1989) を改良したトレイ状の底質サンプラー (タテ 20cm × ヨコ 20cm × 深さ 10cm) を用い、ほぼ 1 ヶ月間河床に埋設した後、サンプラーに入った砂礫、有機物、サンプラー内に生息していた底生動物を採集した。サンプラー埋設による底生動物の採集は、一定期間内に疑似河床に侵入、生息する底生動物を採集するため、サバーネットによる通常の採集方法に比べ、河床堆積物や有機物と同所で、同時に採集できる利点がある。Wood & Armitage (1999) は不透水性のトレイを河床に埋設し堆積した土砂を採取しているが、流れのある瀬や平瀬で不透水性のサンプラーを用いると、サンプラー底面で流水が遮断されることでサンプラー内に乱流が発生し土砂の巻き上げが生じ、周辺の河床とは流水条件や底生動物の侵入状況が大きく異なってしまうことが予想されたため、本調査河川ではサンプラーをプランクトンネット (メッシュサイズ 0.4 × 0.4mm) で作成し、サンプラー外の自然河床と同様の流水条件を維持できるようにした。1 つのサンプラーには礫径を 6 ~ 7 cm にそろえた石をあらかじめ 6 kg 入れ、各河川の河道の横断方向に 2 m 間隔で 2 個、縦断方向に 5 m 間隔で 6 列、計 12 個埋設した。埋設時には、埋設箇所の砂礫をサンプラーと同じ深さまで取り除いた後、あらかじめ石を入れておいたサンプラーを静かに沈め、サンプラーの上端が周囲の河床面と同じ高さになるように設置した。

設置期間は 1998 年 10 月 5 日から 11 月 4 日までとし、平水時に回収した。サンプラー設置期間の 1 ヶ月間で、あらかじめ入れておいた石の間には土砂・有機物が侵入しており、サンプラー周囲の河床状態を反映しているものと判断された。回収時サンプラーは河床から静かに引き上げすぐにバケツにあげ、石はバケツの中で洗い出しながら除いた。引き上げ時のサンプルの流出はほとんどなかったものとみなし、残った砂礫、有機物 (落葉、枝、種子など) を底質サンプルとして、比重の違いにより砂礫と有機物 (底生動物を含む) を分けた (Lugthart & Wallace 1992)。設置時と回収時にサンプラー設置箇所の水深と流速を測った。流速は微流速計 (YOKOGAWA 製) を用いて測定し、サンプラー中心上で、水深の下層 2 / 3 の位置の流速を 3 回計測した平均値で代表させた。

採集した砂礫はふるいに通し、Wentworth (1922) ならびに Cummins (1962) の区分を参考に、2 mm 以上 5 cm まで (礫)、1 mm 以上 2 mm 未満 (粗砂)、0.1 mm 以上 1 mm 未満 (細砂) の 3 つの粒径階に分け乾燥重量 (80 ℃, 48 時間) を量った。0.1 mm 以下の砂礫はきわめて微量であったため計量に含めなかった。また、有機物の中から底生動物を取り出し 75% のエチルアルコールで保存し、可能な限り同定して分類群ごとに個体数を計測した。有機物は、1 mm 以上の粗粒有機物 (CPOM; Coarse Particulate Organic Matter) と 1 mm 以下の細粒有機物 (FPOM; Fine Particulate Organic Matter) とにふるいで分け、それぞれ 80 ℃ で 48 時間乾燥し、秤量後、550 ℃ で 4 時間灼熱し、強熱減量を求めた。

2) 解析方法

生物群集の種組成に影響を与える環境要因の特定を行う方法として、群集の変化が比較的単純で、その変化に関与する環境要因がある程度予測できている場合には、サンプル (採集地点)・種 (分類群)・および環境条件の三者の関係を一度に分析できる方法として、正準対応分析 (CCA; Canonical Correspondence Analysis; ter Braak, 1986) が近年よく用いられている (Richards et al. 1993; Zogg & Barnes 1995;

Wood & Armitage 1999)。本調査対象流域でも、1997年までの調査により、2河川の底生動物群集は多様度が著しく異なり、全く異なる構造をもっていること(中島ほか未発表)、浮遊土砂量(佐藤ほか1999)、崩壊地数が異なることなどがわかっており、2河川の底質の条件は明らかに異なるものと予想された。今回の解析では、こうした点を踏まえ、底生動物の生息環境要因として、水深・流速・粒径別(礫、粗砂、細砂)の砂礫重量・CPOM量・FPOM量を取り上げ、それぞれの分類群の生息環境と採集地点との対応関係をCCAにより解析することにした。計算にはCanoco for Windows ver.3.1(ter Braak, 1988)を使用した。底生動物の個体数データは正規分布に近づけるために対数変換($\log e + 1$)して解析に用い、Monte Carlo permutations testにより有意性の検定を行った。また、総個体数の1%以下の分類群は分析から削除した。

3) CCAによる採集地点、環境変量と分類群との対応関係

底質サンプラーで採集した河床砂礫の重量割合を図22に示した。2河川の河床砂礫は、森林河川では礫(2mm以上5cmまで)が常に40~50%を占め、粗砂(1mm以上2mm未満)と併せると全体の60~70%を占めた。畑地河川では礫は30~40%に留まり、一方細砂が常に50~60%を占め、河床を構成する砂礫の粒径組成には明らかに森林河川との違いが認められた。表6にCCA解析に用いた環境変量の概略を示した。2河川の水深・流速にはできるだけ差がないように調査地点を設定したが、森林河川で水深が有意に深くなった(t検定, $p = 0.0008$)。CPOM量はほぼ同程度であったが、FPOM量は畑地河川で有意に少なく、森林河川の約50%ほどしかなかった(t検定, $p = 0.01$)。またこのとき2河川で採集された底生動物の平均個体数・平均出現分類群数は、森林河川で7635個体/ m^2 ・22.7群に対し、畑地河川で1521個体/ m^2 ・11.25群であった。

CCAの結果、最初の4軸で種(分類群)データの50%以上、種と環境要因の関係の90%以上が説明できることが示された(表7)。またMonte Carlo permutations testは全ての軸の有意性を示した(F比2.659, $p = 0.005$)。各序列軸に対する環境変量の寄与の度

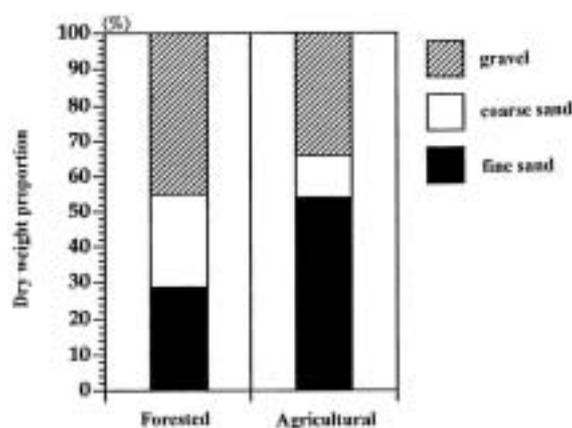


図22 底質サンプラーによって採集した河床砂礫の粒径階別乾燥重量割合(長坂ほか2000b)。森林河川:オロエンヌキベツ川、畑地河川:オーホナイ川。礫(gravel): 2mm 5cm;粗砂(coarse sand): 1 2mm;細砂(fine sand): 0.1 1mm。

Fig.22 The dry weight proportion of the sediment in each particle size class collected by the sediment/substrate sampler (Nagasaka et al. 2000b).

表6 森林河川と農地河川における物理・生物的特性(1998年11月測定)。値は平均値で、カッコ内は標準偏差を表す(長坂ほか2000b)。

Table 6 Physical- and biological characteristics of the Forested and Agricultural catchments measured in November, 1998. Data are means and SDs (in parentheses), n, number of sampling sites within each catchment; DW, dry weight; AFDW, ash-free dry weight (Nagasaka et al. 2000b).

Habitat characteristics	Forested	Agricultural
	n = 12 Mean(SD)	n = 12 Mean(SD)
Water depth (cm)	17.83 (4.3)	12.17 (2.72)
Mean Velocity (cm/sec)	46.15 (11.59)	53.36 (15.11)
DW gravel (g)	513.99(315.44)	428.96(176.13)
DW coarse sand (g)	294.25(151.91)	149.20 (76.29)
DW fine sand (g)	328.39 (92.79)	670.87(100.93)
AFDW CPOM (g)	1.58 (1.04)	1.40 (1.14)
AFDW FPOM (g)	0.52 (0.17)	0.29 (0.26)

表 7 CCAの固有値、各軸に対する種データおよび種 環境関係の累積寄与率 (長坂ほか2000b)

Table 7 Summary of CCA eigenvalues, cumulative percent variance explained on all canonical axes and significance of all canonical axes (Nagasaka et al. 2000b).

Axes	1	2	3	4
Eigenvalues	0.103	0.023	0.009	0.006
Species-environment correlations	0.926	0.907	0.660	0.589
Cumulative percent variance				
Species data	37.0	45.2	48.5	50.7
Species-environment relation	68.8	84.0	90.2	94.3
	F-ratio	p-value		
Significance of all canonical axes	2.659	0.005		

合いを見ると、第1軸は細砂量との相関がきわめて高く(=0.927),第2軸ではCPOM量と正の相関が、礫量・粗砂量と負の相関が認められた(表 8)。採集地点と環境変量との関係をプロットすると(図23A)森林河川の採集地点と畑地河川の採集地点は明瞭に分かれた。森林河川の採集地点は礫量・粗砂量によって特徴づけられる地点と、CPOM・FPOMなどの有機物量によって特徴づけられる地点とに分けられた。また畑地河川の採集地点は細砂量によって強く特徴づけられることが示された。同様に、分類群と環境変量との関係を見ると(図23B)、両河川で共通して採集されたアメリカカクスイトビケラ

表 8 第1軸、第2軸と各環境変量との相関係数 (長坂ほか 2000b)

Table 8 Within-axis correlations of environmental variables with the first two canonical axes (Nagasaka et al. 2000b).

Variable	Axis 1	Axis 2
Water depth	-0.5372	0.0536
Mean Velocity	0.2563	0.2366
Gravel	-0.1614	-0.7262
Coarse sand	-0.4782	-0.6664
Fine sand	0.9276	-0.1834
CPOM	-0.4704	0.8176
FPOM	-0.0941	0.4270

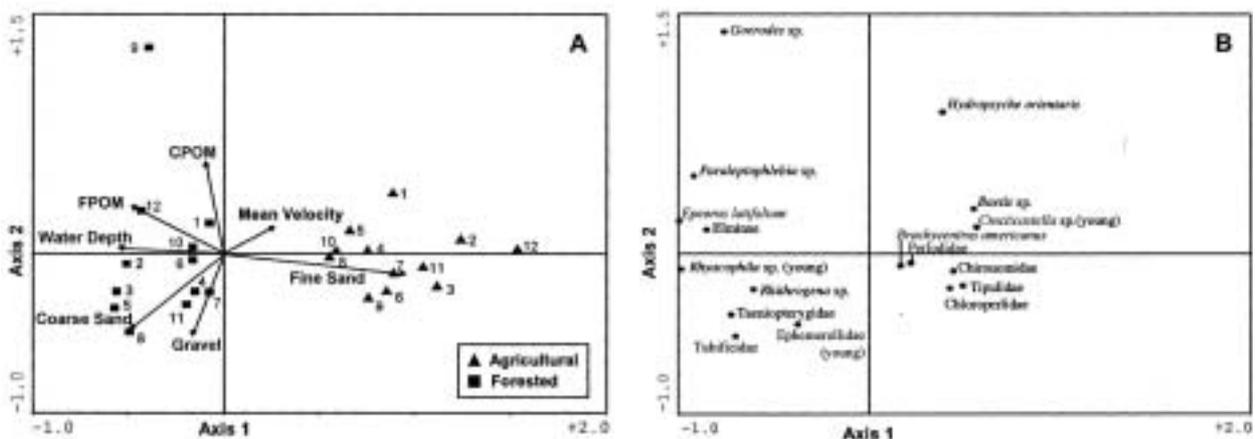


図 23 CCA解析で得られた、環境変量と採集地点(A)ならびに分類群(B)の関係。矢印の大きさは相対的なもので、向かい合う矢印同士はそれぞれ正負の相関があることを示す。畑地率の高いオーホナイ川の採集地点は、細砂量が卓越する環境であることが示され、森林が多いオロウエンヌキベツ川の採集地点とは明瞭に分かれた(長坂ほか 2000b)

Fig.23 CCA biplot of sample sites(A) and species biplot(B) surveyed in November, 1998. Arrows refer to the direction and relative influences of environmental variables in the ordination. The numbers next to the symbols indicate each sample site (Nagasaka et al. 2000b).

(*Brachycentrus americanus*), ウルマーシマトビケラ (*Hydropsyche orientaris*), コカゲロウ属 (*Baetis* sp.), アミメカワゲラ科 (Perlodidae), ガガンボ科 (Tipulidae), トウヨウマダラカゲロウ属 (*Cincticostella* sp.), ミドリカワゲラ科 (Chloroperlidae), ユスリカ科は畑地河川の採集地点と同じ象限にプロットされた。また森林河川で明らかに多く採集され, 畑地河川ではほとんど, あるいは全く採集されなかった, エルモンヒラタカゲロウ (*Epeorus latifolium*), マダラカゲロウ科 (Ephemerelellidae), コカクツツトビケラ属 (*Goerodes* sp.), ヒメヒラタカゲロウ属 (*Rhithrogena* sp.), ミジカオカワゲラ科 (Taeniopterygidae), ナガレトビケラ属 (*Rhyachophila* sp.) は森林河川の採集地点と同じ象限にプロットされた。

底質サンプラーを用いて, 河床砂礫構成の定量的な把握を試みた結果, 畑地河川における底生動物の生息環境は, 底質に占める粒径0.1~1mmの細砂の割合がきわめて多いという特性をもつことがわかった。畑地河川では, サンプラー設置から回収までの1ヶ月間で, あらかじめ入れておいた石の間隙は常に細砂で充填されており, サンプラー設置に用いた6cm程度の石礫の移動は粒径0.1~1mmの細砂によって規制され, はまり石を形成することが示唆された。これは崩土の主体をなす粒径と一致しており, 崩壊地から供給された土砂の約8割は河床を埋没して, 河床の上昇, 魚類や底生動物の生息環境の悪化を引き起こす要因となっていることが示唆された。調査対象流域内では, 底生動物群集に関する過去の調査例がないため, 畑地河川の底生動物群集が生息環境の変化に伴って変化したかどうかを確認することはできないが, 例えば森林河川で明らかに多く採集され, 畑地河川ではほとんど, あるいは全く採集されなかった分類群のうち, 流下昆虫の捕食者である多くのナガレトビケラ属は, 礫の間隙は隠れ場として重要な役割を果たすため, 細砂による礫間の充填は致命的に作用した可能性がある。また, ヒゲナガカワトビケラとウルマーシマトビケラは同じ造網性トビケラでありながら, 前者は畑地河川では採集されず, 後者は両河川で普遍的に採集された。その要因として, 前者は礫間に営巣し, 後者は石の表面に営巣する傾向が強い(谷田 1989)といった営巣位置の違いが考えられる。大串(1981)も指摘するように, ヒゲナガカワトビケラは礫と礫の間隙に方形の捕集網を張るため, 礫間を細砂によって埋められてしまうことは致命的といえる。Richards & Host (1994)も, 農地率が高い流域で細粒砂の占める割合が高くなり, 種多様性が著しく低くなることを述べ, この理由として, 生息空間の消失, 底質内の透水性の減少, 底質の不均質性の低下 (= 生息環境の多様性の低下) を挙げている。また今回は藻類に関する定量的な調査は行わなかったが, 付着藻類上に細粒砂が堆積することにより一次生産量が低下することは既に報告されており(Graham 1990; 山田 1999), 本調査流域においても, 2河川の一次生産量の違いが, ヒメヒラタカゲロウ属などの藻類食者の個体数の違いに反映されたものと推察される。結果として, 畑地河川では採集された底生動物の個体数が森林河川の10~20%と著しく低く, 細砂の堆積による底質環境の変化が底生動物群集の生息環境に直接作用し, 群集のバイオマス量の低下を引き起こし, 群集構造の貧困化をもたらしていることが示唆された。

5. 流域改変による水土流出 河川生物生息環境の連鎖的变化機構

5.1: 農地流域における水土保持構造の変化と河川生物への影響

本研究で明らかにされた水土流出機構の変化と河川生物生息環境の連鎖的变化を図 24に整理した。丘陵地への大規模草地開発と, 蛇行流路の直線化と連続堤防を主とした大規模な治水工事が実施されたことによって, 中・下流域の水流出機構が大きく変化し, 水貯留機能の減少と水流出機能の増加はそれぞれ同時期(1975年)に現れた。治水工事によって河畔林が除去された結果, 夏期最高水温の上昇と河道内倒流木密度の減少が推定され, この地域の代表的な冷水性溪流魚類であるサクラマスに好適な環境を悪化させたことが推測された。また, 畑地化が著しく進んだ河川では, 畑地からの土壌流亡(Wischmeier et al. 1971; 池宗 1979; 翁長他 1991; Romero-Diaz et al. 1999), 農地造成に伴う河畔林伐採による渓岸侵食の増加(Platts 1991), ガリーの発達(長澤 1987; 松本 1992; Burkard & Kostaschuk 1997)等

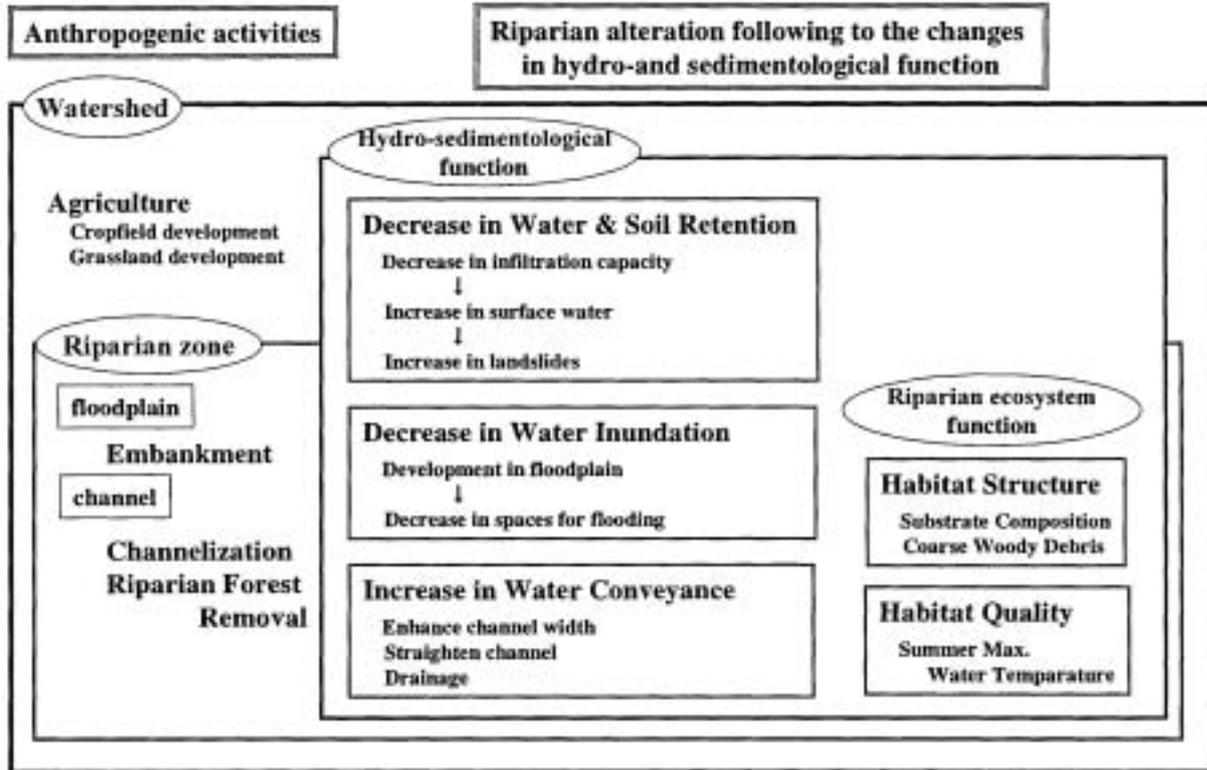


図 24 農地化による水土流出機構変化と河川生物生息環境への影響波及様式
 Fig.24 Influences of functional changes in watershed hydrology and sediment delivery system due to agriculture on the habitat for riparian biota.

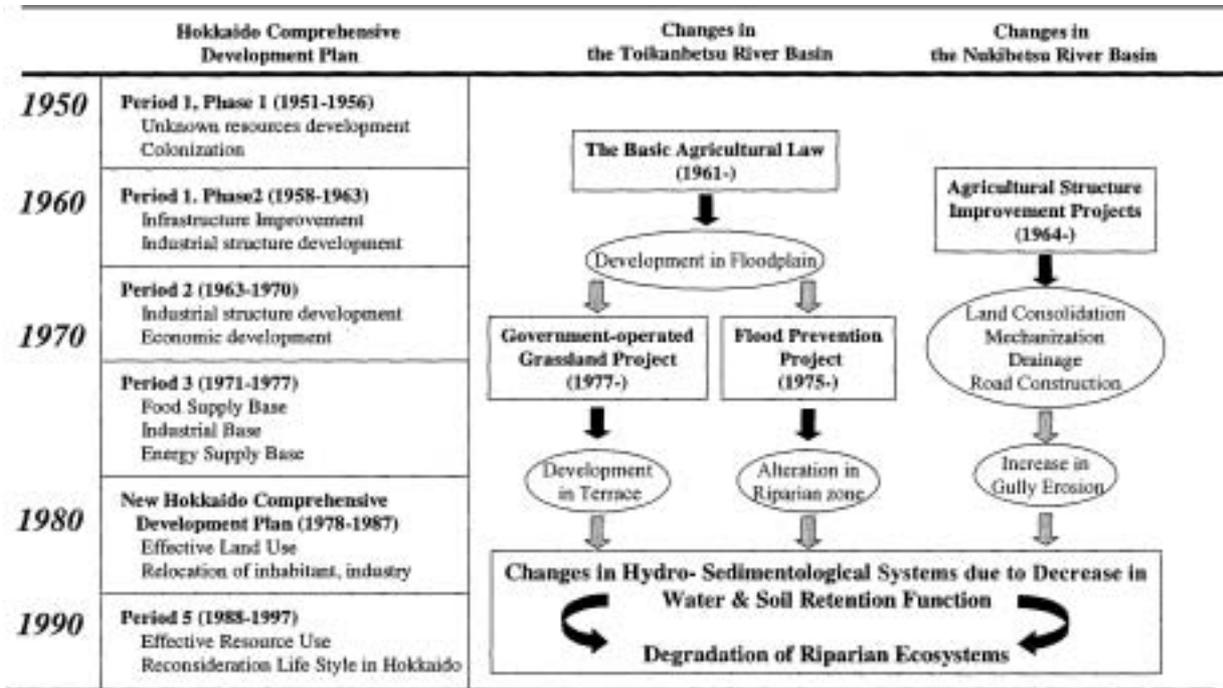


図 25 戦後の北海道総合開発計画と流域構造変化の対応関係
 Fig.25 Comprehensive development plans in postwar Hokkaido which relate to the structural changes in two watersheds.

により土砂生産量が増加し、結果として浮遊土砂濃度の増加、河床への土砂堆積を促進させることが知られている(Waters 1995 ; Allan et al. 1997)。ガリー崩壊は、台地の肩部ぎりぎりまで畑地化した場所で、さらに集水地形や明渠・暗渠排水の末端で集中的に発生している。これらの崩壊地は1980年代に急増して

おり、谷底堆積物からも最近22年間の土砂堆積厚の増加が示され、農作業の形態、経営規模の拡大を反映したものと考えられる。底生動物に関しては過去の調査資料がないため、80年代以前と以後の変化を確認することはできないが、崩壊地の増加と谷底の埋没はほぼ同時期に見られ、一次谷・二次谷に堆積した土砂が順次下流に流出する傾向が見られることなどから、結果としてもともとあった河床砂礫の隙間を充填してはまり石状の河床形態を形成し、底生動物群集の貧困化をもたらしていると推察される。アメリカでも同様のケースが報告されており、この場合も細砂の堆積により河床が基岩のように硬くなり、底生動物のバイオマスは生息環境悪化以前に比べ10%減少したと述べている (Cordon & Pennoyer 1960)。

図 25に戦後の北海道総合開発計画の推移と流域構造の変化の対応関係を整理した。問寒別川流域では、大規模治水事業に起因する水流出機構の変化と河川生物環境への多大な影響が明らかとなったが、そのきっかけとなったのは1970年の既往最大水害であり、これ以降防災を目的とした治水事業への要請が高まっていった。さらに1977年より国営草地開発事業が予定されていたことも契機となり、1975年から1981年まで大規模な治水工事が実施されることになった。同時期に各支川の河川改修も進行し、流域の水流出機構変化に拍車をかけたと推察される。貫気別川流域では、問寒別川流域ほど変化の起点となった時期は明瞭に認められなかったが、ガリー状崩壊地数と谷底土砂堆積厚の増加傾向は共に1970年代後半以降顕著に見られることから、農業構造改善事業(1964年～)を契機として普及した農作業機械化等の影響が徐々に現出してきたことを示唆しているものと考えられた。

北海道の多くの河川流域は、その主要な土地利用形態である農村地帯を流下しているため、農業政策とそれに伴う農地開発、土地改良事業などの影響を大きく受けて変貌してきたことが示された。とくに1970年代以降、第3期北海道開発総合計画のもとで、大規模食糧基地としての役割を担われ、大量生産と生産コスト低減を達成するために、経営規模の拡大と機械化、限界地域への農地拡大などが推進された(山下 1998)。これら一連の農業政策は、1961年に制定された農業基本法を軸として、さらに北海道総合開発計画と密接に関わっている。農業基本法では、農業経営の近代化を目的として、経営規模の拡大と合理化、機械化の推進が謳われた。その理念を実行したのが農業構造改善事業(1964～)であり、これによって離農が促進され、経営能力の高い農家へ農地が集約されていった、その傾向は第3期北海道総合開発計画のもとでいっそう強くなり、このなかで北海道の農村地帯は食糧生産基地としての役割をより強く求められるにいたり、道東・道北を中心とした国営大規模草地開発事業はこの時期に進行した。また、畑作地帯では圃場規模の拡大、機械作業を効率的に進めるための農地の起伏を平坦化する人工地形改変が進んだ。結果として、北海道の農村流域では、農業政策の変化とそれに伴う農地拡大・経営形態の変化を明瞭に反映し、1970～1980年代にかけて、水土流出機構の中でもとくに水土保持機能が大きく低下したと考えられた。北海道東部の釧路湿原を下流端に抱える農地流域で、同様に農地開発と流域の土砂流出システムの変化について研究された例でも、昭和40年代、50年代の農地開発と土地改良事業に伴う捷水路工施工により河川流路が大きく短縮された結果、浮遊砂の流出量と氾濫パターンが大きく変化し、下流湿原への土砂氾濫、湿原の縮小を促進していることが報告されている(Nakamura et al. 1997)。

流域の規模、地形、地質、土地利用形態などにより顕在化する現象に違いはあるが、本研究で取り上げた2流域に共通してみられたように、北海道の多くの農業地帯の流域構造に変化をもたらした社会的因子としてこれらの農業政策は重要であり、1970～80年代以前と以後の変化をいかに把握するかが、流域の問題点を浮き彫りにし、流域構造変化の要因を明らかにする上で重要であることを示している。これらの農地開発は、農地として利用している空間の安全性、排水性を高度に達成するために治水事業を要請し、土地改良事業を実施してきた。また、その過程での河畔林の伐採や河川流路の直線化、人工水路化は不可避のものとしてされてきた。こうした政策は確かに当初の目的を達成し、農業に貢献した面もあるが、長期的に見た場合は、農業生産の持続性に疑問を投げかけている。貫気別川流域の例では、この一連の現象が単に

上流側の農地が下流側の噴火湾沿岸域に一方的に負荷を与えているというだけでなく、農地表土の流亡と農地そのものの侵食、崩壊を引き起こしているという点で、農家にとっても重大な問題をもたらしていることが浮き彫りにされた。また問寒別川流域の例では、再び既往最大降雨があった場合には、計画高水位を超えて越流、氾濫する危険性が予測された。結局、「流域」を単位としてみると、排水性や通水性、また農業生産性など単一機能のみを突出させることは、他機能の損失や低下を引き起こし、新たな問題を生じさせることが示された。それだけでなく、重複して機能していた、他のシステム、ここでは河川生物の生息場構造にも連鎖的に作用し、多大な影響を与えていることが示された。

5 2：今後の流域保全の基本理念

本研究で示されたように、流域網を通じて現在河畔域に生じている問題の多くは、地表水、地下水、土砂などを保持、滞留させる空間の消失、あるいはその機能を低下させてきたことに起因すると考えられる。したがって、対象流域の水土砂流出機構の構造を把握し、どの機能を復元あるいは維持すればよいのか明らかにすることが重要となる。機能復元のためには土地の提供と管理が不可欠になると考えられ、農業・河川・治山・砂防など異分野を横断する連携が前提となる。流域本来の水土保持機構の復元・維持という考え方にに基づき、過度の排水、それに伴う土砂流出を抑制して適切な水・土砂管理を行えば、河川生物の生息場構造の保全も達成できると考えられる。復元目標としては、本来はその流域に人為的改変が行われる以前のシステムを目標とすべきであるが、流域から土地利用を排除することは現実的に不可能であり、また、土地利用を前提とした機能復元の方法を提案することが新たな技術の構築にもつながると考える。ここでは、ケーススタディでも示されたように、土地利用がある程度進行しつつも、流域の降雨流出機構・土砂流出機構が維持されていた1960年代の流域構造をひとつの復元目標として提案することにする。

本研究で取り上げた2事例の機能復元の案を図26に示す。問寒別川流域では、下流域の大規模な直線化と築堤により水流出機能が増加する構造に大きく変化し、工事に付随して河畔林も減少した。しかし、計画高水流量設定後に支流域の改修や丘陵地への大規模草地化が進行した結果、計画を上回る洪水氾濫の危険性が予測された。したがって、水流出機能への負担を軽減し、水貯留機能の復元を図る必要が示された。水貯留機能復元の具体案としては、蛇行流路の復元、遊水池の設置などが挙げられ、とくに中・下流

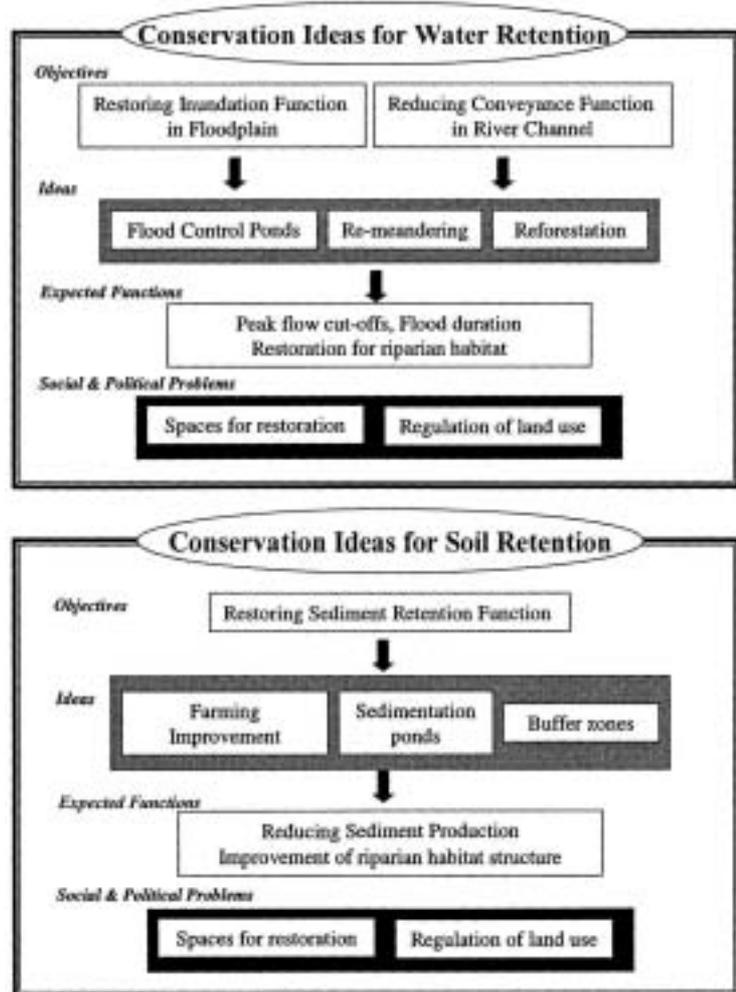


図 26 水土流出機構の復元、再生による流域保全の具体案
Fig.26 Watershed conservation scheme by restoring function of hydrological and sedimentological systems.

域の後背湿地，河跡湖を遊水空間として活用することや，洪水時に旧河道に通水し，洪水ピークを遅延させる措置などが効果的と考える。問寒別川の下流域は，天塩川本川の直線化に伴う河床低下の影響を強く受けていると考えられるため，再蛇行化の実現に向けては，天塩川の治水対策と連携する必要があるであろう。しかし，これらの対策によって，河道勾配の緩和と河道の極端な改修を回避することが可能となり，河畔域のダイナミズムを許容できる空間が創出されるものとする。計画立案の手順としては，過去の航空写真や地形図を判読し，水土保持空間としてのかつての流路，湿地，あるいは沢地形，窪地地形などを選定することが効果的であるとする。

濁水発生ならびに河床の埋没を改善するためには，ガリーの発達や既存崩壊地の拡大を抑制する必要がある。台地上で発生する地表流を斜面に直接流出させないことが重要である。地表流の「排水」を目的とした施設は，逆に斜面のガリー発達を促進することも多く報告されているため（松本，1992；Burkard & Kostaschuk，1997），最終的には台地上でいかに地表流の発生を減少できるかが鍵となるであろう。地表流を発生させないためには，心土破碎など畑地土壌の物理性改善（長谷川 1998，1999），土地利用の制限により斜面と台地の間は緩衝帯として残す，などの措置が必要である。さらに，土地利用制限により確保した空間を緩衝林帯や沈砂池とし，地表流の分散・浸透（貯留）を図り，流出土砂を滞留させることが提案される。土砂流出防止機能を期待できる林帯幅の基準としては，これまでに傾斜0～10%に対し林帯幅10～20m，傾斜が30%を超える場所では30m以上必要であると提案されており（坂本 2000），土地の取得が可能ならば，少なくとも10m以上の林帯設置が望ましい。また，山腹工などの治山工法により既存崩壊地の斜面を安定化させる措置は，早期に斜面を安定化させ，崩壊地の拡大を防止する有効な措置となりうるため，積極的な導入が望まれる。

従来，洪水対策や土砂の生産・流出を制御する役割は，治水・治山や砂防などが担い，いわば対症療法的な措置に終始してきたが，これまで述べてきたように流域レベルでの根本的な土地利用の見直しにとりかかることが，流域環境の改善のみならず，将来的には農業生産基盤の持続にもつながるものとする。現実的には，法的に未だ困難な面もあり，実現に向けては解決すべき課題も多いが，これらの土地利用対策については，欧州ではすでに実施している地域もある（中村 1999；長坂 1999b,c）。例えばデンマークの水辺環境再生事業は，すでに流域を単位とした土地利用再編の中に位置づけられ，個別対応の施策ではなく，地域あるいは流域単位の総合的な施策によって目標が達成される，という考え方に基づいて計画されている。事業の第一目的には水質保全（水質汚染の緩和）があり，具体的には，湖沼の再生や河道の再蛇行化，湿地の復元により河川水や地下水を滞留させる空間を作り，水辺植生による水質浄化を期待するものである。これらの事業の基本的な考え方は，地下水，河川水，雨水の滞留（retention）空間を創出し，水質浄化と汚染の緩和を図る，それらの空間を同時に貴重なビオトープ空間として再生する，という2点に集約することができる。

湖沼の再生では，流域内に中小規模の湖沼を配置して汚染負荷を分散させ，それぞれの湖沼で水草などによる浄化を促すことをねらいとしており，シェラン島を中心に事業が展開されている。河道の再蛇行化事業はユトランド半島を主体に実施されており，一度直線化された河道を再蛇行化して河道の勾配を緩くし，河道と河道周辺にできた湿地（洪水時に氾濫原となる）に洪水流を滞留，土砂を沈殿させて水質浄化を図るものである。同時に，洪水のピークを遅延させて下流への洪水被害を軽減することもねらいとしている。再蛇行化の際は古地図などから昔の河道を読みとり，できるだけ過去の姿に近づけるよう計画している。工事後，施工区間では，洪水時に洪水流を最大で370時間滞留させ，上流から流れてきた土砂の9.1%を堆積させることができたと報告している（Kronvang et al. 1998）。これら欧州を中心に現在実施されている水辺再生事業も，言い換えれば失われた空間や機能を再び人間の手によって取り戻す動きであるといえる。滞留空間としては，湖沼，蛇行河道，沈砂池，緩衝林帯などがあり，それらの空間で洪水緩和，

水資源確保、水質浄化などの各機能を期待すると同時に、野鳥、魚類、水生昆虫、植物などの生息空間としても機能させようとしており、実際に生物相への効果も報告され始めている (Medsen, 1995)。事業の担当者には、多少土地利用を狭められても湖沼や蛇行河川を復元することが、最も安上がりな水質改善策であり、生物の保全も同時に達成できるという意識が浸透しているのも興味深い。

これから日本でも流域のもつ機能の復元を具体的に進めていくために、次の課題を挙げておく。

1. 実態把握

本研究のように、流域の物理・生物環境の連鎖的变化機構について研究された例は少ない。さらに、実際には流域は個々に地形、地質、植生、土地利用などが異なり、個々の流域で焦点を当てるべき現象も異なってくる。対策立案の際は、普遍性や一般化だけでなく個性の認識も重要であると考えられるため、具体的な事例蓄積が必要であると考えられる。

2. 長期観測資料、既存資料の整理と活用

流域構造の変化を把握する際、雨量や河川流量などの長期観測資料、航空写真判読によって得られる情報は有効なデータとなる。現状がどういう段階なのか判断するためには過去からの推移を明らかにする必要があり、フィールド調査と同様、こうした資料の活用は重要であるといえる。現実には、これらの資料は様々な研究機関あるいは行政機関によって管理されており、利用されずにいる場合も多い。効率的な利用を妨げないためには、こうした貴重な資料を一元的に管理できる機関が必要であろう。

3. 複数部局の連携

前述のように、今後の流域保全とは、地表水、地下水、土砂などを保持、滞留させる空間や機能を流域の中に再生していくことであると考えられる。したがって、そのための土地空間を確保することが前提であり、土地利用との調整が不可欠となるであろう。日本では、これまで流域保全事業というと、治水・治山・砂防といった部局での取り組みというイメージが強かったが、都市計画や農業関係者も積極的に関わり、土地利用の再編も含めて議論していくことが不可欠である。北海道の場合、主要な土地利用形態である農地との調整は今後の流域構造の復元を考える上で重要な事項である。近年は農業行政側でも、豊かな農村景観の創造、あるいはクリーン農業の推進、といった自然環境に配慮した農業形態を模索している。こうしたプラン等との連携により事業を進めていくことが効果的ではないかと考える。また、これは全国的な潮流だが、水産関係者の間では森・川に対する関心が非常に高まっており、漁協婦人部などによる植林運動が展開されている。河川行政でも水辺林造成などの計画を各地で立ちあげようとしている。したがって森林技術者からは、こうした森林復元の取り組みが実効性のあるものとなるよう、技術的、生態的知見を積極的に提供していくべきと考える。

4. 地域住民への情報発信

土地提供を伴うような事業には、当然地域住民との合意形成が不可欠となってくる。前述のデンマークなどでも住民を説得するのに5年近い年月を要して計画を実現させている。最終的にその流域をどう扱っていくかは住民の意志によるところが大きいので、研究サイドからも、行政サイドからも、その流域の実態や流域環境の再生に何が必要なのかといった情報を住民に発信していくことが求められる。

5. 3: おわりに

北海道の河川流域の今後の保全管理のあり方について、2流域の事例研究を元に考察した。現在顕在化している河川環境の悪化には、治水事業による河畔域の強度な人工改変のみならず、流域レベルの農地開発の影響が直接的・間接的に強く働いていることが示された。これらの影響は、1970年代後半から80年代にかけて顕著に現れ、河川生態系の悪化のみならず、洪水危険性の増大や、水質悪化、農地侵食と崩壊など、流域住民にとってもマイナスに作用している可能性が示された。その要因としては、流域本来の水文システムが排水機能に大きくシフトした結果、流域構造が変化し、水・土砂を滞留させる空間の損失ある

いは機能が低下したためと考えられた。したがって、今後の流域保全と河川生態系の再生を図るためには、これら損なわれた空間と機能を、流域の中に再生する必要があると結論づけられた。そのためには土地利用調整が不可欠であり、住民合意も含めた新たな計画策定システムを構築する必要があると考えられた。

1997年に河川法が改正され、河川整備計画立案の際には河川環境の保全を考慮すること、住民への情報公開や専門家による検討委員会の設置が義務づけられることとなった。この動きは、河川環境保全に対する世論の高まりのみならず、従来の治水方式の限界を認識せざるを得なくなったことによると筆者は考える。河川法改正は今後の河川管理を考える上で大きな進歩といえるが、議論が進むにつれ、河川管理者のみが治水や河川環境保全の対応をすることにも限界が感じられる。すなわち、本研究で示したように、流域の健全な水土流出機構の維持には、河道のみならず氾濫原や山地上流域も含めた対応が不可欠となってくるからである。胆振支庁で結成された貫気別川流域保全検討委員会は、その意味で画期的な試みといえるが、異なる分野間の意見調整の難しさが実感された。今後、各セクションの立場に縛られないコーディネーターの存在が重要となるといえる。

北海道の場合、主要な土地利用形態が農地であるため、多くの河川が農村地帯を流下している。したがって、今回の研究でも道内の代表的な農業地帯を対象とした。1961年に制定された農業基本法では、「生産政策」「構造政策」「価格・流通政策」を3本柱として、工業並みの労働生産性と都市並みの生活水準の達成が目指された。北海道は、基本法農政を典型的に反映した地域であり、北海道総合開発計画とも併せて、農業生産の構造と農地規模が大きく変貌し、結果として流域の構造を大きく変貌させるに至った。1999年、新農業基本法が制定されたが、旧法が食料生産を第1義に掲げてきたのに対し、新法ではそれに並ぶ機能として、農業・農村の公益的機能を位置づけており、河川環境の保全・復元を実現する上でも意義深い。しかし、旧法の変貌した農業生産の形態（大規模化、機械化など）が、むしろ流域環境に負の影響を及ぼしてきたことは否定できず、このシステムを変えないままに農業政策が環境保全に言及することには自ずと限界が生じるであろう。したがって、新法の理念を真に達成しようとするのであれば、農業生産によって環境保全機能が付随してくる、というスタンスではなく、環境保全を明確に目的とした農業政策のあり方が必要となるだろう（横張 2000）。

河川環境保全と並ぶ新たな流域環境保全の潮流として、森川海の生態的つながりに対する関心の高まりも、最近10年間の動きとして重要である。北海道の基幹産業ともいえる水産業・農業の持続的発展、さらには森林再生のためにも終戦以後の資源利用のあり方を再考することが、総合的な河川環境管理に踏み込むきっかけになると期待される。こうした動きは、流域構造の保全と再生の鍵として注目していく必要があるだろう。

引用文献

- 阿部俊夫・中村太士（1996）北海道北部の緩勾配小河川における倒流木による淵およびカバーの形成．日本林学会誌 78：36-42．
- 阿部俊夫・中村太士（1999）倒流木の除去が河川地形および魚類生息場所に及ぼす影響．応用生態工学会誌 2（2）：179-190．
- Allan, J. D. (1995) Stream Ecology. 388pp. Chapman & Hall. London.
- Allan, J. D., Erickson, D. L. and Fay, J. (1997) The influences of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. Freshwater Biology 37: 149-161.
- Andrus, C.W., Long, B.A. and Froehlich, H.A. (1988) Woody debris and its contribution to pool formation in a coastal stream 50 years after Logging. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 2080-2086.

- Barton, D.R., Taylor, W.D., and Biette, R.M. (1985) Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *N. Am. J. Fish. Manage.* 5: 364-378.
- Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B. and Hofsta, T.D. (1987) Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. (Salo, E.O. and Cundy, T.W. eds.) pp191-232. In *Streamside Management: forestry and fishery interactions. Contribution 57.* Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington, USA.
- Bilby, R.E. and Ward J.W. (1991) Characteristics and function of large woody debris in streams draining old-growth, clear-cut, and second-growth forests in southwestern Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 2499-2508.
- Bisson, P. A., Bilby, R.E., Bryant, M.D., Dollof, C.A., Grette, G.B., House, A., Murphy, M.L. Koski, K.V. and Seddel, J.R. (1987) Large Woody Debris in Forested Streams in the Pacific Northwest: Past, Present, and Future. (Salo, E.O. and Cundy, T.W. eds.) pp143-190. In *Streamside Management: forestry and fishery interactions. Contribution 57.* Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington, USA.
- Bisson, P. A., Quinn, T. P., Reeves, H. and Gregory, S. V. (1992) Best Management Practices, Cumulative Effects, and Long-Term Trends in Fish Abundance in Pacific Northwest River Systems. (Naiman, R.J.eds.) pp.189-232. In *Watershed Management -Balancing Sustainability and Environmental Change-*. Springer-Verlag. New York.
- Bjornn, T. C. and Reiser, D. W. (1991) Habitat Requirements of Salmonids in Streams. (Meehan, W. R. eds.) pp.83-138. In *Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats.* American Fisheries Society Special Publication 19.
- Bravard, J., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bounaud, M., Creuze des Chatelliers, M., Gibert, J., Peiry, J., Perrin, J. and Tachet, H. (1997) River Incision in South-East France: Morphological phenomina and Ecological Effects. *Regulated Rivers: Research & Management* 13:75-90.
- Brown, G.W. (1969) Predicting temperatures of small streams. *Water Resources Research* 5: 68-75.
- Brown, G. W. and Kryiger, J. T. (1971) Clear-Cut Logging and Sediment Production in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 7:1189-1198.
- Burkard, M. B. & Kostaschuk, R.A. (1997) Patterns and controls of gully growth along the Lake Huron. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22, 901-911.
- Cordon, A. C. and Pennoyer, S.(1960)Notes on silt pollution in the Truckee River Drainage, Nevada and Placer counties. California Department of Fish and Game, Inland Fisheries Administrative Report : 60-14.
- Cummins, K. W.(1962)An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist* 67: 477-504.

- 土木学会 (1999) 水理公式集 . 713 p .
- Dickert, T.G. and Tuttle, A.E. (1985) Cumulative impact assessment in environmental planning: A coastal wetland watershed example. Environmental Impact Assessment Review 5: 37-64.
- Dunne, T. and Leopold, L.B. (1978) Water in environmental planning. W.H.Freeman and Company, New York. 818p.
- 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 (B 4) , 239 250 .
- Forman, R.T.T. and Godron, M.(1986) Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- 富所五郎 (1990) 地域開発に伴う雨水流形の変化 . (信州大学・地域開発と環境問題研究班 編) pp . 33 44 . 地域開発と水環境 地域になにをもたらすか . 信山社 .
- Gosselink, J.G., Shaffer, G.P., Lee, L.C., Burdick, D.M., Childers, D.L., Leibowitz, N.C., Hamilton, S.C., Boumans, R., Cushman, D., Fields, S., Koch, M. and Visser, J.M. (1990) Landscape conservation in a forested wetland watershed -Can we manage cumulative impacts? BioScience 40: 588-600.
- Graham, A. A. (1990) Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. Hydrobiologia 199: 107-115.
- 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 , 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 : 44 51 .
- 長谷川昇司 (1999) 営農的手法 (溝切り・心土破碎等) による , 圃場からの土壌流亡抑制効果の検証 . 平成10年度 共同研究報告書 , 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 : 59 73 .
- 北海道治山協会 (1978) 北海道民有林治山事業30年史 . 631 p .
- 北海道大学農学部付属演習林 (1992) 北海道大学農学部付属演習林の概要 .
- 幌延町 (1974) 幌延町史 .
- 北海道火山灰命名委員会 (1979) 60万分の1 北海道火山灰分布図 (改訂版)
- 北海道農業試験場・北海道立農業試験場 (1982) 北海道農業技術研究史1966~1980 . 842 p p .
- 北海道立中央農業試験場(1996)北海道耕地土壌の理化学性の実態・変化の方向とその対応 中間報告 ~ 平成 4 年 . (土壌環境基礎調査・定点調査) 平成 7 年度北海道農業試験会議資料 . 48 p p .
- 池宗勝三郎 (1979) 耕草林地における土壌侵蝕の実態 . (土壌物理学学会編) , pp . 360 365 . 土壌の物理性と植物生育 . 養賢堂 .
- 井上幹生・中野繁 (1994) 小河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所 . 日本生態学会誌 44 : 151 160 .
- Inoue, M., Nakano, S. and Nakamura, F.(1997) Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationships in northern Japan. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54,1331-1341
- 伊藤晶子・笹賀一郎 (1993) 土地利用と保全事業の歴史的経過と今後の方向性 北海道北部・問寒別川流域の事例から . 水利科学211 : 64 81 .
- 實三英子・中村太士・新庄久志 (1998) 釧路湿原における植物群落の構造及び組成と立地環境 . pp . 59 87 . 平成 7 年度~平成 9 年度科学研究費補助金 (基礎研究 B (2)) 研究成果報告書 . 釧路湿原周辺の土地利用変化に伴う土砂流入と湿原植生の変化 .
- 門村浩 (1982) 地形プロセスの人為的変化にまつわる諸問題 . 地形 3 : 97 106 .

- Karr, J.R. (1991) Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1: 66-84.
- Karr, J.R. (1998) Rivers as Sentinels: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. (Naiman, R. J. & Bilby, R.E. eds.) pp.502-528. In *River Ecology and Management*. Springer-verlag.
- 木村正信 (1991) 砂防事業の歴史 .(東三郎監修 , 高谷精二編著) , pp. 1 25 . 砂防学概論 . 鹿島出版会 .
- Kronvang,B., Svendsen,L.M., Brooks,A., Fisher,K., Moller,B., Ottosen,O., Newson,M. and Sear,D. (1998) Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, • -Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 209-222. JohnWiley & Sons, New York.
- Lee, L.C. and Gosselink, J.G. (1988) Cumulative impacts on wetlands: Linking scientific assessments and regulatory alternatives. *Environ. Manage.* 12: 591-602.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail,Jr. T., Hendrickson,Jr. O., Leonard, R. and Asmussen, L. (1984) Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. *Bioscience* 34: 374-377.
- 牧野道幸 (1982) 山地の人工的地形改変に関する諸問題 . 地形 3 : 107 112 .
- Malanson, G.P. (1993) Riparian landscapes. Cambridge Univ. Press. 296pp. Cambridge.
- Maser, C. and Sedell, J.R. 1994. From Forest to the Sea. The Ecology of Wood in Streams, Rivers, Estuaries, and Oceans. St. Lucie Press, USA.
- 松本康夫 (1992) クロボク土からなる傾斜畑の耕地利用形態と土壤保全対策 . 土壤の物理性 , 66 , 55 63 .
- 真山紘 (1993) サケ・マスの生態特性と河川 .(玉井信行・水野信彦・中村俊六 編)pp.111 121 .河川生態環境工学 魚類生態と河川計画 . 東京大学出版会 .
- McGurk, B. J. (1989) Predicting stream temperature after riparian vegetation removal. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-110: 157-164.
- Mcquid, B. F. and Norfleet, L. (1999) Assessment of two Carolina watersheds using land and stream habitat quality indices. *Journal of soil and water conservation*: 657-665.
- Medsen, B.L. (1995) Danish Watercourses -Ten Years with the New Watercourse Act. Ministry of Environment and Energy. 207p. Denmark.
- Merabtene, T., Jinno, K., Kawamura, A. and Matsunaga, T. (1997) Interactive user interface for rainfall-runoff analysis by Tank Model. *Memoirs of the Faculty of Engineering, Kyushu University.* 57(3): 107-120.
- Mizumura, K. (1995) Runoff prediction by simple Tank Model using recession curves. *Journal of Hydraulic Engineering.* 121: 812-818.
- 村井宏・岩崎勇作 (1975) 林地の水および土壤保全機能に関する研究 (第1報) . 林試研報274 : 23 84 .
- Murphy, M. L., Hawkins, C. P., and Anderson, N. H. (1981) Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Transactions of the American fisheries society.* 110: 469-478.
- Murphy, M.L. and Koski, K.V. (1989) Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 9: 427-436.
- Murphy, M. L. and Meehan, W. R. (1991) Stream Ecosystem. (Meehan, W. R. eds.)

- pp.17-46. In Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats. American Fisheries Society Special Publication 19.
- 長坂晶子 (1998a) 胆振管内貫気別川流域の環境変化に対する流域住民の意識 . 月刊農地かいほつ . 255 : 24 28 .
- 長坂晶子 (1998b) 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 (1999a) 土地利用が底生動物の生息環境に及ぼす影響 . 平成10年度共同研究報告書 . 北海道立林業試験場 , 43 50 .
- 長坂晶子 (1999b) 流域の視点から見た水辺域の変化と管理 . 森林科学 26 : 16 23 .
- 長坂晶子 (1999c) デンマークにおける湖沼・河川の再自然化による流域保全の試み . 北方林業 51 : 257 261 .
- Nagasaka, A. and Nakamura, F. (1999) The influences of land-use changes on hydrology and riparian environment in a northern Japanese landscape. *Landscape Ecology* 14(6): 543-556.
- 長坂晶子 (2000) 崩壊地の地形測量に基づく畑地流域の年間土砂収支の推定 . 平成11年度共同研究報告書 . 北海道立林業試験場 , 16 23 .
- 長坂晶子・柳井清治・佐藤弘和・長坂有・佐藤創 (2000a) 崩壊形態別に見た土砂生産量の季節変化 . 日林北支論48 : 145 147 .
- 長坂晶子・中島美由紀・柳井清治・長坂有 (2000b) 河床砂礫構成の違いが底生動物の生息環境に及ぼす影響 森林河川と畑地河川の比較 . 応用生態工学研究会誌 3 (2): 243 254 .
- Nagasaka, A., Yanai, S., Sato, H., Nagasaka, Y. and Sato, H. (submitted) Effects of agricultural development on sediment dynamics in Hokkaido, northern Japan. I. Current sediment production and yield. CATENA.
- Nagasaka, A. and Yanai, S. (submitted) Effects of agricultural development on sediment dynamics in Hokkaido, northern Japan. . Historical changes in sediment dynamics. CATENA.
- 長澤徹明 (1987) 改良山成畑工による農地の造成と保全 . 土壌の物理性 54 : 49 50 .
- Naiman, R. J. (1992) *Watershed Management*. 542p. Springer-Verlag. New York.
- Naiman, R. J., Fetherston, K.L., McKay, S.J. and Chen, J. (1998 a) Riparian Forests. (Naiman, R. J. & Bilby, R.E. eds.) pp.289-323. In *River Ecology and Management*. Springer-verlag.
- Naiman, R. J., Bisson, P. A., Lee, R. G. and Turner, M. G. (1998 b) *Watershed Management*. (Naiman, R. J. & Bilby, R.E. eds.) pp.642-661. In *River Ecology and Management*. Springer-verlag.
- 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 .
- Nakamura, F., Sudo, T., 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.
- 中村太士 (1999) 流域一貫 . 森と川と人のつながりを求めて . 築地書館 . 東京 .
- 翁長謙良・呉屋 昭・松村輝久 (1991) 沖縄島北部赤黄色土の土壌侵食の評価と対策 . 土壌の物理性

63 : 19 34 .

大熊孝 (1988) 洪水と治水の河川史 水害の制圧から受容へ . 261 p p . 平凡社 .

Okunishi, K., Walling, D.E. and Saito, T. (1990) Discharge of suspended sediment and solutes from a hilly drainage basin in Devon, UK, as analyzed by a Cascade Tank Model. Bull. Disas. Prev. Res. Inst., Kyoto Univ. 40 (4) : 143-160.

大串龍一 (1981) 水生昆虫の世界 流水の生態 . 東海大学出版会 . 206 p p .

大森 始 (1998) 貫気別川における魚類相と生息環境 . 平成 9 年度共同研究報告書 . 34 38 .

Peterjohn, W.T. and Correll, D. L. (1984) Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of a Riparian Forest. Ecology 65: 1466-1475.

Petersen, Jr. R. C., Cummins, K. W. and Ward, G. M. (1989) Microbial and Animal Processing of Detritus in a Woodland Stream. Ecological Monographs 59(1) : 21-39.

Platts, W. S. (1991) Livestock Grazing. In : Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats.(ed W. R. Meehan) pp.389-442. American Fisheries Society Special Publication 19, Maryland.

Richards, C., Host, G. and Arther, J. W. (1993) Identificaiton of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. Freshwater Biology 29: 285-294.

Richards, C. and Host, G. (1994) Examining Land Use Influences on Stream Habitats and Mavroinvertebrates: A GIS Approach. Water Resources Bulletin. 30(4) 729-738.

Romero-Diaz, A., Cameraat, L. H., Vacca, A. and Kosmas, C. (1999) Soil erosion at three experimental sites in the Mediterranean. Earth Surface Processes and Landforms 24: 1243-1256.

Roth, N. E., Allan, J. D. and Erickson, D. L. (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Lnadscape Ecology 11: 141-156.

留寿都村 (1969) 留寿都村史 . 458pp .

坂本知己 (2000) 土砂流入の緩和 . (砂防学会編) pp . 127 144 . 水辺域管理 その理論・技術と実践 . 古今書院 .

佐藤弘和・長坂 有・柳井清治・長坂晶子・佐藤 創 (1999) 農地流域における河川土砂流出の実態 . 日林北支論47 : 128 131 .

佐藤弘和・長谷川昇司・長坂 有 (1999) 土壌物理性からみた農地からの土砂流亡発生機構と林地における捕捉効果 . 日林北支論 47 : 132 134 .

Schloss, A. J. (1985) A predictive model for estimating maximum summer stream temperature in western Oregon. Tech. Note 370, Denver, CO: Bureau of Land Management Service Center, USDI; BLM/4A/PT/85-006-4341:8pp.

清水収・長山孝彦・斉藤正美 (1995) 北海道日高地方の山地小流域における過去8000間の崩壊発生域と崩壊頻度 . 地形 16 : 115 133 .

菅原正巳 (1974) 流出解析法 . 共立出版 . 東京 . 257 p .

Sugimoto, S., Nakamura, F. and Ito, A. (1997) Heat Budget and Statistical Analysis of the Relationship between Stream Temperature and Riparian Forest in the Toikanbetsu River Basin, Northern Japan. Journal of Forest Research 2: 103-107.

高橋 裕 (1971) 国土の変貌と水害 . 岩波書店 . 東京 . 216 p .

- 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.
- 谷田一三 (1989) シマトビケラ属幼虫の生態 営巣位置の「すみわけ」をめぐって. 「日本の水生昆虫種分化とすみわけをめぐって」(柴谷・谷田編), pp.118-129. 東海大学出版会, 東京.
- ter Braak C. J. F.(1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter Braak C. J. F.(1988) CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. Update Notes: Version 3.10. Agricultural Mathematics Group, Ministry of Agriculture and Fisheries, The Netherlands.
- 問寒別史編集委員会.(1988) 問寒別80年の歩み.
- Townsend, C. R., Arbuckle, C. J., Crowl, T. A. and Scarsbrook, M. R. (1997) The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*. 37: 177-191.
- 洞爺村 (1978) 洞爺村史 [資料編]. 238 p p .
- 豊浦町 (1964) 豊浦町史 .
- Wallace, J. B., Grubaugh, J. W. and Whiles, M. R. (1996) Biotic indices and stream ecosystem processes: Results from an experimental study. *Ecol. Appl.* 6: 140-151.
- Waters, T. F. (1995) Sediment in Streams. Sources, Biological Effects, and Control. American Fisheries Society Monograph 7, Maryland.
- Wentworth, C. K.(1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377-392.
- Wischmeier, W. H., Johnson, C. B. and Cross, B. V. (1971) A soil erodibility monograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation* 26: 189-193.
- Wood, P. J. and Armitage, P. D. (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management* 21(2): 203-217.
- Wood, P.J. and Armitage, P.D. (1999) Sediment deposition in a small lowland stream -Management Implications. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 199-210.
- 山田浩之 (1999) 改修河川における細粒砂の堆積と付着藻類の現存量に関する研究. 北海道大学大学院 研究生論文 .
- 山下克彦 (1998) 北海道における開発計画の特性とその課題. *地理学評論* 71A 5: 334-344.
- 柳井清治 (1989): 斜面変動の年代解析による土砂危険地判別に関する研究. 北海道林業試験場研究報告, 27. 49-83.
- 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. *日本林学会誌* 77: 408-415.
- 横張真 (2000) 国内外の農政における環境保全の位置づけ. *ランドスケープ研究* 63 (3): 182-185.
- Zogg, G. P. & Barnes, B. V. (1995) Ecological classification and analysis of wetland ecosystems, northern Michigan, U.S.A. *Can. J. For. Res.* 25: 1865-1875.

Summary

Holistic watershed management scheme has been needed not only for natural disaster prevention but for ecosystem conservation, because of degradation of river's physical and biological characteristics due to extensive land use and flood prevention works. Temporal changes in hydrological and geomorphological systems were examined with reference to land use conversion and connections between these physical systems and riparian ecosystems in two watersheds, the Toikanbetsu river basin and the Nukibetsu river basin, where lands have been developed for agriculture.

The results from the case study in the Toikanbetsu river basin show that the hydrological system has been altered since the 1970s, increasing flood peaks by 15-25 times and shortening peak appearance by 7 hours. Riparian forests have been disappearing since the 1960s due to extensive development of agricultural lands and river channelization. The summer maximum stream temperature increased from 22 in 1947 to 28 at present. The amount of coarse woody debris (CWD) should substantially decrease with river channelization and in associated forest cutting. Fish favoring cool water, such as masu salmon, could survive in 1947 although they are forced to migrate to cooler forested upstream tributaries now.

In the Nukibetsu river basin, the concentration of suspended sediments was consistently higher in cultivated catchments, where gully expansion causes 2-3 times more landslides than occur in forested catchments. The sediment from gullies contributed about 34% of the total sediment in the cultivated catchment. There has been increasing erosion and sedimentation on the valley floor over the past 20 years, both because of the expansion of land under cultivation and the mechanization of agriculture since the 1960's has reduced the infiltration capacity of cropland, making it easier for erosion to occur when it rains. Most of the finer sediment is transported to the sea, where it affects coastal ecosystems, while the coarser sediment, such as sand, remains in the stream and fills the spaces among the gravel on the streambed. This eliminates habitat suitable for fish and invertebrates; the density of macro-invertebrates in cultivated catchments is only 10-20% of that in the forested catchments.

In conclusion, the ecological systems were closely related to and distinctly altered by land use since the 1970s. Effective stream restoration will require not only by construction measures but the regulation of land use activities. Riparian ecosystems can be restored by restoring water retention and inundation functions, which also reduce the flood peaks, soil erosion, and gully expansion.

Key words: watershed conservation, agricultural development, channelization, gully, soil erosion, riparian ecosystems.