

森林総合研究所
交付金プロジェクト研究 成果集 30

大面積皆伐についての
ガイドラインの策定

独立行政法人 森林総合研究所
2010.3

序 文

近年、森林所有者の林業に対する関心は、木材価格の低迷・林業採算性の悪化により、低下しつつある。一方、川下では、国産材価格の下落、人工林資源の成熟化を背景に、大規模な国産材加工施設を持った事業体が増えつつある。この結果、九州南部を中心に、搬出コスト等を抑えるために大面積皆伐を行い、その後造林費用が賄えないため植林を放棄する林分が増加している。大面積皆伐後の林分における森林回復については未知であり、森林の土砂流出防止機能の低減が予測され、周辺地域の住民に大きな不安を与えている。また、大面積皆伐後の植栽放棄は、持続可能な林業経営や森林資源の再生を止め、地域経済に大きな禍根を残すことになる。このように大面積皆伐跡地の整備及び皆伐に対する面積・地域の規制が緊急の検討課題となっている中、平成18年度より森林総合研究所九州支所が中心となり、プロジェクト研究「大面積皆伐対策についてのガイドラインの策定」を3年間実施した。本書はその成果報告書である。

第1章では、皆伐後の森林再生を阻害する主要因の一つであるニホンジカについて、大面積皆伐地における行動特性を明らかにし、皆伐地におけるシイ・カシ類の前生稚樹の分布から伐採面積の大規模化によるシイ・カシ類の更新の可能性について明らかにした。第2章では、大面積皆伐跡地が多数存在する熊本県南部の球磨地域における過去の斜面崩壊発生履歴を明らかにした。第3章では、大面積皆伐地の対策として、伐採面積規模・地域による規制、公的資金による植林等を実施する際のガイドラインについて述べた。

作成したガイドラインは、これからの大面積皆伐対策の指針としてだけでなく、低コスト育林、違法伐採問題、森林・林業政策の新たな方向性を示したものとなっている。そのため、熊本県、市町村といった行政だけでなく、森林組合や民間素材生産業者にとっても、これからの施業方針を検討する際の参考資料として活用できると信じている。

なお、本プロジェクトの実施に当たっては、宮崎大学農学部中尾登志雄教授にご指導戴いた。ここに厚く御礼を申し上げる。

平成22年 3月

独立行政法人 森林総合研究所
理事長 鈴木和夫

目 次

研究の要約	1
第1章 大面積皆伐跡地の植生回復手法の開発	5
第2章 皆伐跡地周辺域における崩壊発生状況	28
第3章 大面積皆伐地における対策手法の開発	41
(1) 既存資料からみた熊本における皆伐の状況	41
(2) リモートセンシングを活用した大面積皆伐地の抽出	45
(3) 大面積皆伐放棄地発生の社会・経済的背景	49
(4) 皆伐面積等に関わる規制および再造林についての 考え方と欧米諸国の実態	53
(5) 合衆国における皆伐のガイドライン事例	65
(6) 大面積皆伐対策についてのガイドラインの策定	76

研 究 の 要 約

I 研究年次及び予算区分

平成 18～20 年（3 か年）

運営交付金（交付金プロジェクト）

II 主任研究者

主査 九州支所長 吉田成章（平成 18 年 4 月 1 日～平成 19 年 3 月 31 日）

九州支所長 鶴 助治（平成 19 年 4 月 1 日～平成 21 年 3 月 31 日）

副主査 九州支所地域研究監 角田光利（平成 18 年 4 月 1 日～平成 20 年 3 月 31 日）

取りまとめ責任者 林業経営・政策研究領域 鹿又秀聡

III 研究場所

森林総合研究所・九州支所

森林総合研究所・本所

森林総合研究所・関西支所

森林総合研究所・四国支所

熊本県林業研究指導所

熊本大学

IV 研究目的

本研究は、中期目標の「公的な関与を含めた森林の整備・保全と活力ある林業の成立条件等を明らかにする」ことを達成するために、大面積皆伐地においては植生回復および崩壊発生の予測を行う。林地においては大面積皆伐の起こりやすい地域の抽出方法を開発し、地理情報、植生および崩壊発生ポテンシャル、経済分析の結果等の条件から伐採面積規模・地域の規制を行うための基準を提示する。そして、これらの基準に基づき、大面積皆伐対策についてのガイドラインを作成することを目的としている。

V 研究方法

リモートセンシング情報をベースに大面積皆伐地の地理的な把握を行う。その情報に小班界、森林簿・施業履歴簿、地形情報を組み合わせることにより、大面積皆伐地の地理情報データベースを構築する。ここで構築したデータベースを、他の実施課題においても基礎データとして使用する。森林のパッチ構造、皆伐面積、シカの有無、皆伐前の植生、施業履歴等から植生回復の予測手法を開発し、効率的な広葉樹導入の方法など、状況に応じた自然林再生手法の開発を行う。対象とする地域の周辺で過去に起きた土砂災害（崩壊・土石流）に関する研究・報告を参考に、崩壊発生地地形地質的特徴（サイズ・傾斜・斜面形・位置・地質など）を明らかにし、その結果から今後の崩壊発生のポテンシャルについて算定する手法を開発する。大面積皆伐が行われている地域の林業採算性について明らかにし、森林の所有形態、地域社会の動向から、大面積皆伐の発生機構を解明し、将来的に大面積皆伐が行われる可能性のある地域を抽出する手法を開発する。大面積皆伐地の対策として、伐採面積規模・地域による規制、公的資金による植林等を実施する際のガイドラインを作成する。

VI 研究結果

研究計画表

課 題 名	担当	期間
大面積皆伐跡地の植生回復手法の開発	森林総合研究所九州支所、森林総合研究所四国支所、熊本県林業研究指導所	18～20
皆伐跡地における崩壊発生ポテンシャル算定手法の開発	森林総合研究所九州支所、熊本大学	18～20
大面積皆伐地対策手法の開発	森林総合研究所九州支所、森林総合研究所関西支所、林業経営・政策研究領域	18～20

大面積の皆伐地が形成されと、周辺に生息するシカが集まり、皆伐地全域で採食圧が高まることが示唆された。しかし、南九州の標高 700m 程度以下の皆伐地では植生が回復して植物量が十分にあれば、嗜好性がそれほど高くない大多数の樹種についてはシカの採食影響を軽減できる高さ（およそ 100cm）以上になると個体の更新は期待できる。谷部では森林再生が遅れる傾向にあるので、更新補助作業は谷部を中心に行うのが効率的である。標高 700m を超えると皆伐後にはススキ型植生になる可能性が高く、植生の自然回復は困難となる。

権現山皆伐跡地においては大規模な斜面崩壊は発生していないが、作業道沿いの斜面で小規模な浸食や土砂崩落が認められ、(1)流れ盤の表層崩落、(2)作業路網路肩や盛り土の崩落、(3)地質構造線沿いの大規模な受け盤崩壊の 3 つのタイプに区分できた。このうち、(1)と(2)は伐採そのものよりも作業路の開設に、(3)はこの地域の地質構造にそれぞれ起因して発生したものである。このため伐採地内の路網を開設する際には十分な注意が必要である。

衛星データを利用した伐採地の抽出は、皆伐跡地とそれ以外の林地のスペクトル特性が連続的な変化を示し、複数の時期のデータを用いる必要があることがわかった。熊本県内の大規模皆伐は、村外の大規模所有者が地元の森林組合ではなく村外の素材生産業者に依頼して行われるケースが多く、そのため地域における持続的な森林資源管理を一層困難なものにしている。諸外国の森林施業に関する事例を検討した結果、伐採によるマイナスの環境影響を出来るだけ小さくするには、水辺帯保全と開設路網について準法規的な規制を設けるとともに、高いモラルを持った林業事業体の育成が重要であると考えられた。

以上の結果を踏まえ、皆伐地の確実な把握、作業計画の提出および認定基準、低コスト育林への助成、環境に配慮した伐出の奨励などから構成される大面積皆伐に対するガイドラインを作成した。

VII 成果の利活用

皆伐後の森林再生には前生稚樹の存在が重要であり、シカが高密度に生息する地域でのシイ・カシ類の実生更新は期待できないことが示された。そのため、主伐時に前生稚樹

を損なわない工夫が必要であるとともに、人工林内に前生稚樹を蓄積するような森林管理を行うべきである。森林再生のために更新補助作業が許される場合は、谷部を中心に実施するのが効率的である。南九州において標高が 700m を超える地域では皆伐後にススキ型植生になる可能性が高い。そのような高標高域では皆伐後のシカ対策を十分に施すか、皆伐を避けるべきである。

作成したガイドラインは、これからの大面積皆伐対策の指針としてだけでなく、低コスト育林、違法伐採問題、森林・林業政策の新たな方向性を示したものとなっている。そのため、熊本県、市町村といった行政だけでなく、森林組合や民間素材生産業者にとっても、これからの施業方針を検討する際の重要な資料として活用できる。

VIII 今後の問題点

南九州ではおよそ標高 700m 以下の標高域には前生稚樹がある程度存在すると期待されたが、その質的量的な把握方法および人工林管理作業で前生稚樹を蓄積する方法の開発が必要である。シカの採食影響が顕著な高さはおよそ 100cm 以下と推定されたが、新植地被害の軽減手法の開発に向けてさらなる検討が必要である。また、そのための簡易なシカ利用密度の推定方法の開発が望まれる。

また、熊本県南部の広範囲に分布する秩父帯や四万十帯など付加帯地質地域の崩壊特性の概要を把握することができたが、肥薩火山区など火山岩分布域の土砂移動発生状況を明らかにすることができなかった。この問題点については、次年度以降、新たな研究資金を獲得するなどして対応する必要がある。

IX 研究発表

齊藤哲・猪上信義・野田亮・山田康裕・佐保公隆・高宮立身・横尾謙一郎・小南陽亮・永松大・佐藤保・梶本卓也、九州における針葉樹人工林および皆伐後再造林未済地に成立した樹木の本数密度の予測、日本森林学会誌、88、329-335、2006.12

野宮治人、矢部恒晶、前田勇平「大面積皆伐跡地の前生稚樹に対するニホンジカによる剥皮の特徴」九州森林研究第 60： 67-69、2007.3

香山雅純・前田勇平・岩船昌起・荒木眞岳・大谷達也・梶本卓也・田内裕之、大面積皆伐地に植栽された苗木の成長、九州森林研究 61、79-82、2008.3

香山雅純、前田勇平、田中 浩「大面積皆伐地に植栽された苗木の生理特性」九州森林研究 62、2009.3

宮縁育夫、2005 年台風 14 号豪雨による宮崎県鰐塚山周辺域の土砂災害、熊本地学会誌、142、9-14、2006

鹿又秀聡・齋藤英樹・山田茂樹、熊本における皆伐地の状況、九州森林研究、60、62-63、2007.3

齋藤英樹・鹿又秀聡、SPOT HRG 画像を用いた大面積皆伐地抽出に関する研究、九州森林研究、60、59-61、2007.3

野田巖、立地条件によって伐出作業システム類型を判定する手法に関する考察ーロジスティック回帰モデルの適用可能性ー、森林応用研究、日本森林学会関西支部、2007.3

鹿又秀聡、山田茂樹 新生産システムに向けた森林組合の増産体制への取組み、九州森林研究、61、55-56、2008.3

山田茂樹、鹿又秀聡、齋藤英樹、近藤洋史 熊本県下の森林組合にみる団地化・施業集約化．九州森林研究、61、9-13、2008.3

柿澤宏昭、岡裕泰、大田伊久雄、志賀和人、堀靖人、森林施業規制の国際比較研究－欧州諸国を中心として－、林業経済 61（9）：1-21、2008.12

X 研究担当者

第 1 章

野宮治人（九州・森林生態系 G）、梶本卓也（九州・育成林動態 T）、田中浩（九州・暖帯林育成 T）、荒木眞岳、香山雅純（九州・森林生態系 G）、矢部恒晶（九州・森林動物 G）、奥田史郎（人工林保育管理 T）、伊藤武治（四国・森林生態系変動 G）、奥村栄朗（四国・流域森林保全 G）、前田勇平（熊本県林業研究指導所）

第 2 章

宮縁育夫（九州支所山地防災研究 G）、田中 均、渡辺一徳（熊本大学教育学部）

第 3 章

山田茂樹、鹿又秀聡、齋藤英樹（九州支所）、野田 巖（関西支所）、岡 裕泰（林業経営・政策研究領域）

第1章 大面積皆伐跡地の植生回復手法の開発

ア 研究目的

近年、南九州を中心に発生している人工林の大面積皆伐とその後の植栽放棄の問題(野田 2004)では、将来の林業資源の衰退(堺 2003)だけでなく、災害発生の危険性が指摘されており、皆伐後の速やかな森林再生が望まれている。特に、ニホンジカの個体数が増加した地域においては、採食圧による植生遷移の中断もしくは後退が報告されることも多く(蒲谷 1988; Takatsuki and Ito 2009; 横田ほか 2009)、森林の持つ多面的機能の低下が危惧されている。

一方で、広葉樹植栽による自然林再生への取り組みも始まっている。熊本県の事例では「水とみどりの森づくり税」を新設し、広葉樹植栽などの対策がとられており(今若・佐藤 2008)、ここでは、早期に森林へ回復させることが目標とされている。皆伐後に再植林しないのであれば、生物多様性の維持のためにも、遷移後期種と呼ばれるシイ・カシ類の優占する森林に再生することが望まれる。

これまでに、人工林の埋土種子組成(Sakai et al. 2005)や、人工林伐跡植生の組成に与える環境要因の解析(Sakai et al. 2006)、林齢の異なる放置人工林における広葉樹の侵入と定着に関する解析(齊藤哲ほか 2006; 交付金プロジェクト「針広混交林」)、森林再生要素としての前生稚樹の重要性(Yamagawa et al. 2006)など、人工林伐採前後の林床植生遷移に関する研究が各地で行われている。また、森林の更新を阻害すると指摘されているニホンジカについて、天然林および小規模な施業単位の人工林を含む地域で生息密度や行動様式などの研究(矢部ほか 2001; 矢部・小泉 2003)がされている。しかし、林縁を好むとされるニホンジカ(Takatsuki 1989)が、大面積の皆伐地をどのように利用するのかは明らかではない。

本課題では、皆伐後の森林再生を阻害する主要因の一つであるニホンジカについて、大面積皆伐地における行動特性を明らかにし、皆伐地におけるシイ・カシ類の前生稚樹の分布から伐採面積の大規模化によるシイ・カシ類の更新成功の可能性について明らかにした。そして、シイ・カシなどの遷移後期種を効率的に導入する方法を検討し、森林の再生能力を利用した自然林の再生手法を開発することを目的とした。

イ 研究方法

熊本県球磨村の大面積な皆伐地(図 1-1: 標高 200–660m、伐採面積 95ha、2002 年度伐採)を、他課題との共同調査地となるよう試験地として設定した。(試験期間中に熊本県により搬出路跡に広葉樹植栽が実施された。)試験地周辺ではニホンジカが頻繁に目撃されており、その生息密度は高いと考えられていた。試験地の設定に際して、土地所有者および森林組合などから聞き取りを行い、森林管理履歴の把握を行った。皆伐地の中央と、人工林および広葉樹林に接する林縁にそれぞれシカ柵(図 1-2: 20m x 20m)を2基ずつの計6基を設置し、シカ柵内外で2006年と2008年に植生調査を行った。(ニホンジカ以外にノウサギによる影響も予想されたのでシカ柵の半分を目の細かいネットで囲んだが、ノウサギの影響は軽微であった。)シカ柵の設置に際して支障木として伐採した樹高2m以上の前生稚樹12種50個体の円板から、定着年とニホンジカによる剥皮痕の形成年を判読した(図 1-3)。

試験地周辺におけるニホンジカの利用密度を推定するため、2007 年から 2008 年に皆伐地および隣接人工林で自動カメラ撮影、スポットライトセンサス(SLC)、糞塊分布調査、糞粒調査を行った。利用密度の正確な推定は非常に困難（濱崎ほか 2007）であるので、これら複数の調査法を実施して傾向を判断することとした。このうち、糞粒調査（糞粒法）と SLC からはニホンジカの生息密度を推定した。

熊本県球磨村の試験地データと比較するため、高知県の本山（図 1-4：本山町、標高 660–830m、面積 4.9ha、2005 年度伐採）と大野見（図 1-5：中土佐町、標高 370–600m、面積 4.5ha、2000 年度伐採）の 2 ヶ所の標高域の異なる皆伐地に試験地を設定し、皆伐地の中央と林縁および隣接する人工林内の 3 地点で植生調査を行った（表 1-1）。本山試験地では、2006 年 6 月にシカ柵（10m x 10m）を調査地点毎に 2 基ずつ合計 6 基を設置した。それぞれの試験地で糞粒法によるニホンジカの生息密度推定を行うとともに、伐採後の植生回復とニホンジカによる採食の影響を比較した。

また、2004 年当時の熊本県球磨川流域の空中写真から、新規の皆伐地を 246 ヶ所、皆伐後数年の皆伐地を 1474 ヶ所確認した。そこから皆伐後数年の皆伐地を標高別に 47 地点抽出し、前生稚樹の有無に着目して林床植生を判読した。

さらに、熊本県により球磨村の試験地に植栽された県内産広葉樹の 5 樹種（アカマツ・エゴノキ・エノキ・タブノキ・ヒサカキ）1830 個体のうち、植栽から 1 年半後に 1615 個体を確認し、植栽木の樹高、成長量、食害の有無、保護ネットの状態などを記録した。

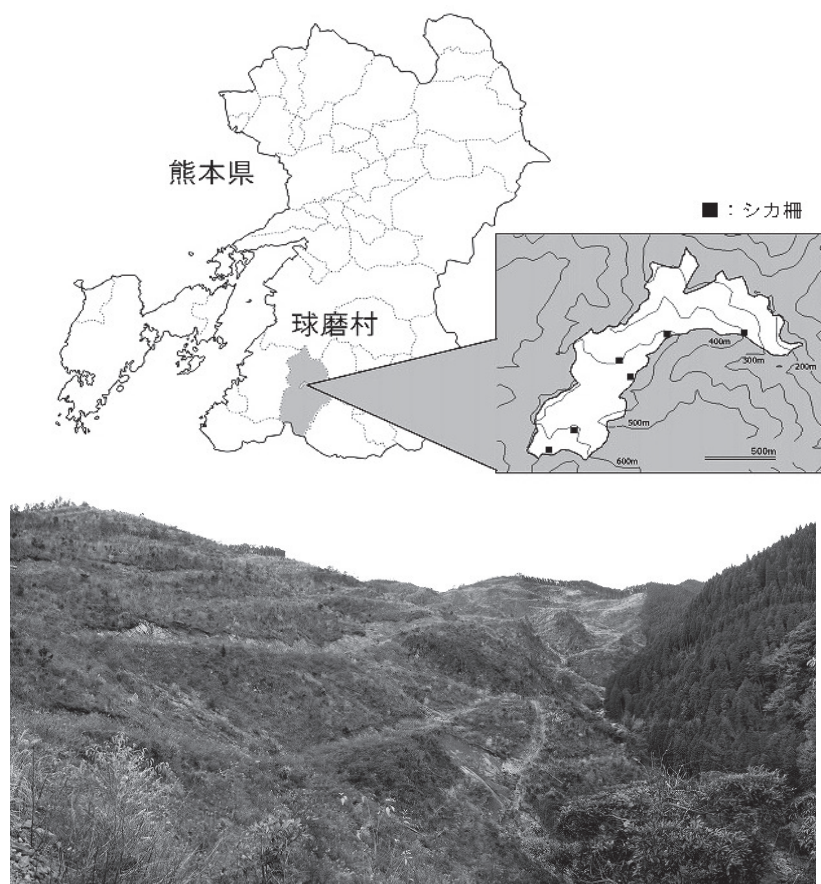


図1-1 熊本県球磨郡球磨村の皆伐跡地 (95ha)

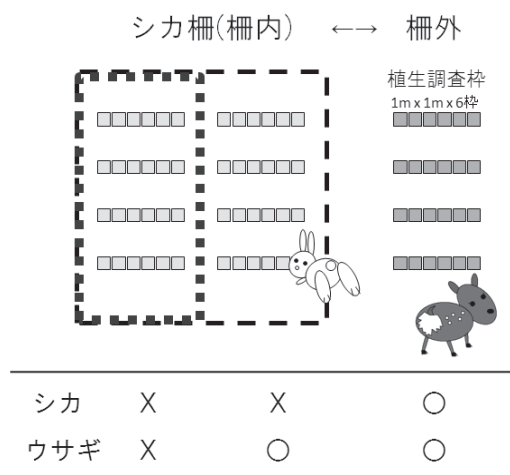


図1-2 シカ柵の内外における植生調査枠（1m x 1m x 6枠 x 4列）の配置
シカ柵の半分は目の細かいネットで囲い、ウサギの侵入を防いだ

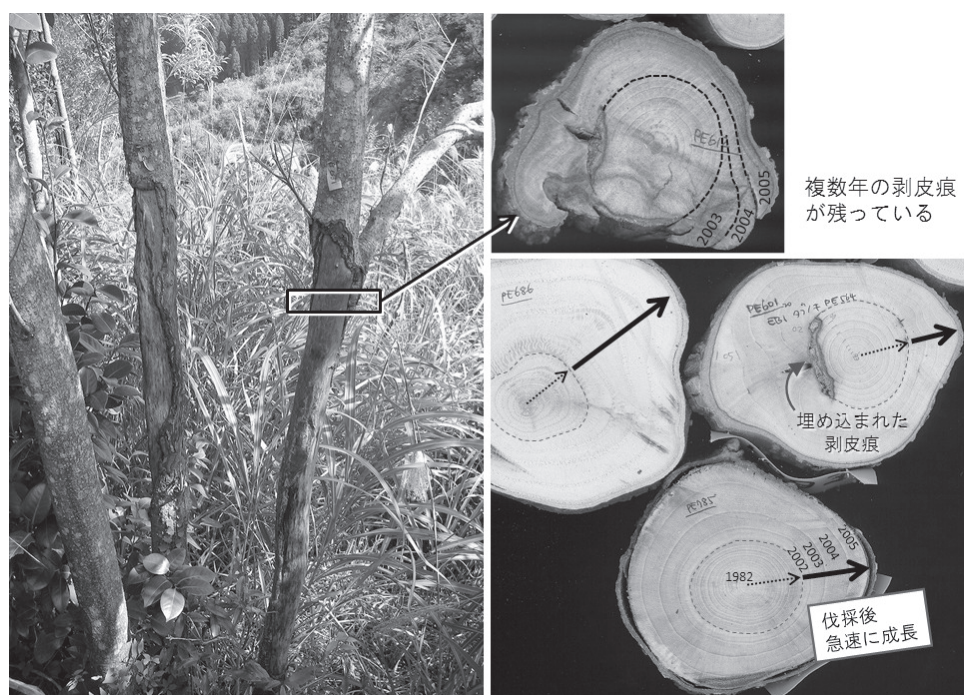


図1-3 ニホンジカに剥皮された前生稚樹と採取した円板

表1-1 設定した試験地の属性

試験地	皆伐面積 (ha)	標高範囲 (m)	伐採年	調査時の皆伐後年数
本山 ^a	4.9	660-830	2006	0 年-2 年
球磨村 ^a	95.5	200-660	2003	3 年-5 年
大野見	4.5	370-600	2000	6 年-8 年

^a: シカ柵の設置

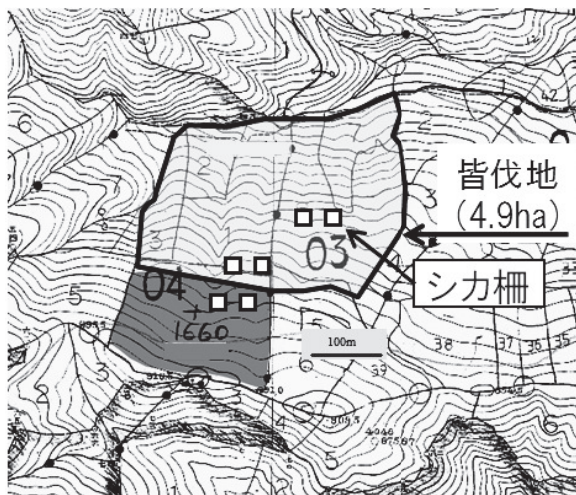


図1-4 高知県本山町の皆伐跡地(4.9ha)



図1-5 高知県中土佐町大野見の皆伐跡地(4.5ha)

ウ 結果

1) ニホンジカの生息(利用)密度推定

皆伐地が形成された場合、ニホンジカは皆伐地の周辺部だけでなく、むしろ皆伐地の中央部を頻繁に利用していることが明らかになった(図1-6)。球磨村の大面積皆伐地におけるニホンジカの利用密度推定では、SLC 以外の3方法で隣接人工林内や皆伐地内の周辺部に比べて中央部が高い値を示した。糞粒法によるニホンジカの生息密度の推定では、隣接人工林内で13.4頭/km²、皆伐地内の周辺部で17.3頭/km²、中央部で196.0頭/km²の値が得られた。加えて、皆伐地と周辺人工林全体でのSLCによる生息密度推定値が24.5±13.0頭/km²であったことも含めて総合的に判断すると、この皆伐地周辺のニホンジカの生息密度は20頭/km²程度であると考えられた。皆伐地の中央部で糞粒法による生息密度推定値が特別に高かったのは、球磨村の試験地では皆伐から4-5

年経過していたため、植生がある程度回復して餌や隠れ場となる植物が繁茂していたことや、皆伐地の中央部での糞粒調査範囲が緩傾斜地であったためニホンジカの利用が集中したことなどが影響した可能性がある。しかし、皆伐直後からニホンジカの利用密度を調査した本山試験地においても、皆伐の翌年から同様の傾向が見られた（表 1-2）ので、ニホンジカは比較的早い時期から皆伐地全体を利用していると考えの方が妥当であろう。

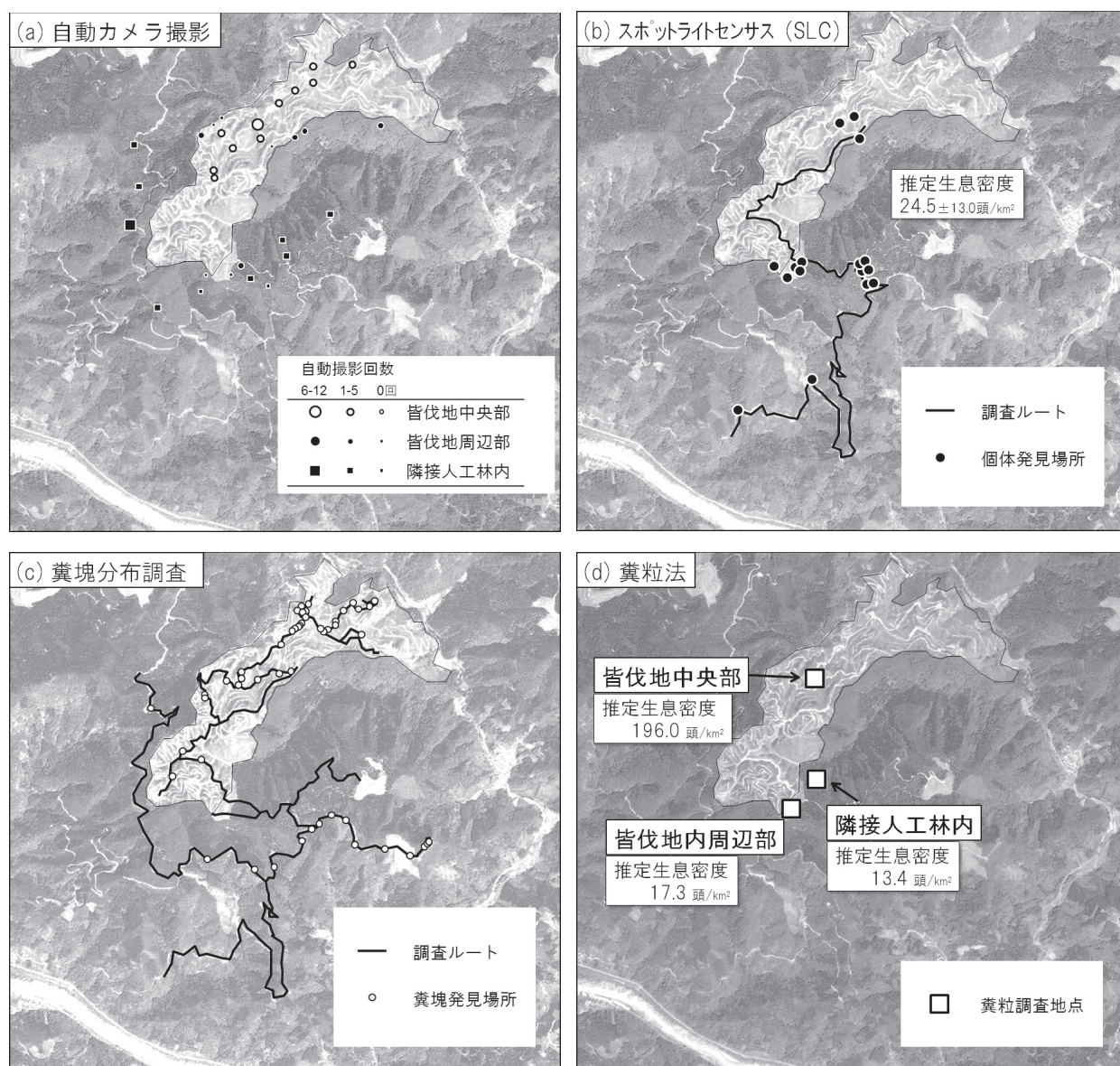


図1-6 複数の方法による皆伐跡地および周辺のニホンジカ利用密度の推定

(a) : 自動カメラ撮影による撮影頻度分布、(b) : スポットライトセンサス (SLC) による生息密度推定、(c) : 糞塊分布調査による糞塊の分布、(d) : 糞粒法による生息密度推定

表1-2 糞粒法によるシカ生息密度推定

試験地	2006 年	2007 年 (人工林内 伐跡周辺 伐跡中央)	2008 年
本山	16.3	156.9 (41.4* 275.4* 187.6*)	113.5
球磨村		24.5** (13.4 17.3 196.0)	
大野見	35.1	48.6 (4.4* 86.2*)	9.7

*: 試験地全体のデータを分割した推定値、**: スポットライトセンサスによる推定値

2) 前生稚樹に対するニホンジカの剥皮傾向

皆伐地が形成されると周辺に生息するニホンジカが皆伐地を集中的に利用する可能性がある(野宮ほか 2007)。球磨村の皆伐地で切り残された前生稚樹の地際円板に残る剥皮痕の判読から、剥皮は皆伐年以降に集中し、それ以前にはほとんど見られないことが明らかになった(図 1-7)。皆伐地に再生する植物が餌資源となることで、周辺に生息していたニホンジカが集中して皆伐前よりもニホンジカの利用密度が高まり剥皮が頻発したと考えられる。または、皆伐によって見通しが良くなり、残された前生稚樹が目立つことで剥皮を誘発した可能性がある。

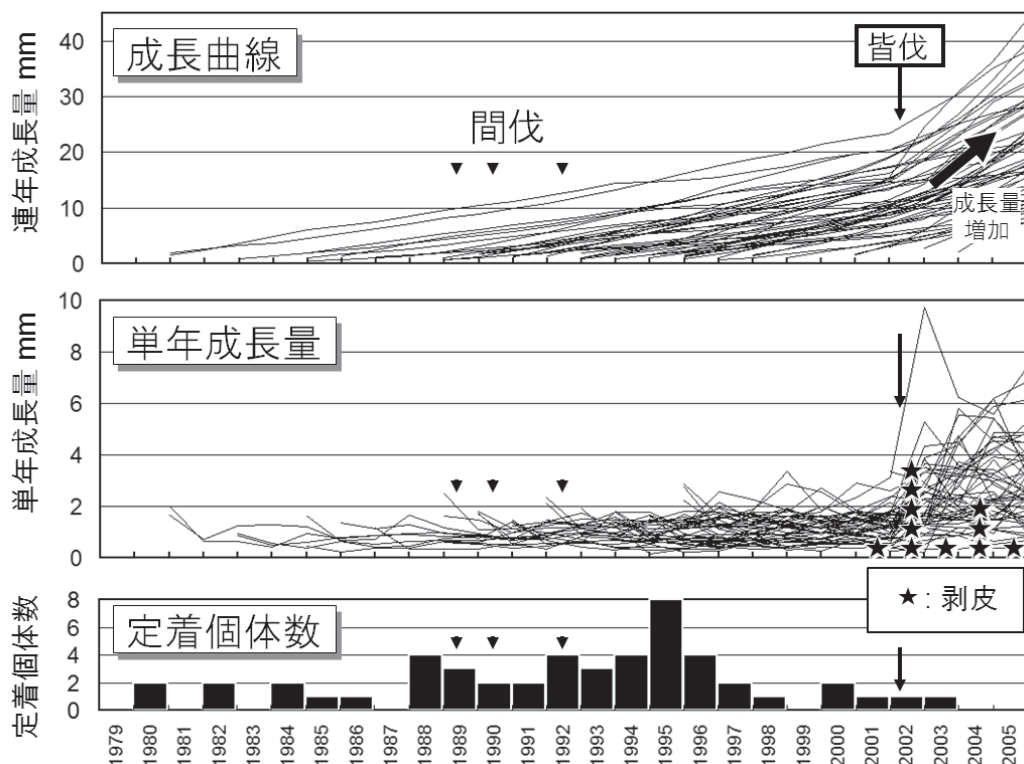


図1-7 前生稚樹の年輪解析から明らかになった、
皆伐前後の成長量の違いと定着年の推定および剥皮年の分布
★印はシカによる剥皮痕が認められた個体数

ニホンジカの剥皮には樹種選択性があり、前生稚樹 20 種 128 個体に対して剥皮調査を行った結果、タブノキを選択的に剥皮していた（野宮ほか 2007；図 1-8）。現地観察では、樹高が 4 m を超えたタブノキでも、剥皮が原因で枯死する個体が多く見られた。一方、アラカシなどシイ・カシ類に対しても剥皮が認められたが、タブノキほど選択的ではなく程度も軽い傾向にあった。これらタブノキやシイ・カシ類など高木性の前生稚樹は 8-26 年生と推定され（図 1-7）、それらの前生稚樹が定着した時期には間伐作業が行われたことが聞き取り調査によって明らかになっている。間伐作業が前生稚樹の定着に影響した可能性がある（図 1-7）。これまでも皆伐後の森林再生には前生稚樹の存在が重要であるとの報告が多くなされており、施業方法の工夫で前生稚樹を多く蓄積してから皆伐するようなことを考えることが必要であろう。

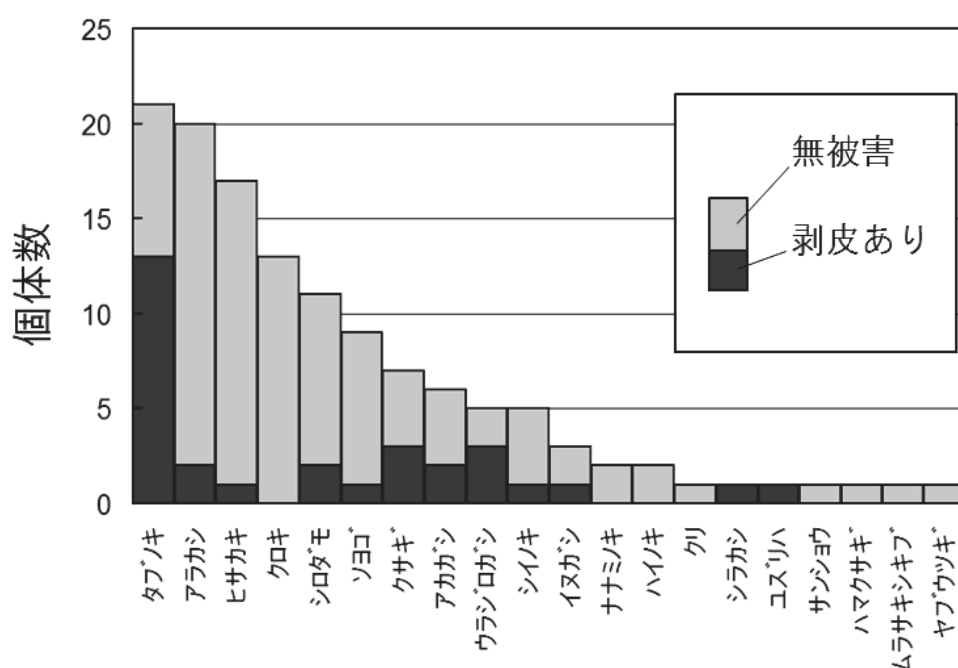


図1-8 球磨村試験地の前生稚樹に対する剥皮割合

3) 微地形に応じた再生植生

皆伐地の植生は、皆伐地内の周辺部か中央部かということよりも、尾根部か谷部という微地形によって異なっていた（表 1-3；表 1-4；表 1-5）。谷部よりも尾根部で出現種数が多く、特に高木種や低木種にその傾向が強かった（図 1-9）。皆伐地の中央谷部では、皆伐直後からニホンジカの採食圧の影響を強く受けていた可能性があり、調査開始時点から出現する高木種や低木種が限られていた可能性がある。

調査開始時点で伐採から 3-4 年が経過しており、植被率は尾根部と谷部のどちらも高かった（表 1-6）。相観的に最も優占したのはススキ（図 1-10；図 1-11）であり、特に谷部で水分条件の良い場所では大きな株を形成した。林床植生は、被度中央値の積算による主成分分析の結果、谷部でススキが優占する型とフユイチゴが優占する型に分かれ、ヤブムラサキなどの木本類が優占する

尾根型の3類型に分けることができる(図1-12)。2006年のデータによる出現傾向は、ヤブムラサキ、ヒサカキ、シロダモ、アラカシなどが尾根部に、チャノキ、スギ(実生)、ツクシヤブウツギなどが谷部に偏っていた。2008年も同じ傾向だった。

表1-3 調査開始時(2006年)の高木種出現頻度(%)

高木種	全体	(尾根	谷)
1 タブノキ	16.2	17.1	15.3
2 シロダモ	12.7	24.5	0.9
3 アラカシ	12.3	23.1	1.4
4 スギ	9.0	3.7	14.4
5 ネムノキ	4.9	9.7	0.0

(計 34 種)

表1-4 調査開始時(2006年)の低木種出現頻度(%)

低木種	全体	(尾根	谷)
1 ヤブムラサキ	38.2	54.2	22.2
2 コガクウツギ	32.4	31.9	32.9
3 ヒサカキ	16.7	25.0	8.3
4 スルデ	15.7	16.2	15.3
5 チャノキ	15.5	0.0	31.0

(計 38 種)

表1-5 調査開始時(2006年)の草本種出現頻度(%)

草本種	全体	(尾根	谷)
1 フユイチゴ	96.8	94.9	98.6
2 ヘクソカズラ	56.0	73.1	38.9
3 ススキ	55.1	55.1	55.1
4 クサイチゴ	48.8	56.9	40.7
5 ナキリスゲ	45.6	60.6	30.6
6 チヂミザサ	44.9	32.4	57.4
7 ワラビ	42.6	41.7	43.5
8 テイカカズラ	42.1	65.3	19.0
9 ササガヤ	33.8	38.9	28.7
10 タケニグサ	28.5	36.1	20.8

(計 133 種)

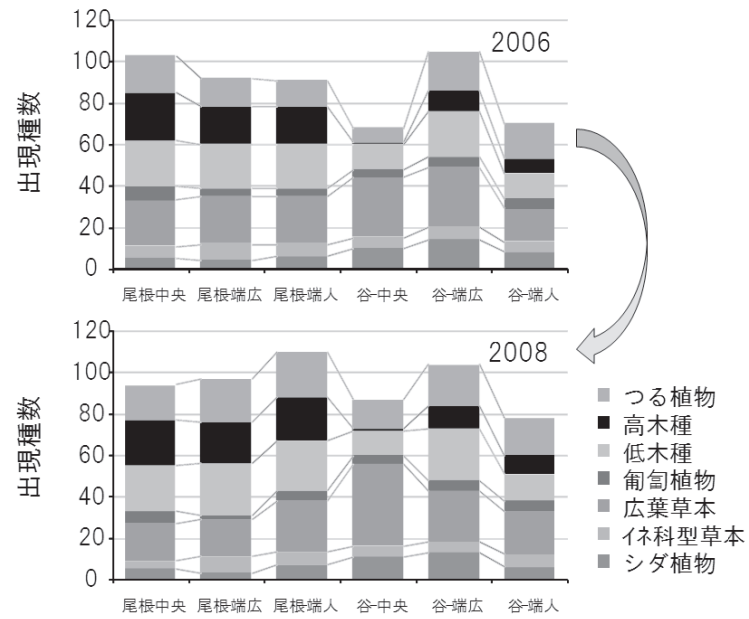


図1-9 2006年および2008年の調査プロットごとの出現種数

表1-6 微地形ごとの植被率

調査年	尾根	谷	伐採後経過年数
2006 年	91.8%	97.6%	3-4 年
2008 年	94.1%	98.2%	5-6 年

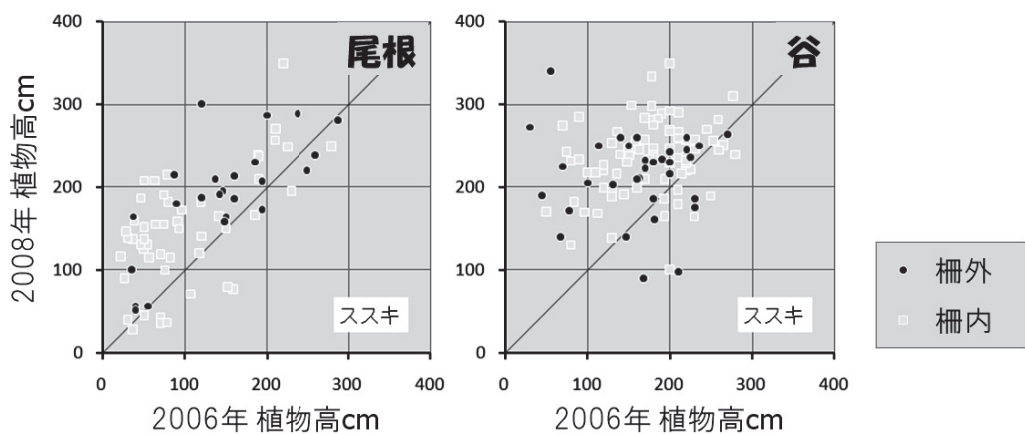


図1-10 ススキの植物高変化



図1-11 伐採跡地の再生植生

ススキは尾根部(上)でも繁茂するが、特に谷部(下)での優占度が高い

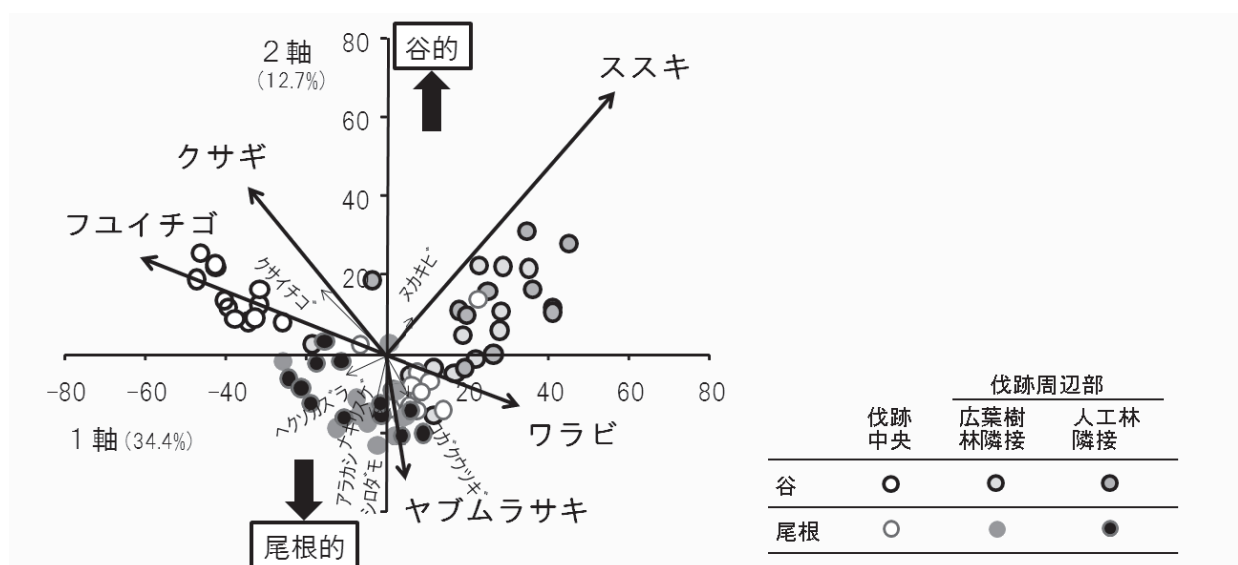


図1-12 2006年時の被度中央値による主成分分析

4) 更新稚樹の生残

皆伐地に出現していた個体の死亡や消失には、植生の遷移に伴う変化の他に、ニホンジカの嗜好性が高い種や採食圧に弱い種でニホンジカの影響が見られた。2006年に確認された個体が2008年に枯死または消失する率は、芽が先端に集まる先駆種、キイチゴ類、ニホンジカの嗜好性が高いタブノキなどで柵外で高い傾向がみられたが、萌芽能力の高いシイ・カシ類や不嗜好性のシロダモなどその他の種群では枯死率が低く柵内外の差が小さかった。高木種および低木種の調査期間中における枯死個体のサイズ分布は柵内外で違いがなく、ニホンジカが高密度に生息しているにもかかわらず、現時点では個体の死亡に与えるニホンジカ採食の影響は大きくなかった。皆伐から時間が経過して植物再生量が増加したため、植物個体あたりに対する採食圧が、ニホンジカ生息密度から想定されるほど強くなかったのかもしれない。もしくは、調査を開始したのが皆伐後3年目であったため、その時点で影響が出ていた可能性も否定できない。

一方、個体の新規加入には種子の散布パターンやニホンジカ採食の影響が強く効いていることが示唆された。2008年に確認された新規実生は、鳥散布や埋土種子由来の高木種や低木種がそれぞれ74個体と115個体であった。その大部分は皆伐地内の周辺部で確認され（表1-7）、その樹高および出現頻度は柵内で高かった（図1-13）。定着の段階では個体サイズが小さく、ニホンジカ採食の影響を強く受けたことが考えられる。

表1-7 高木性の新規実生の侵入個体数／144柵

微地形	伐跡中央部	周辺人工林隣接	周辺広葉樹林隣接
尾根	6*	20(3)	58(1)
谷	0	8	8

カッコ内はカシ類、*：タブノキ、ムクノキ、ネムノキ、アカメガシワ

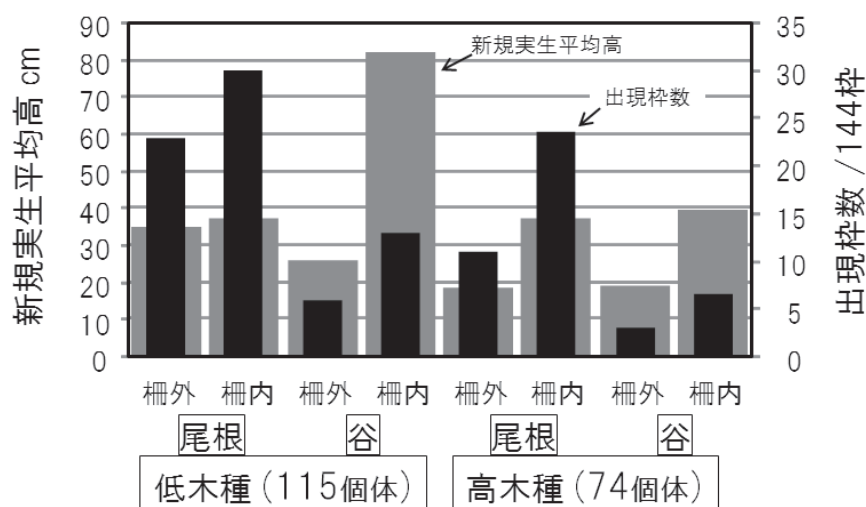


図1-13 新規加入実生の平均高 (cm) と出現柵数

5) 更新稚樹の成長

ニホンジカの採食圧下での個体の成長（最大植物高）には、ニホンジカの嗜好性の他に樹形や萌芽能力が影響すると考えられるとともに、ニホンジカが頻繁に採食する高さ範囲のあることが示唆された。調査開始時（2006 年）の樹高と 2 年後（2008 年）の樹高を樹種別に図化（図 1-14；図 1-15；図 1-16；図 1-17）したところ、樹種によってシカ柵の内外で傾向がことなることが明らかになった。尾根に多く分布していたシイ・カシ類は、萌芽能力が高いためシカ柵外でも枯死する個体が少なく、シカ柵内の個体に近い成長をしていた（図 1-14）。ニホンジカによる剥皮が多くみられたタブノキは、シカ柵外では樹高 100cm を超えることがなく、枯死する個体もあった（図 1-15）。一方で、ニホンジカが好まないシロダモは、シカ柵内外で変わらない良好な成長を示した（図 1-16）。

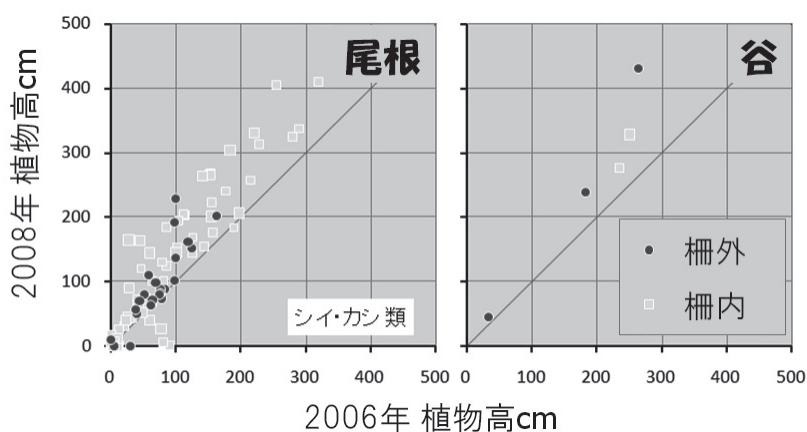


図1-14 シイ・カシ類の成長への影響

シイ・カシ類は前生稚樹が尾根部に多い。写真はアラカシの萌芽株

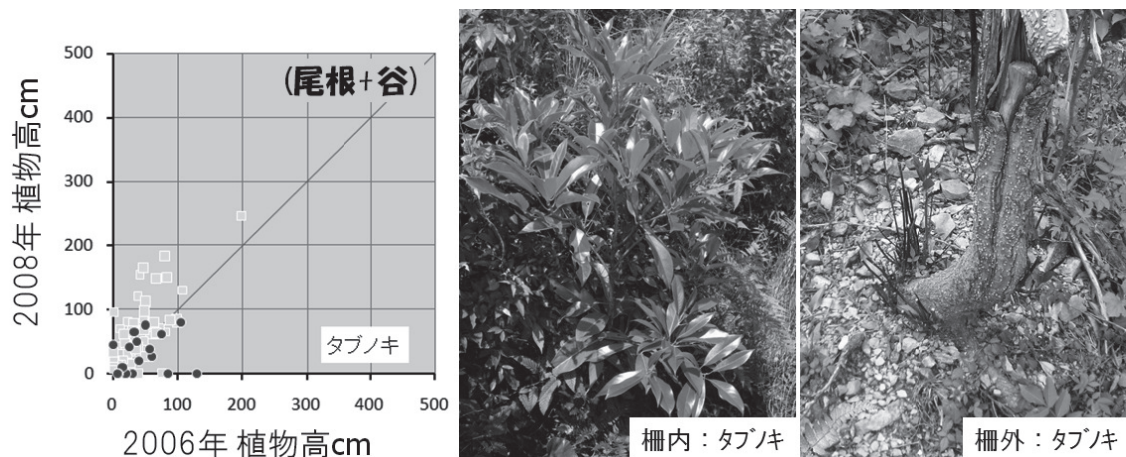


図1-15 タブノキの成長への影響
シカ柵の内外で大きな違いが見られた

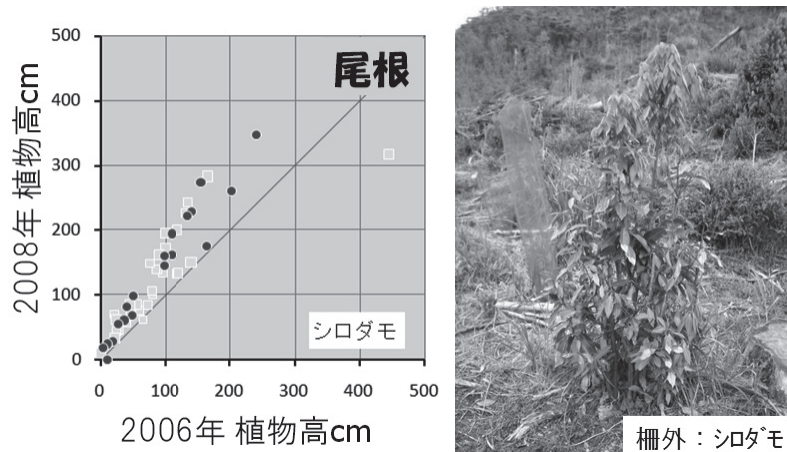


図1-16 シロダモの成長への影響
シロダモは尾根部に多いが前生稚樹由来とは限らない。
シカ柵の内外で成長に差が見られない

低木種については、樹種の形態的特徴によって異なる傾向がみられた（図 1-17）。ヤブムラサキ（図 1-17b）など多幹な種の植物高はシカ柵内外の差がなかった。しかし、主軸のはっきりするヒサカキ（図 1-17c）では 120cm 程度の高さを境にして、それ以上だとシカ柵内外の差は小さいが、それ以下であればシカ柵外の植物高が低く、ニホンジカの採食圧下では成長できていないことが明らかになった。また、植物体での芽の分布が頂端に集中するカラスザンショウ（図 1-17d）では、シカ柵外でニホンジカの採食を受けると芽が全部失われることになり枯れてしまう例が多くみられた。

2006 年の植物高が 100cm を超えるか超えないかで区分し、2008 年の植物高をシカ柵の内外で比較したところ、つる植物などでは初期の植物高によらず 2008 年時はシカ柵外で低く、先駆種やタブノキは初期に 100cm 以下の個体でシカ柵外が低かった。植生が回復して餌資源量が十分に存在する状況下では、ニホンジカの採食が強く影響する高さ範囲は、無理なくニホンジカの口が届く

およそ 100cm より低い範囲に集中する可能性がある。

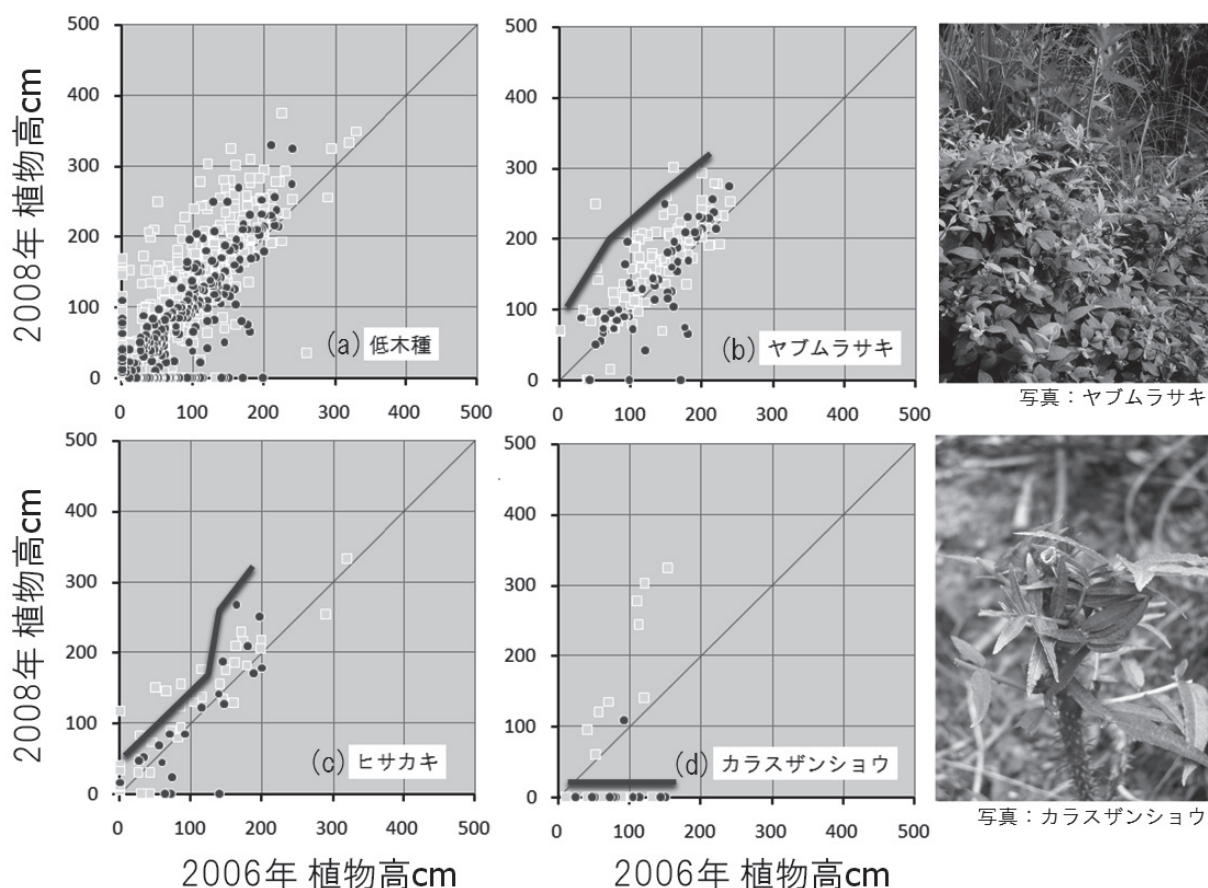


図1-17 低木種の成長への影響

- (a) 低木種全体では元の植物高が低いほどシカ柵外での成長が悪い傾向がみられる
- (b) 多幹のヤブムラサキは採食をまぬがれるシュートが残ることがあるのでシカ柵の内外差が少ない
- (c) 主幹のはっきりするヒサカキは頂端を採食される可能性の高い120cm以下で影響が強い
- (d) 芽が頂端に集中するカラスザンショウはニホンジカの採食で枯れてしまうことが多くみられた

6) 皆伐後の経過時間や標高が異なる場合

皆伐直後のニホンジカ採食圧を回避することは、その後の定着や成長に重要である。高知に設定した2ヶ所の試験地は、球磨村の試験地データを補完するものとなった(表1-1)。本山試験地はより高標高で、皆伐直後から2年後までの植生再生の初期のデータが得られた。大野見試験地は球磨村の試験地と同程度の標高であるが、皆伐6年後から8年後までのデータが得られた。糞粒法による推定の結果、両試験地とも隣接する森林内よりも皆伐地内でニホンジカ利用密度が高いことが明らかになった(表1-2; 図1-18)。糞粒法を実行するための調査枠数が少ないため、図1-3-13の推定生息密度の値は参考程度に考えるとして、経時変化が重要である。皆伐直後の推定

生息密度は低かったものの、1年後と2年後の着葉期には皆伐地で高い推定値を示した(図1-18)。一方で落葉期には推定値が低く、ニホンジカの利用は少なかったと考えられる。これは、本山試験地が落葉樹林帯に位置するので落葉期には餌資源が不足して、試験地周辺を利用していなかったか、季節移動してしまったと考えられる。

皆伐初期の本山試験地では、シカ柵内外で種数が増加し、ススキの順調な成長が見られた。先駆種が多く発生したが、皆伐当年の最大樹高成長が100cm未満だったアカメガシワが柵外で成長できなかったのに比べて、100cm以上だったタラノキは柵内外で300cmを超える成長を示した(図1-19)。

大野見試験地では、皆伐した2000年当時にはニホンジカの生息は確認されておらず、2002年には皆伐地内でカラスザンショウの樹高が110cmの調査記録がある。この試験地では、皆伐直後の実生定着初期におけるニホンジカ採食圧を回避できたと考えられ、現在ではタブノキやツガやウラジロガシが優占する若い林分を形成しつつある。ニホンジカの侵入時期は不明だが、2006年には35.1頭/km²の生息密度推定値を得た。

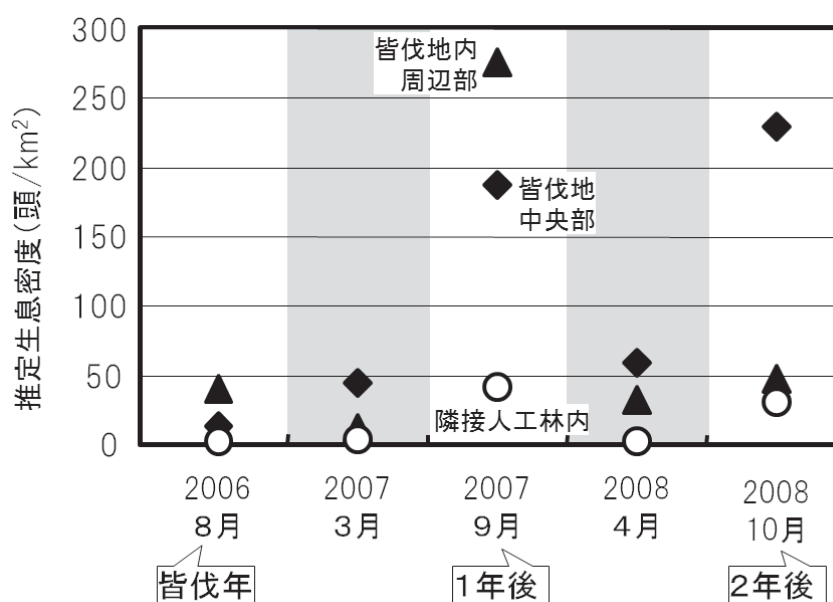


図1-18 本山試験地におけるニホンジカ推定生息密度の変化
網掛けは落葉期のデータを示す

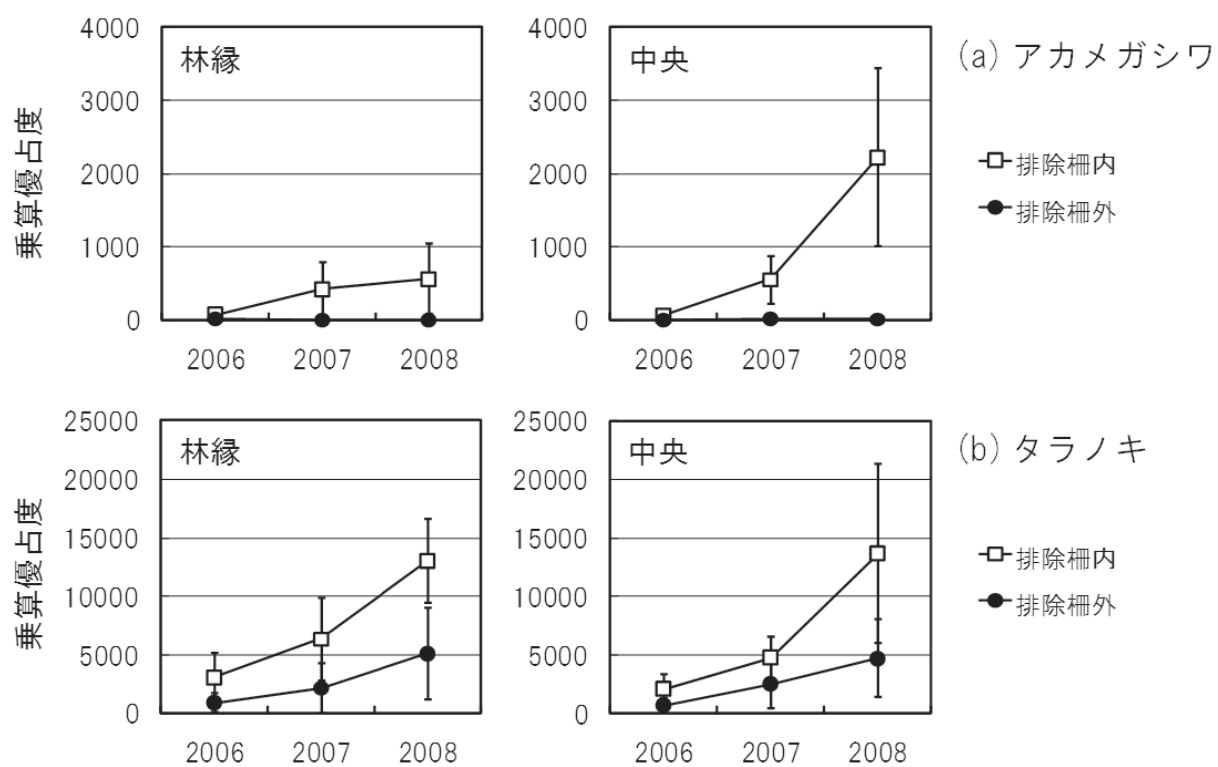


図1-19 本山試験地における(a)アカメガシワと(b)タラノキの乗算優占度の経年変化



図1-20 タラノキに残る食痕

7) 標高域に応じた再生植生のタイプ

皆伐後の植生回復には、前生稚樹の存在が重要であるので、空中写真（図 1-21：拡大すると林床の再生植生のタイプの判定が可能）から皆伐後の植生を前生稚樹の有無で 2 タイプに判定した（図 1-22；図 1-23；図 1-24）。標高を考慮して抽出した 47 地点について判定した結果、概ね標高 700m を境に高標高域にはススキタイプが、低標高域には前生稚樹が存在するタイプが分かれて分布することが明らかになった（図 1-25）。この違いは標高帯による植生タイプを反映していると考えられるが、具体的には明らかに出来なかったので今後の課題としたい。少なくとも、高標高域ではニホンジカの生息密度が高いため採食圧も高いであろうこと、低標高域では常緑植物の量が多いため前生稚樹に対する特に冬期の採食圧が緩和されることなどが一因であろうと思われる。

人工林内に前生稚樹の存在が見込める場合は、前生稚樹を皆伐後の森林再生の要素として活用することが有効だと考えられる。そのため、主伐時には林内の前生稚樹を出来るだけ保残するように努めること、また、前生稚樹を蓄積してから主伐することができれば、その後の森林再生を容易にすると考えられた。

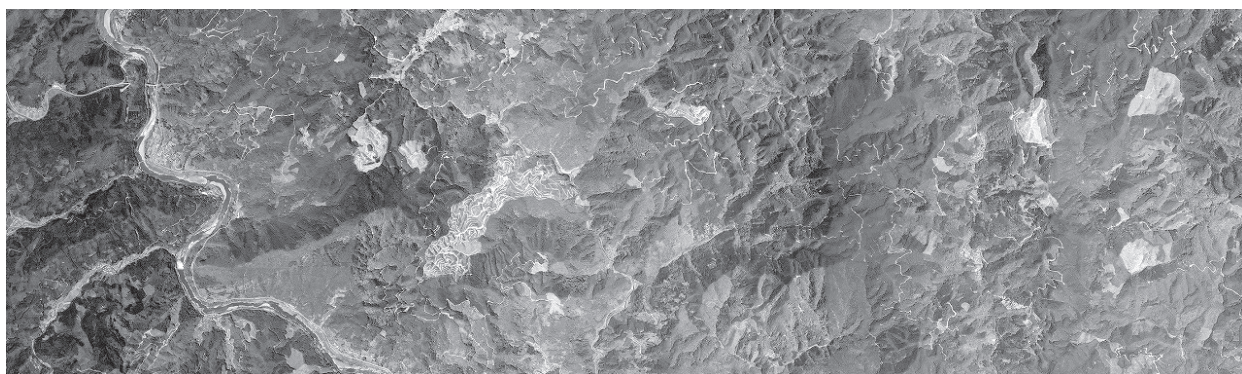


図1-21 空中写真で見る皆伐地



図1-22 皆伐後にススキが優占するタイプ



図1-23 皆伐後に前生稚樹を含む広葉樹が優占するタイプ

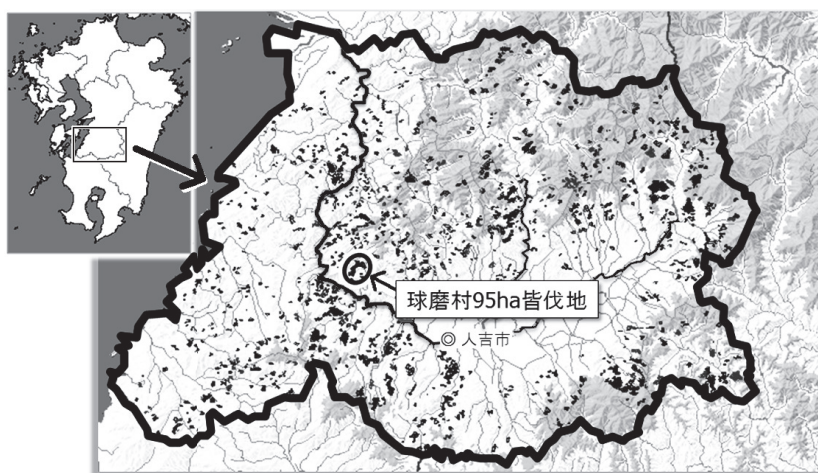


図1-24 熊本県南の球磨川流域における、最近の伐採地の分布
最近の伐採地1474箇所と伐採直後の伐採地246箇所を確認できた

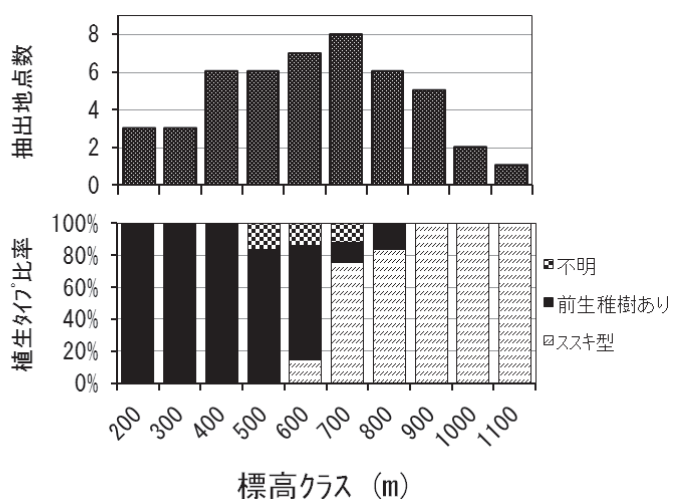


図1-25 球磨川流域から標高を考慮して選んだ47地点の
伐採地における伐跡の植生タイプ比率

8)ニホンジカ生息域での広葉樹植栽の事例

ネットによる植栽木保護は一定の効果が認められたが、植栽樹種は樹種特性を考慮して決定すべきである。熊本県が実施した広葉樹植栽事業を利用して、植栽された広葉樹 5 樹種（図 1-26；合計 1615 個体を確認）へのニホンジカ被害の程度と成長特性を明らかにした（香山ほか 2008；2009）。植栽個体は個別に生分解性のネットで保護されているが、ニホンジカがネットを破壊する事例も 29%見られた（図 1-27；図 1-28）。しかし、植栽個体の 82%が 1 年後に生存しており、一定の効果を上げていた（表 1-8）。ただし保護資材が高価で費用面の改善が望まれる。

また、植栽場所は植生の回復が遅れるとみられた搬出路跡であり、そのため土壌もなく砂礫地に植栽された箇所もあったが、谷を横切る箇所など水分条件の良い立地では植栽個体の成長が良い傾向があり、特にエゴノキとエノキで伸長成長が顕著であった（図 1-29）。その際、混生しているススキの稈高が土壌の肥沃度を簡易に指標すると考えられた。



図1-26 搬出路跡に植栽された広葉樹5種の苗
個体毎に生分解性のネットで保護されており、
グラスファイバー製のポール2本または1本を支柱としている

表1-8 生存している植栽木5樹種の生育状況

植栽樹種	健全個体	病気・一部枯損個体
アカマツ	231 (87%)	35
エゴノキ	215 (77%)	64
エノキ	169 (68%)	78
タブノキ	238 (91%)	24
ヒサカキ	242 (93%)	18

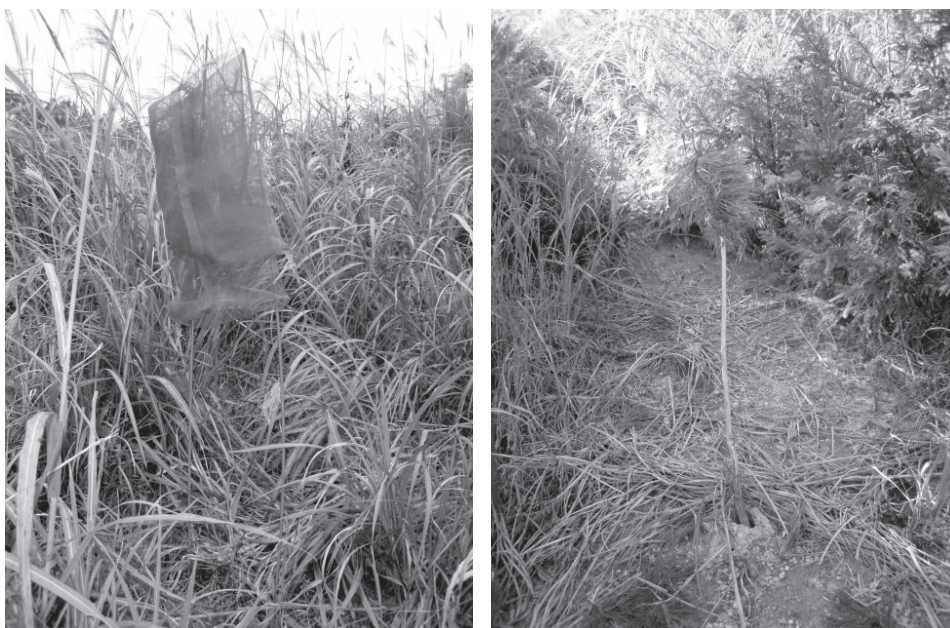


図1-27 保護ネットは下側をめくられたり(左)消失して植栽個体が剥皮された(右)

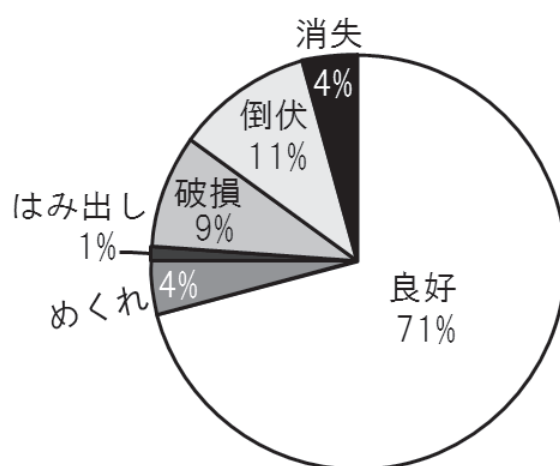


図1-28 設置1年後の防護ネットの状況

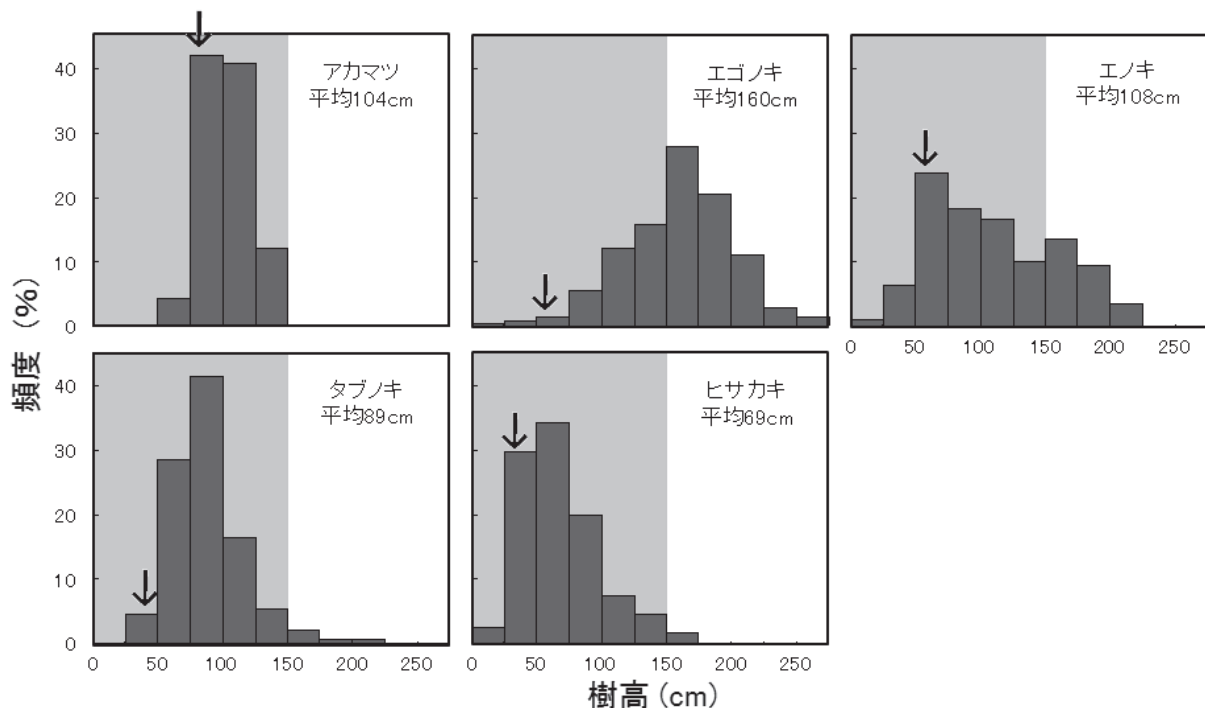


図1-29 植栽木5樹種の1年後の樹高頻度分布
矢印は植栽時の平均樹高、網掛けはネットで保護している高さ150cmまでを示す

エ 考察

球磨村の調査地程度の標高域（700m 以下）ならば、人工林内であっても尾根部を中心にシイ・カシ類の前生稚樹がある程度存在すると考えられた。また、個体サイズの大きなシイ・カシ類の前生稚樹に対するニホンジカの影響は小さいと考えられるので、皆伐後には尾根部を中心として前生稚樹からの森林再生が期待できる。しかし、皆伐面積が大きくなると谷部では、種子散布距離の短いシイ・カシ類が実生更新するのは困難である。鳥散布で比較的種子散布距離の長いタブノキはニホンジカの嗜好性が高いために定着が困難である。そのため、谷部ではススキの優占がしばらく続くと予想された。一方、皆伐地が形成されると周辺に生息するニホンジカが集まり、皆伐地内全域で利用密度（採食圧）が高まることが示唆された。その結果、ニホンジカの嗜好性が高い種や採食圧に弱い種では枯死や消失につながる影響を受けることが予想される。皆伐後に植生が回復して植物量が十分にある状態では、嗜好性がそれほど高くない大多数の樹種については、ニホンジカの影響を軽減できる高さ（およそ 100cm）を超えた個体の更新は期待できる。谷部では森林再生が遅れる傾向にあるので、更新補助作業を効率的に行うためには、谷部を中心に実行するのが有効と考えられた。

オ 今後の問題点

南九州ではおよそ標高 700m 以下の標高域には前生稚樹がある程度存在すると期待されたが、その質的量的な把握方法および人工林管理作業で前生稚樹を蓄積する方法の開発が必要である。ニホンジカの採食影響が顕著な高さはおよそ 100cm 以下と推定されたが、新植地被害の軽減手法の

開発に向けてさらなる検討が必要である。また、そのための簡易なニホンジカ利用密度の推定方法の開発が望まれる。

カ 要約

皆伐後の森林再生には前生稚樹の存在が重要であり、ニホンジカが高密度に生息する地域でのシイ・カシ類の実生更新は期待できないことが示された。そのため、主伐時に前生稚樹を損なわない工夫が必要であるとともに、人工林内に前生稚樹を蓄積するような森林管理を行うべきである。森林再生のために更新補助作業が許される場合は、谷部を中心に実施するのが効率的である。南九州において標高が 700m を超える地域では皆伐後にススキ型植生になる可能性が高い。そのような高標高域では皆伐後のニホンジカ対策を十分に施すか、皆伐を避けるべきである。

キ 引用文献

- 濱崎伸一郎・岸本真弓・坂田宏志（2007）ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標（区画法、糞塊密度および目撃効率）の評価，哺乳類科学，47，65-71.
- 今若慎太郎・佐藤宣子（2008）「森林環境税」による新たな森林整備に関する研究，九大演報，89，75-126.
- 蒲谷肇（1988）東京大学千葉演習林荒樫沢における常緑広葉樹林の下層植生の変化とニホンジカの食害による影響，東大農演報，78，67-82.
- 香山雅純・前田勇平・岩船昌起・荒木眞岳・大谷達也・梶本卓也・田内裕之（2008）大面積皆伐地に植栽された苗木の成長，九州森林研究，61，79-82.
- 香山雅純・前田勇平・田中 浩（2009）大面積皆伐地に植栽された苗木の生理特性，九州森林研究，62，94-97.
- 野田巖（2004）国内の大面積皆伐放置問題について，森林技術，752，24-27.
- 野宮治人・矢部恒晶・前田勇平（2007）大積皆伐跡地の前生稚樹に対するニホンジカによる剥皮の特徴，九州森林研究，60，67-69.
- 齊藤哲・猪上信義・野田亮・山田康裕・佐保公隆・高宮立身・横尾謙一郎・小南陽亮・永松大・佐藤保・梶本卓也（2006）九州における針葉樹人工林および皆伐後再造林未済地に成立した樹木の本数密度の予測，日本森林学会誌，88，329-335.
- Sakai, A., Sato, S., Sakai, T., Kuramoto, S. and Tabuchi, R. (2005) A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan. J. For. Res, 10, 295-304.
- Sakai, A., Hirayama, T., Oshioka, S. and Hirata, Y. (2006) Effects of elevation and postharvest disturbance on the composition of vegetation established after the clear-cut harvest of conifer plantations in southern Shikoku, Japan. J. For. Res, 11, 253-265.
- 堺正紘（2003）再造林放棄と森林資源管理問題（堺正紘編著，森林資源管理の社会化），18-25.
- Takatsuki, S. (1989) Edge effects created by clear-cutting on habitat use by Sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu, Japan. Ecol. Res, 4, 287-295.
- Takatsuki, S. and Ito, T.Y. (2009) Plants and plant communities on Kinkazan Island, northern Japan, in relation to Sika deer herbivory. In: Sika deer: biology and management of native

and introduced populations, (McCullough, D.R. et al. eds.), 125-143. Springer, Tokyo.

矢部恒晶・小泉透・遠藤晃・関伸一・三浦由洋（2001）九州中央山地におけるニホンジカのホームレンジ，日林九支論，54，131-132.

矢部恒晶・小泉透（2003）九州中央山地小流域の造林地周辺におけるニホンジカのスポットライトセンサス，九州森林研究，56，218-219.

Yamagawa, H., Ito, S., Mitsuda, Y. and Fukuzato, K. (2006) Effects of topography and management history on natural forest recovery in abandoned forest after clear-cutting in Miyazaki, Japan. J. For. Res, 11, 99-106.

横田岳人・中村沙映・柴田叡弐・佐藤宏明（2009）ニホンジカが高密度に生息する奈良県大台ヶ原における 1983～2001 年の植生変化，保全生態学研究，14，263-278.

（野宮治人）

第2章 皆伐跡地周辺域における崩壊発生状況

ア 研究目的

近年、九州南部地域を中心に大面積皆伐が行われ、未植栽のまま放置されている林分が増加している。こうした”大面積皆伐未植栽地”は持続的な林業経営や森林資源再生の妨げになるとともに、水土保持機能の低下など周辺環境へ与える影響が懸念されている。とくに九州南部地域は、火山岩や堆積岩・変成岩といった多種多様な地質が複雑に存在することに加えて、台風や梅雨前線による豪雨の出現頻度がきわめて高いことから、わが国屈指の土砂災害多発地域の一つとなっている。このような地域において、公的資金による皆伐地の植生回復を考えた際、土砂災害の発生ポテンシャルを考慮に入れることが必要である。

これまで、山地における斜面崩壊の分布特性に関する研究は日本各地で行われており、地形条件との関連性が議論されてきた。本研究が対象とする九州南部地域は、豪雨に伴う斜面崩壊や土石流が高頻度で発生する、わが国屈指の土砂災害多発地帯であり、シラス（鹿児島湾周辺の火砕流堆積物）地域を中心に崩壊の周期性などに関する研究が行われている。しかし、こうした地域を除く九州南部の堆積岩・変成岩分布地域では、崩壊の分布や地形特性について、あまり注目されておらず、十分な研究成果が得られているわけではない。また、他地域で提案された崩壊発生モデルがこうした地域に実際に適用できるのかも十分に検討されていない。

崩壊発生に大きな影響を及ぼす地質条件についても、これまでいくつかの研究が行われており（千木良、1998 など）、斜面災害は分布する地質によって頻度・規模・形態などが異なることがわかっている。しかしながら、九州南部地域には多種多様で複雑な地質が分布しており、研究者間でも地質帯の定義が異なるなど、地質学的な問題点が多数残されている。したがって、本地域における地質と崩壊の関係も十分に明らかにされておらず、今後の災害発生を予測するためには、地質帯別に詳細な調査解析を実施するなど、斜面災害の地質学的特性も検討する必要がある。

そこで、筆者らは大面積皆伐跡地が多数存在する熊本県南部の球磨地域における過去の斜面崩壊発生履歴を明らかにした。また、大面積皆伐跡周辺域における現在の斜面崩壊発生状況を現地調査により確認し、その地質学的特徴について検討した。

イ 研究方法

1) 熊本県南部球磨地域における過去の斜面崩壊発生履歴と降雨条件

熊本県等が所有する調査資料を参考に、多数の大面積皆伐跡地が存在する球磨地域における過去の斜面崩壊発生履歴を明らかにした。また、気象データ等を収集し、災害発生の誘因となった降雨条件についても検討した。

2) 熊本県南部の大面積皆伐跡地周辺域の斜面崩壊発生状況

大面積皆伐跡地周辺域で発生している斜面侵食や崩壊の実態を明らかにするため、熊本県南部の球磨村において現地調査を行い、斜面崩壊の地質学的特性や森林施業との関連性について考察した。詳細については、宮縁・田中（2009）において報告済であるが、本論ではその概要について述べる。

ウ 結果

1) 熊本県南部球磨地域における過去の斜面崩壊発生履歴と降雨条件

a. 過去の斜面崩壊発生履歴

熊本県がまとめた「災害の実態と消防等の現況」および「防災・消防・保安年報」などの資料を収集・調査した結果、1974～2004 年における球磨地域の市町村別の斜面崩壊発生箇所数が明らかとなった。途中 7 年間の状況はデータがなく不明であるが、1974～2004 年の期間に球磨地域では 738 箇所の斜面崩壊（山くずれと記載）が記録されていた。最も崩壊が発生しているのは五木村であり（184 箇所）、水上村（110 箇所）と多良木町（96 箇所）がこれに次いでいた。大面積伐採跡地を有する球磨村の崩壊地数は合計で 76 箇所であった。年別に見ると、1982 年には球磨管内で 271 箇所の山地崩壊が報告されている（図 2-1）。また、九州南部地域を中心に豪雨災害に見舞われた 1993 年にも 183 箇所で斜面崩壊が発生している。崩壊が全く報告されていないのは 1974 年、1987 年、1994 年の 3 年のみであった。

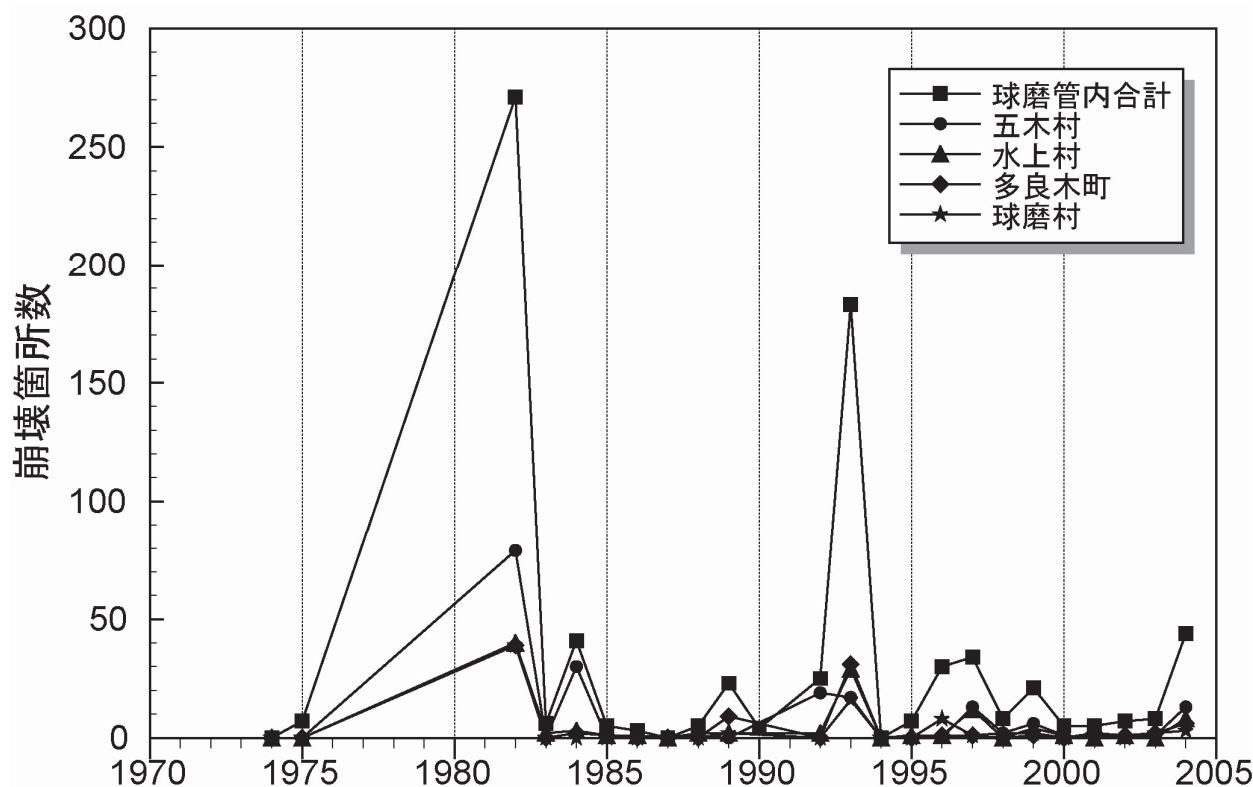


図 2-1 球磨地域における斜面崩壊発生箇所数の推移

b. 斜面崩壊発生時の降雨状況

崩壊箇所数の多かった五木村、水上村、多良木町、球磨村を対象に、各町村内あるいは近接した気象観測地点の降雨量データ（気象庁）を使用して、斜面崩壊発生・非発生時の降雨条件を検討した。その結果、これらの 4 町村では概ね総雨量 100 mm 以上、最大時間雨量 20 mm/hr 以上の

降雨出現時に斜面崩壊が発生していることがわかった（図 2-2）。しかし、それらの基準以上の降雨でも崩壊が起こっていない場合が多数あり、崩壊発生・非発生の境界は明瞭ではない。これは、降雨には局地性があるため、必ずしも災害発生地点の降雨データが得られているわけではないこと、さらに今回は崩壊発生箇所数のみのデータしか取得できておらず、崩壊の規模を反映した解析を行っていないこと等が原因と考えられる。この地域全体の降雨分布との関係について検討すると、降水量の多い球磨地域東部から北東部にかけて、斜面崩壊発生ポテンシャルが高い傾向が認められた。

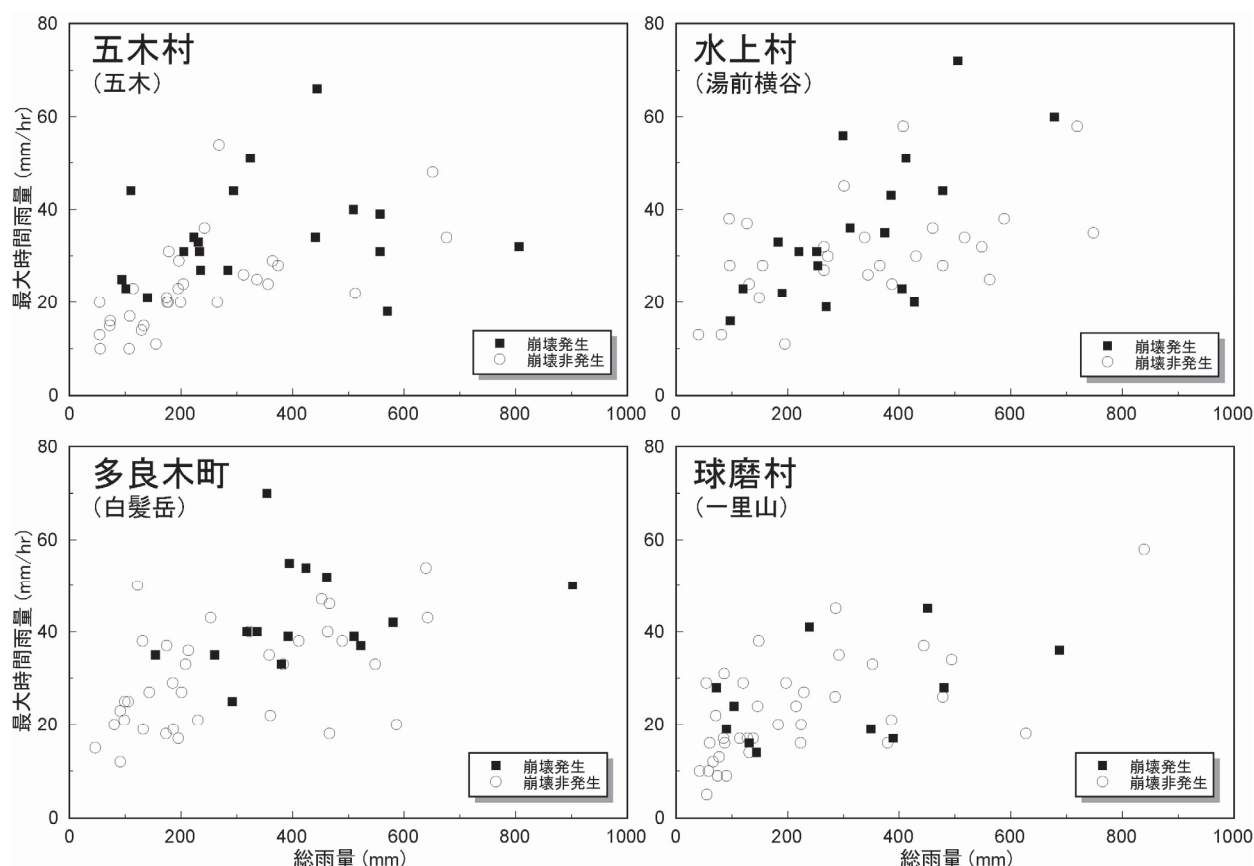


図 2-2 球磨地域における斜面崩壊発生時・非発生時の降雨条件
(気象庁の降雨データを使用)

2) 熊本県南部の大面積皆伐跡地周辺域の斜面崩壊発生状況

a. 調査地域の地形地質

現地調査を行ったのは、熊本県南部の球磨村に存在する皆伐跡地の周辺域である。この地域は、起伏のある標高 1,000 m 以下の山地からなり、村のほぼ中央部を日本三大急流の一つとされる球磨川が西北西から北北西方向に流れている。地質は、この球磨川を挟んで大きく異なっており、北東側は秩父帯(三宝山帯)の石灰岩や四万十帯の砂岩・泥岩互層などの堆積岩類が分布するが、南西側は肥薩火山区の安山岩や火山砕屑物などからなっている（豊原ほか、1990；熊本県地質図

編纂委員会、2008)。

球磨村北東部の白岩山（標高 1,002 m）から同村中央部の権現山（標高 694 m）にかけては緩傾斜の尾根が配列しており、これらの緩斜面は三宝山帯の石灰岩で構成されている。その石灰岩分布域の南縁には四万十帯との境界をなす仙像構造線が北東から南西方向に走っている（図 2-3）。この構造線の南側には、主に砂岩・泥岩互層からなる四万十帯が分布する。この帯の地層群には褶曲や小断層が発達し複雑な地質構造を示すものの、それらは概ね北方に緩傾斜し、地形の傾斜と調和的である。

調査地域に近い人吉での気象観測データ（気象庁 1971～2000 年データによる平年値）によれば、年平均気温は 15.2°C で、最寒月（1 月）と最暖月（8 月）の平均気温はそれぞれ 4.2°C と 26.0°C である。また、年降水量は 2,407 mm と多雨であり、梅雨期（6～7 月）には 450～515 mm/月程度の降雨がある。

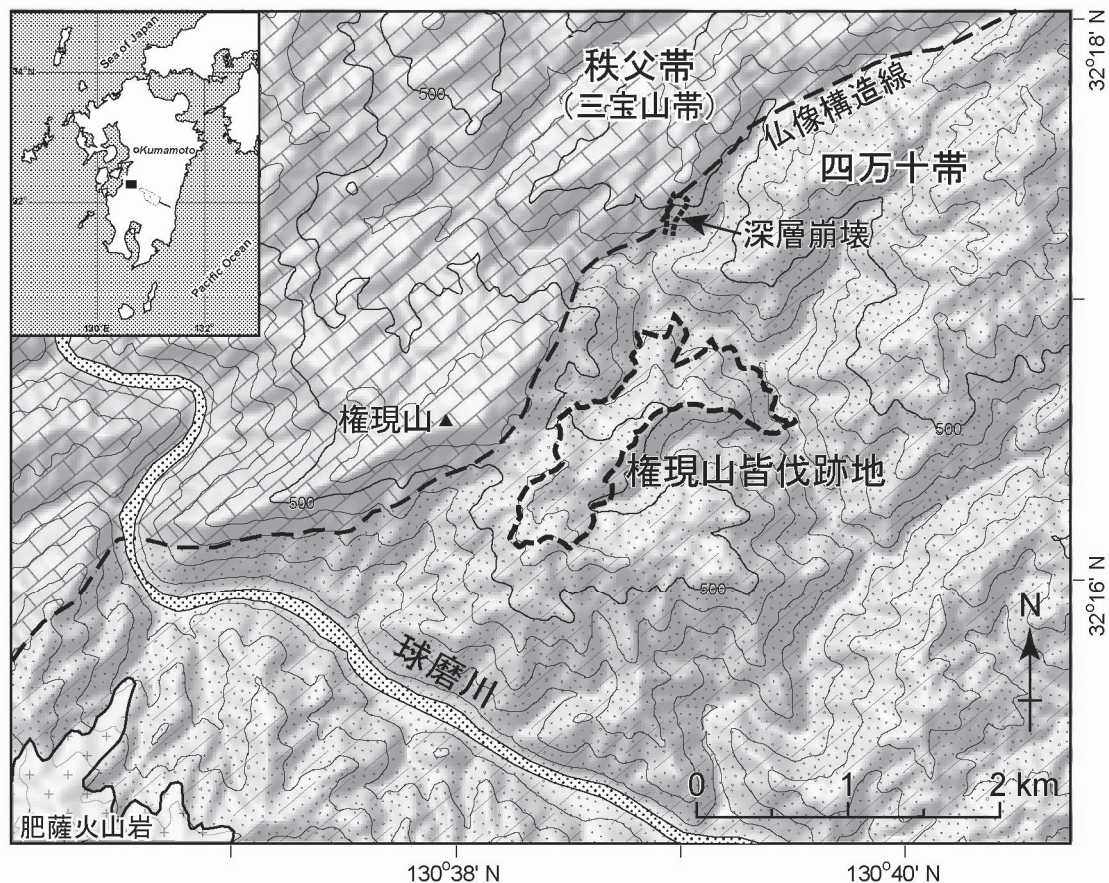


図 2-3 権現山皆伐跡地周辺の地形・地質図。

地質の分布は豊原ほか（1990）による 等高線間隔 100 m.

b. 大面積皆伐跡地の概要

熊本県南部の球磨地域には多数の大面積皆伐跡地が認められる（鹿又ほか、2007）が、最大規

模のものは球磨村のほぼ中央部の権現山東方の標高約200～600 mの北～北東向き斜面に存在している（図 2-3）。この皆伐跡地（以下、権現山皆伐跡地と呼ぶ）の面積は、95.6 ha である。伐採前はおよそ 45 年生のスギ人工林であり、1989～1992 年にかけて最後の間伐が行われたが、その後、2001 年 11 月より皆伐作業が開始され、2002 年 9 月までに 95.6 ha 全域で材の搬出が完了している。伐採に伴って林道のほか、作業路がかなり高密度に開設された（図 2-4）。伐採後は未植栽のまま放置されていたが、2006 年 3 月から 熊本県が水とみどりの森づくり税を使用して、森林組合とボランティアによって広葉樹を中心とした植栽事業を実施している。なお、この皆伐跡地は仏像構造線の南側の四万十帯に位置している。林道や作業路のり面の観察によると、伐採地内斜面の風化層の厚さは尾根部で 1 m 以上であるが、大部分の斜面では厚さ 1 m 以内とそれほど厚いものではなかった。

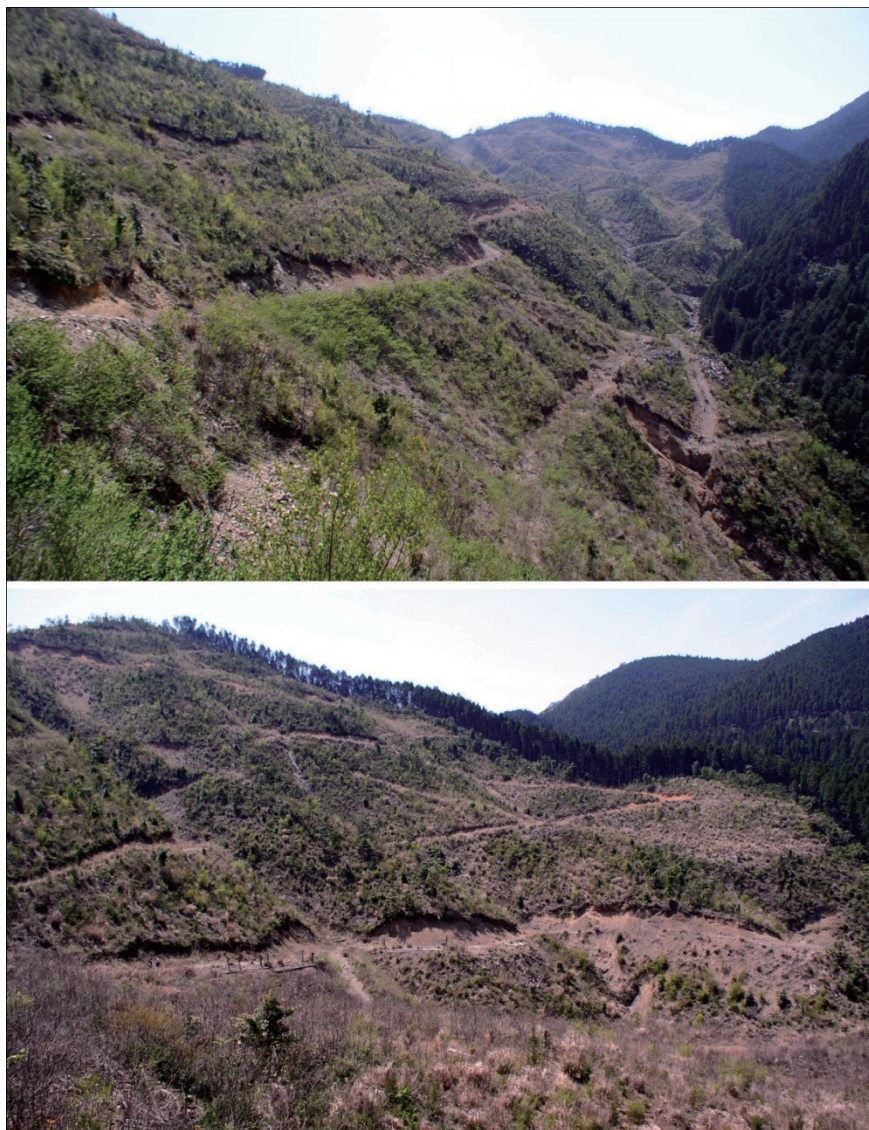


図 2-4 権現山皆伐跡地の状況（2007 年 4 月撮影）

c. 皆伐跡地周辺での土砂移動発生状況

権現山皆伐跡地における現地調査は、伐採完了から約4年が経過した2006年秋から2007年春にかけて行った。調査時点では、伐採跡地内において大規模な斜面崩壊は発生していなかった。しかし、伐採に伴って設置された林道や作業路沿いの斜面において、侵食や土砂の崩落現象が多数認められた。また、伐採地周辺の斜面では2006年7月頃の豪雨によって深層崩壊が発生していた。権現山皆伐跡地とその周辺域で起こっている崩壊現象は、発生位置や規模などによってType 1～3という3つの形態に区分することができた。

d. 皆伐跡地内での侵食・崩壊発生状況

権現山皆伐跡地内の斜面では、Type 1とType 2の崩壊が認められた。Type 1の崩壊は、林道や作業路の切り取りのり面を中心に、権現山皆伐跡地内の至る所で観察された。規模はさまざまであるが、最大のものは幅30 m、高さ12 m程度であり、崩壊面の傾斜は約40°である。この地域の多くの地層の走向・傾斜はそれぞれN35～45°E、35～50°Nを示し、崩壊地の斜面傾斜とほぼ一致していた（図2-5）。

Type 2の崩壊は、Type 1と同様に作業路網沿いで多数見られたが、切り取りのり面とは反対側の路肩や盛土の部分が崩落する現象である。最大のものは幅30 m、長さ40 m程度であった（図2-6）。この崩壊は平滑斜面や凸型斜面よりも、凹型斜面での発生頻度が高かった。調査時には、作業路の路肩部分に亀裂が入っている箇所が多数存在しており、今後の降雨等によって、この形態の崩落は続くと考えられた。

これらのType 1とType 2の崩壊で生産された土砂の一部は小規模な土石流として流動しており、伐採地内の谷筋や河道内に堆積していた（図2-7）。しかし、調査時点においては、伐採地外への多量の土砂流出は発生していなかった。

また、権現山皆伐跡地のほぼ中央部には、明瞭な地すべり地形（長さ250 m、幅150 m程度）が認められ、その末端の崖では小規模な崩落が発生していた（図2-8）。この地すべり地形がいつ形成されたのかは明らかでないが、伐採や作業路建設によって、地すべりが活発化している状況は確認されなかった。



図 2-5 権現山皆伐跡地内の流れ盤斜面における切り取りのり面の崩壊. (A) 作業路沿いの小規模な崩壊. (B) 林道沿いの最大規模の崩壊（幅 30 m, 高さ 12 m 程度）



図 2-6 権現山皆伐跡地における最大規模の林道路肩崩壊（幅 30 m, 高さ 40 m 程度）



図 2-7 伐採地内の谷筋における土砂移動状況

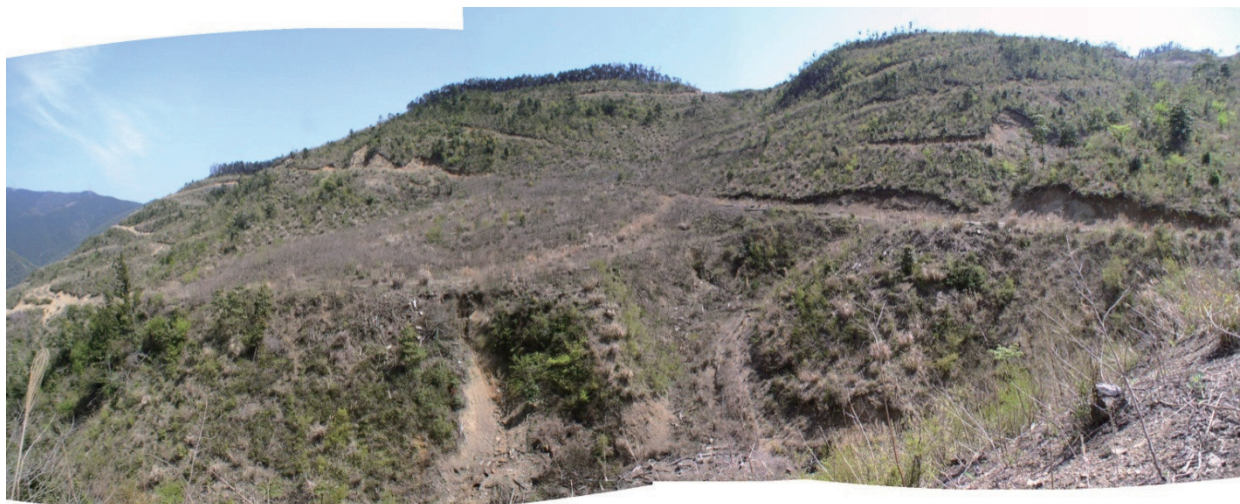


図 2-8 権現山皆伐跡地内の地すべり地形

e. 皆伐跡地周辺での崩壊発生状況

権現山皆伐跡地周辺の斜面では、Type 3 に分類される崩壊がいくつか認められた。まず皆伐跡地の北西側に隣接する南東向き斜面では、幅 10 m 以内、長さ 20 m 程度の細長い崩壊が数箇所発生していた。この斜面には仏像構造線が走っており、それらの崩壊は仏像構造線に沿った破碎帯の部分で起こっていた。

また、権現山皆伐跡地から北北東約 1 km の南東向き斜面では、深層崩壊が存在している。この崩壊は 2006 年 7 月の豪雨で発生したもので、大きさは幅 70 m、長さ数 100 m、深さ 5～10 m 程度であり、多量の不安定土砂を生産している状況であった（図 2-9）。崩壊した部分には仏像構造線が通っており、地質は上部が三宝山帯の石灰岩、下部は四万十帯の破碎された砂岩・泥岩互層からなっていた（図 2-10）。

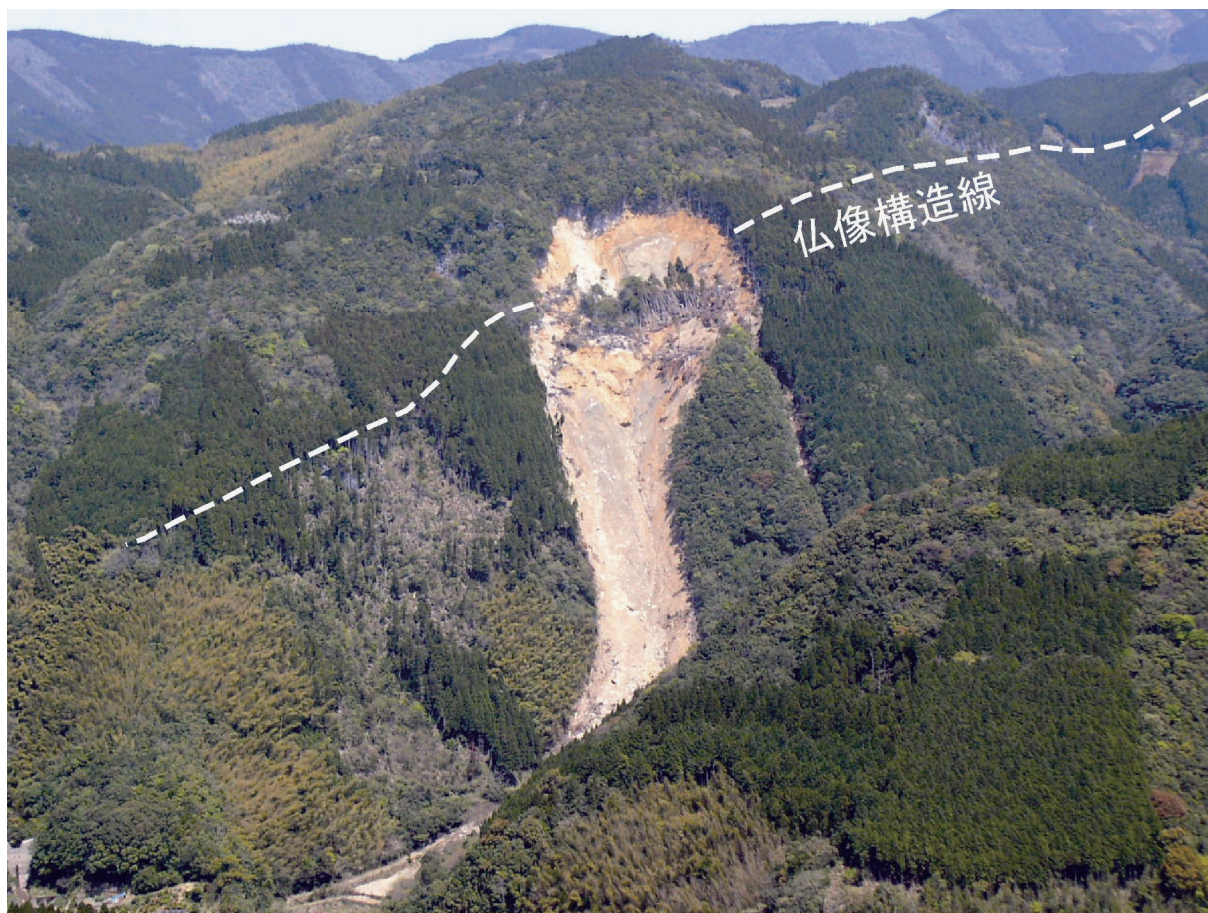


図 2-9 仏像構造線沿いの受け盤斜面における深層崩壊



図 2-10 仏像構造線沿い深層崩壊の滑落崖の状況

f. 皆伐跡地周辺域における斜面崩壊の地質学的特徴

熊本県球磨村に位置する権現山皆伐跡地（95.6 ha）内においては規模の大きな斜面崩壊は発生していなかったが、伐採に伴って設置された作業路網沿いにおいて、小規模な斜面崩壊が多数認められた。また、伐採地周辺の斜面では、2006 年 7 月頃の豪雨で発生した深層崩壊が見られた。こうした斜面の崩壊現象は、先述したように、Type 1～3 という 3 つの形態が認められたが、それぞれ(1) 流れ盤斜面の表層崩壊、(2) 作業路路肩や盛土斜面の崩壊、(3) 仏像構造線沿いの受け盤斜面の深層崩壊という現象に分類される（図 2-11）。

まず Type 1 の流れ盤斜面の崩壊（千木良、1998 など）は、北方向に傾斜する四万十帯の砂岩・泥岩互層という対象地域の地質特性に影響を受けている現象であるが、作業路の開設も原因となって発生したものである。また、Type 2 の路肩や盛土の崩壊（例えば、Sidle and Ochiai, 2006）も伐採そのものというよりも、林道や作業路の施工方法が問題となって起こった現象である。

権現山皆伐跡地は斜面の傾斜とほぼ一致した北～北東向きの流れ盤構造が卓越しているため、受け盤構造の斜面は少ない。しかし、伐採地周辺には南向きなどの受け盤構造の斜面があり、Type 3 に相当する斜面の崩壊が数箇所で見られた。この形態の崩壊の発生頻度は Type 1 や Type 2 に比べて著しく低いが、規模が大きいことが特徴である。こうした崩壊は仏像構造線やそれに付随する断層沿いで発生している傾向にある。実際に、2006 年 7 月の豪雨で発生した最大規模の崩壊は、仏像構造線上に位置していた。崩壊した斜面は、上部が三宝山帯の石灰岩、下部が四万十帯の砂岩・泥岩互層という岩相の異なる地質で構成されており、両者の間の破碎帯内で豪雨時に間隙水圧が上昇するなどして深層崩壊が発生したものと推定される。これらの受け盤構造の崩壊は伐採地ではない林地斜面で発生していることから、伐採や作業路の開設とは無関係であり、調査地域の地質構造そのものに起因するものであると考えられた。

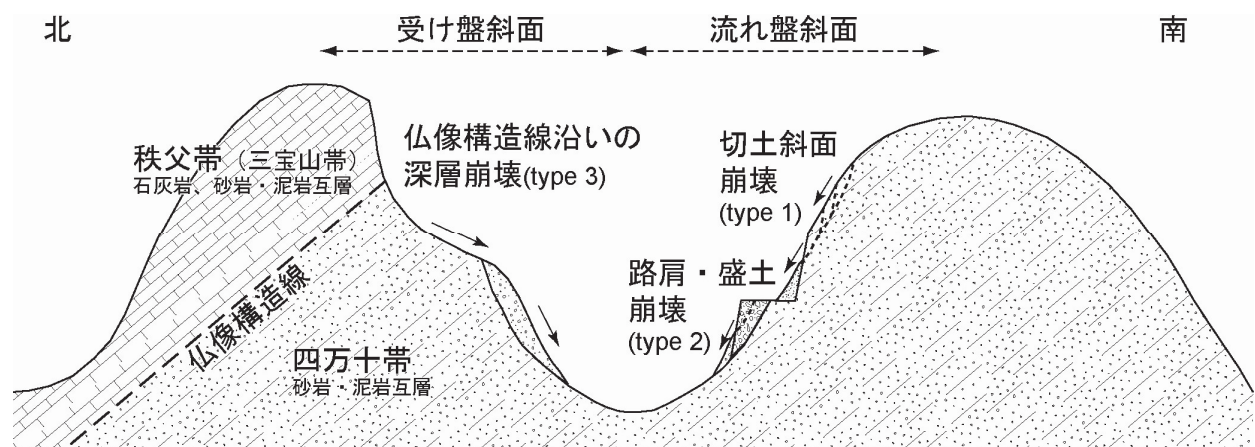


図 2-11 権現山皆伐跡地周辺域における斜面崩壊の形態

g. 崩壊発生防止を考慮した森林施業

仏像構造線沿いで認められた受け盤構造斜面での深層崩壊（Type 3）は地質構造に大きく影響を受ける現象であり、その発生予測はきわめて難しい。それに対して、Type 1 と Type 2 の斜面

崩壊は無計画な作業路網開設がなければ発生しなかった土砂移動現象と考えられる。崩壊発生を防止するという観点からは、伐採時に架線集材を行うなどして作業路網の設置を最小限に抑えることが必要である。調査地域の地層は北傾斜が卓越しているため、流れ盤構造になる北向き斜面には作業路の開設をできるだけ避けなければならない。

また、地質構造が大きな影響を及ぼしている Type 3 の受け盤構造の崩壊についても、それが伐採地において発生した場合には伐採や作業路の影響を完全に否定することは難しい。仏像構造線など、この地域に発達する断層の位置を詳細に把握するとともに、再活動する可能性がある地すべり地の周辺では大面積伐採が行われないように規制することが必要である。

エ 考察

近年、九州南部地域で増加している大面積伐採地が周辺環境へ与える影響を評価するため、熊本県南部の球磨村に位置する大面積皆伐跡地周辺域で現地調査を行った。その結果、皆伐跡地周辺域で起こっている斜面崩壊は、(1) 作業路網に沿った流れ盤斜面の表層崩壊、(2) 路肩や盛土斜面の崩壊、(3) 仏像構造線周辺の受け盤斜面での深層崩壊という 3 つの形態に分類することができた。(3) の斜面崩壊は伐採とは無関係であり、調査地域の地質構造そのものに起因する土砂移動現象である。一方、(1) と (2) は伐採に伴う作業路網の開設が主な原因となって発生したものであり、今後は周辺地域の地質構造を考慮した作業路網を計画するなど、土砂災害を抑止・軽減できる森林施業を行う必要がある。

また、保安林であるなしに関わらず、伐採の事前届け出を徹底させて、伐採予定地が崩壊発生の可能性が高い場所かどうかを検討する体制を構築しなければならない。もちろん、そうした体制を維持するためには、土地所有者や素材生産業者が積極的に協力できることが重要であり、県や市町村は補助金制度を導入するなどの措置が必要であろう。

オ 今後の問題点

今回調査した大面積皆伐跡地内では、伐採そのものが原因となって発生した崩壊は認められなかった。伐採後の抜根抵抗力は年数とともに低下し、植栽が行われたとしても伐採後 10～20 年頃に林地の土壌緊縛力が最小となることが報告されている（北村・難波、1968）。熊本県南部の球磨地域に存在する皆伐跡地の大部分は伐採から 10 年が経過していない状況にあり、大面積伐採と崩壊との関係を詳細に議論するためには今後も現地調査を継続しなければならない。

カ 要約

熊本県南部の球磨村に位置する大面積皆伐跡地周辺域で現地調査を行った結果、現在発生している斜面崩壊は、(1) 作業路網に沿った流れ盤斜面の表層崩壊、(2) 路肩や盛土斜面の崩壊、(3) 仏像構造線周辺の受け盤斜面での深層崩壊という 3 つの形態に分類することができた。(3) の斜面崩壊は伐採とは無関係であり、調査地域の地質構造そのものに起因する土砂移動現象であった。一方、(1) と (2) は伐採に伴う作業路網の開設が主な原因となって発生したものであり、今後は周辺地域の地質構造を考慮した作業路網を計画するなど、土砂災害を抑止・軽減できる森林施業を行う必要があると考えられた。

キ 引用文献

千木良雅弘（1998）災害地質学入門．近未来社，206p.

鹿又秀聡・齋藤英樹・山田茂樹（2007）熊本における皆伐地の状況．九州森林研究，60，62-63.

北村喜一・難波宣士（1968）樹根の抵抗力に関する現地試験（II）．第79回日本林学会論文集，360-361.

熊本県（1974）災害の実態と消防等の現況．

熊本県（1975）災害の実態と消防等の現況．

熊本県（1982）防災・消防・保安年報．

熊本県（1983）防災・消防・保安年報．

熊本県（1984）防災・消防・保安年報．

熊本県（1985）防災・消防・保安年報．

熊本県（1986）防災・消防・保安年報．

熊本県（1987）防災・消防・保安年報．

熊本県（1988）防災・消防・保安年報．

熊本県（1989）防災・消防・保安年報．

熊本県（1992）防災・消防・保安年報．

熊本県（1993）防災・消防・保安年報．

熊本県（1994）防災・消防・保安年報．

熊本県（1995）防災・消防・保安年報．

熊本県（1996）防災・消防・保安年報．

熊本県（1997）防災・消防・保安年報．

熊本県（1998）防災・消防・保安年報．

熊本県（1999）防災・消防・保安年報．

熊本県（2000）防災・消防・保安年報．

熊本県（2001）防災・消防・保安年報．

熊本県（2002）防災・消防・保安年報．

熊本県（2003）防災・消防・保安年報．

熊本県（2004）防災・消防・保安年報．

熊本県地質図編纂委員会（2008）熊本県地質図（10万分の1）および同説明書．熊本県，118p.

宮縁育夫・田中 均（2009）九州南部の大面積皆伐跡地周辺域における斜面崩壊の実態．砂防学会誌，62(2)，51-55.

Sidle, R. C. and Ochiai, H. (2006) Landslides: processes, prediction, and land use. American Geophysical Union, 312p.

豊原富士夫・村田正文・長谷義隆（1990）表層地質図「佐敷・大口」および説明書．土地分類基本調査（5万分の1），熊本県，22-35.

（宮縁育夫）

第3章 大面積皆伐地における対策手法の開発

(1) 既存資料からみた熊本における皆伐の状況

ア 研究目的

近年、森林所有者の林業に対する関心の低下、川下での大規模な国産材加工施設を持つ事業体の増加などに伴い、九州南部を中心に大面積皆伐が行われ、また造林費用が賄えないために植林が放棄されている林分が増加している。こうした「未植栽大面積皆伐地」は森林の多様な機能を低下させるとともに持続的な森林経営の妨げになる恐れがある。この問題の背景を探り、適切に対応するためには皆伐地の的確な状況把握が不可欠である。本研究では、熊本県が行った皆伐未植栽地調査の結果を基に、皆伐地の地理的な把握を行った。その情報に森林簿、道路網、地形情報を組み合わせることにより、皆伐が行われている場所の特徴について検討を行った。

イ 研究方法

対象地は、熊本県の民有林とした。熊本県では、2005、2006年の2回に渡り、皆伐未植栽地の調査を行っている（以下、基礎資料と略す）。主な調査項目は、皆伐地の林小班名、所有者の住所、伐採者の住所、伐採年、再植林（将来の予定を含む）の有無、土砂流出状況、伐採届けの有無等である。この調査はあくまでも皆伐後の未植栽地の状況を調べるために行われたものであるため、既に再植林を行った場所、天然更新した皆伐地については記載されていない。そのため、皆伐年度が古くなるに従って、実際に行われた皆伐面積より少なくなっている。本報告では、実際に行われた皆伐面積・件数に少しでも近づけるため、2005年1月から2006年3月までに皆伐が行われた場所のみを対象とすることとした。

それ以外の資料としては、森林の基本情報として熊本県森林簿及び森林計画図、標高・傾斜については国土地理院発行の数値地図 50m メッシュ（標高）、道路網については数値地図 25000 空間データ基盤の一般道（幅員 1.5m 以上）を使用した。また、基礎資料をはじめ、すべてのデータを ESRI 社 ArcView によりデータベース化し、解析を行った。

ウ 結果

表 3-1-1 に、計画区別規模別皆伐状況を示す。熊本県には、表 3-1-1 に記載されている計画区以外にも天草計画区があるが、基礎資料には皆伐情報は記載されていない。皆伐件数、面積とも球磨川計画区が最も多く、それぞれ県全体の 68%、74% を占めた。10ha 以上の大規模な皆伐は、3 計画区にあり、面積の合計が 237.7ha と全体の 51% を占めた。ただし、緑川及び白川・菊池川計画区では、1 件の 10ha 以上の皆伐を除き、すべて 5ha 未満であった。

表 3-1-2 に道路からの距離と皆伐地の関係を示す。道路からの距離が 20m 未満の皆伐件数が 47 件（全体の 60%）、265ha（全体の 57%）あり、50m 未満まで範囲を広げると、それぞれ全体の 71%、82% を占めた。GIS 上で計算を行った皆伐地の道路からの平均距離は 55m となり、スギ・ヒノキ人工林（以下、人工林とする）全体の 127m と比較して、大幅に短い結果となった。大分県を対象とした栗生ら（2002）の報告では、人工林が平均 196.1m、皆伐地は平均 105.1m となっており、皆伐地の方が林道からの距離が短くなる傾向は同様であったが、熊本県ではさらに短い結果となった。

表 3-1-1 計画区別規模別皆伐状況

計画区		皆伐面積					合計
		0-1	1-3	3-5	5-10	10-	
球磨川	件数	4	17	6	19	7	53
	面積	2.4	35.2	22.4	141.4	142.1	343.5
緑川	件数	0	2	2	0	1	5
	面積	0	5.1	7.6	0	24.6	37.3
白川・菊池川	件数	14	5	0	0	1	20
	面積	4.8	8.4	0	0	71.0	84.2
全体	件数	18	24	8	19	9	78
	面積	7.2	48.7	30	141.4	237.7	465.0

(面積の単位はha)

表 3-1-2 道路からの距離と皆伐地

計画区		道路からの距離 (m)					合計
		0-20	20-50	50-100	100-200	200-	
球磨川	件数	34	6	5	5	3	53
	面積	227.3	43.1	25.8	32.2	15.1	343.5
緑川	件数	2	0	0	1	2	5
	面積	28.7	0	0	2.1	6.4	37.2
白川・菊池川	件数	11	2	2	2	3	20
	面積	9.3	71.6	0.6	0.6	2.1	84.2
全体	件数	47	8	7	8	8	78
	面積	265.3	114.7	26.4	34.9	23.6	464.9

(面積の単位はha)

表 3-1-3 に熊本県人工林の標高・傾斜別面積割合、表 3-1-4 に皆伐地の標高・傾斜別面積割合を示す。熊本県の人工林は、標高 300-600(m)の区分を中心に 900m 未満に全体の 92%がある。平均値では、人工林が 352m、皆伐地では 355m とほとんど差はないが、皆伐地では、標高 300-600(m)の区分に 60%と高い割合で集中していた。一方、傾斜をみると、平均値では人工林が 13.5 度、皆伐地では 17.0 度となり、皆伐地の方が高い結果となった。特に皆伐地の 48.2%が傾斜 20-30(度)の区分にあり、その 86%は球磨川計画区であった。熊本県内でもっとも林業が盛んな球磨川計画区をみても、人工林は 17.8 度、皆伐地は 18.7 度と皆伐地の方が、傾斜が高い結果となった。栗生らの報告では、人工林が 19.5 度、皆伐地が 15.6 度とむしろ皆伐地の方が、傾斜が緩やかな傾向であった。この傾向の違いが、地域性によるものかについては、今回の結果からは読み取れな

かった。

表 3-1-5 に皆伐と森林所有者の所在地の関係を示す。同一市郡部内を在村と考えた場合、森林所有者が不在村の割合は 23.6%であるが、皆伐面積に占める不在村の割合は 45.3%と、約 2 倍となった。皆伐後の植栽予定とこれまでの分析因子の関係をみたところ、皆伐箇所数 78 カ所、面積 465ha の内、人工造林を予定している森林は、51 カ所、304.5ha あり、植栽予定のない皆伐地は、緑川計画区の 1 カ所を除き、他はすべて球磨川計画区であること、森林所有者の在村・不在村による再植林の割合に差がないことが明らかとなった。

表 3-1-3 熊本県人工林の標高・傾斜別面積割合

標高 (m)	傾斜(度)				合計
	0-10	10-20	20-30	30-	
0 - 300	10.2	14.8	6.0	0.6	31.7
300 - 600	8.7	12.8	10.2	2.2	34.0
600 - 900	9.5	7.9	6.9	2.1	26.4
900 - 1200	0.8	2.4	2.9	0.9	7.1
1200 -	0.1	0.3	0.4	0.1	0.9
合計	29.3	38.2	26.6	5.9	100.0

(表中の単位は%)

表 3-1-4 皆伐地の標高・傾斜別面積割合

標高 (m)	傾斜(度)				合計
	0-10	10-20	20-30	30-	
0 - 300	2.3	4.4	10.3	0.6	17.6
300 - 600	2.7	21.4	36.0	0.0	60.1
600 - 900	0.0	3.5	1.9	0.5	5.8
900 - 1200	15.8	0.6	0.0	0.0	16.4
1200 -	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
合計	20.8	29.9	48.2	1.1	100.0

(表中の単位は%)

表 3-1-5 皆伐地と森林所有者の所在地

森林所有者の所在地		人工林全体
在 村		76.3
不在村	同一市郡部外だが県内	9.8
	県外	12.0
	不在村合計	21.8
不明		1.8 3.5

(表中の単位は%)

エ 考察

皆伐地の把握を中心とした地理情報データベースの構築を中心に研究を進めた結果、皆伐地の状況について地理的な把握はできた。熊本県内の皆伐地の状況について、球磨川流域に集中しているが、他の計画区でも大規模な皆伐が発生している。また、間伐よりも林道に近い場所に集中しているのは、切り捨ての選択肢もある間伐と違い、搬出が必ず行われることに起因していると思われる。今回の結果からは、在村不在村で再造林の割合に差が出なかったが、皆伐の実施率では不在村の方が2倍程度高いので、結果として「不在村＋未植栽」の割合が高くなった。

オ 今後の問題点

本研究は、短い期間の皆伐状況について解析を試みたものであり、この傾向が例年通りのものかについては今後も調査を行っていきたい。今回、過去に熊本県を例に行った野田(2003, 2004)の報告との比較は行わなかった。その理由に、野田らの報告では傾斜や林道からの距離といった評価データに熊本県森林 GIS に記載されている値を用いたが、それらの値は小班単位で計算されていないため、筆者が計算した結果とかなり異なる傾向があったためである。

カ 要約

本研究の目的は熊本県の皆伐地の状況について現状分析を行うことである。皆伐地の地理的把握には、平成 18 年に熊本県が行った皆伐未植栽地調査の結果を使用した。対象地は、熊本県民有林全域で、伐採年度が 2005 年以降の皆伐地とした。その情報に森林簿、道路網、地形情報を組み合わせることにより、皆伐が行われている地域の特徴について検討を行った。その結果、1) 皆伐面積の 74%は球磨川計画区で発生していること、2) 林道から 50m 以内で皆伐の 82%が発生していること、3) 森林所有者が不在村である場合の方が皆伐の発生割合が高いこと、4) 皆伐後の再植林の割合については、在村不在村について差がないこと等が明らかとなった。

キ 引用文献

- 栗生裕美子ら(2002) 九州森林研究 55 : 38-41
 鹿又秀聡ら(2005) 九州森林研究 59 : 115-116
 野田巖ら(2003) 九州森林研究 56 : 36-41
 Noda Iwao(2004) 森林総合研究所研究報告 390 : 29-32

(鹿又秀聡)

(2) リモートセンシングを活用した大面積皆伐地の抽出

ア 研究目的

大面積皆伐地の対策を検討する際に、最初に行うべきことは、どこにどの程度の規模の皆伐地があるかを正確に把握することである。現在のように伐採届け等の書類より皆伐地を把握するだけでは、伐採届け事態が十分提出されていない現状を考えれば、不十分である。このような中、リモートセンシングデータの活用が期待されている。リモートセンシングを利用した伐採地抽出に関しては、特に行政単位を超えた広範囲での取り組みには衛星データの利用が有効な手段といわれている（村上ほか，2006）。本研究の目的は、衛星データとして SPOT HRG 画像を用いた伐採地の抽出手法の開発を行うことである。SPOT HRG は、その特徴として空間分解能が 10m とランドサットの 30m より高いため、森林をはじめとする植生をより細かく解析できる。またカバレッジは 1 シーンが 60km 四方であるため IKONOS、Quickbird といった高精細衛星画像よりも低コストでの運用が可能であるため、広範囲にわたる大面積皆伐地を効率的に把握できるものと期待される。

イ 研究方法

対象地は、大面積皆伐地が報告されている熊本県球磨村周辺地域とした（図 3-2-1）。SPOT HRG 画像は 2005 年 5 月 30 日に取得されたものを用いた。空間分解能は約 10m であり、カバレッジは約 60km 四方である。解析に用いる森林マスク作成や検証用データとして熊本県農林水産部森林整備課より提供された皆伐未植栽地 GIS データを用いた。このデータは 2006 年に熊本県が行った皆伐未植栽地調査により 2006 年 3 月 31 日時点で把握している皆伐未植栽地である。この調査は皆伐後に植栽が行われていない伐採地を把握する目的で行われたため、皆伐後植栽が行われた伐採地は含まれていない。

1) SPOT HRG を幾何補正し、熊本県 GIS データを重ね合わせて使えるようにした。2) この画像をマイクロイメージ社 TNTmips にインポートした。3) 熊本県の GIS データのある範囲のマスクを作成し、この範囲内で ISODATA 法によりクラスリングを行った。この際、初期クラスタ数は 32 とし、実際には 22 クラスが得られた。この結果を教師としてマハラノビス距離法による分類を行い、伐採地を抽出した。この際、通常は最尤法が用いられるが、今回のケースでは伐採地と広葉樹林の区別がマハラノビス距離法の方が優れていたため、こちらの結果を採用した。分類結果の統合には、2006 年 9 月 5 日に行った地上でのグラントゥールス調査結果を参考にしながら、針葉樹林、混交林、広葉樹林、伐採地、雲とその影に分類した。この結果は GIS データを比較が容易になるように、7×7 のメディアンフィルタでノイズを除去した後、ベクター化した。4) 熊本県森林 GIS データの皆伐未植栽地データの伐採地（以下 GIS データによる伐採地）と SPOT HRG 画像の分類により求めた伐採地が重なるポリゴンを抽出し、両者を比較することによって伐採地面積の推定精度を求めた。

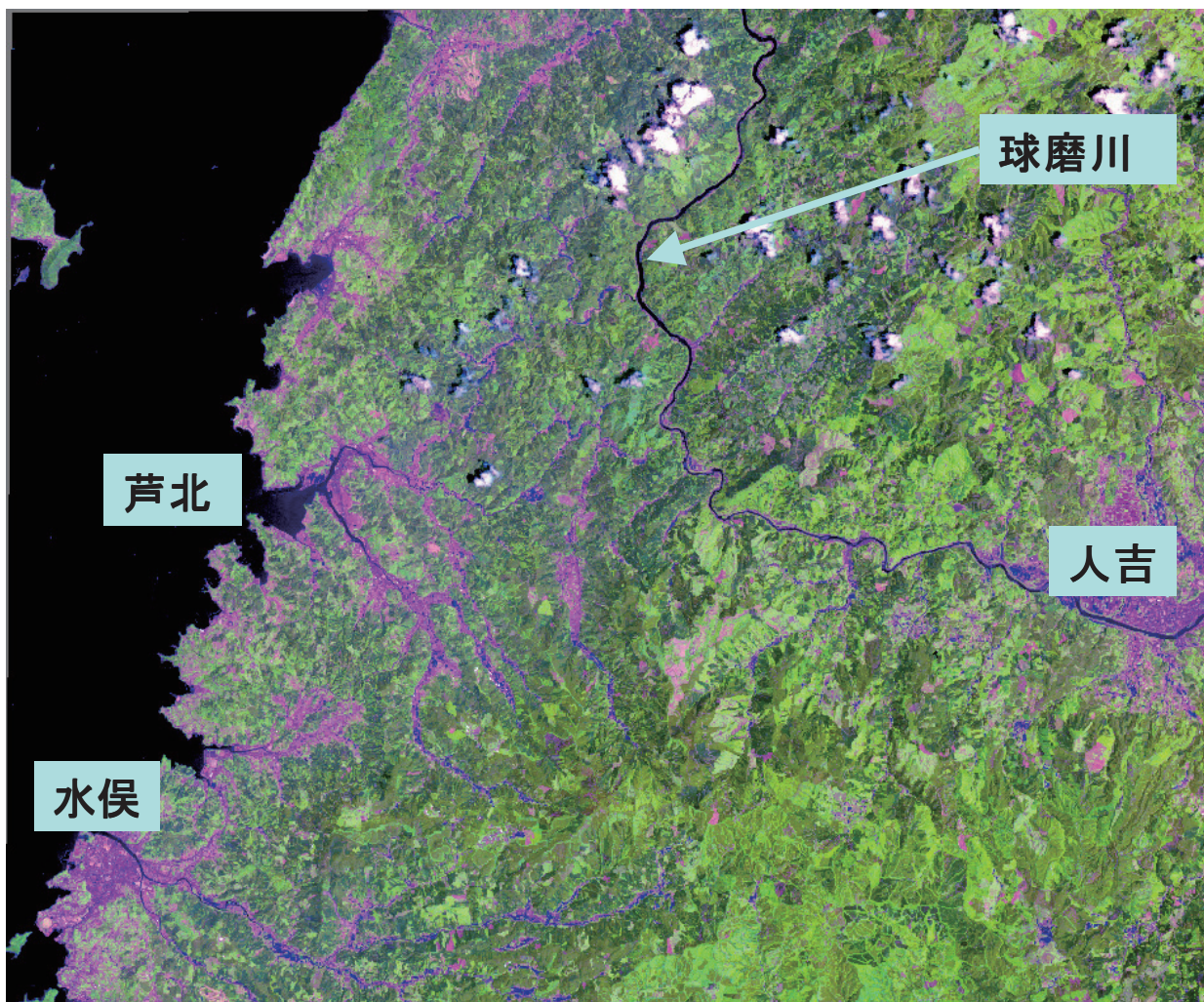


図 3-2-1 対象地の SPOT HRG 画像

ウ 結果

伐採地抽出の分類結果では、伐採地の他、広葉樹林や市街地の一部が誤抽出されていた。また芦北地方の海岸沿いの常緑広葉樹林の一部が伐採地として抽出されていた。表 3-2-1 に SPOT HRG から抽出された伐採地の概要を示す。

伐採面積の推定精度は図 3-2-2 に示されているとおり、過剰推定となった。決定係数 R^2 は 0.045 と低かった。また外れ値として SPOT HRG による伐採面積が GIS データによるものより極めて大きい箇所が見られた。

エ 考察

伐採地抽出の分類結果では、伐採地以外の土地被覆がかなり誤抽出された。特に誤抽出で多かったものは広葉樹、農地および市街地であった。また間伐を受けた林分が伐採地として抽出されているケースも見られた。これらは、伐採地の反射スペクトル特性がかなり幅を持っていることが原因と考えられる。九州南部の伐採地は主に、伐採直後の裸地から草地、落葉低木林、落葉高

木林、常緑林と遷移していくが、草地と低木林と落葉あるいは常緑広葉樹林のスペクトル特性は連続的に変化しているため、判別は難しい。これら問題を解決するためには、多時期を用いる方法が有効である(太田, 2005; 栗屋, 1990)。また正確な森林域マップと伐採地の遷移過程を把握することは、伐採地抽出の精度を向上されるだけでなく、回復の遅れている伐採地を抽出する上で重要である。

伐採地面積の推定では、推定精度が低かったが、これは衛星側で非常に大きな過剰推定をしている外れ値があったためである。この外れ値を精査して見ると周辺の伐採地や広葉樹などを併せて抽出してしまうことによって過剰推定となるケースが多く見られた。これらのなかには、道路沿いに集落や農地を伐採地と誤抽出し、これらといくつかの伐採地を併せて抽出してしまったものも見られた。一方で、図 3-2-3 のように GIS データの値よりも大きな皆伐地も見られ、うち 3 件は 50ha 以上であった。

表 3-2-1 SPOT HRG から抽出された伐採地の概要

伐採地ID	GISデータによる伐採地 (ha)	SPOT HRG による伐採地 (ha)	抽出状況
19	1.6	174.0	周辺の伐採地、広葉樹を併せて抽出。衛星データでは20とつながっている
20	11.6	174.0	周辺の伐採地、広葉樹を併せて抽出。衛星データでは19とつながっている
30	4.5	157.0	衛星では周辺の伐採地、間伐地、広葉樹を抽出している
25	9.6	153.2	衛星データでは周辺の伐採地、裸地を広く含む
49	4.5	129.4	周辺伐採地を併せて抽出
48	95.6	107.1	いわゆる百ヘクタール伐採地
37	3.4	107.0	衛星データ上では周辺の広葉樹を誤抽出
28	1.0	90.6	衛星データでは周辺の広葉樹を抽出している
23	21.0	59.5	衛星データ上に時期の異なる伐採あり
39	28.6	56.6	衛星データ上では隣接小班に別な伐採地
34	12.1	55.9	一部のみ抽出。衛星ではGIS上の伐採地横の新しい伐採地を抽出
41	6.2	48.0	衛星データでは周辺の伐採地と広葉樹を併せて抽出
21	3.2	37.7	誤抽出
29	9.0	36.1	衛星データでは周辺の伐採地、広葉樹を抽出している
56	24.0	33.3	周辺伐採地を併せて抽出
31	6.8	33.0	衛星では周辺の伐採地も併せて抽出
24	3.3	30.6	衛星データでは周辺の伐採地を含む
1	1.0	28.6	誤抽出
32	8.4	27.6	衛星では周辺の伐採地、疎な広葉樹も抽出
64	21.9	26.3	伐採地の形状はかなり違う
67	9.3	22.1	周辺伐採地を併せて抽出。形状はかなり違う。
4	9.8	21.3	GISでは3カ所

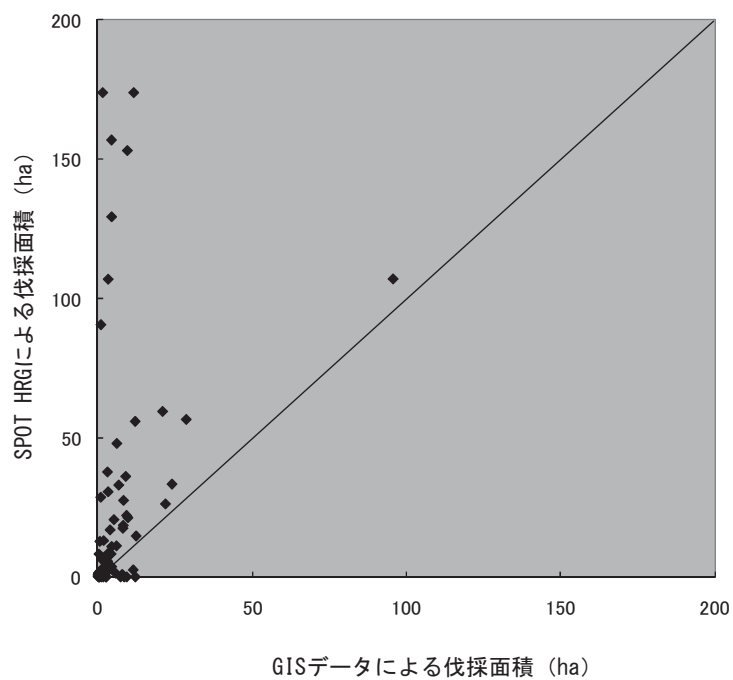


図 3-2-2 SPOT HRG による伐採面積と GIS データによる伐採面積の関係

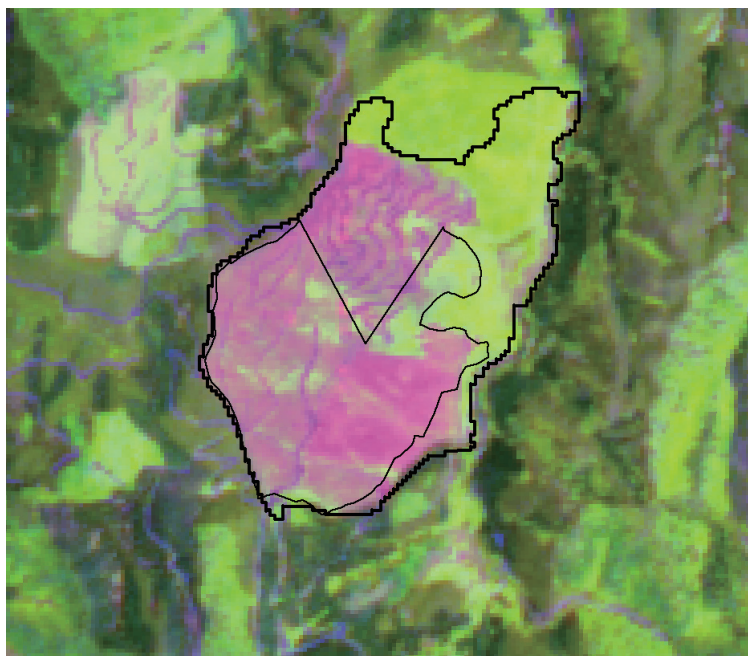


図 3-2-3 SPOT HRG によって抽出された GIS データに記載されている
伐採面積よりも大きな伐採地
(太線：SPOT HRG による伐採地、細線：GIS データによる伐採地)

オ 今後の問題点

今回、衛星データとの比較に用いた皆伐未植栽地データは、調査が皆伐後に植栽が行われていない伐採地を把握する目的で行われたため、皆伐後に植栽が行われた伐採地は含んでいない。しかしこの地域では、他に皆伐地を把握したデータはなく、大面積皆伐地に関しては、GIS データにないデータを SPOT HRG からの画像解析で補うことも可能である。

カ 要約

研究の目的は、衛星データを用いた伐採地の抽出手法の開発を行うことである。使用した衛星データは、SPOT HRG である。SPOT HRG は、その特徴として空間分解能が 10m とランドサットの 30m より高いため、森林をはじめとする植生をより細かく解析できる。またカバレッジは 1 シーンが 60km 四方であるため高精細衛星画像よりも低コストでの運用が可能である。検証用データとして、熊本県林務水産部より提供された皆伐未植栽地データを用いた。抽出手法は、今回の解析では用いた衛星データが 1 時期だけであるため、クラスタリングによる画像分類により伐採地を抽出した。この結果を検証データと比較して、抽出された伐採地面積と検証データの面積の比較を行い、伐採規模を特定する能力の検討を行った結果、全体としても推定精度は低いものの、検証データにない大面積皆伐地も抽出しており、大面積皆伐地に関しては、GIS データにないデータを SPOT HRG からの画像解析で補うことも可能である。皆伐が出現する林齢（30 年）以上の高齢級林分のフィルターを作成し、その範囲内を衛星データを用いて森林/非森林の判別を行うのであれば、今回の手法で十分実用となる。

キ 引用文献

- 栗屋善雄（1990） 日本リモセン誌 10:65-73
村上拓彦ほか（2006） 九州森林研究 59:285-288
太田徹志ほか（2005） 九州森林研究 58:135-138

（齋藤英樹）

（3）大面積皆伐放棄地発生の社会・経済的背景

ア 研究目的

本節では、調査対象地域において、大面積皆伐跡地で再造林放棄が生じる社会・経済的背景を解明する。具体的には森林所有主体の所有形態や所有規模の大小などの属性、それらに基づく経営行動という観点から大面積皆伐の発生機構を解明する。その際、大面積皆伐が無秩序に増加することへの対策手法の策定につなげるために、とくに再造林を担保するためのシステムとの関連にも着目する。

イ 研究方法

方法は、まず、再造林放棄や林地所有の放棄などの生起メカニズムについて、既存文献を用いて整理した^{(1)~(3)}。次に本課題の対象とする地域のうち、とくに大面積皆伐が集中しているとみ

られた熊本県球磨地方を中心に、行政担当者や地元林業事業者等で聞き取り調査を行った。放棄地対策として再造林を担保する必要性があることから、当該地域の造林事業体に対しても聞き取り調査を行った。

ウ 結果

1) 既存文献の整理等による大面積皆伐、再造林放棄の生起メカニズム

図 3-3-1 は、民有林で皆伐跡地の再造林放棄が生じるメカニズムについて、これまで報告された事例を元に模式的に整理したものである。所有規模からは中・大規模所有と小・零細規模所有の2つ分けられ⁽⁴⁾、中・大規模所有は、さらに所有形態から会社有林等と、公有林、公社有林、個人有林などで分収造林契約が結ばれた場合とに分けられる。第1のタイプは、林業が主業ではなく主に資産として山林を所有していた会社等が、木材価格低下による投機的価値の減少を理由に投機資金の山林からの引き上げを図り、その際に資金回収の目的で皆伐生産が行われる場合、あるいは資産ないしは産業備林として山林を所有していた製材業等の林業・木材関連企業で、資金繰りや倒産による負債整理等のために皆伐生産が行われる場合などである。また、第2のタイプは分収造林等の契約期間満了のために皆伐生産が行われる場合である。さらに、第3のタイプは、資産保持的性格が強いといわれる小・零細規模所有主体—主に林家—で、資産価値の減少、あるいは世代交代や後継者不在(＝管理者不在)などの理由から山林が処分され(所有放棄)、これに伴い皆伐が行われる場合である。もちろん、生活資金等、現金収入を目的に皆伐が行われることもある。

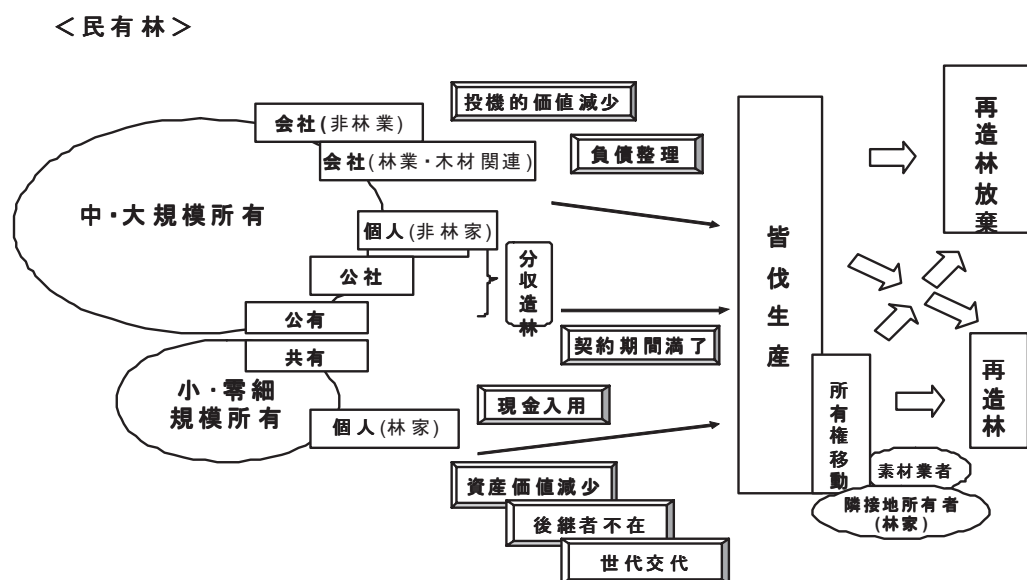


図 3-3-1 既存文献等の整理による大面積皆伐・再造林放棄の構図

2) 球磨地方における大面積皆伐、再造林放棄の特徴と生起メカニズム

聞き取り調査等から熊本県球磨地方での大面積皆伐跡地の再造林放棄の特徴をまとめると次のようになる。

- ① 不在村所有者の山林が多い
- ② 投機的・資産保持的の所有が多い
- ③ 比較的所有規模が大きい（数十～100ha 超）
- ④ 経営、所有放棄、資産整理のための伐採（皆伐）である
- ⑤ 村外素材生産業者により皆伐生産が行われる場合が多い

前項での整理にしたがえば、第1のタイプが多く、かつ不在村所有者で皆伐生産の担い手が地域外の素材生産業者であるという特徴がある。所有権移動については網羅的に把握できたわけではなかったが、いくつかの事例から判断すると、移動があっても大面積であるため再造林が円滑に行えなかったか、移動はなくても所有主体に再造林の余力、あるいは意志がなかった場合が多かったと思われる。

図3-3-2に基づき球磨地方での再造林放棄が生じたメカニズムを今少し詳しく述べる。まず、投機的・資産保持的の所有が多いという特徴からは、資産価値の低下や投機対象からの除外によって経営や所有の放棄につながり、能率や伐採利益のみを追求した生産（＝皆伐生産）につながりやすい。不在村所有であること、村外素材生産業者による生産であることも地元や地元事業体との結びつきが弱い同様の結果を招くことが多い。所有規模が大きいという特徴からは造林労働力の確保が難しく、地元事業体との繋がりが弱い点と相まって再造林が担保され難い。

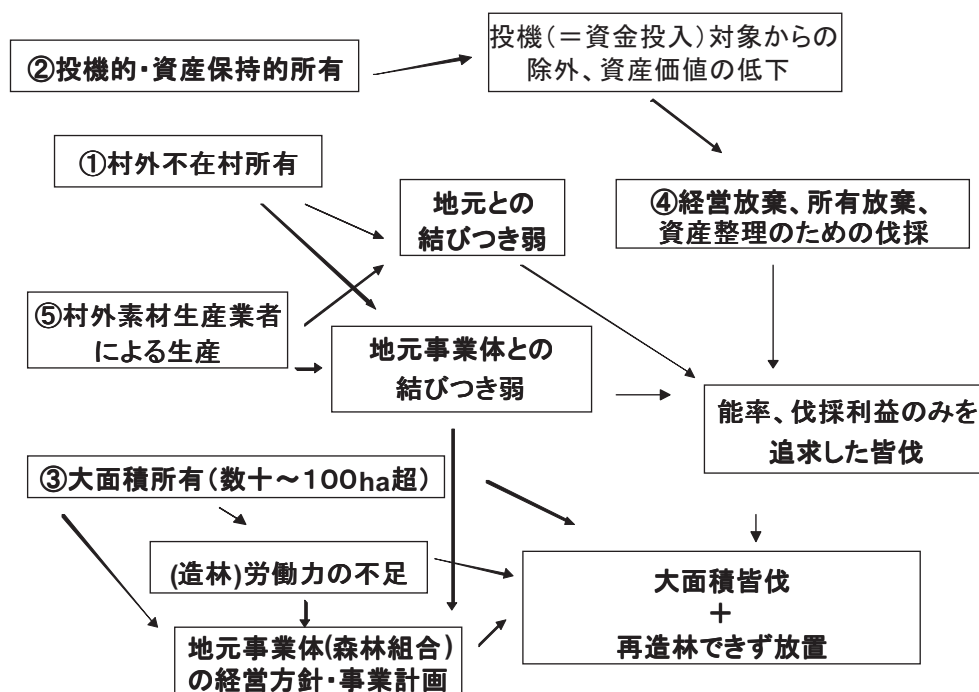


図 3-3-2 熊本県球磨地方の大面積皆伐・再造林放棄の構図

エ 考察

1) 既存文献の整理等による大面積皆伐、再造林放棄の生起メカニズム

皆伐生産には、林地の所有権移動を伴う場合とそうでない場合とがある。前者の場合、素材生産業者、あるいは経営規模の拡大を目的とした隣接地の森林所有者（小・零細林地の場合に多い）や投機的な林地購入者（比較的規模の大きい林地で多い）に所有権が移ることが多い。所有権移動を伴う場合は、購入者には転売・山林蓄積、経営規模拡大、山林への投資などの取得目的があるため、再造林のインセンティブが働きやすく、最終的には再造林される場合が多い。しかし面積が大きいと、造林労働力不足や造林資金の分散的投入などの理由から伐採後速やかに行われないうちもあり、再造林放棄につながる場合もある。さらに、所有権移動を伴わない、つまり皆伐を行った主体がそのまま保持し続けた場合はより問題が生じやすい。中・大規模にしろ小・零細規模にしろ、負債整理や財産処分、あるいは現金収入確保を目的として窮迫的に皆伐生産が行われた場合には、所有主体には再造林を行う余力や意志がないことが多い。また、林地の売却も希望していたにも関わらず、購入者が現れなかったために立木の処分（皆伐生産）のみを行わざるを得なかった場合も同様である。

2) 球磨地方における大面積皆伐、再造林放棄の特徴と生起メカニズム

地域の主要な造林事業体である森林組合の作業班、とくに造林班の労働力事情との関連を指摘しておきたい。人吉市も含めるとこの地域には8つの森林組合が存在する。しかし、2、3の森林組合を除いて大面積の伐採跡地造林を担当するには厳しいものがある。作業班員、とくに造林班の人数不足、高齢化がかなり深刻なのである。これに加え、比較的充実した作業班をもつ森林組合でも自組合の皆伐生産跡地から再造林するという経営方針を採っている。また、そもそも不在村所有者の山林を地域外素材生産業者が生産するため、これら地元森林組合などの造林事業体との関連性が非常に薄い。これらのことも伐採跡地が再造林されず放棄される一因となっている。

オ 今後の問題点

皆伐後の再造林問題については、再造林の主要な実行主体である森林組合は再造林労働力が十分とはいえない。特に熊本では、新生産システムモデル事業を実施していることもあり、森林組合の素材生産量の増産についての取り組みが多くなされており、新規の林業労働者が保育ではなく林産に回ることが多い。そのため今後も保育に関する労働者の増員見通しも立っていない。保育作業の省力化に向けた研究が望まれる。

カ 要約

熊本県球磨地方の大面積皆伐や跡地の再造林放棄については、村外に居住する投機的・資産保持的な性格の強い数十～100haを越える大面積所有者が、木材価格の動向等による投機的価値、資産価値の減少、不況等による経営破綻ないしは事業資金繰り、資産整理などの理由により、山林の経営・所有を放棄し皆伐生産に至った場合が多い。また、その際には村外素材生産業者による生産が行われる場合が多い。不在村所有者は一般に山林の所在地との結びつきが弱く、村外事業体による生産ということもあり、能率、伐採利益のみを追求した皆伐生産が行われやすい。また、再造林の主要な実行主体である森林組合は再造林労働力が十分とはいえず、今後の増員の見

通しも立っていない。また、不在村所有者＋村外業者による伐採のため、森林組合の造林事業計画に反映されにくいことも明らかになった。

キ 引用文献及び注

- (1) 堺正紘編著（2003）“森林資源管理の社会化”，九州大学出版会，358pp.
- (2) 山田茂樹（2006）森林所有権移動の実態－高知県－，森林総合研究所編“森林・林業・木材産業の将来予測”，J-FIC，207-225.
- (3) 興梠克久（2007）南九州における再造林放棄と森林保有構造－宮崎県を事例に－，林業経済研究，53，24-35.
- (4) ここでいう所有規模は以下を想定。小・零細規模所有；1～20ha 程度、中規模所有；20～100ha 程度、大規模所有；100ha 以上。

（山田茂樹）

（４）皆伐面積等に関わる規制および再造林についての考え方と欧米諸国の実態

ア 研究目的

日本では人工林の多くが旧来想定されていた伐期齢を迎えつつある中で、成長量からみれば皆伐による伐採量は極めて低いものの、北海道や九州の一部地域などでは皆伐が増大し、一箇所です数十 ha から百 ha を超える大面積皆伐も発生している。一箇所あたりまとまった面積の皆伐が水土保全機能に与える影響や、伐採後の植生の更新がどのようになるのかについて、心配する人も多い。大面積皆伐が環境に与える影響の深刻さによっては、それを法律や公的な規則によって規制する必要がある。しかし効果の疑わしい過剰な規制は、木材生産の効率化を阻害し、森林所有者や素材生産業者等の林業従事者の利益を損なうであろう。そこで皆伐面積等の規制について、その必要性和あり方を検討することが求められている。

イ 研究方法

既往の研究をもとに主要林業国 20 ヶ国の森林施業規制の国際比較を行う。続いて、いくつかの国を取り上げて、施業規制の内容とともに、その実際の運用、規制を行う組織・仕組みについて検討を行い、それをもとに日本での規制のあり方を提示する。

ウ 結果

1) 議論の枠組み

a. 森林所有者の権利と義務

森林所有者はその他の土地所有者と同様に法律の範囲内で自由にその土地を利用する権利を持っている。しかし、森林の伐採その他の取り扱いが第三者に対して耐え難い損害を与えることが予想される場合には、森林の取り扱いについて制限を受けるべきである。森林所有者はもともとそのような危険な施業をする権利を持っていないと考えるべきであり、たとえ補償がなくてもそのような制限は受け入れる義務があるだろう。

これに対して、そこまで深刻で重大な環境影響を与えるものではないが、伐採等による公益的機能の低下が木材生産による収益を上回ることが予想される場合もある。そのような軽微な環境影響のある施業を行う権利を森林所有者がもともと持っているとするならば、社会的に望ましい森林管理が行われるように、森林所有者に対して金銭の支払いを伴う誘導策をとることによって公益的機能の低下を防ぐのが合理的な場合もあるだろう。

b. 森林施業が環境に与える影響とその立証責任

皆伐や林道、作業道、作業路などの建設は土砂の流出や崩壊を促進したり、生物多様性に影響したりする場合があるが、その程度は、立地条件や作業方法によってかなり異なると考えられる。森林の取り扱いが、重大な環境的損失をもたらさないような伐採や林道建設の限度を科学的に解明できれば、施業規制の根拠となる。

土砂流出に関しては、伐採地や作業道開設地の斜面下部に森林が連続している場合には、流出した土砂を下部の森林が受け止めてくれることが期待できる。一方、そうではなくて、直接に農地、宅地、溪流などに接している場合には、明確な被害が出る危険性が高くなる。したがってこのような場合には規制の必要性がより高くなる。

しかし、実際には皆伐などの森林施業が環境に与える影響が重大なものかどうか、科学的にもわからない場合がしばしばある。そうした場合、重大な環境影響があることが明確に示されない限り、大面積皆伐を含めて森林経営は自由なのか、あるいは環境影響について漠然とした社会的不安がある場合には、公的に規制を行うのが原則で、規制をゆるめるためには施業にあたって重大な環境影響がないことを林業経営者の側が示す必要があるのかという問題がある。

さらには、皆伐などの環境影響を事前に評価するのが困難であるというだけでなく、土砂崩壊や水害などの災害が発生した場合においても、森林管理のあり方がその重要な原因となっているかどうかの評価が難しい場合がある。森林管理の面からは土砂崩壊の原因となるような問題が何もなくとも、公道の周辺や山地斜面で崩壊が起こっている例は多い。有林地と無林地で崩壊の発生確率に有意な差があるという報告があることから、伐採も崩壊の危険度を高める疑いはあるが、伐採地で崩壊が起こった例があっても、崩壊には人為以外の自然的要因が大きく影響するので、伐採が原因かどうか判断できない可能性がある。

現状では、私有林所有者が行う伐採は許可制ではなく、届出制になっており、伐採届を提出することによって、法律等で規制されていない通常の伐採行為を行う権利を有している。それを新たに規制しようとするならば、規制する側が伐採等の環境影響について重大な懸念があることを示す必要があるのではないだろうか。

その一方で、作業道を含めて、道の建設が崩壊を誘発する可能性があることは経験的に示されている。斜面に道を通した場所の隣接部分では、同様の地形で道を通していない部分よりも崩壊の発生確率が高い。今後、崩壊の危険性が高い場所では林道や作業道の開設を規制することによって、土砂崩壊の危険性を抑制できる可能性がある。

c. 持続可能な森林経営と再造林問題

伐採跡地の更新は、林業経営的観点から見た経済性ととともに、国土保全や生物多様性およびマクロ的には将来の林産物需要に対応した生産目標水準を考慮して行われるべきである。

国土保全や生物多様性の観点からは、天然更新や人為と自然の再生力との複合による植生回復は優れた方法である。植栽による再生林もまた国土保全的であり、それが地域の経済にとってプラスである範囲で継続することが望ましい。伐採跡地に植林することによって植生の回復を早めるという考え方もあるが、伐採跡地に植栽したかどうかで崩壊の危険性や土砂流出の程度に顕著な違いがあるという証拠はこれまでのところなさそうである。

次に、将来の木材需要に対応した木材生産力維持の観点から、経済性を別にして、生産力の量的側面に注目するならば、国や地域として維持すべき生産的人工林の面積は、将来の目標生産量によって決まる。たとえば現状 2008 年水準の伐採量を維持するという生産目標を立てた場合には、日本のほとんどの地域では、現状の人工林面積を維持する必要はなく、かなり少ない面積で十分である。この条件の下で再生林すべき生産的人工林面積は、全国規模で見ると現在の全人工林面積のおそらく $1/4$ 程度であろう。次に、もっと意欲的に、将来の国内の製材・合板用材需要を国産材で 100% 満たすという目標を設定したとしても、一人当たりの消費量が 2008 年水準で一定で、人口が減少するという前提で計算すると、再生林すべき生産的人工林面積は、現在の全人工林面積のおそらく $1/3 \sim 4$ 割未満であろう。

一方、経済的観点からは、伐採後に再生林して採算がとれると判断される林地は、他により有利な利用方法がない限り、すべて再生林すればよい。伐採時の立木価値と再生林費用を比較して、人工林経営の適性がある林地では伐採後に再生林を行い、適性がない林地は天然更新にゆだねて自然植生に返していく。その結果、国内の製材・合板用材需要よりも大きな生産力が維持されるならば、将来的に木材を輸出するという選択肢もある。

再生林を行うかどうかの判断において、収益性に関する許容範囲は人によって異なる。伐採跡地の所有権の障壁を越えて、植林に取り組みたい人々がいるならば、そしてその人たちの意欲や資金が再生林に生かされる仕組みが確立されるならば、所有者まかせにするよりも多くの再生林が可能となる。その場合には再生林に対する資金や労働力の提供者が、収益性の低さや不確実性を許容してくれることが条件となるだろう。今後、より広い範囲で再生林を進めるためにはそのような仕組みの発展が必要である。伐採の収益は所有者に帰属し、再生林費用の大部分は公的資金で負担しながら、次の伐採の収益ももとの所有者に帰属するというような仕組みに対しては、社会的な支持を獲得し続けるのが困難になると予想される。

原則的に伐採後の再生林を義務づけるべきだという一部の人たちの考えの中には、そうしないと長期的な木材生産力が低下するという懸念がある。しかし、そのような義務づけがされると、日本の現状では、伐採と再生林をセットで評価したときに費用の方が大きくなるために、伐採も再生林もできないという林地が増えて、かえって実質的な生産水準が低く抑制される可能性が大いにある。人工林の維持管理に手厚い手入れが必要だと考えれば考えるほど、人工林にしたために将来の維持管理にかかる費用が大きくなる。その一方で収穫による収入は上がらないということになれば、将来のためを思っていたはずの人工林の造成が将来に対して負の遺産を作ったことになってしまう。逆説的であるが、コスト削減の努力をしても再生林の採算がとれない林地、別な見方をすれば、所有者が再生林する意欲がなく、誰もそれに代わって再生林しようとする者がいない林地については、収穫後に天然更新などの低コストの更新を許容した方がよい。それによって経済的に収穫対象となる森林の範囲が広がって地域全体としての木材生産水準を高め、国内林業発展の新たな可能性が生まれることになるだろう。またそれによる伐採面積の確保と自然力

を活用した植生の再生は、生物多様性保全の観点からもプラスの効果期待できる。ただし伐採の収益よりも伐採が環境に与える悪影響の方が大きいと予想される場合には、伐採を抑制する政策が望まれる。

2) 諸外国における森林施業規制（この節は既発表論文¹⁾をもとに一部改変した）

a. 先行研究における分析の枠組み

森林施業規制の国際比較については、2004年にベンジャミン・カショーらがカナダを中心とした広範な検討を行った成果がある²⁾。この節ではその成果をふまえて森林施業規制の国際動向を概観してみたい。カショーらの報告は主要林業国20カ国（特にカナダについては4州、米国については15州と連邦有林）の森林政策の分析に基づいている。20カ国には米加日豪NZのほか欧州7カ国（ドイツ・バイエルン州、フィンランド、スウェーデン、ポルトガル、ラトビア、ポーランド、ロシア）と、発展途上国8カ国が含まれている。

カショーらは施業規制の主要な5つの項目として、水辺帯管理、皆伐面積、林道、伐採後の更新、伐採許容量を取り上げて比較したうえで、人工林施業、生物多様性保護、規制の執行などについても、対象となる国や州の比較を行っている。

また施業規制と一口に言ってもその中には、特定のやり方を奨励するけれども個別の事情によって必ずしも義務的ではないような裁量的規則と、特定のやり方が義務であるような非裁量的規則がある。また現場の実態に関して明確に守るべき数量的条件が設定された規則と、事業実行計画の届出や許可、承認あるいはその他環境管理のための手続き的条件に関する規則とが存在する。

さらに同一国、同一州の中でも所有区分、傾斜区分、林相区分、都市との関係における立地区分などによって規制の内容が異なる場合も多いが、国際比較のためには、カショーらはしばしば当該国や州における主要な森林地域、林業生産地域をカバーする規則で代表させている。

b. 森林所有区分および所有構成との関係

本節ではまず所有区分や地域の所有区分構成による施業規制の一般的な違いについて検討する。国公有林では施業に厳しい制限を設けやすいのに対して、私有林では厳しい制限を設けにくいのが一般的である。

このことと関連して、国公有林と私有林の両方が相当な面積存在する国や地域では、私有林で木材生産機能が重視されるのに対して、国公有林では、伐採を制限することによって確保される公益的機能が私有林よりも重視される傾向がある。それに対して、カナダのように森林のほとんどが国公有林である場合には、その所有区分の中で木材生産と伐採の制限を両立させることがより強く求められる。このカショーの指摘を敷衍すれば、逆に森林のほとんどが私有林である地域においては、国公有林と分業が可能な地域と比べて、地域固有の生態系維持機能など、伐採制限によって確保される役割を木材生産と両立させることが、私有林であっても比較的強く求められる可能性がある。

c. 各国・州の施業規制の実態

・水辺帯の管理（指標：水辺バッファゾーン規則）

カショーが調査対象とした38の国や州のうち情報が得られなかったものを除く37例のうち

54%（20 例）では水辺帯に関する何らかの実体的かつ義務的な施業規制が存在している。このうち禁伐帯が設定されている例が 38%（14 例）あり、何の規制もないのは 27%（10 例）である。川幅や生息魚類等による水辺（河川）の区分によって規制が異なる場合もあるが、土砂流出の抑制や水生生物の保護のために、水辺から少なくとも 10～20m の幅で禁伐帯ないし皆伐禁止帯が設けられている例が多い。このうち川幅 1 m 程度の魚の棲まない渓流域にまで禁伐帯等を設けている国・地域が 10 例ある。水辺林の施業について何の規制も存在しないのは米国南東部諸州の私有林と日本の保安林以外の私有林などである。

北米や体制移行国などでは機械的に禁伐帯幅を設定した規制が広く採用されているが、欧州 OECD 諸国の民有林ではより個別の立地条件を考慮した水辺帯施業規制が採用されていることが多い（図 3-4-1～3）。

【皆伐（指標：皆伐面積の上限）】

皆伐面積の上限は 1 国、1 州の中でも所有区分、植生、土地の安定性、一般住民からの見られやすさなどによって違うことが多い。私有林地帯では制限がないか、緩い事例が多く、山地よりも平地の方で制限が緩く、また人口密度が高い地域よりも低い地域の方で制限が緩い傾向がある。また熱帯天然林では択伐による木材生産が一般的である。まとめてみると、38 例中 16 例（42%）の国や州では主要な森林所有区分における天然林全体にかかわる皆伐面積の上限や実体的で義務的な伐採規則を設けている。このほかに天然林の一部について皆伐面積の上限を設定しているのが 3 国、伐採に関する手続き上の規則を設けているのが 4 国あった。皆伐に関して何の義務的な制限もない国や州は 15 例（39%）あった。

温帯に限って当該国や州の最大森林所有区分の天然林の皆伐上限面積平均をみると、0.5ha 以下（実質的皆伐禁止）が 3 国・州、10～20ha が 3 国・州、35～73ha が 5 国・州、100～260ha が 2 州、制限なしが 18 国・州だった（図 3-4-4～6）。制限なしの国の中にはフィンランドや日本のように個々の森林所有規模が小さいために、実質的に大面積皆伐がほとんど起こらない国もいくつかある。

【林道（指標：溪流横断の際の排水口サイズ、廃止時の取り扱い）】

林道建設は林業活動の中で森林環境にもっとも悪影響を与えるおそれがある行為の 1 つである。とくに発展途上国では林道建設が森林消失の引き金になるとも言われている。森林路網の開設方法や管理方法の良し悪しによって環境影響の大きさはかなり異なり、適切な路網整備手法を選択することによって環境影響はかなり低減できる。

林道に関する規制の比較は非常に複雑な問題だが、カショーらは溪流横断の際の排水口（暗渠）最低口径に関する規定と、使用済み作業路の扱い（原状復帰規定など）を指標に比較を行っている。数量的に厳格な規制を行っている国や州の割合は高くないが、情報の得られた 36 例中 22 例（61%）では何らかの規制を行っている。

【伐採後の更新（指標：年限や蓄積水準を特定した更新の義務）】

天然林においては多くの地域で年限と成立本数密度を特定して更新を義務づける政策がとられている。しかしブラジルアマゾン、オーストラリアのニューサウスウェルズ州、およびアメリカ

南部の私有林や日本の保安林以外の森林では必ずしも更新が義務づけられていない。またチリ、南アフリカ、およびニュージーランドの人工林でも再造林は義務づけられていない。人工林に関しては天然林よりも経営の裁量が幅広く認められている事例が多く、いくつかの地域では森林以外への転用も自由である。また米国南東部、スウェーデン、およびポルトガルの私有林では無許可で天然林から人工林への転換ができる。

【年間許容伐採量（指標：収穫保続原則に基づく伐採量の上限）】

調査対象地域の半数あまりでは年間許容伐採量に関する義務が設定されていない。とくに私有林地帯では明確な設定がない場合が多い。しかしこれらの国や地域の実情を考えれば、あえて義務を設定しなくても収穫保続の原則に照らして過伐が起こりそうな心配がないために義務が設定されていないと考える良さそうな例が多い。逆に厳格な規制が設けられている国では、それがなければ過伐が起こることが懸念されているのかもしれない。

d. 小括

カショーらの報告では米州大陸の事例が相対的に多く調べられている。森林施業規制は森林周辺の人口によって異なる傾向があるので、米州よりも一般に人口密度が高い欧州の事例を多くとれば、一部の項目に関してより厳しい傾向がみられるかもしれない。多数の国や地域の事例を比較した貴重な先行研究であることは間違いないが、ここで取り上げられた事例だけで世界全体の傾向と考えるには偏りがあるかもしれない。

各国において比較的広く一般的に実施されている施業規制の項目としては、伐採後の更新に関する義務、水辺帯における伐採制限、林道の開設や使用済み作業路の原状復帰に関する規定、皆伐区画面積の上限設定、および国公有林地帯を中心にした年間許容伐採量の設定などが主要なものとして整理されている。これらは現時点ではおおむね妥当な整理と思われるが、今後の研究や制度実態の発展によっては、これら5項目以外の規制項目の重要性が浮かび上がってくる可能性もある。狭義の施業規制よりも広い枠組みの問題であるためにカショーらの施業規制の主要5項目には含まれていないが、このほかに転用の規制（更新の義務と関連する）も林地をめぐる土地利用の規制として重要である。

とくに本プロジェクトの中心課題である皆伐面積の制限については、

- 私有林地帯では制限がないか、緩い事例が多く、平地よりも山地で制限が厳しく、また人口密度が低い地域よりも高い地域で制限が厳しい傾向がある。
- 上限値は0.5ha以下から、10ha、20ha、50ha、100ha、260ha、無制限など非常に幅広い範囲に分布しており、世界共通的な上限は存在していない。
- 伐区面積自体は環境影響の大きさを決める多数の要素の中の一つにすぎず、またほとんどの場合、科学的に影響を閾値以下に抑えるように上限値が決められているのでもなく、視覚的な影響や政治的判断が重要であるように見受けられる。
- 同じ伐区面積でも、水辺帯や他の土地利用との隣接地帯での伐採を制限したり、作業道などの開設を含めた搬出方法を考慮したりすることによって環境影響を最小限にとどめることができる。

- ・ 北米の多くの地域では水辺から 10～20m の範囲で禁伐または皆伐禁止として、伐採による水系への影響を防いでいる。
- ・ 皆伐面積を制限する場合には、時間的・空間的に近接する伐採が一続きのものでないと認められるために必要な、保残帯の幅の最小限度と、隣接の伐採地の更新完了基準を明確に定めているのが通例である。

また、諸外国における伐採後の更新の義務に関しては、

- ・ 天然林においては世界の多くの地域で年限と成立本数密度の下限値を特定して更新を義務づける政策がとられている。
- ・ 人工林ではアメリカ南部やオーストラリア NSW 州の私有林、チリ、南アフリカ、およびニュージーランドなどで再造林は義務づけられていない。
- ・ 人工林に関しては天然林よりも経営の裁量が幅広く認められている事例が多く、いくつかの地域では森林以外への転用も自由である。（ただし、日本の多くの人工林とは立地条件が違い、耕地や牧草地との互換性が高いことが多い。）

このようにカショーらの研究では各地域における各種施業規制の有無や、量的規制の多様性が明らかにされたが、施業規制が環境保全上果たしている効果の有効性については分析されておらず、課題として残されている。

エ 考察

それでは日本では、九州ではどうするかが問われることとなる。実際問題として、「大面積皆伐」の影響に対する懸念が無視できない強さで存在する。不適切な森林管理が原因となる山地災害を発生させないための対策が必要である。たとえば、伐採によって深刻な影響が懸念される水辺帯や宅地隣接部での伐採制限や、崩壊危険区域での林道・作業道開設規制などが、その例となるだろう。本論では先に議論の枠組みとして、森林所有者の権利と義務および森林施業が環境に与える影響とその立証責任について検討した。想定される影響の深刻さによって、規制を行うべきかどうか、また規制の必要性や環境影響に関する立証責任がどちらの側にあるのかの判断が異なるだろう。より手厚い政策介入アプローチを採用するならば、科学的に確実な効果が証明されていなくても、効果がありそうに思われる規制や森林整備事業を積極的に行って、事後的に効果を検証するということもある。これに対して、規制緩和的・小さな政府的アプローチでは、重大な損害が懸念される事例以外では、漠然とした懸念があったとしても明確な科学的根拠なしに規制や整備事業を行うことはせず、環境影響のモニタリングを強化しながら、費用対効果が十分高いと予想される場合に限って、環境保全を含めた持続可能な森林経営のために誘導策を採用することになるだろう。

このように本来的には科学的根拠に基づいて施業規制の必要性を判断することが望ましいことであり、環境影響に関する科学的知見が十分に検討されるべきである。しかし、たとえ科学的な影響評価が困難であったとしても、影響に対する懸念が無視できないとすると、行政として何もしないのは無責任のそしりをよんでしまう。そのような状況の下では、規制がないと不安に思う

側と、規制を受ける側の利害において、双方に納得できる妥協点を探ることになる場合もあるだろう。木材生産者としても、消費者に対して環境にやさしいイメージは重要なので、伐採によって環境影響を不安視されないような規制を受け入れることは必要である。

オ 今後の問題点

行政による規制とは別に、宮崎県では素材生産業者の団体による自主的な伐採搬出ガイドラインが作成される事例が生まれた。持続可能な森林経営推進のために好ましい動きである。そうした団体の活動と木材認証との関連づけなど、さらなる発展が期待される。

カ 要約

世界の森林施業規制に関する代表的な先行研究の中で、エール大学の Benjamin Cashore らは、各国の森林施業規制を比較するにあたって、5つの項目を代表としている。1) 水辺帯管理（指標：水辺バッファゾーン規則）、2) 皆伐面積（指標：皆伐面積の上限）、3) 林道（指標：溪流横断の際の排水口サイズ、廃止時の取り扱い）、4) 伐採後の更新（指標：年限や蓄積水準を特定した更新の義務）、5) 年間許容伐採量（指標：収穫保続原則に基づく1年あたり伐採量の上限）である。海外主要地域の事例を見ると、皆伐面積の上限については国や地域、所有区分や地形区分など様々な条件によって大きく異なり、皆伐禁止や上限1ha未満から200ha以上まで非常に幅があるだけでなく、制限規定のない地域も多い。世界共通的な皆伐面積の上限値は存在しない。皆伐による環境影響の大きさは、路網を含めた搬出方法や、伐区の配置など、伐区面積以外の要因による差が非常に大きいと考えられることから、伐採による環境影響を抑制するためには、水辺バッファゾーン規則などによる水辺帯保全や林道・作業道等に関する規制と組み合わせることが適切と結論された。また、規制にあたっては、漠然とした懸念ではなく、科学的な環境影響評価が最重要根拠となるべきである。

キ 引用文献と注

1) 柿澤宏昭、岡裕泰、大田伊久雄、志賀和人、堀靖人「森林施業規制の国際比較研究—欧州諸国を中心として—」林業経済 61(9):1-21、2008年12月

2) Benjamin Cashore and Connie McDermott (2004) Global Environmental Forest Policies: Canada as a Constant Case Comparison of Select Forest Practice Regulations. International Forest Resources.

(http://www.naturallywood.com/uploadedFiles/General/Sustainable_Forests/Jurisdictional_Comparison.pdf 481pp.) ここで調査対象とした38の国や州という記述の38の中には、州とは異なる国の一部分としての米国連邦有林という所有区分も含まれている。

以下の図は Cashore らの引用文献²⁾ による。

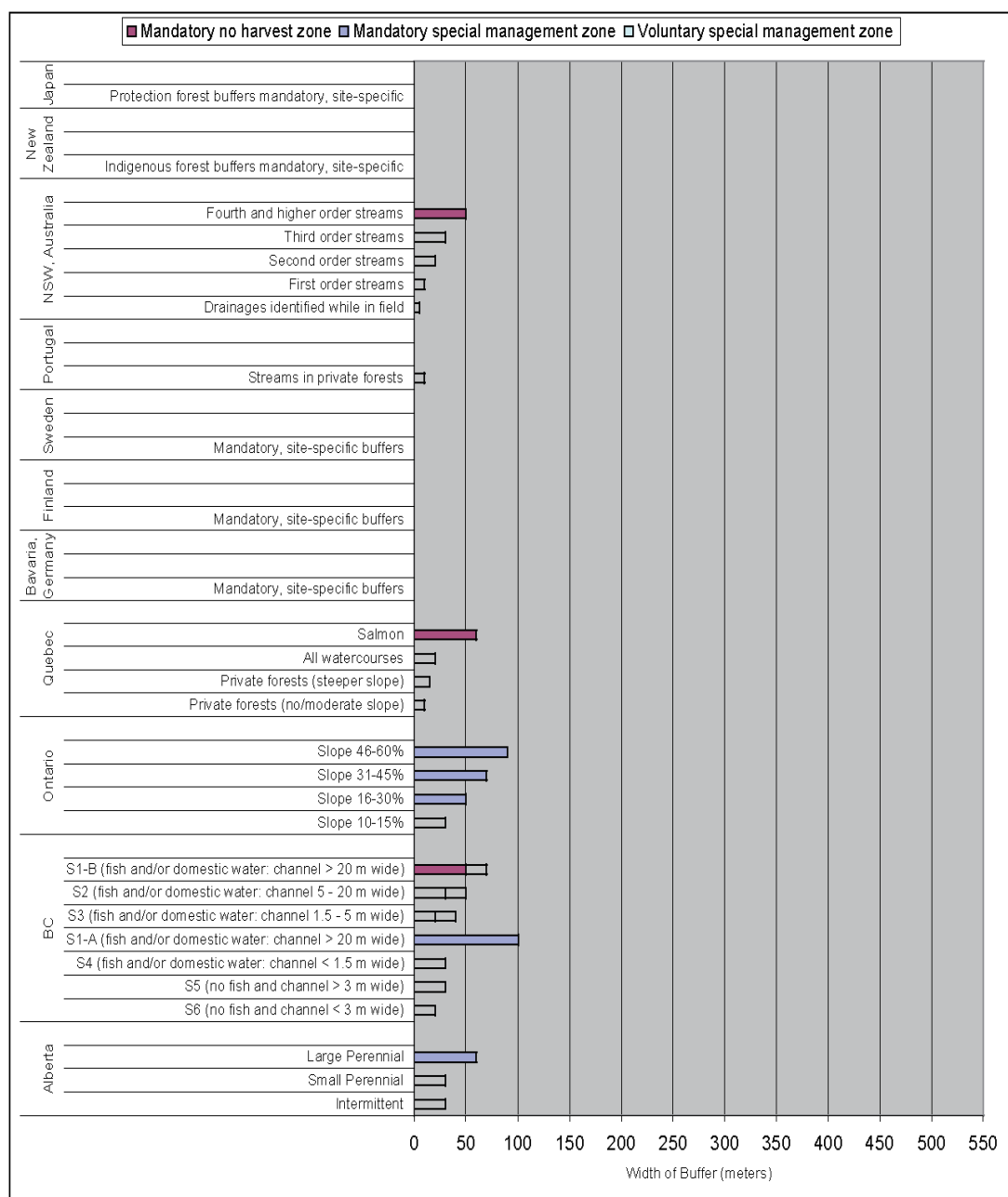


図 3-4-1 OECD 諸国とカナダ諸州の水辺緩衝帯幅 (m)

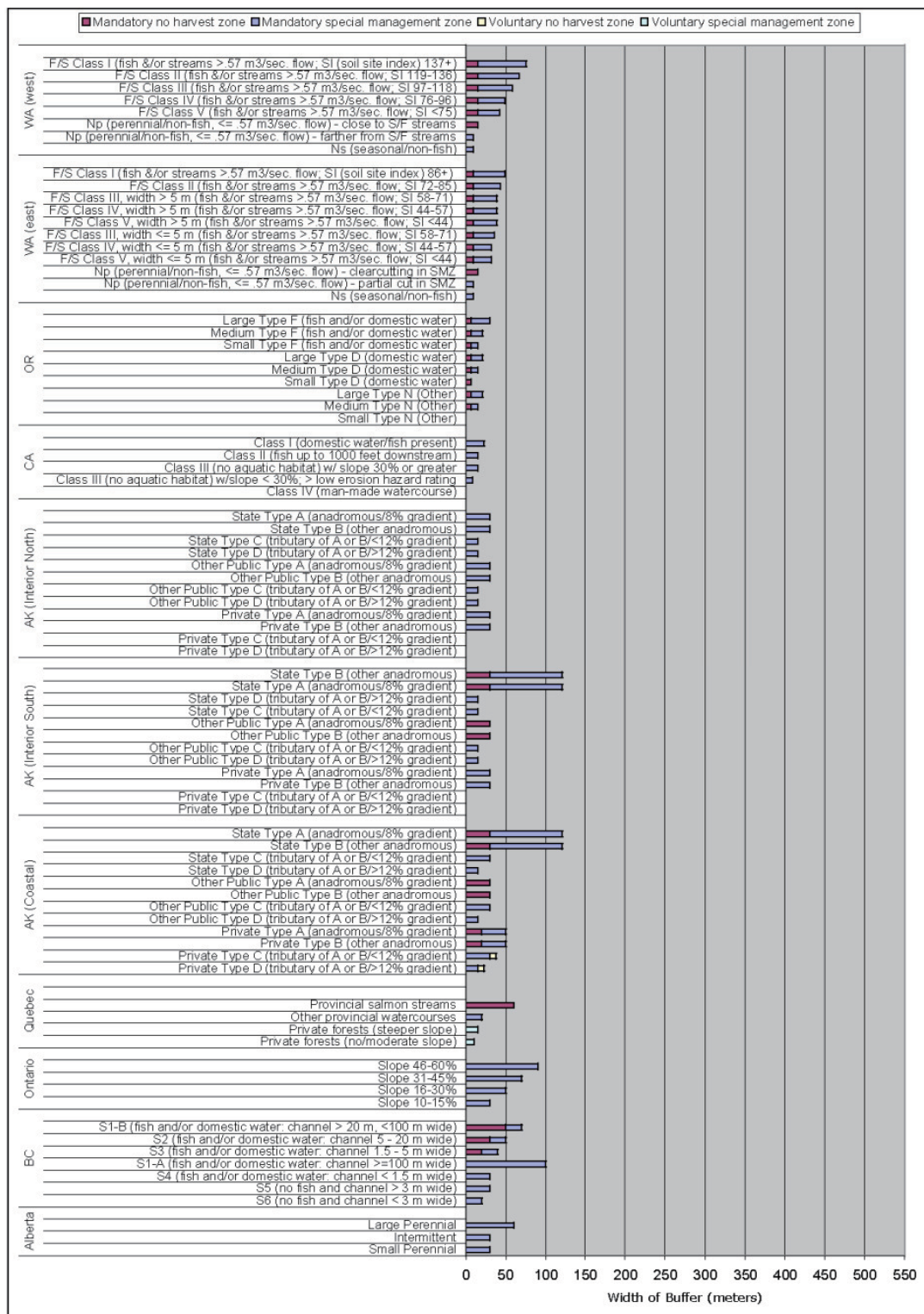


図 3-4-2 水辺緩衝帯幅 (m) に関する米国とカナダの事例 I

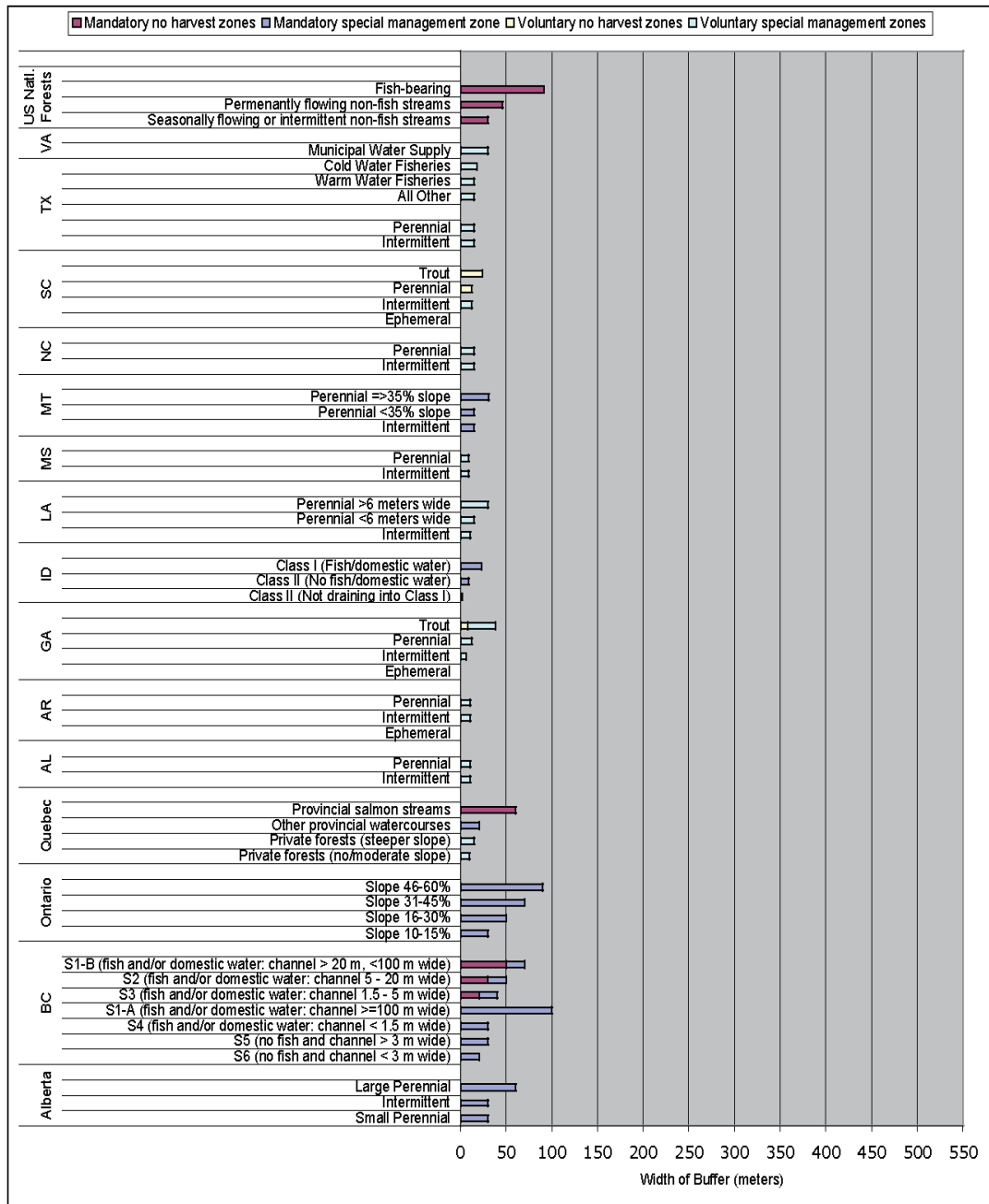


図 3-4-3 水辺緩衝帯幅（m）に関する米国とカナダの事例 II

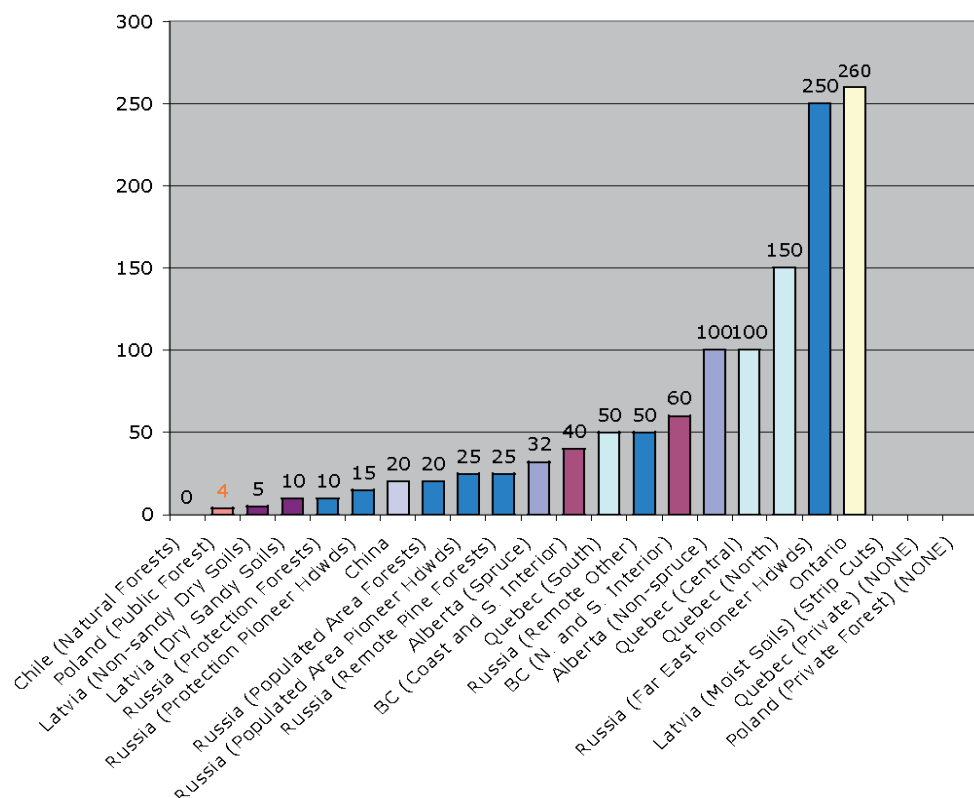


図 3-4-4 チリ、ポーランド、ラトビア、中国、ロシアとカナダ諸州における皆伐面積の上限 (ha)

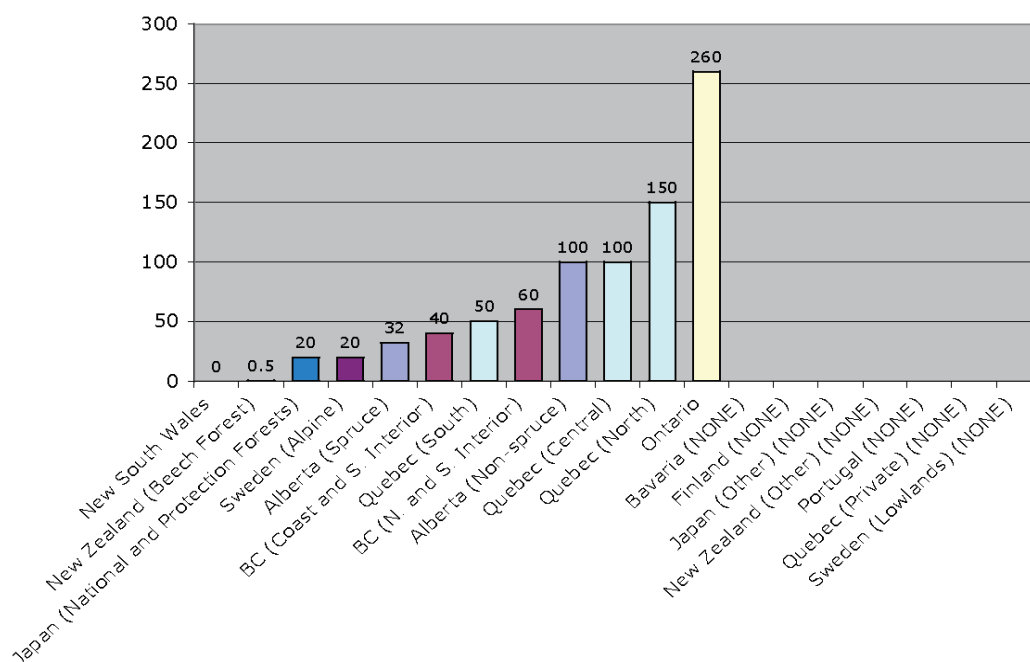


図 3-4-5 OECD 諸国とカナダ諸州における皆伐面積の上限 (ha)

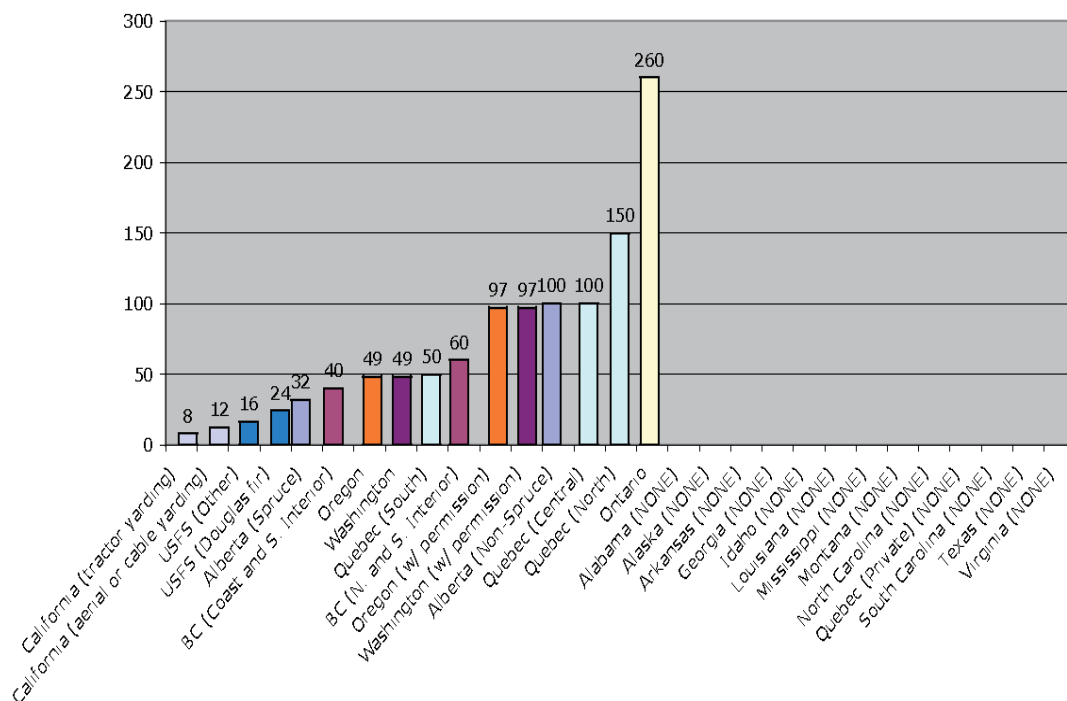


図 3-4-6 米国およびカナダ諸州における皆伐面積の上限 (ha)

(岡 裕泰)

(5) 合衆国における皆伐のガイドライン事例

ア 研究目的

アメリカ合衆国の州では、森林施業の行為に関してガイドラインともいえるベスト・マネージメント・プラクティス (BMPs) が州政府によって作成されている (野田, 2007)。本節では、皆伐のガイドライン事例をアメリカ合衆国でも林業が盛んで森林所有形態がわが国に近い南部地域の BMPs についてみることにする。後で述べるように、BMPs は水質汚濁の規制を由来とするもので化学物質による水質汚染だけで、土壌のかく乱・侵食で生じる水質汚濁までカバーされるものである。こうした水質汚染・汚濁を一定水準まで抑えるために森林施業に求められるガイドラインが記述されている。そのままわが国に当てはまらないにしても、皆伐作業をはじめとする森林施業がもたらすことが懸念されている土壌のかく乱、侵食の対策を検討する上で、合衆国の BMPs はわが国のガイドラインを検討する上で先行的事例として参考になると考えられる。

ここでいうベスト・マネージメント・プラクティスは合衆国では Forestry Best Management Practices, Forest Best Management Practices, Forest Practice Guidelines あるいは BMPs for forestry practices といった表現が州のそれぞれで使用されているが、慣用的には BMPs が使用されている。なお、以下は著者が 2009 年 3 月までに収集した資料に基づいたものである。

イ 研究方法

先行事例として調査すべく合衆国でも比較的林業生産の盛んな南部(木材生産量のシェア 6 割。私有林率 86%)を対象に、各州の BMPs の強制力、構成項目、有効性と問題について文献調査等を行った。

ウ 結果

1) BMPs の経緯と根拠

BMPs の歴史をたどると最初は「watershed practices」や「better land-management practices」と呼ばれ流域管理や土地管理手法に関するものであった (Craddock and Hursh, 1949)。1950 年代に沢山のものが開発され 60 年代にかけて実際に適用されてきた (Ice and Stuart, 2001)。その後、水は国家の最も貴重な資源のひとつで物理的、化学的、生物学的に清らかな水を復活させ維持する目的で 1972 年に「連邦水質汚染規制法」(FWPCA)が制定、1977 年に制定された同法の改正法である「水質浄化法」(Clean Water Act, CWA)の中ではじめて BMPs の表現が用いられ始めた。水質浄化法の主たる目標は 1) 水に含まれる汚染物質の混入を排除する、2) 漁や泳げるレベルに水質を保持するというものである。同法の所管は環境保護局(EPA)とされ、実際の法的許可・行使や行政的要素は州政府に委ねられる。

水質浄化法における BMPs の定義 (US EPA, 1980) を意識すると、面的汚染で生成された汚染を防止、あるいは汚染量を一定の水質目標にまで削減するための最も効果的・実用的手段であって、問題評価や代替手法の調査、あるいはしかるべき国民参加のもとで決定されるものとされる。

ところで、森林施業に関する BMPs の根拠はこうした水質浄化法(第 208 項)の中で、森林施業が面的汚染源のひとつとして特定されたことに由来する。そして、州が面的汚染削減のためのガイドラインを作成すること、ただし BMPs の順守を法によって規制するか、自主的なものとするかは州政府の判断とされている。

2) どうして合衆国南部なのか?

合衆国は大きく西部、北部、南部に区分され、南部はジョージア州など 13 州で構成される(図 3-5-1)。地域別土地面積割合は南部が 24%で全体の 4 分の 1 程度を占めるにとどまり、最も多いのが西部 58%で、北部は 18%である。しかしながら、南部の森林率は 40%で比較的高いほか(北部 41%、西部 28%)、全国の木材生産林面積の 40%が南部にある。それを背景に南部は年間森林伐採量が全国の 63%を占めており、しかもその森林蓄積の年間成長量は伐採量を 1 割以上上回る 3 億 2600 万 m³ で、最も林業生産の盛んな地域といえる(図 3-5-2、3-5-3)。これが本節で南部を取り上げた理由のひとつである。

森林の所有形態についてみると、合衆国の私有林は図 3-5-4 で分かるように南部、北部に多く分布しており南部だけで 44%を、2 つの地域では全体の 74%を占めている。南部地域における森林面積の所有形態構成比は 2002 年時点で木材会社有林 17%、その他私有林 71%、国有林 6%、州郡有林 6%で私有林率は 89%に上る (USDA FS, 2004)。一方、わが国の私有林率(林野庁、2004)は 58% (参考までに国有林 31%、都道府県等公有林 11%) で、南部はむしろそれを上回る私有林率であることが分かる。容易ではないとされる私有林施業へのガイドラインの導入を検討する上で、南部

の事例は先行的なものとして参考になると考えられる。

南部を取り上げたその他の理由として、合衆国南部の林業は皆伐施業の割合が高いことである。全国皆伐面積のおよそ 73%が南部で行われており、伐採面積に占める皆伐施業の割合は、全国平均が 38%であるのに対して南部では 45%を占める（図 3-5-5）。

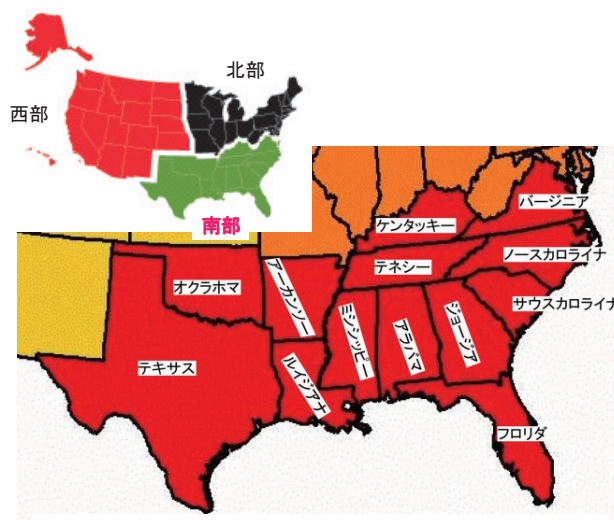


図 3-5-1 合衆国の地域区分と南部の州
(USDA FS (2004) より作成)

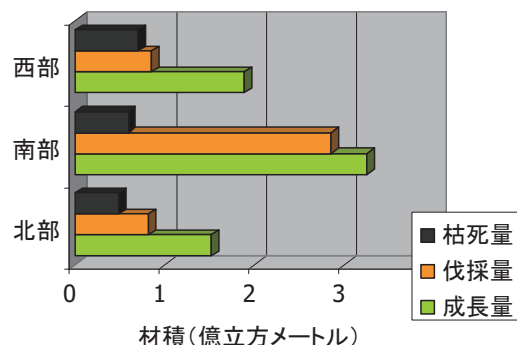


図 3-5-2 合衆国の地域別森林伐採量と成長量
(2002 年現在。USDA FS (2004) より作成)

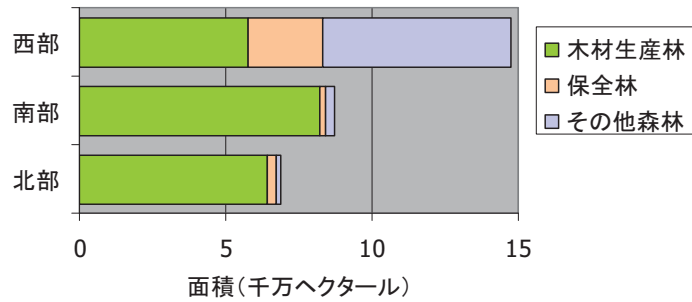


図 3-5-3 合衆国の地域別森林伐採量と成長量 (2002 年現在。USDA FS (2004) より作成)

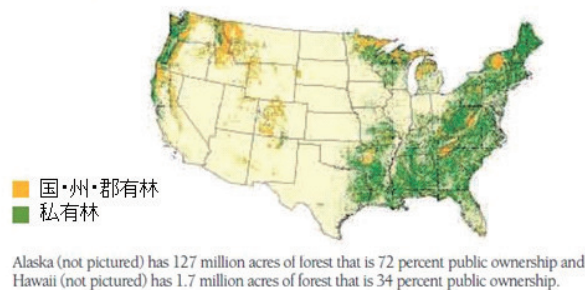


図 3-5-4 合衆国の地域別森林伐採量と成長量 (2002 年現在。USDA FS (2004) より作成)

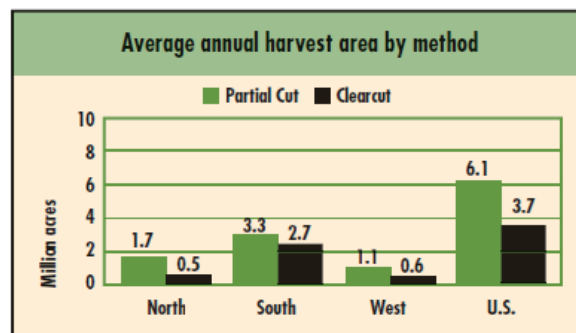


図 3-5-5 伐採方法別の平均年伐採面積 (縦軸の単位は百万エーカー。USDA FS(2004)より)

3) BMPs の内容

州の立地的特性等によって多少の相違があるが、主要な構成内容をあげると路網の開設管理、溪流横断工 (Stream Crossings)、溪畔管理 (Streamside Management Zones, SMZs)、素材生産、

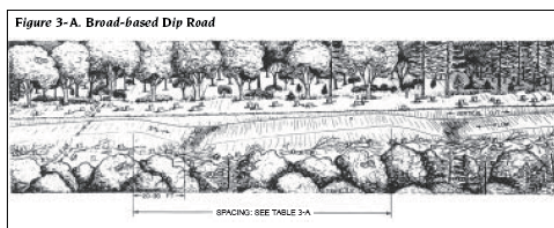
地拵え・造林、湿地帯管理となっている。このうち、路網の開設管理、溪流横断工、溪畔管理域の取り扱いについてはいずれの州でも記載が見られるもので、BMPs の主要項目と位置づけられていると考えられる。いくつかの BMPs の目次を表 3-5-1 に示す。

路網の開設管理については、設置場所、勾配・傾斜、交差方法、安定化工法の実際について解説されている。図 3-5-6 のジョージア州の例では、傾斜 3%以上の常設アクセス道では定期的に窪みを設けることとし、その間隔を道路傾斜に応じて明示している。このように BMPs では具体的に定量的数値で実際の作業の方法が明示されるケースがほとんどで、それは路網の開設管理に限らず他の作業についても同様である。溪流横断工については南部のすべての州で溪流を横断する路はできるだけ回避することとする共通面もあるが、多くは州によって対処に差が見られる。例えば、バージニア州では伐採前に林業局森林官、林業コンサルタント等による事前計画の立案が求められ、3000 エーカー以上の集水域に係る溪流では要許可とされる。ケンタッキー州では水質確保計画書の提出が必要とされる。溪畔管理域については、必要最小幅が 35 フィート（南部の頻値）、25 フィート（ケンタッキー州、テネシー州）確保されること、ゾーン内の伐採方法として最低残存樹冠率で 50%（南部の頻値）、75%（ノースカロライナ州、ケンタッキー州）などの記載がなされている。素材生産については、事前計画の立案事項、土壌かく乱に関する事項、溪流横断に関する事項が見られる。地拵え・造林については、土壌浸食・溪流への堆積物の回避に関する事項、溪畔管理域や急傾斜地での方法に関する事項などが見られる。

3.2 BMPs FOR ROAD CONSTRUCTION

- Construct *access roads* only wide enough (usually 12-16 feet) to safely handle equipment that will use the road.
- Schedule construction during favorable weather.
- Maximize sunlight exposure along roadsides where surface drainage is a problem.
- On permanent *access roads* with 3% or more grade, *broad-based dips* should be installed at proper intervals (30° angles across road surfaces), have reverse grades of 3%, and the bottom of the dips should be *outsloped* about 3%. If necessary, outfall of dips may need sediment barriers such as rock, hay bales, or silt fence installed (See Figure 3-A for a schematic of a *broad-based dip* road and Table 3-A for recommended spacing of dips).
- On temporary access or spur roads that have little traffic at low speeds, *rolling dips* can be installed. They resemble "stretched out" water bars (See Figure 3-B and Table 3-A for spacing of rolling dips).

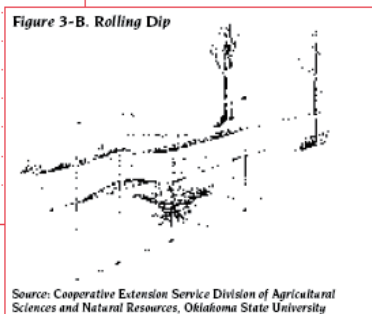
Note: Words in italics are found in the glossary.



Road Grade (percent)	Distance Between Dips and Turnouts (feet)
3	235
4	200
5	180
6	165
7	155
8	150
9	145
10	140
12	135

Table 3-A. Recommended Spacing for Broad-based Dips in Permanent Access Roads and Rolling Dips in Temporary Access Roads

Figure 3-B. Rolling Dip



Source: Cooperative Extension Service Division of Agricultural Sciences and Natural Resources, Oklahoma State University

図 3-5-6 ジョージア州の BMPs にみる路網開設に関する事項（一部掲載）の例（Georgia Forestry Commission, 1999）

表 3-5-1 いくつかの州における BMPs の構成

a) バージニア州水質保全に関するBMPs

目 次	
参加の部局と企業	6.地捨てと再造林
謝辞	A) 一般的定義と目的
州森林官からの挨拶	B) 再造林と更新計画
1.はじめに	7.育林における化学薬品処理
2.流域	8.火の取り扱い
3.林業作業のための計画立案	A) 森林火災
4.林道	B) 野焼き
A) 設計仕様	C) 防火帯設置の方法
B) 維持	9.湿地帯での実施方法
5.素材生産	10.規則と法律
A) 伐採計画立案に先立って	11.林業用語
B) 伐採計画立案の手順	付録
C) 伐出システム	A BMPの明細事項
D) 溪畔管理域(SMZs)	B 計画立案ツール
E) 溪流横断の設計と構造 (*)	C 路面の面積
F) 土場	D 攪乱エリアの再緑化
G) 機材の維持管理とごみ処理	E 関係部署の一覧
H) 撤収時の注意	

*) 作業道(skid trail)のガイドラインが記載されている。
Virginia Department of Forestry(2002)より作成。

b) ジョージア州林業のためのBMPs

目 次	
まえがき	5.地捨てと再造林
謝辞	A) 機械地捨て
1.はじめに	B) 湿地での機械地捨て
2.水質保全のための計画立案	C) 化学処理による地捨て
A) 計画で考慮すべき事項	D) 火入れによる地捨て
B) 溪流のタイプ	E) 防火措置
C) その他繊細なエリア	F) 再造林
D) 計画立案のメリット	6.管理と保護
E) 溪畔管理域	A) 野焼き
a. 常水河川と間欠河川での帯幅	B) 自然火災対策
b. マス溪流	C) 施肥
c. 一時的箇所	D) 林地の再緑化と安定化
F) 特別管理区域	7.追加的管理関係
3.道路箇所、建設、溪流横断、維持、使用休止措置	A) 野生生物管理
A) 道路箇所のBMPs	B) 保護樹種
B) 道路建設のBMPs	C) 美的景観関連
C) 道路のための溪流横断措置	D) 繊細な特別箇所
D) 維持管理と休止措置のBMPs	付録
4.素材生産	森林所有者に関連する連邦の法律と規制
A) 土場	森林所有者に関連する州の法律と規制
B) 作業道	森林所有者に関連する地域の法律と規制
C) 作業道のための溪流横断	
D) わだち措置	
E) 機材清掃と稼働時の措置	
F) 素材生産中の溪畔管理域の保護	
G) 湿地保護	

Georgia Forestry Commission(1999)より作成。

c) 水質管理のためのケンタッキー州森林施業ガイドライン

目 次	
1.はじめにならびに背景	7.BMP2-施業攪乱地での植生造成
A) 目的	8.BMP3-溪畔管理域(SMZs)
B) 歴史	9.BMP4-くぼ地
2.ケンタッキー州農業水質管理法と水質管理のためのケンタッキー州森林施業ガイドライン	10.BMP5-林地残材
A) 1997年版	11.BMP6-機械による適切な樹木植栽
B) 2001年版	12.BMP7-施肥
C) 農業水質管理法の最低基準と推奨事項の要約	13.BMP8-農薬の施用
3.森林作業からの面的汚染物質	14.BMP9-再造林のための地捨て
A) 州における水汚染に關与する森林施業	15.BMP10-湿地域での施業
B) 森林施業由来の面的汚染のタイプ	16.BMP11-家畜管理
BMPsの概要	17.BMP12-防火帯
4.施業項目、面的汚染物質、BMPsの關係	18.BMP13-火入れ
5.森林施業の事項が該当するBMPs	付録A すべての施業に関する規制要件
6.BMP1-進入道路、作業道、土場	(以下、省略)
A) 目的	
B) 定義	
C) 仕様	
D) BMP1の規制項目件	
E) まとめ:BMP1の最低要件	

Stringer, J. W. and Perkins, Cary(2001)より作成。

5) BMPs の順守規制

BMPs では森林施業のそれぞれについて立地等の作業条件に応じて実施方法上の要件が細かく明示されている。全国的にみて BMPs の順守に対する措置の違いで1) 完全任意型、2) 強制執行付任意型、3) 義務型、4) 混合型の4つの区分に分けられる(NCASI, 1983)。その定義はつぎのとおりである;完全任意型は順守が任意とされ、公害をもたらした犯人に対する強制執行もない。強制執行付任意型は順守が任意であるが、公害発生の犯人に対しては強制執行が講じられる。義務型は順守が許可的あるいは強制的である。混合型は義務型と任意型が項目に応じて入り混じる。

全米州森林官協会の調査報告書(Ice and Stuart, 2001)によると、2000年の調査時点で完全任意型、強制執行付任意型、義務型、混合型それぞれに該当する州の数は、全国が11州、18州、13

州, 8 州、南部が 1 州, 7 州, 2 州, 3 州である (表 3-5-2)。順守率と規制タイプの関係には明確な因果関係はないとされるが、混合型が順守率向上に効果的であるとの見方もされている (Ice and Stuart, 2001; Koehn, 2002)。

BMPs の順守率は、図 3-5-7 のサウスカロライナ州の例に見るように近年向上傾向にあるとされ、所有形態別では非産業私有林 (NIPF) の順守率は公有林、会社有林に比べると低い水準にあるとされる (Grace, 2002b; Prud'homme, 2002; Sabin, 2006 など)

BMPs の順守状況の具体的調査方法はそれぞれで異なっていて、各州が州政府の森林管理部署を中心に大学、企業研究所等の協力の下で独自に実施している。そのため全国的あるいは地域的な傾向を分析して順守向上に必要な課題を議論する際に、整合性が取りにくいとされてきたことから、1997 年には州森林官南部組合 (SGSF) が南部地域用の調査仕様を取りまとめ、ジョージア州、アラバマ州、フロリダ州、ノースカロライナ州、テキサス州の 5 つの州が採用している (Prud'homme, 2002)。

表 3-5-2 南部州の規制タイプと順守率

No	州	規制タイプ	順守率 (%)
1	アラバマ	強制執行付任意	93
2	アーカンソー	強制執行付任意	80
3	フロリダ	混合	96
4	ジョージア	混合	78.7
5	ケンタッキー	義務	47.5
6	ルイジアナ	強制執行付任意	93
7	ミシシッピ	強制執行付任意	87
8	ノースカロライナ	義務	95
9	オクラホマ	完全任意	
10	サウスカロライナ	強制執行付任意	91.5
11	テネシー	強制執行付任意	62.9
12	テキサス	混合	88.6
13	バージニア	強制執行付任意	90

出所) Ice and Stuart(2001)。順守率はPrud'homme(2002)。

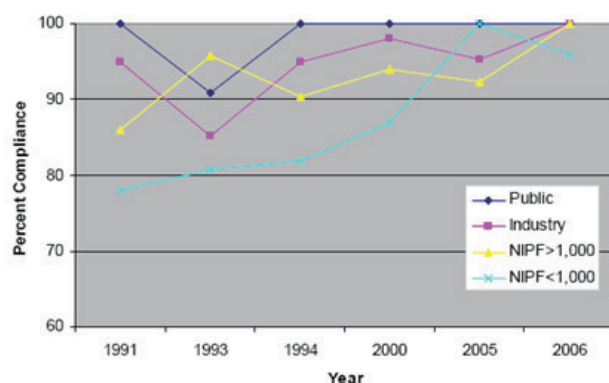


図 3-5-8 サウスカロライナ州の森林所有形態別に見た BMPs 順守率の推移 (Sabin, 2006)。縦軸は順守率(%)。

6) BMPs の順守促進に関連する取り組み

実際の現場に BMPs がスムーズに浸透するように、地形条件等に応じた望ましい作業を想定して定量的な作業基準が記述されている。定量的基準の科学的根拠を高めることが順守率を高める要因のひとつとして重視されており、州政府の森林管理部署を中心に大学、企業研究所等の協力の下で多くの調査研究が行われている。例えば、Vowell(2001)はフロリダ州の事例で皆伐後の集約的な機械による地拵え・造林に関して BMPs は溪畔生態系の保護に有効であるとした。他には Miwa ら(2006)が小規模な水源地域での収穫作業と地拵えの影響について、Castelle and Johnson(2000)、Benette(2006)などが溪畔管理域のサイズ設定やそこでの伐採方法の有効性の関係について、路網の開設・管理では Grace(1999;2002a)などの研究がある。調査研究資金提供には、米国 EPA が 1988 年以降でみると林業関連資金の 30%を BMPs 実証に提供している (Welborn, 2002)。ほかには製紙会社等の関連団体がある。

順守促進に関連するその他の具体例としてケンタッキー州のケースをみると、素材生産業者資格制度の導入、森林所有者への森林管理奨励金支給制度の導入があげられる。素材生産業者の資格者はケンタッキー・マスター・ロガーと呼称され、登録には登録料のほか電話番号の公開義務と 3 年毎 3 日間の受講講習による更新が課せられる。同州は素材生産作業に最低 1 名の同資格取得者が必要としている。なお、いかなる素材生産業者も BMPs 順守を義務付けられており、BMPs 委員会のもとで素材生産作業が監視され、順守違反業者はホームページ上で公開される。一方、森林所有者は BMPs だけでなく水質と林業作業の関連について理解しておかなければならないとされる。こうした BMPs の順守のために分かりやすく解説されたパンフレット類がホームページなどでも配布されている (図 3-5-8)。

エ 考察

林業版 BMPs の強制力設定は州政府に一任されている。順守義務があるのは合衆国南部 13 州中 5 州に留まるが、履行率は向上しつつあり南部では広く実践されている。構成項目は、路網開設管理、溪畔横断工、SMZs、素材生産方法、地拵えと造林が主である。有効性については様々な調査研究が行われているが、例えばフロリダ州では、皆伐後の集約的な機械による地拵え・植栽について溪畔生態系保護に有効性が認められたとされている。課題は履行率の向上とされるが、BMPs の意義、実施コスト、有効性が示されることが重要なポイントである。事例では皆伐面積にかかる条件は見るができなかった。主旨が水質汚染防止であり、施業面積が大きくても水質への影響が一定範囲であれば問題ないからであると考えられる。わが国でも木材生産活動の際の「水質の汚濁」については批判が強く、最優先で防ぐべき事項である。したがってわが国の皆伐施業においても「水質の汚濁」防止を主旨とするガイドラインの意義は大きく、合衆国の BMPs に関する知見が採用できると考えられる。

Streamside Management Zones (SMZ) Assessment:

- A minimum of 50 percent of the overstory should be left on streams that flow year round.
- SMZ should be 25' - 60' wide depending on slope or stream type.
- Machinery should be kept out of the SMZ as much as possible.
- Tree tops should not be left in streams.



Buffer strips such as the one left in this harvest help cool water temperatures and filter out sediment.

Glossary:

- **Access Road** - Road used to haul logs from the landing to the main road.
- **Ford** - Low water stream crossing suitable for light vehicle traffic.
- **Grade** - Steepness of the road.
- **Log Landing** - Place where logs or tree-length material is processed for loading and transporting.
- **Skid Trail** - A temporary trail over forest soil for dragging felled trees to the landing.
- **Streamside Management Zone** - A strip of woodland adjacent to a stream where only limited disturbance is desirable.

For more information on best management practices contact your local Kentucky Division of Forestry office or call 1-800-866-0555.



627 Comanche Trail
Frankfort, KY 40601
Phone: 1-800-866-0555
Fax: 502-564-6553
www.state.ky.us/nrepc/dnr/forestry/dnrdef.html



Department for Natural Resources
Natural Resources and Environmental Protection Cabinet



The Natural Resources and Environmental Protection Cabinet does not discriminate on the basis of race, color, national origin, sex, age, religion or disability and provides, on request, reasonable accommodations including auxiliary aids and services necessary to afford an individual with a disability an equal opportunity to participate in all services, programs and activities. For more information, contact the Division of Forestry at 502-564-4496 between 8 a.m. and 4:30 p.m. EST. Hearing and speech impaired persons can contact the agency by using the Kentucky Relay Service, a toll free telecommunication device for the deaf (TDD). For voice to TDD, call 1-800-866-0557. For TDD to voice, call 1-800-848-6056.

Printed on recycled paper
with federal funding from the U.S.D.A. (EQIP) Educational Program
9/01

Forestry Best Management Practices (BMPs):

What Landowners Should Know



What are BMPs?

Best Management Practices (BMPs) are proper forest stewardship practices to follow during any forestry activity to protect the water quality of nearby streams, lakes or ponds.

The Kentucky Forest Conservation Act (KRS 149.344) requires loggers to use appropriate BMPs. Scientific research has determined that the following four areas associated with timber harvesting operations have the greatest impact on water quality:

- Log Landings
- Access Roads and Skid Trails
- Stream Crossings
- Streamside Management Zones (SMZs)

Log Landing Assessment:

- Should be located away from streams, lakes or ponds.
- Should have good drainage and sunlight.
- Should be free of trash and hydraulic fluids.
- Should be seeded when no longer active.




A properly retired landing such as this can provide valuable wildlife openings and food.

Log Landings such as this are not only an eye sore but will likely cause water quality problems.

Access Road/Skid Trail Assessment:

- Should be planned and laid out in advance.
- Should be located away from streams and lakes.
- Grades should be kept to a minimum.
- The following water control structures should be in place:
 - Water bars (after use).
 - Broad-based dips.
 - Slope road surfaces (out-slope, in-slope with cross drains and crowning).
 - Turnout ditches.
- Should be avoided when conditions will likely cause excess rutting.
- Steep slopes or highly erodible areas should be seeded when no longer active.
- Access should be restricted once roads are retired.



Roads that are placed on contours help reduce road grade and erosion potential.



Water bars should be angled downhill, and the outlet should be clear of any debris.



Broad-based dips are well suited for roads that will remain open after the timber harvesting operation.



Lack of water control structures washed out this road.

Stream Crossings Assessment:

- Roads and skid trails should cross at right angles.
- Bridges and culverts should be used where possible.
- Fords should only be used on streams with firm bottoms and stable banks.
- Stream crossings should be kept to a minimum.



Seeded roads can be valuable for wildlife.



Road lacks water control structures and was used in wet conditions.



Portable bridges cause the least amount of stream disturbance.



Fords with hard bottoms and stable banks are an acceptable stream crossing method.



To be effective, culverts must be properly installed, large enough to handle the water flow, and be kept free of debris.



A ford was used at this stream crossing. The sediment and rutting makes it evident that a bridge or culvert should have been used.

図 3-5-8 森林所有者等に BMPs を説明するパンフレット
(ケンタッキー州林業部 上段がパンフレットの表、下段が裏)

オ 今後の問題点

私有林所有者の大半を占めるのは NIPF であるなかで、NIPF の BMPs についての周知が依然として低いことが指摘されている (Sabin(2006) など)。ノースカロライナ州林業協会の立場から Slocum (2002) は、南部の林地面積のほとんどを占めるこうした NIPF にいかにして BMPs を順守させるかが、今後の BMPs 全体の順守率向上の決め手になるとしている。BMPs をなぜ実践しなければならないのか、BMPs の実施にかかる余分なコストはいくらなのか、BMPs は有効なのか、こうした問いに答えられる研究が重要になってきているようである。

BMPs を所管する米国 EPA の立場から Welborn(2002) は、BMPs に関する研究のもっとも盛んだったのは 1970 年代、80 年代で、ほとんどが米国農商務省林業局 (USDAFS) と空気と流水の改善に関する国家協議会 (NCASI) といくつかの大学で実施され、最近ではその重点が順守の促進と素材生産業者の訓練に移されつつある。そして国家的に最も重要な BMPs 事項は SMZs の適切な帯域確保、路網をめぐる適切な治水、適切な溪流横断工法とされる。こうした適切さをいかに科学的に定義するかが研究の焦点となるとみている。また現在の研究は特定箇所で適切な BMPs を設計することが基本になっているが、今後は特定箇所を越えて広く適用できる BMPs の研究が求められるであろうとしている。

カ 要約

合衆国の私有林面積のシェアは 56% で我が国に近いけれども、合衆国では早くから森林施業のベストマネジメントプラクティス (BMPs) といわれる具体的な処方を示す作業基準の作成が導入されている。連邦所管の水質浄化法 (1977) に基づき州政府に課せられているのである。そこで、先行事例として調査すべく合衆国でも比較的林業生産の盛んな南部 (木材生産量のシェア 6 割。私有林率 86%) を対象に、各州の BMPs の強制力、構成項目、有効性と問題について文献調査等を行った。その結果、順守を義務付けているのは一部だが履行率は向上しつつあること、履行促進策には素材生産業者の資格制度と作業時の有資格義務などがみられた。「水質の汚濁」は発生し易く土砂流出、国土保全に繋がるため、わが国の皆伐施業に関するルール化でも「水質の汚濁」防止を主旨とするガイドラインの意義は大きく、合衆国の BMPs に関する知見等は有効な参考材料になりうると考えられた。

キ 引用文献

- Bennett, D.W., Talley, B.L., and Crisman, T.L. (2006) Assessing Amphibian Responses to Forest Harvest and Streamside Management Zone Practices in the Dry Creek Watershed, Georgia.
(http://www.ces.ncsu.edu/nreos/forest/feop/Agenda2006/iufro_plantations/proceedings/summary.html)
- Castelle, A. J. and A. W. Johnson. 2000. Riparian vegetation effectiveness. National Council for Air and Stream Improvement, Technical Bulletin 799, Research Triangle Park, NC.
- Craddock, G.W. and Hursh, C.R. (1949) Watersheds and how to care for them. 603-09 in Trees: yearbook of agriculture. US Department of Agriculture: Washington, DC.
- Georgia Forestry Commission(1999) Georgia' s Best Management Practices For Forestry. 68pp.

- (<http://www.gfc.state.ga.us/ForestManagement/bmp.cfm>)
- Grace, Johnny M., III (2002a) Overview of Best management Practices related to Forest Roads: The Southern States. 2002 ASAE Annual International Meeting/ CIGR XVth World Congress on July 28~31, 2002, Chicago, Illinois, USA.
- Grace, Johnny M., III (2002b) Focusing on Forestry Best management Practices in the Southern States: How effective are they?. Presentation at Forestry Best Management Practices Research Symposium, April 15-17, 2002, Atlanta, Georgia
(<http://www.trout.forprod.vt.edu/meetings/bmp.htm>)
- Ice, George G. and Stuart, Gordon W. (2001) The National Association of State Foresters 2000 Progress Report: State Nonpoint Source Pollution Control Programs for Silviculture Sustained success. NASF.
(<http://www.stateforesters.org/reports/NONPOINT%20REPORT.htm>)
- Koehn, Steve(2002) State Forestry Agency Perspectives on BMP Research. Presentation at Forestry Best Management Practices Research Symposium, April 15-17, 2002, Atlanta, Georgia (<http://www.trout.forprod.vt.edu/meetings/bmp.htm>)
- Miwa, M., Summer, W.B. , Jones D.G., Bell, M.K., Terrell, S.B., Mishler, A.K. and A.G. Morrison(2006) Effect of Forest Harvesting and Site Preparation on Sediment and Nutrient Loads in Small Headwater Streams in Southwestern Georgia.
(http://www.ces.ncsu.edu/nreos/forest/feop/Agenda2006/iufro_plantations/proceedings/summary.html)
- National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (NCASI) (1983) Summary of silvicultural nonpoint source control programs - 1982. Special Report No. 83-01. National Council for Air and Stream Improvement, Inc.: Research Triangle Park, NC.
- 野田巖 (2007) 森林施業のベスト・マネージメント・プラクティス. 森林総合研究所関西支所研究情報 85 : 1.
- 野田巖 (2008) アメリカ合衆国南部における森林施業のベストマネージメントプラクティス. 第 59 回日本森林学会関西支部研究発表要旨集 : 22.
- Prud' homme, Bruce (2002) Approaches to BMP Compliance Surveys in the Southern States. Presentation at Forestry Best Management Practices Research Symposium, April 15-17, 2002, Atlanta, Georgia (<http://www.trout.forprod.vt.edu/meetings/bmp.htm>)
- 林野庁 (2004) 森林・林業統計要覧. P7, 林野弘済会、東京.
- Sabin, Guy(2006) Compliance and Implementation Monitoring of Forestry Best Management Practices for Harvesting in South Carolina, 2004-2005. 16pp, South Carolina Forestry Commission.
- Stringer, Jeffery W. and Perkins, Cary(2001) Kentucky Forest Practice Guidelines for Water Quality Management, Revised 2001. Cooperative extension service, Univ. of Kentucky.
(<http://www.ca.uky.edu/agc/pubs/for/for67/for67.htm>)
- USDA FS(2004) U.S. Forest Facts and Historical Trend. 37pp.
- US Environmental Protection Agency (USEPA) (1980) An approach to water resources evaluation

of nonpoint silvicultural sources. EPA-600/8-80-IL.

Vowell, Jeffery L., 1998. Using Stream Bioassessment to Monitor Best Management Practices Effectiveness. Proceedings of The Science of Managing Forests to Sustain Water Resources - An International Conference, Sturbridge, MA (a special edition of Forest Ecology and Management).

Virginia Department of Forestry(2002) Virginia's Forestry Best Management Practices for Water Quality (Fourth Edition, July 2002). 216pp.

(<http://www.dof.virginia.gov/wq/index-BMP-Guide.shtml>)

Welborn, Tom(2002) EPA Perspectives on BMP Research. Presentation at Forestry Best Management Practices Research Symposium, April 15-17, 2002, Atlanta, Georgia

(<http://www.trout.forprod.vt.edu/meetings/bmp.htm>)

(野田 巖)

(6) 大面積皆伐対策についてのガイドラインの策定

ア 研究目的

近年、国産材価格の下落、人工林資源の成熟化を背景に、大規模な国産材加工施設を持った事業者が増えつつある。この結果、九州南部を中心に、搬出コスト等を抑えるために大面積皆伐を行い、その後造林費用が賄えないため植林を放棄する林分が増加している。大面積皆伐後の林分における森林回復については未知であり、持続可能な林業経営や森林資源の再生を止めることになり、森林の土砂流出防止機能の低減が予測される。森林回復のために税を利用した対策が検討されているが、公的資金の投資について判断するための研究はなされていない。そのため、都道府県の森林・林業政策関係者が公的関与を含めた大面積皆伐対策を行う際のガイドラインを作成することを目的とする。

イ 研究方法

他の課題の研究成果をもとに大面積皆伐地の対策として、伐採面積規模・地域による規制、公的資金による植林等を実施する際のガイドラインを、研究者の話し合いの元を作成する。

ウ 結果

1) 大面積皆伐の何が問題なのか？

本プロジェクトの目標は、大面積皆伐が与える影響を分析し、もし対策が必要であるならば、「どのような指針に基づいて対策を行っていけばいいのか」を明らかにすることにある。大面積で皆伐を行うメリットは、低コストで木材を生産できることであり、実際に素材生産コストに関する聞き取りをしたところ、皆伐面積が広くなる（搬出材積が増加する）につれて、単位材積当たりの素材生産コストは低下し、3～10ha程度の面積（1千～3千m³程度の材積）まではその傾向が続き、それ以上はほとんど低下しない、という回答が多かった。これは、森林総研が開発したFORCAS（林業経営収支予測システム）でシミュレーションしても同様である。

逆に大面積に皆伐したときのデメリットについては、第1章では植生回復の面から、第2章で

は山地崩壊の面から解析を行った。植生回復（特に高木）と皆伐面積については、「皆伐後の森林再生には前生稚樹の存在が重要であり、ニホンジカが高密度に生息する地域でのシイ・カシ類の実生更新は期待できないことが示された。南九州において標高が 700m を超える地域では皆伐後にススキ型植生になる可能性が高い。そのような高標高域では皆伐後のニホンジカ対策を十分に施すか、皆伐を避けるべきである。」という結果が示すとおり、面積の広さではなくシカの密度が重要であるという結果となった。もちろん、皆伐地に再生する植物が餌資源となることで、周辺に生息していたニホンジカが集中して皆伐前よりもニホンジカの利用密度が高まる可能性は考慮する必要がある。また、山地崩壊と皆伐面積の関係についても、「今回調査した大面積皆伐跡地内では伐採そのものが原因となって発生した崩壊は認められなかった。ただし、作業路網に沿った流れ盤斜面の表層崩壊、路肩や盛土斜面の崩壊、すなわち伐採に伴う作業路網の開設が主な原因となって発生したものがほとんどであった。」という結果が示すとおり、面積の広さというより、場当たりしだいに開設したとしか思えない作業道の崩落が、主なものであった（図 3-6-1）。

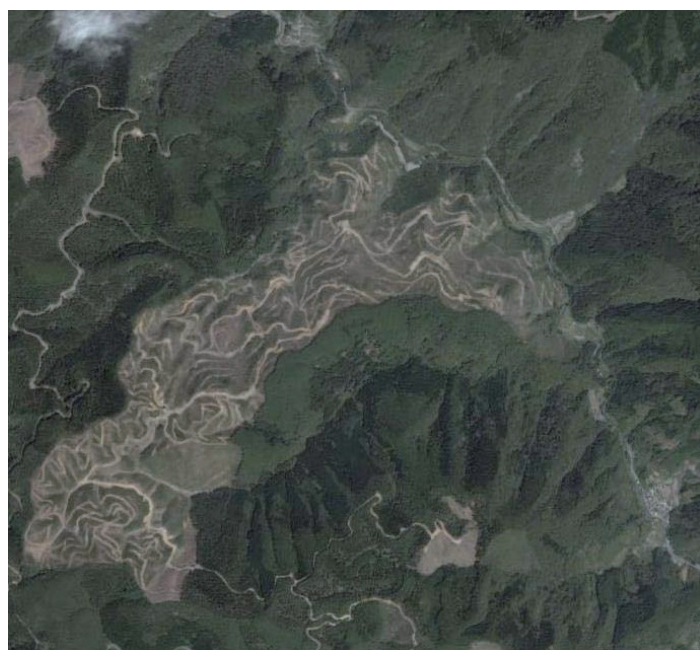


図 3-6-1 無秩序に作られた作業道の跡
（皆伐 4 年後の 2006 年の画像。現在も崩壊を続けている）

こうした皆伐の際に注意するのは面積よりもその作業方法であるという結果は、第 4 節で導き出された「伐採面積の上限については国や地域、所有区分や地形区分など様々な条件によって大きく異なり、皆伐禁止や上限 1ha 未満から 200ha 以上まで非常に幅があるだけでなく、制限規定のない地域も多い。世界共通的な皆伐面積の上限値は存在しない。皆伐による環境影響の大きさは、路網を含めた搬出方法や、伐区の配置など、伐区面積以外の要因による差が非常に大きいと考えられることから、伐採による環境影響を抑制するためには、水辺バッファゾーン規則などによる水辺帯保全や林道・作業道等に関する規制と組み合わせることが適切と結論された。」という結論を裏付けるものであるといえる。

では、環境に配慮さえすれば大面積に皆伐を行っていいのか？ この問いに関しては、研究者の中でも意見が分かれた。大分県では、2008 年度より保安林以外の普通林についても地域森林計画の中に伐採を 1 まとまり 20ha までに限定し、複数箇所行う場合は幅 20m 以上の保護樹林帯を設定する義務を記載したが、この施策についても県職員の中でも意見が分かれたと聞いている。木材価格が低迷する中、皆伐後再造林を行うためには、できる限り低コストで伐採を行う必要がある。そのための手段として団地化し、高密路網を開設しながら皆伐を行い、削減された費用により再造林を行うという手法は、十分検討に値するものと思われる。もちろん、現状では第 3 章 3 節で述べられているように、保育のための労働力が絶対的に不足しており、よほど計画的に行わない限り困難ではある。面積の制限をどの程度にすべきかについては、あるいは制限を設けるべきなのかについては、さらなる研究が必要である。

今回作成した大面積皆伐対策のためのガイドラインには、課題担当者の合意が得られた項目について提案することとし、皆伐面積の規制については、既存のゾーニングの範囲で考えていくこととした。同意が得られたのは、1) 皆伐地の確実な把握、2) 作業計画の提出、3) 改善案の提示、4) 環境に配慮した伐出の奨励、5) 低コスト育林への助成、の 5 項目である。

2) 皆伐地の把握

本プロジェクトを進めていく上で、我々が最初に直面したことは、「皆伐がどこで行われているかについての正確な情報がない」ということであった。本来、立木を伐採するときは、事前に「伐採及び伐採後の造林の届出書」（いわゆる伐採届）を提出することになっている。伐採届がきちんと提出されていれば、皆伐地の把握を容易である。しかし、今回のプロジェクトの調査では、22 件あった 10ha 以上の皆伐地の中で、伐採届を提出したケースは 4 例しかないと明らかとなった。大面積皆伐について何らかの政策を行う場合、最初に「皆伐地の把握」に努めることが重要であろう。伐採届の提出を森林所有者に周知徹底することは当然ではあるが、木材市場や製材工場に対し、伐採届の提出を行っていない森林から生産された非合法木材の取り扱いを行わないことの奨励も重要である。コスト面から導入が困難であったリモートセンシングや GIS を活用した皆伐地のモニタリングシステムの構築についても、近年は低価格化が進んできており、都道府県レベルでの導入について、十分検討に値すると思われる。

3) 既存のゾーニングの活用

現在までに熊本県で発生した 20ha 以上の皆伐も、既存のゾーニング制度を適用することにより、半数以上は削減することができる。特に、「保安林」、「公益的機能別森林区分」の 2 つは有効である。保安林については、皆伐の面積に上限があり、20ha 以上の皆伐は禁止されている。また、公益的機能別森林区分では、水土保持林が 20ha 以下、森林と人との共生林が原則として伐採は択伐となっている。制度をきちんと活用すれば、「普通林」の中の「資源の循環利用林」以外については、皆伐面積に上限を設けることができることになる。

4) 作業計画の提出と改善案の提示

図 3-6-2 に伐採及び伐採後の造林届書を示す。記載項目には、森林の所在場所、伐採面積、伐採の方法及び期間、伐採樹種、伐採齢、伐採後の造林の方法及び期間、造林面積と植栽本数、伐

採跡地の用途がある。この項目の中にある「伐採の方法」の内容は主伐か間伐ということであり、皆伐の具体的な方法を記載する項目はない。また、「造林の方法」についても植栽、人工播種、ぼう芽更新、天然下種更新から選択するようになっており、基本的には市町村森林整備計画において「植栽によらなければ適確な更新が困難な森林」に指定されている箇所では植栽とするとなっているが、現場ではほとんど機能していない。極端な例ではあるが、「普通林」の中の「資源の循環利用林」を無計画な高密度作業道を開設しながら大面積皆伐し、皆伐後は「天然下種更新」を選択することにより放棄するという行動を、現在の制度では止めることができない状態である。小規模な皆伐であれば、植栽がなくても天然更新が可能な森林のはずが、大面積で崩壊しやすい林道を高密度に入れることにより、植栽によらなければ適確な更新が困難な森林に変わる可能性は十分に考えられる。それ以外のケースでも、環境の面や生活道路付近の皆伐については、その作業方法に十分配慮する必要があると思われるが、作業方法をチェックする仕組みは今のところ無い。

伐採及び伐採後の造林届出書

平成 年 月 日

市町村長 殿

住 所

届出人氏名

法人にあっては、名称及び代表者の氏名

印

次のとおり 森林の立木を 伐採したいので、森林法第10条の8 第1 項の規定により 届け出ます。

森林の所在場所				伐採面積 (ha)	伐採の方法			伐採樹種	伐採跡	伐採の期間	伐採後の造林の方法	伐採後の造林の期間	伐採後の造林樹種	造林面積 (ha)	伐採後の造林の方法及び樹種の別の本数 (本)	伐採後の植栽する樹種の別の本数 (本)	伐採跡地の用途	備 考
市	大	字	地番		主間伐別	伐採種別	伐採率 (%)											
計																		

注意事項

1 伐採する森林の存する市町村ごとに提出すること。

2 伐採する者が伐採後の造林に係る権限を有しない場合にあっては、伐採する者と当該権限を有する者が連名で提出すること。

3 氏名を自署する場合においては、押印を省略することができる。

4 面積は、小数第2 位まで記載し、第3 位以下を四捨五入すること。

5 伐採種別別欄には、主伐をしようとする場合に、皆伐、択伐の別を記載すること。

6 伐採率欄は、立木材積による伐採率を記載すること。

7 伐採樹種欄には、すぎ、ひのき、まつ（あかまつ及びくろまつをいう。）、からまつ、えぞまつ、とどまつ及びその他の針葉樹並びにぶな、くぬぎ及びその他の広葉樹の別に区分して記載すること。

8 伐採跡欄には、伐採する森林が異齢林の場合には二段に分けて記載し、下段には伐採する立木のうち最も年齢の低いものの年齢と最も年齢の高いものの年齢とを「○～○」のように記載し、上段には最も多い立木の林齢を記載すること。

9 伐採後の造林の方法欄には、植栽・人工播種・ぼう芽更新及び天然下種更新の別に区分して記載すること。ただし、天然更新補助作業を行う場合は、（補助）と記載した上で、行う作業の種類を記載すること。

10 伐採後の造林樹種欄には、造林の方法別に記載するとともに、複数の樹種を植栽する場合には植栽する樹種ごとに複数の行に分けて当該樹種を記載すること。

11 伐採跡地の用途欄には、伐採後において当該伐採跡地が森林以外の用途に供されることとなる場合にのみ、その供されることとなる用途を記載すること。

12 伐採の期間が1年を超えるときは、伐採に関する年次別計画を添付すること。

図 3-6-2 伐採及び伐採後の造林届書

本プロジェクトからは、「10ha 以上の皆伐を行う際には、伐採届けだけではなく、作業システムや作業道の開設計画を含んだより具体的な作業計画の提出を義務化」を提案したい。面積については、先ほども触れたが単位材積あたりの伐出コスト低減効果を考慮した値である。

作業計画を受け取った担当者は、大面積皆伐が与える影響を分析し、改善の余地があるならば、森林所有者や素材生産業者に指導する仕組みが重要と思われる。特に再生林や天然更新が困難な場合の対応や急傾斜地での無秩序な高密度路網への指導ができることが必要である。伐採届は市町

村に提出することとなっているが、市町村の担当者では十分な対応ができないケースが多い。市町村の森林林業部門に対する研修体制を充実や、県と協力して対応するような仕組みを構築していく必要がある。

5) 環境に配慮した伐採の奨励

第4、5節での海外の事例を参考にすれば、伐採による環境影響を抑制するためには、水辺バッファゾーン規則などによる水辺帯保全や林道・作業道等に関する規制が重要であり、ガイドラインに有効な要素には、路網管理・溪畔横断工・溪畔管理帯保全などの施業規制が中心となる。また、また、地形が急峻な地域においては、作業道を開設しない架線集材の方が環境に与える影響が少ないことから、林業架線技士の養成を進めていくことも、対策の1つであろう。

図3-6-3に大分県が行った地域森林計画書の変更内容を示したが、「土砂流出を発生させない作業」や「隣地を荒廃させない作業路の開設」をすすめていくには、これをサポートするために教育訓練プログラム開催等による高い認知率の確保、素材生産業者の資格制度と作業時の有資格義務、森林所有者の森林管理奨励金支給など順守推進体制を整えることが有効であると思われる。

皆伐作業に関する新たな規制項目 大分県地域森林計画書の変更(H20. 4～)

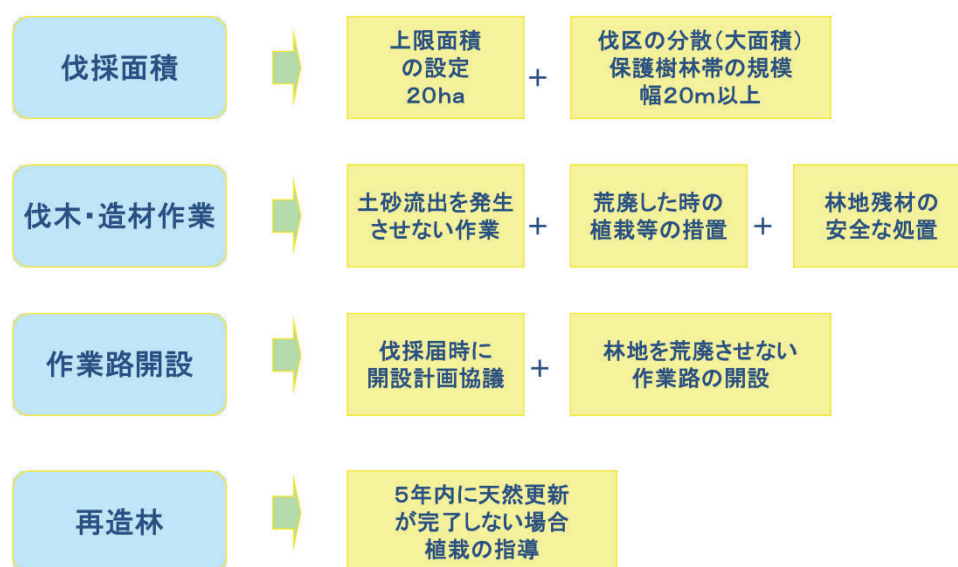


図 3-6-3 大分県が行った地域森林計画書の変更

6) 低コスト育林への助成

人工林皆伐後に再造林しない場合、シイ・カシ類を中心とした自然に近い植生へ速やかに再生することが期待されているが、その条件は明らかでない。スギ等の人工林の植栽は、造林コストが高く、植栽前の地拵えから10年生までに補助金がなければ1ha当たり100万円以上を要し、木

材価格の低迷を考慮すれば再造林経費の捻出が困難である。近年、植栽本数を抑えた植林や坪刈り筋刈りといった下刈り方法も検討されているが、補助対象になっていない場合が多く、結果として通常施業よりも所有者の負担が多くなるケースが多い。木材生産以外の公益的機能を考えるならば、1000本/haの植栽でも大きな問題が生じることはないと思われることから、低コスト施業についての助成を検討すべきであろう。また、第1章でも触れているが、九州地方ではシカによる食害に対しては早急に抜本的な対策を進める必要がある。

エ 考察

本節では、他の課題の研究成果をもとに大面積皆伐地の対策として、1) 皆伐地の確実な把握、2) 作業計画の提出、3) 改善案の提示、4) 環境に配慮した伐出の奨励、5) 低コスト育林への助成、の5項目について提案を行った。この5つの提案内容だけでは、大面積の皆伐を完全に防止することは困難であるが、これから対策を行っていく際の指針にはなると期待したい。本文中にも触れているが、今回のプロジェクトを通して、林業教育の重要性を改めて感じた次第である。高いモラルを持った林業事業体を育成していくことが、この問題の最も早い解決方法ではないだろうか。

オ 今後の問題点

行政、森林所有者に対し、今回作成したガイドラインを普及させるために、パンフレット、ホームページ、シンポジウムの開催等を検討する必要がある。シカ被害を軽減しながら低コストで再植林が可能となる施業方法を開発することを目的としたプロジェクト研究を行う必要がある。現場への教育体制のあり方についての検討も必要である。

カ 要約

他の課題の研究成果をもとに大面積皆伐地の対策として 1) 皆伐地の確実な把握、2) 作業計画の提出、3) 改善案の提示、4) 環境に配慮した伐出の奨励、5) 低コスト育林への助成、の5項目について、提案を行った。

キ 引用文献

今若慎太郎・佐藤宣子（2008）「森林環境税」による新たな森林整備に関する研究，九大演報，89，75-126.

香山雅純・前田勇平・岩船昌起・荒木眞岳・大谷達也・梶本卓也・田内裕之（2008）大面積皆伐地に植栽された苗木の成長，九州森林研究，61，79-82.

香山雅純・前田勇平・田中 浩（2009）大面積皆伐地に植栽された苗木の生理特性，九州森林研究，62，94-97.

村上拓彦ほか（2006）九州森林研究 59:285-288

野田巖（2004）国内の大面積皆伐放置問題について，森林技術，752，24-27.

（鹿又秀聡）

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

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

ISSN 1349-0605

森林総合研究所交付金プロジェクト研究 成果集 30

「大面積皆伐についてのガイドラインの策定」

発 行 日 平成 22 年 3 月 25 日

編集・発行 独立行政法人 森林総合研究所

〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1 番地

電話 . 029-873-3211 (代表)

印 刷 所 株式会社 エムア

