

平成 17 年度
自然公園等施設整備委託
- 崩壊地長期変遷調査 -

平成 18 年 2 月

日本大学生物資源科学部

目 次

調査の目的	1
1 業務概要	1
2 調査実施方法	1
崩壊地長期変遷調査	3
1 76年間にける丹沢山地中川川と玄倉川流域の崩壊地の長期変動	3
(1) はじめに	3
(2) 調査流域の概要と地形・地質的特徴	3
(3) 中川川流域の地形特性	7
(4) 玄倉川流域の地形特性	10
(5) 中川川流域と玄倉川流域での崩壊地の空間分布	12
(6) 中川川流域の崩壊場の崩壊特性	16
(7) 玄倉川流域の崩壊場の崩壊特性	22
(8) まとめ	29
(9) 参考文献	31
2 丹沢山地での崩壊跡地における植生回復プロセス	33
(1) はじめに	33
(2) 調査地の概要	33
(3) 調査域内の計測	37
(4) 結果および考察	38
(5) まとめ	57
(6) おわりに	58
人工林立地環境調査	61
1 人工林構造と光環境・下層植生・土壌流亡等調査	61
(1) 調査概要	61
(2) 調査項目	65
(3) 調査結果	67
(4) 比較検討調査	101

(5) まとめと考察	107
(6) 現地写真	117
2 森林・溪流環境調査	125
(1) 目的と実施内容	125
(2) 調査流域の概要	127
(3) 測定方法	131
(4) 結果	139
(5) 考察	145
(6) 既発表、文献一覧	167
資料	別添

調査の目的

1 業務概要

本業務は、丹沢大山総合調査の水と土再生調査の一環として、丹沢山地における土砂生産の実態を把握するために、主な土砂発生源である崩壊地の分布、経年変化、回復過程等を調査し、崩壊地の長期的変遷とその要因を解析する。

また、近年土壌流出が懸念されている上流域の人工林を対象として、立地環境及び劣化要因について調査・解析し、土壌を保全する施業方法等を検討する。

これらの調査・解析成果を基に、丹沢全体の土砂生産を評価するとともに、人工林劣化による土壌流出への対応策を提案する。

2 調査実施方法

(1) 崩壊地長期変遷調査

(1-1) 崩壊特性・植生回復調査

調査流域を対象として、空中写真等から崩壊地の分布の変遷を調査するほか、特定の崩壊地を対象に植生回復状況を調査する。

(1-1-1) 崩壊特性調査

調査流域

山北町中川川流域

時点の異なる空中写真により対象流域の崩壊地の変遷を調査し取りまとめる。

平成16年度で実施した4時点の崩壊地判読結果を精査するとともに、より過去の崩壊地分布についても空中写真を用いて調査する。

で調査した崩壊地について崩壊地形状等の特性について整理する。

崩壊地分布特性や形状特性について、地形・地質特性、土地利用形態との関連について解析する。

(1-1-2) 崩壊地植生回復調査

調査対象地

山北町玄倉川流域（仲ノ沢流域）でモデルとなる崩壊地を抽出する。

現地調査

崩壊地の上・中・下部等の各部位における土壌状況、植生状況について調査する。

- ・表層土壌に関する調査（土壌厚等）
- ・植生調査（種組成等）

(1-2) 崩壊地変遷解析

流域崩壊地調査及び崩壊地植生回復調査の調査結果について平成16年度の調査結果も併せて総合的な解析を行う。中川川流域を対象として、崩壊地箇所数や面積等の履歴による崩壊の定量的評価のほか、崩壊発生箇所やその後の回復パターン等の崩壊特性による質的評価を検討し取りまとめる。

(2) 人工林立地環境調査

(2-1) 人工林立地環境(森林)調査

人工林を対象に立地環境や施業履歴、林分構造等を調査することにより、土壌流出等の人工林劣化の要因と改善策の検討を行う。

・調査地・・・山北町、清川村、秦野市、津久井町の人工林

(2-1-1) 既存資料収集整理

調査地の地形・地質・土壌・水系などの立地環境や人工林分布状況、林齢構成・施業履歴等について、既存資料の収集・整理を行い取りまとめる。

(2-1-2) 人工林現地調査

調査地の各地域から各 5 林分を選定し、林分構造、光環境、下層植生の調査を実施する。

(林分構造調査) 林分ごとに概ね平均樹高を一辺とするコドラートを設け胸高直径 4cm 以上の立木を対象に樹種・樹高・胸高直径・枝下高等を調査する。

(光環境調査) 林分構造調査と同地点で林冠の撮影、相対光量子密度測定を行う。

(下層植生調査) 植物種、被度、群度を調査する。

(2-1-3) 土壌調査

林分構造調査のコドラート内で平均的な斜面を選択、断面試孔を掘削し土壌断面調査を行う。林業技術ハンドブックに記載された適地判定土壌調査法に準じて断面の記録を行い取りまとめる。

(2-1-4) 森林劣化要因解析

2-1-1~3 の調査結果を整理し総合的に解析することにより、水と土の視点からの森林劣化要因と改善策を検討し取りまとめる。

(2-2) 人工林立地環境(溪畔域)調査

人工林施業における溪畔域の取り扱いを検討する基礎データとするために、溪畔域の状態が生き物の生息地としての溪流環境に及ぼす影響を調査する。

・調査地・・・山北町大又沢流域、世附川流域における溪畔域の植生が異なる 4 地点

(2-2-1) 溪流環境調査

人工林施業履歴等の既存資料をもとに調査地を選定する。溪畔域の林相のほか水温、水質、日射量等を調査する。水温、日射量については、最適な測定間隔を設けて連続測定し、データ回収を行う。水質は、月 1 回程度現地調査を行う。また、調査地点ごとに 1 箇所、土壌断面調査を実施する。

(2-2-2) 溪流環境調査

既往資料および現地調査で取得した水と土の視点からの溪流環境に関する情報について総合的に解析し取りまとめ、人工林施業における溪畔域の望ましい取り扱い方について考察する。

調査結果

- 1 崩壊地長期変遷調査

1 76年間における丹沢山地中川川と玄倉川流域の崩壊地の長期変動

(1)はじめに

わが国土は、湿潤変動帯に位置し季節毎の気象事象により山腹斜面上に常に土砂移動が生じる条件を備えている。健全な森林を維持しつつ公益的機能を有する森林を求めするためには、森林保全の基底をなす土壌保全機能の健全性を第一義的に考える必要がある。森林山地の時間的推移の中で各種の気象事象により崩壊裸地化した場と人為的・自然的に植生が回復した場および拡大・再崩壊生じている場の長期的変動を広域的に捉えることは、森林の多面的機能を評価する上で重要と考える。時系列的に崩壊地の推移を調査した研究として沼本ら⁵⁾、鈴木⁶⁾⁷⁾が航空写真やGISを用いて行っているが、広域的範囲を対象とした解析例は比較的少ない。丹沢山地は1923年の関東大震災や47年災により数多くの崩壊場が出現したが、時系列的に当地域における崩壊地や植生回復プロセスを評価・解析した例は少ない。平成16年度報告では1967年～1999年の4年代について中川川流域における崩壊地推移を行った。平成17年度においては、1923年の関東地震による崩壊暦を加え、1923年～1999年の5年代を解析対象とした。また、解析対象流域を中川川と玄倉川の2流域とした。丹沢山地の森林荒廃状況は平成16年度に報告しており神奈川県林政史²⁾に詳しい概要が記述されている。なお、丹沢山地は幕末から明治にかけて荒廃が甚だしく、その後の乱伐行為により森林荒廃が続いた。1904年、1907年、1910年には崖崩れ・山崩れが台風を起因として発生し、第1期森林治水事業により地盤保護工事と地盤保護植栽が実施され成果を得ている。1923年の関東大震災では当時の林野面積の約7%に相当する8,600余町歩が崩壊し多大な被害が生じ、その後も台風や豪雨により災害が継続して発生している。特に、1972年7月豪雨(47年災害)により土砂崩壊は1923年の関東地震につくもので災害多発地域である。

(2)調査流域の概要と地形・地質的特徴

丹沢山地の概要

丹沢山地の特徴の一つとして、現在では断片的にしか残されていないが、主峰の山頂部にテフラやローム層が堆積した比較的丸味をおびた緩傾斜部が存在する。また、山腹は急峻で渓谷が深く壮年期の山容を呈している。また、丹沢山地の地質的特徴として山地を形成している丹沢層群の火山砕屑岩ならびに深成岩や変成岩は硬質ではあるが開口亀裂や分離岩塊の発達が見られ、降雨や地震動に対して極めて脆弱な性質を持つ地帯である。また、山稜斜面に分布するローム層は浸透能が小さく、集水地形においては降雨が斜面を流下し容易に浸食しガリー地形が生じやすい山体である。

中川川・玄倉川流域の地形・地質の概要

調査地の中川川・玄倉川流域は西丹沢地区の中央部に位置し、他に世附川の流域を有する酒匂川流域の支流をなす。流域面積は中川川流域約 4200ha、玄倉川流域約 4700haで、両流域ともに新第三紀層に属し石英閃緑岩、ト - ナライトが広く分布し、中川川と玄倉川流域における傾斜 35 ~ 50 度の占有率が約 60%、57%と急峻な地形を呈している。図-1,2,3,4,5,6 に中川川流域と玄倉川流域の地質分布図、方位別斜面分布図および傾斜角別分布図を示す。

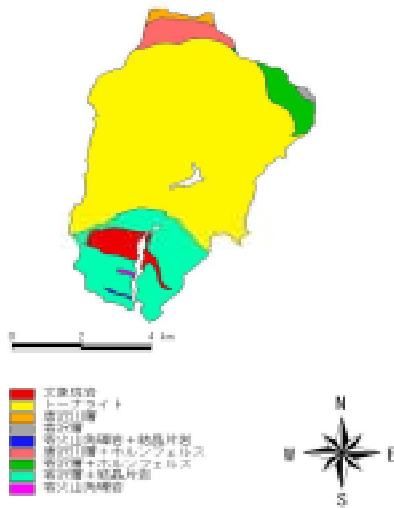


図-1 中川川流域の地質分布図

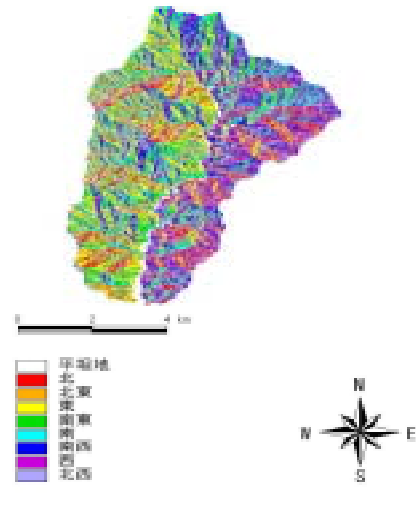


図-2 中川川流域の方位別斜面分布図

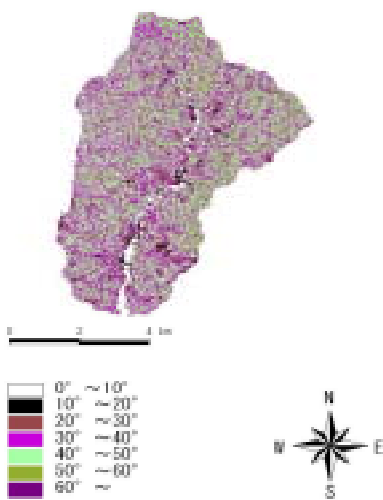


図-3 中川川流域の傾斜角別分布図

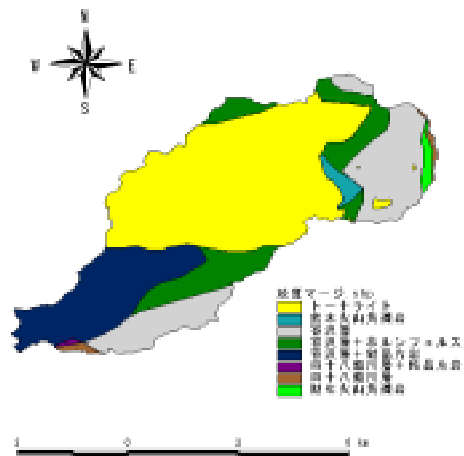


図-4 玄倉川流域の地質分布図

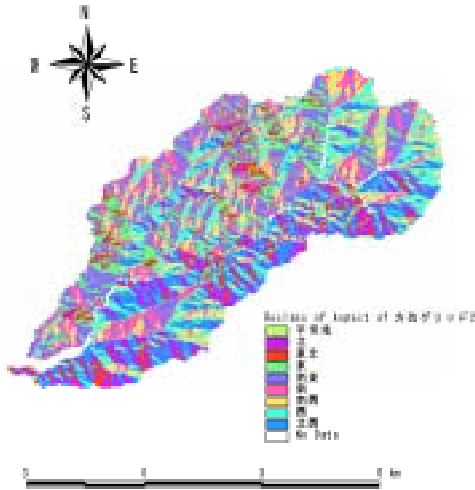


図-5 玄倉川流域の方位別斜面分布図

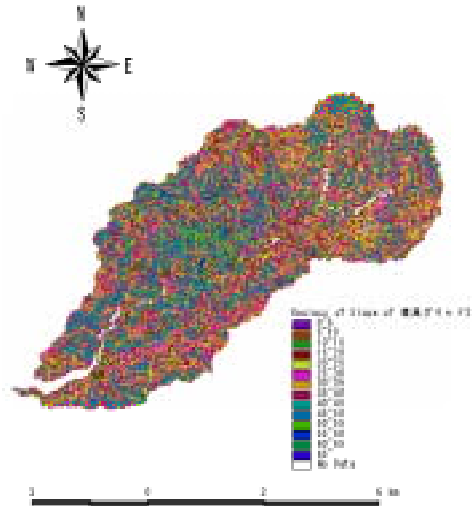


図-6 玄倉川流域の傾斜角別分布図

解析方法

解析には表-1に示す1967年・1978年・1988年・1999年の4年代の航空写真と1923年の崩壊地データは神奈川県震災荒廃林野復旧事業図（神奈川県林務課、原図は昭和4年）を用いた。崩壊地データと地形データの inputs は、縮尺1 / 5000の治山基本図の等高線(10m間隔)をesri社のArc View3.2を用いて入力し解析を行った。入力した地形データよりDEM(DigitalElevationModel)を作成した。DEMの作成は、縮尺1 / 5000の治山基本図の等高線をデジタイザ入力し、ベクターデータを作成し、作成した等高線のベクターデータをグリッドデータ(ラスターデータ)に変換した。次に、崩壊地データは、航空写真をスキャナで読み込み、写真画像データを市販のソフトウェアadobe社の「Photoshop」を使用して航空写真のもつ異なった縮尺、歪みを補正する簡易オルソ化手法を用いた。補正の終えた画像をデジタイザ入力し、解析に使用する崩壊地データとした。一般に、航空写真上で崩壊地を判読する場合、崩壊域・流送域・堆積域の判別を明確に区分することができないため、航空写真上の白色部分を崩壊地と判断し入力を行った。また、航空写真を撮影した状況により、斜面方向毎に崩壊地上に影が重なり、白色部分の崩壊地を正確に断定することが困難であり、斜面方向と崩壊地の解析に多少の誤差が生じるものと思われる。平成17年度、中川川、玄倉川の2流域の崩壊地特性を1923年、1967年、1978年、1988年、1999年の76年間について解析を行った。

表-1 使用した航空写真と震災荒廃林野復旧事業図

撮影年月日	撮影縮尺	撮影機関
1923年	縮尺1/50000	神奈川県震災荒廃林野復旧事業図
1967年5月31日	縮尺1/20000	国土交通省国土地理院
1978年9月20日	縮尺1/15000	国土交通省国土地理院
1988年5月19日	縮尺1/20000	国土交通省国土地理院
1999年11月17日	縮尺1/30000	国土交通省国土地理院

表-2 航空写真の撮影番号

撮影年月日	撮影番号
1967年	C2 - 8, C2-9, C3-7, C3-8, C3-9, C4-6, C4-7
1978年	C2-12, C2-13, C3-9, C3-10, C3-11, C3-12, C4-9, C5-8, C5-9
1988年	C2 - 8, C2-9, C3-7, C3-8, C3-9, C4-6, C4-7, C4-8
1999年	C2-6, C2-7, C2-8, C3A-6, C3A-7

崩壊地の判断基準

航空写真で判読する崩壊地の判定基準は前年度と同様とした。すなわち、

〔A〕

〔B〕

〔C〕



〔A〕 周囲と不連続で、河川以外に樹木などの植生が認められない白色部分

〔B〕 溪流部での荒廃や溪流に土砂が流出していると思われる白色部分

〔C〕 樹木により陰影であるが、斜面に崩壊地と思われる白色部分が見られる。

〔D〕 上記の基準に該当しない箇所は崩壊地としない。

〔B〕と〔C〕の区分は、判読者により個人差があるが、〔A〕は判読者による差異は少ない。なお、周囲と色調がグラデーションの部分で、白色部分がほとんど見られず、周囲との判別が困難（植生により崩壊地がほぼ被覆されているが、ごく一部に裸地が存在する状態）と思われる部分は、植生回復が進行している部分とみなし崩壊地に含まない。

(3) 中川川流域の地形特性

中川川流域の地形特性を、標高別・斜面方位別・斜面傾斜角別に解析した。

中川川流域の標高別面積

図-7 に示す標高別の占有面積を見ると、標高 500 ~ 600m(496.6ha)、標高 600 ~ 700m(591.6ha)、標高 700 ~ 800m(528.8ha)、標高 800 ~ 900m(520.0ha)、標高 900 ~ 1000m(567.9ha)となり、標高 500 ~ 1000m の間に占める面積が全体の 62.5 % を占めている。

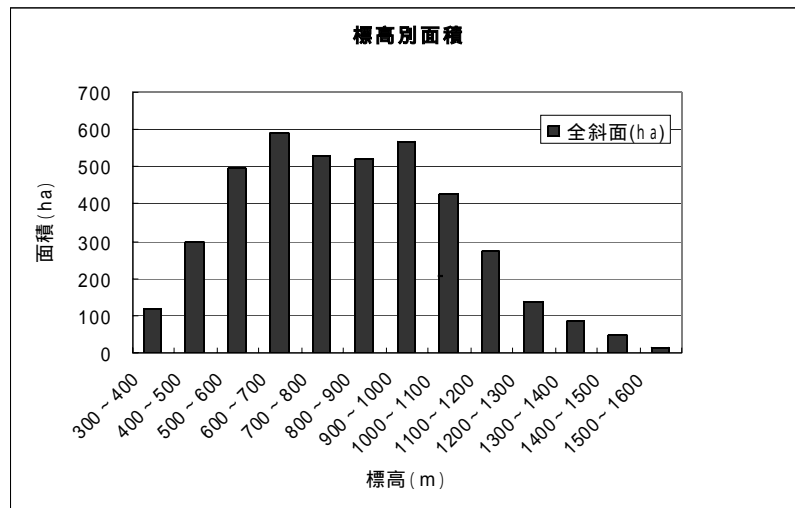


図-7 中川川流域の標高別出現面積の推移

中川川流域の方位別面積割合

図-8 に斜面方位別にみた出現面積を示す。北・北東斜面が比較的少なく、東・南東・南・南西・西斜面に 400ha 以上の占有面積を有し、特に、南東斜面(521.422ha)、南斜面(529.812ha)に 500ha 以上の面積が出現している。また、平坦部が 493.649ha (12.0 %)と比較的多いのが中川川流域の大きな特徴といえる。

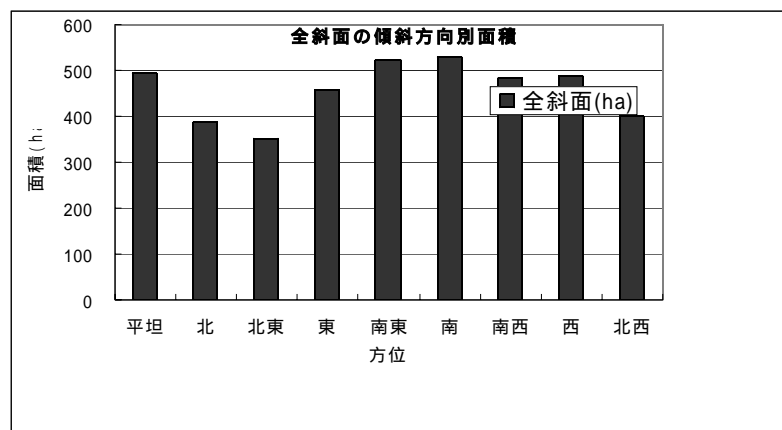


図-8 中川川流域の方位別にみた出現面積の推移

図-9.1 ~ 図 9.9 は、8 方位毎の同流域の出現斜面分布を示したものである。
平坦部が全流域に分布していることが見られる。

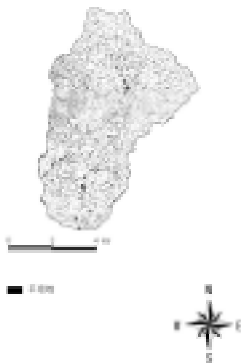


図-9.1 平坦部の分布

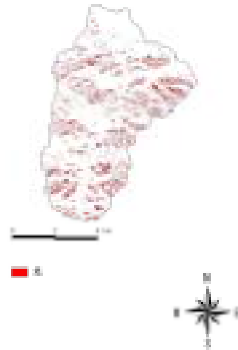


図-9.2 北斜面の分布

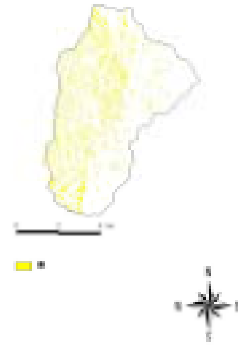


図-9.3 東斜面の分布

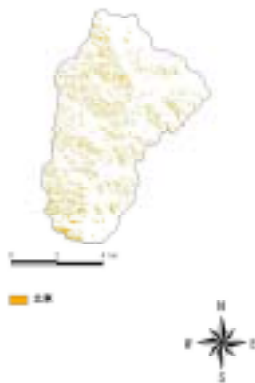


図-9.4 北東斜面の分布

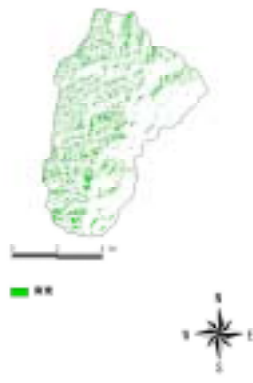


図-9.5 南東斜面の分布

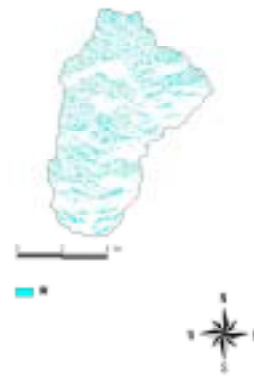


図-9.6 南斜面の分布

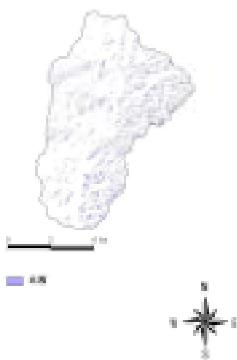


図-9.7 北西方向の分布

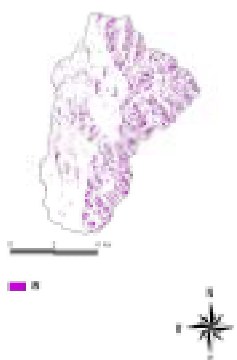


図-9.8 西方向の分布

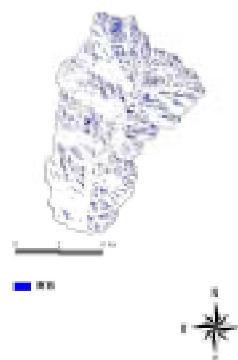


図-9.9 南西方向の分布

中川河流域の傾斜別面積割合

図-10 に傾斜角別にみた出現面積を示す。この図より傾斜角 30 ~ 50 ° を有する面積が 59.4 % を占め、特に傾斜角 40 ~ 45 ° が 715.4ha とピーク値を示しており急峻な地形を呈していることがわかる。また、0 ~ 5 ° の緩傾斜地が 12.4 % と全流域に分散して存在している。

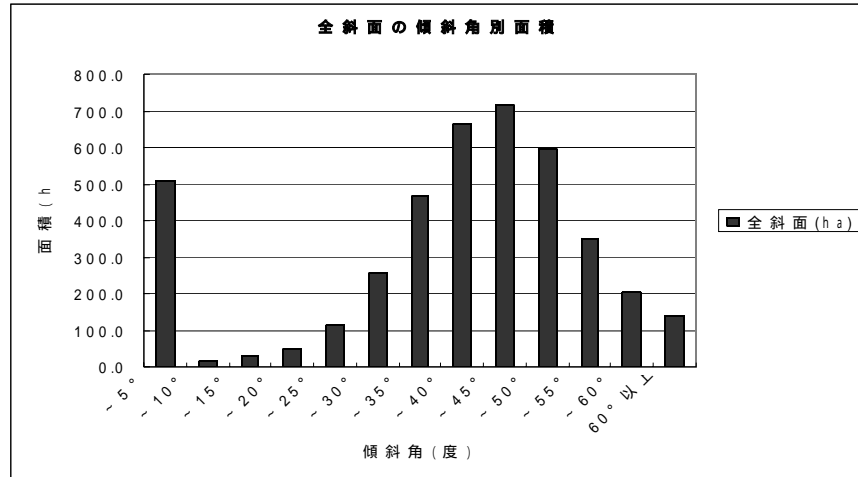


図-10 中川河流域の傾斜角別にみた出現面積の推移

図-11.1 ~ 図-11.6 は、傾斜角を 10 ° 毎の出現面積の分布図を示す。この図からも平坦部が全流域に分布していることが知見出来る。

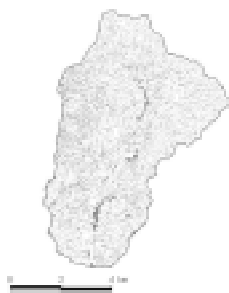


図-11.1
傾斜 0~10 度の分布

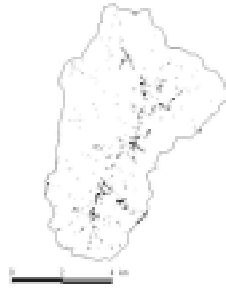


図-11.2
傾斜 10~20 度の分布

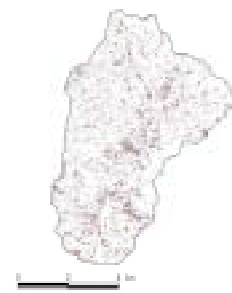


図-11.3
傾斜 20~30 度の分布

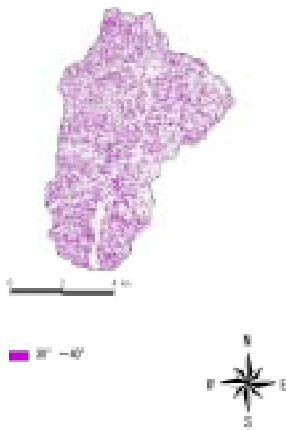


図-11.4
傾斜 30~40 度の分布



図-11.5
傾斜 40~50 度の分布

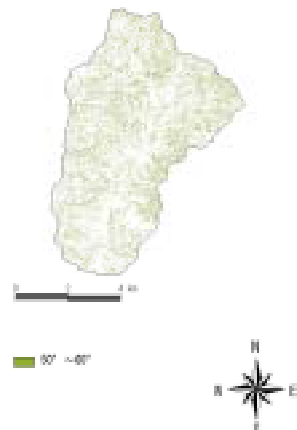


図-11.6
傾斜 50~60 度の分布



図-11.7 傾斜 60 度以上の分布

以上の地形特性をもつ中川川流域での崩壊地特性について時系列的に解析を行った。なお、傾斜角 5 ° 以下の箇所すなわち傾斜がほとんどないため八方位の区別がつかない場所を「平坦地」とした。これに該当する部位として河川部と尾根部があげられる。

(4) 玄倉川流域の地形特性

玄倉川流域の地形特性を、標高別・斜面方位別・斜面傾斜角別に解析した。

玄倉川流域の標高別面積

図-12 に示す標高別の占有面積を見ると、占有面積 400ha 以上が標高 600 ~ 1200m の間に全面積の 62%、占有面積 500ha 以上が標高 700 ~ 1000m の間に 35% 分布している。600 ~ 700m に最大占有面積 (592ha) を有する中川川流域に比べ玄倉川流域では 800 ~ 900m に最大占有面積 (595ha) が出現している。

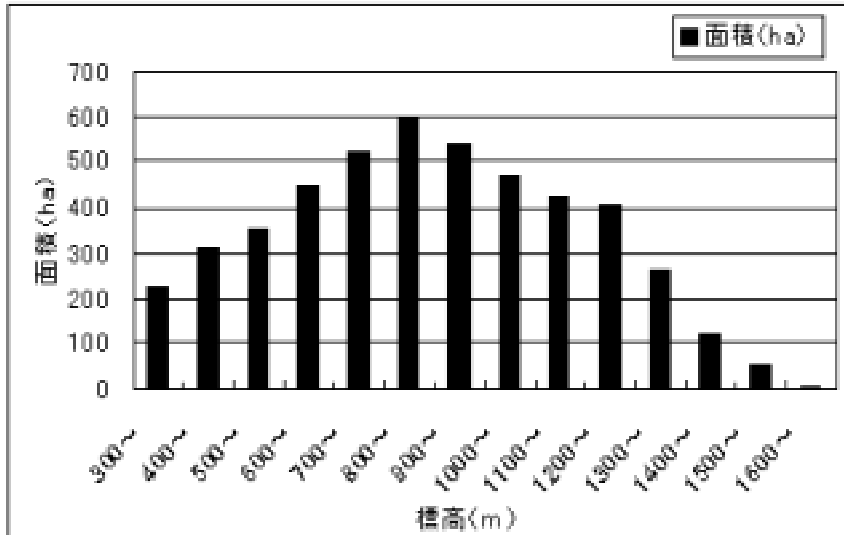


図-12 玄倉川流域における標高別占有面積の推移

玄倉川流域の方位別面積割合

図-13 に斜面方位別にみた出現面積を示す。北・北東・東斜面が比較的少なく、南東・南・南西・北西斜面に 600ha 近傍の占有面積を有しており、特に西斜面と南東斜面には (715ha,15%) (612ha,13%) の面積が出現している。また、平坦部が 412ha ,9%を占め 中川川流域より若干少ない。

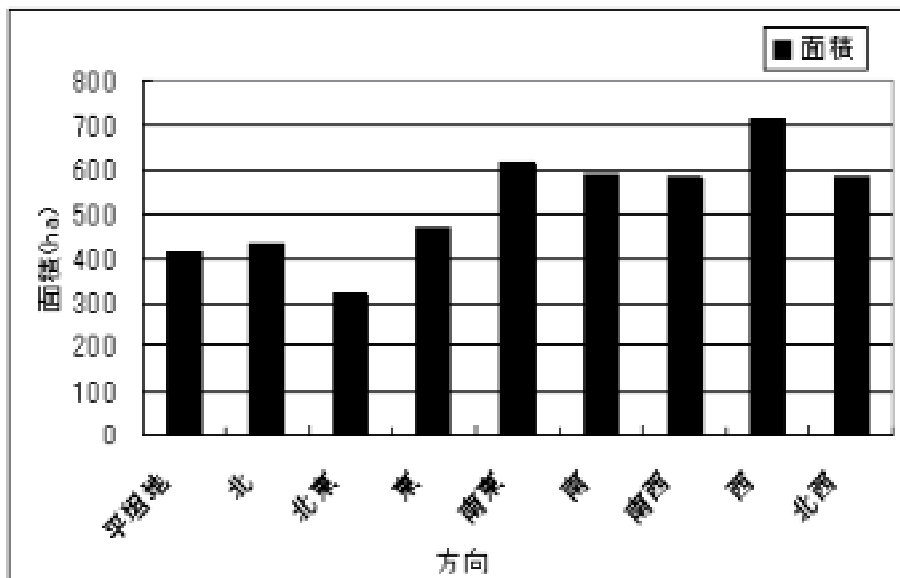


図-13 玄倉川流域の方位別にみた出現面積の推移

玄倉川流域の傾斜別面積割合

図-14 に傾斜角別にみた出現面積を示す。この図より傾斜角 30 ~ 44 ° を有する面

積が 47 % を占め、特に傾斜角 35 ~ 39 ° が 785ha とピーク値を示し中川川流域と同様に急峻な地形である事がわかる。また、0 ~ 4 ° の緩傾斜地が 9 % と中川川流域より若干少ないことが分かる。

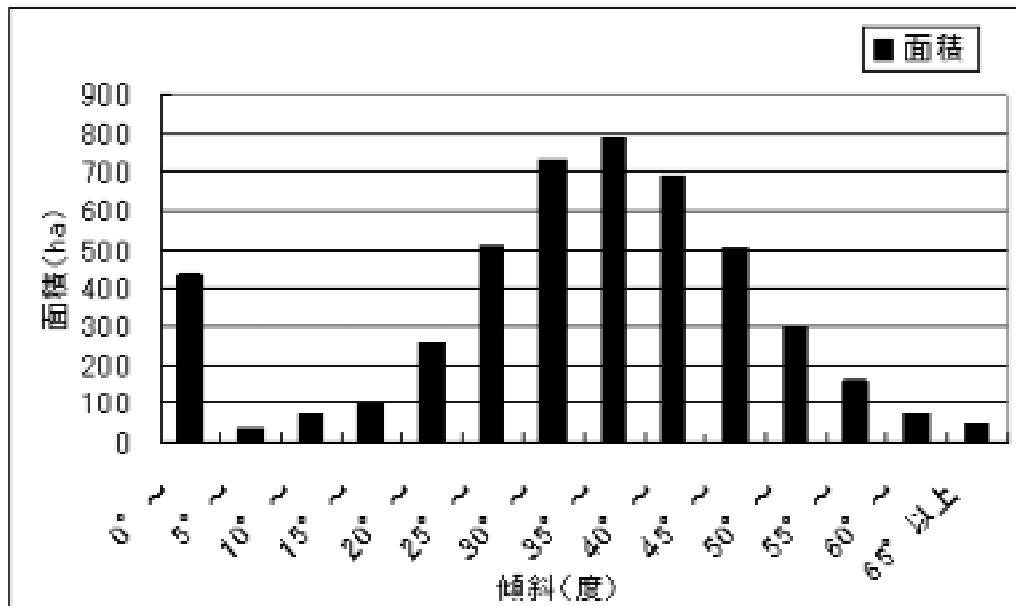


図-14 玄倉川流域の傾斜角別にみた出現面積の推移

上記に示す地形・地質的特徴を持つ 2 流域での崩壊地変遷と崩壊特性について 1923 年より 1999 年の 76 年間の長期変動について解析・考察を行った。

(5) 中川川と玄倉川流域での崩壊地の空間分布

中川川流域と玄倉川流域での崩壊地の時系列的変遷

図-15.1~図 15.5 に 1923 年から 1999 年にかけての中川川流域と玄倉川流域における崩壊地の分布図を示す。なお、図-15.1 は関東大震災時に分布図で両流域面積 8950.294ha の内 1292.890ha の 14.45% が崩壊しており、当時の森林荒廃の激しさが伺える。1972 年の集中豪雨(47 災)により荒廃が生じたが、その後順調な緑化回復が認められる。

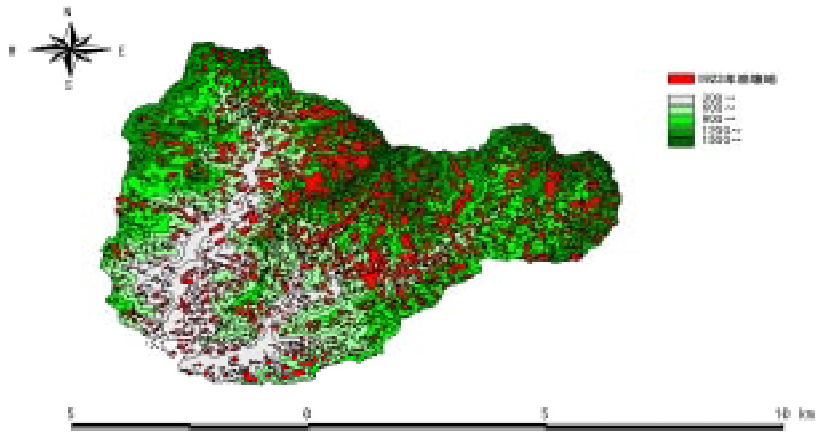


図-15.1 1923年の崩壊分布図

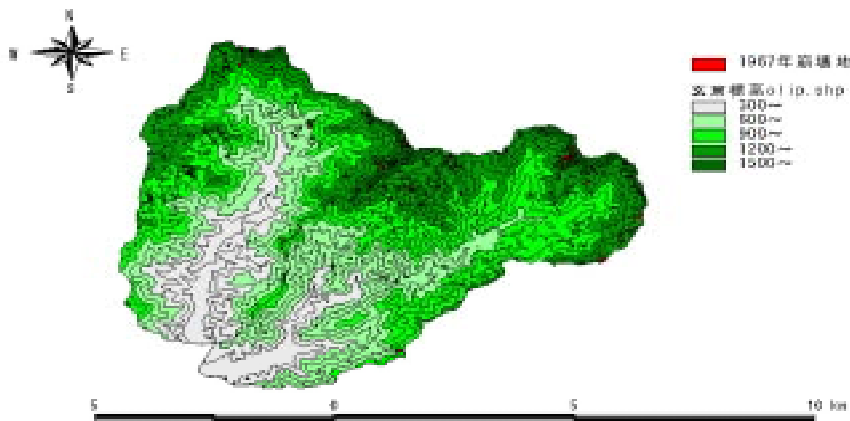


図-15.2 1967年の崩壊分布図

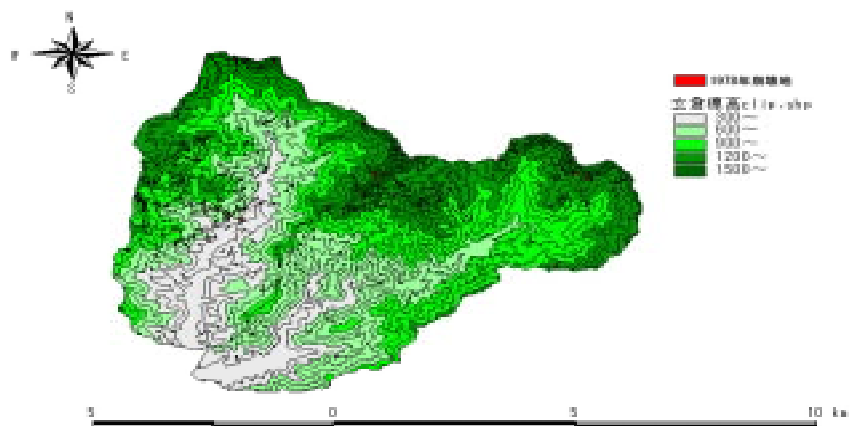


図-15.3 1978年の崩壊分布図

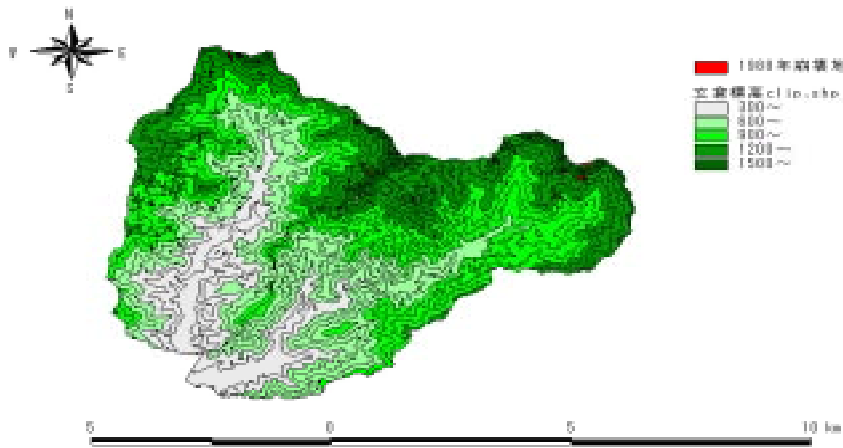


図-15.4 1988年の崩壊分布図

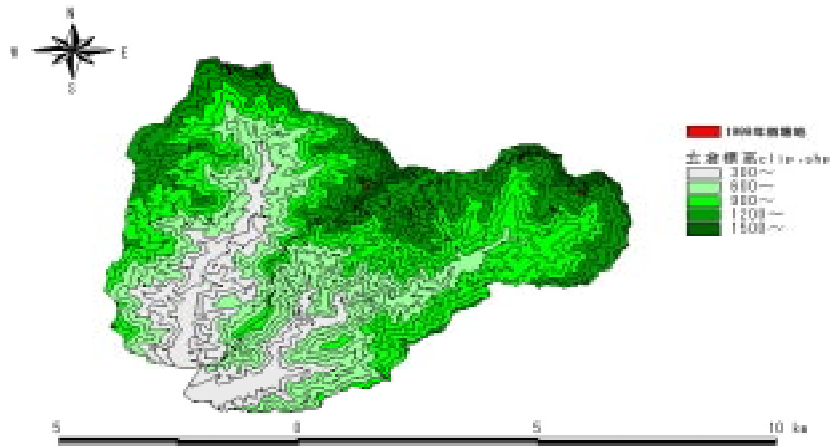


図-15.5 1999年の崩壊分布図

中川川流域と玄倉川流域での地質区分毎の崩壊地分布

図-16.1 ~ 図 16.5 に地質区分毎の崩壊地を示す。この図より両流域にはト - ナライトが広く分布している事が見て取れる。各地質区分毎に見るとト - ナライトに多くの崩壊地が分布している。玄倉川流域における各年代の崩壊全数とト - ナライト地帯での崩壊数を見ると 1923 年(893 個の内 408 個),1967 年(675 個の内 312 個),1978 年(760 個の内 426 個),1988 年(320 個の内 189 個),1999 年(267 個の内 168 個)と約半数近くがこの地質内で発生していることが確認できる。

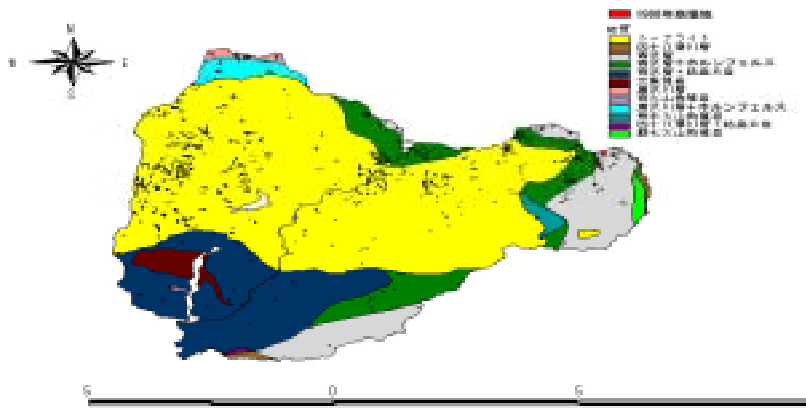


図-16.4 1988年の地質区分毎の崩壊分布図

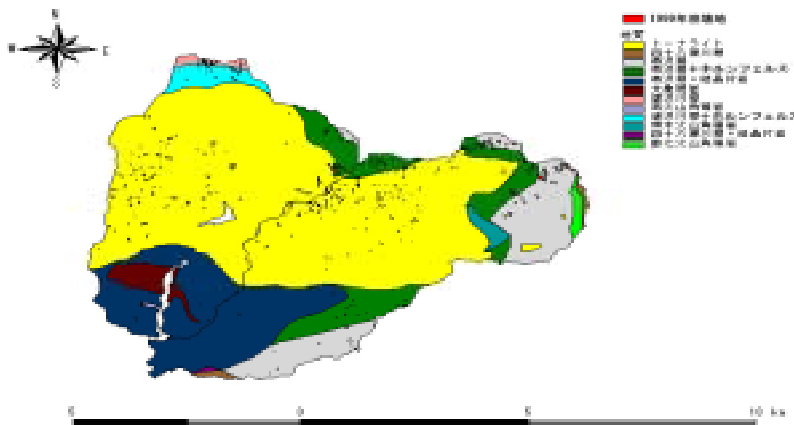


図-16.5 1999年の地質区分毎の崩壊分布図

(6)中川川流域の崩壊場の崩壊特性

丹沢山塊の西丹沢中川川流域で発生した崩壊地の崩壊特性を以下に記す。

中川川流域における崩壊地個数と崩壊面積の推移

表-3 に 1923 年、1967 年、1978 年、1988 年、1999 年の 67 年間の崩壊地緒元(崩壊個数・崩壊面積・崩壊面積率・平均崩壊面積・最大崩壊面積・最小崩壊面積)と、図-17、18 に崩壊数と崩壊面積の推移を示す。中川川流域の流域面積は 4,226.422ha であり、67 年間に渡る崩壊個数と崩壊面積の変動をみると 1923 年の関東大震災時の崩壊面積が 906.537ha と流域面積の約 21%も崩壊している。47 年災の豪雨の影響による 1978 年次の航空写真判読では多少の面積増加は認められる。しかし、崩壊面積としては中川川流域では減少傾向にある。一方、崩壊個数と崩壊面

積とを対比すると1923年～1967年の44年間では個数で約44%、面積で約95%減少率を示した。また、1923年～1999年の76年間では個数で約78%、面積で約98%の減少率となっている。なお、丹沢山地は、非常に急峻な地形を呈しており現存する崩壊地は関東大震災(1923)により発生した崩壊地と考えられる。

表-3 中川川流域での崩壊地の緒元

	1923年	1967年	1978年	1988年	1999年
面積(ha)	906.537	43.761	82.141	40.435	18.266
個数(個)	752	422	609	329	162
崩壊面積率(%)	21.449	1.035	1.944	0.957	0.432
平均面積(ha)	1.206	0.104	0.135	0.123	0.113
最大面積(ha)	41.023	2.294	2.318	1.894	2.092
最小面積(ha)	0.030	0.003	0.005	0.005	0.004
流域面積(ha)	4226.422				

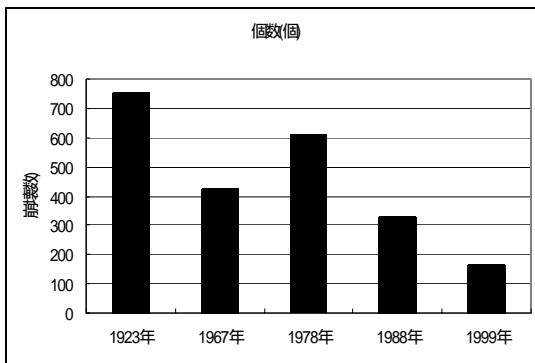


図-17 中川川流域での崩壊個数の推移

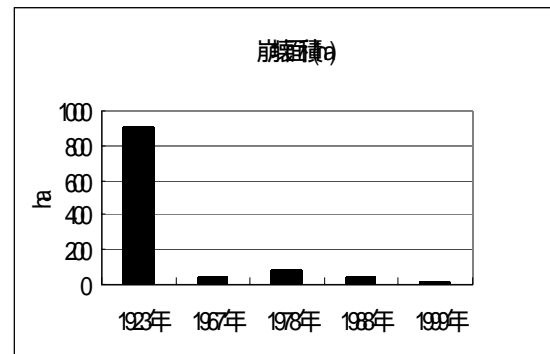


図-18 中川川流域での崩壊面積の推移

1967年以降の平均崩壊面積は0.104ha～0.123haと関東大震災以後(1.206ha)と比較的小規模な崩壊であることが分かる。

標高別に見た崩壊地密度の推移

図-19に標高区分毎の崩壊地密度を示す。崩壊地密度と標高との関係から比較的高標高で崩壊が多発する傾向がわかる。1967年以降の降雨を主な誘因とする崩壊では標高900～1000mと標高1400～1500mにピーク値を示しており、この要因として当流域の標高別斜面面積が比較的高標高部において多いことことが考えられる。しかし、1923年の地震を誘因とする崩壊においては、高標高部(1400～1600m)での崩壊も顕著に見られるが300～800m低・中標高部にも崩壊が多く認められ、地震動が山体全体におよぼしたものと考えられる。また、図-20に示す面積率(崩壊面積/標高面積)では地震動により標高1300～1400mと標高1500～1600mに多発した傾向が認められた。

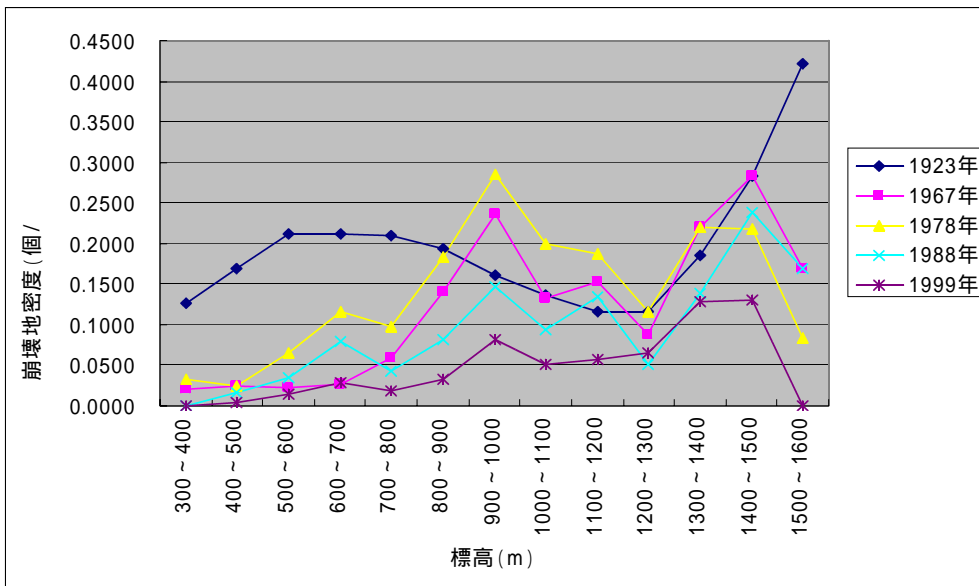


図-19 標高別にみた崩壊地密度の推移

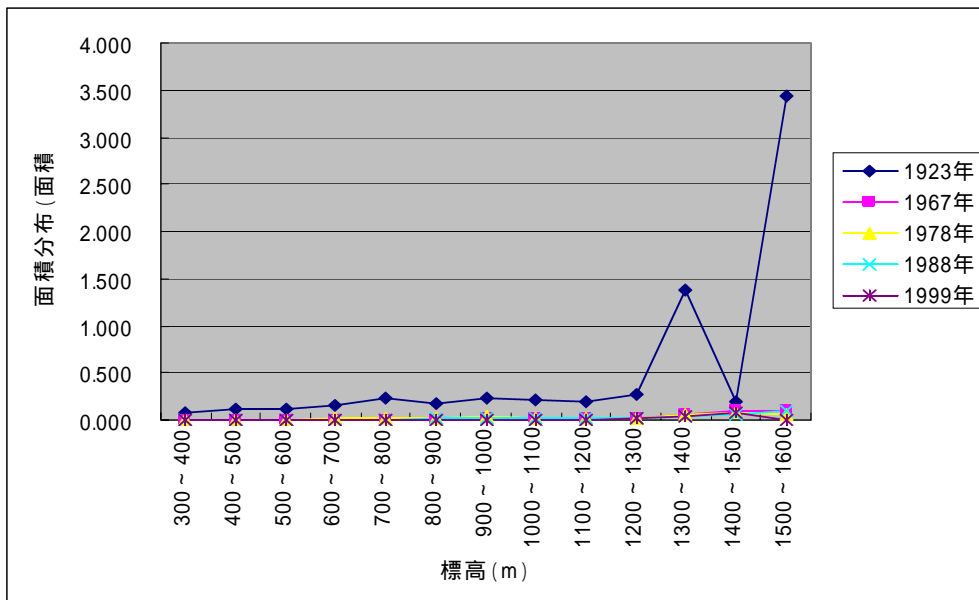


図-20 標高別にみた崩壊率の推移

傾斜方位別の崩壊地個数分布と密度

表-4 と図-21 に斜面方位別面積と崩壊地個数、図-21 に崩壊地密度を示す。各年代毎の方位別崩壊地個数をみると、地震を誘因とする崩壊(1923)では、南西(106) > 南東(104)西 > (103) > 南(98) > 東(79) > 北西 > (78) > 北東 > (76) > 北(67)となり、100 個以上が南西、南東、西に出現しているが全方位に崩壊が多発している。それ以後 1967 年は南(71) > 南東(69) > 南西(60)、1978 年は東(113) > 北東(103) > 南東(98)、1988 年は東(90) > 北東(82) > 南東(59)、1999 年は南東(47) > 東(40) > 南(25) と各年代により方位別崩壊数は異なっている。1967 年以降の主に降雨を誘因とする崩

壊では北・北東・東・南東・南方向に生じている。図-21 に方位別毎の崩壊地密度との関係を示す。各年代毎のピーク値は 1967 年は北東(0.162 個数/ha)、1978 年は北東(0.293 個数/ha)、1988 年北東(0.233 個数/ha)、1999 年は南東(0.089 個数/ha)である。

表-4 斜面方位別にみた崩壊地個数と崩壊地面積

	1923年		1967年		1978年		1988年		1999年	
	個数	面積	個数	面積	個数	面積	個数	面積	個数	面積
平坦	41	34.674	35	4.402	54	5.392	10	1.172	5	0.228
北	67	64.575	25	1.189	97	10.271	49	4.97	5	0.52
北東	76	64.954	57	3.669	103	9.327	82	7.958	24	1.538
東	79	77.974	55	3.439	113	15.405	90	9.448	40	4.219
南東	104	95.484	69	8.988	98	17.153	59	7.664	47	4.841
南	98	74.34	71	6.486	58	10.405	13	2.553	25	2.717
南西	106	83.819	60	6.069	41	4.242	8	1.001	5	0.504
西	103	203.886	24	6.135	20	5.89	10	5.067	4	0.546
北西	78	206.831	26	3.384	25	4.056	8	0.602	7	3.153
計	752	906.537	422	43.761	609	82.141	329	40.435	162	18.26

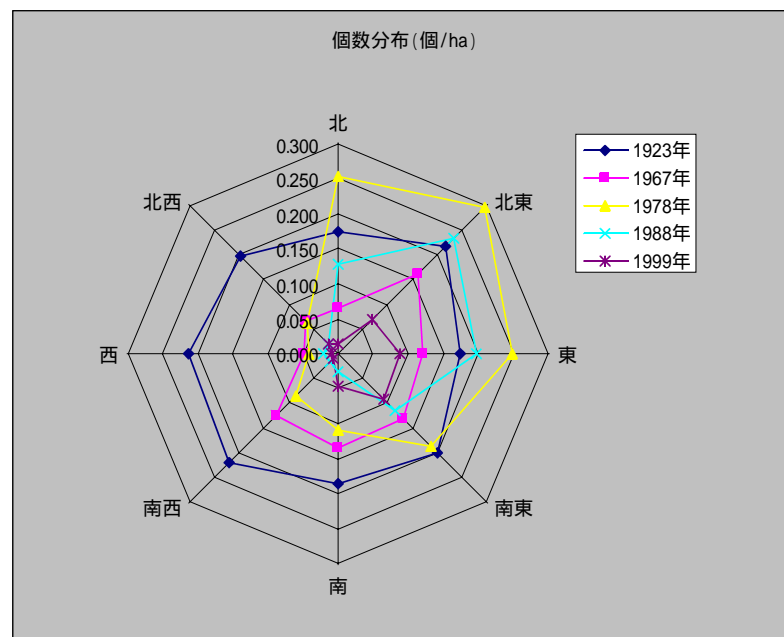


図-21 方位別の崩壊地密度分布

傾斜角別の崩壊地密度分布と崩壊個数および崩壊面積の推移

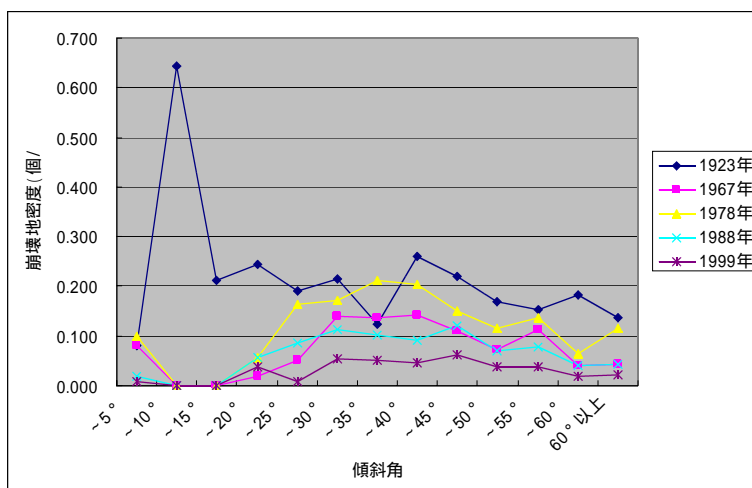


図-22 傾斜角別にみた崩壊地密度分布

表-5 傾斜角別の崩壊地個数と崩壊地面積

	1923年		1967年		1978年		1988年		1999年	
	個数	面積	個数	面積	個数	面積	個数	面積	個数	面積
～ 5 °	45	35.391	45	5.218	56	5.62	10	1.104	5	0.228
～ 10 °	11	13.534	0	0	0	0	0	0	0	0
～ 15 °	7	4.684	0	0	0	0	0	0	0	0
～ 20 °	13	27.633	1	0.011	3	0.511	3	0.166	2	0.105
～ 25 °	22	16.304	6	2.625	19	4.083	10	3.816	1	0.053
～ 30 °	55	32.956	36	4.567	44	10.59	29	4.875	14	1.075
～ 35 °	58	57.741	64	6.37	99	13.44	48	5.393	24	2.379
～ 40 °	173	182.75	95	9.371	135	19.06	61	7.196	30	2.552
～ 45 °	157	120.79	78	9.334	107	13.06	86	8.835	44	4.455
～ 50 °	101	215.58	43	2.196	69	9.105	41	4.095	22	2.785
～ 55 °	54	113.07	40	3.115	48	4.317	27	4.267	13	2.055
～ 60 °	37	40.301	8	0.391	13	1.093	8	0.406	4	0.263
60 ° 以上	19	45.785	6	0.563	16	1.239	6	0.282	3	2.316
	752	906.53	422	43.76	609	82.14	329	40.43	162	18.26

図-22、表-5 に傾斜角別にみた崩壊地密度分布と崩壊数・崩壊面積を示す。中川川流域の地形は、傾斜角 5 ° 以下の緩傾斜が全体の 12.4 % 全域に分散しており、崩壊数も 1923 年(45 個)、1967 年(45 個)、1978 年(56 個)、1988 年(10 個)、1999 年(5 個)と傾斜角 6 ° ～ 15 ° が 0 個であることを考えると大きな特徴の一つと考えられ、今後、丹沢山地での緩傾斜地に発生した崩壊地の形態について考究する必要がある。表より崩壊数、崩壊面積が多発している傾斜角は 5 年代を通じて 39 ～ 45 ° と急

傾斜斜面に発生する傾向にあり、緩傾斜地と急傾斜地での崩壊発生が丹沢山地の特徴と思われる。

稜線から源頭部までの距離と崩壊地個数との関係

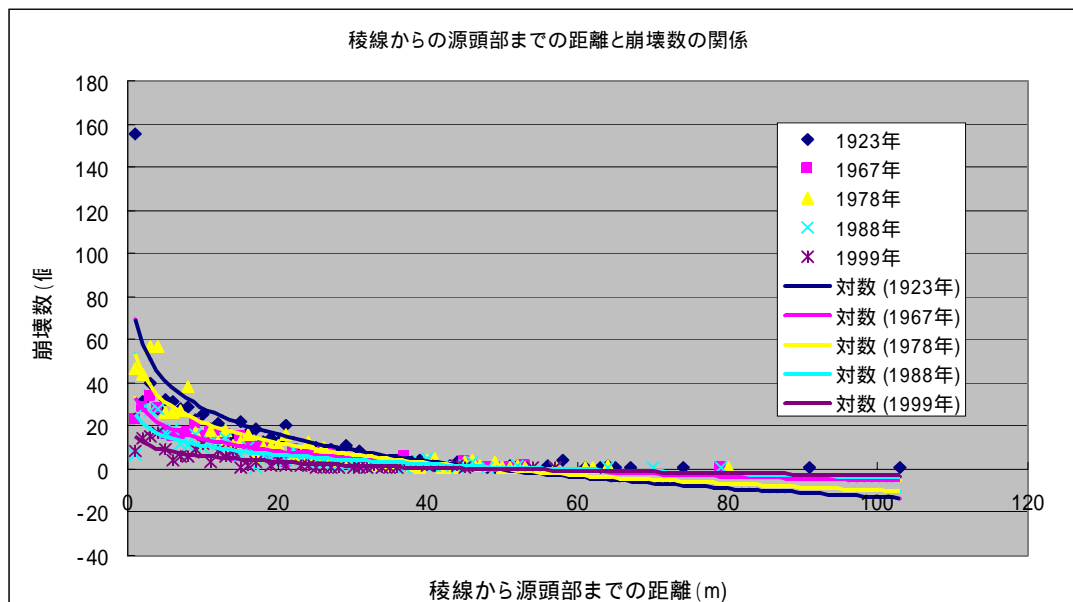


図-23 稜線から源頭部までの距離と崩壊地個数との関係(中川川流域)

流域は最小流域を一つの単位とした集合体から形成され、この最小流域内で斜面崩壊が発生する。山体を形成する山腹斜面は斜面長に長短が生じ、尾根部の標高に差異が生じる。崩壊発生部の源頭部を標高で見た場合、比較的高標高に出現している事が見出されるが、その発生位置が最小流域単位のどの場で生じているかの考察はあまりなされていない。ここでは崩壊が発生した最小流域の稜線部より崩壊発生源頭部までの距離について検証を行った。

図-23 に、各年代毎の稜線から崩壊地源頭部までの距離と崩壊地個数との関係を表している。なお、稜線は神奈川県治山基本図の細地区区分線を用い、稜線から源頭部までの水平距離で表した。これらの図表より、1923年、1967年、1978年、1988年、1999年ともに崩壊の総発生数は異なるが、崩壊発生位置が稜線から20m内に集中しており、距離が長くなるにつれて崩壊地数が減少する傾向が確認できる。また、図より関東大震災や47年災による崩壊に顕著にその傾向が見られ、それ以外では稜線近傍からの崩壊が減少傾向を示している。これは植生の侵入や緑化事業により効果と考えられる。

丹沢山地は地形的に高標高、急傾斜地が分布している地域である。塚本⁴⁾は、標高900m未満では、わが国の人工林植栽が標高900m以下に集中されており、崩壊に対する抵抗要因としての植生関係要因が効果を発揮し、標高900m以上では標高、傾斜、起伏量が大きく関係し、森林の多くは天然林で自然状態であるため森林状態には変化がなく、滑動要因が崩壊に関与していると言及している。また、山口・川邊⁸⁾は地震に

伴う崩壊が比較的標高の高い場所または稜線近傍から発生しやすいことを言及している。当流域の標高別の崩壊数も高標高に多く存在していることから、関東地震・相模地震など過去幾多の地震やその後の豪雨を勘案すると、これらの影響が崩壊形態に大きく関与したものと考えられる。

(7) 玄倉川流域の崩壊場の崩壊特性

丹沢山塊の西丹沢玄倉川流域で発生した崩壊地の崩壊特性を以下に記す。

玄倉川流域における崩壊地個数と崩壊面積の推移

表-6 に 1923 年、1967 年、1978 年、1988 年、1999 年の 67 年間の玄倉川流域における崩壊地緒元(崩壊個数・崩壊面積・崩壊面積率・平均崩壊面積・最大崩壊面積・最小崩壊面積)と、図-24,25 に崩壊数と崩壊面積の推移を示す。

玄倉川流域の流域面積は 4,723.872ha で中川川流域より 497.45ha 大きな流域を形成している。67 年間の崩壊個数と崩壊面積の変動をみると関東大震災時(1923)の崩壊面積が 1196.358ha と流域面積の約 25%が崩壊している。中川流域と対比すると崩壊個数で 141 個、崩壊面積で 287.821ha 多く崩壊しており、1967 年以降も中川川流域での発生を凌駕する傾向を示した。両流域の地形的な差異が大きく関与したものと考えられ、今後比較検討を行う必要がある。

表-6 玄倉川流域での崩壊地の緒元

	1923年	1967年	1978年	1988年	1999年
崩壊面積 (ha)	1196.358	60.108	42.453	26.082	23.984
崩壊個数 (個)	893	675	760	320	267
崩壊面積率 (%)	25.326	1.272	0.899	0.552	0.508
平均崩壊面積 (ha)	1.340	0.089	0.056	0.082	0.090
最大崩壊面積 (ha)	28.860	4.697	0.921	1.465	1.185
最小崩壊面積 (ha)	0.038	0.001	0.001	0.002	0.002
流域面積 (ha)	4723.872				

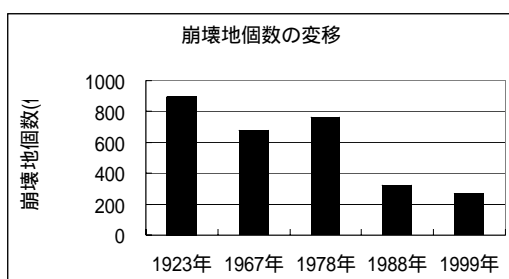


図-24 玄倉川流域での崩壊個数の推移

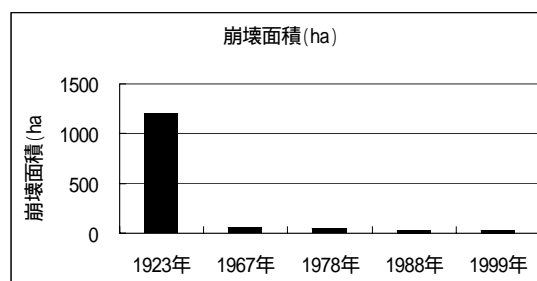


図-25 玄倉川流域での崩壊面積の推移

標高別に見た崩壊地個数と崩壊地密度の推移

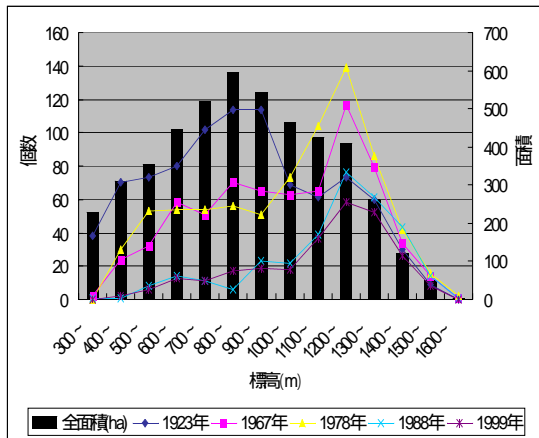


図-26 標高別の崩壊地個数の推移

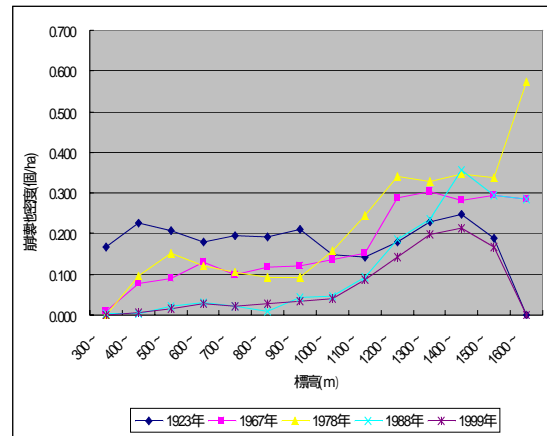


図-27 標高別の崩壊地密度の推移

図-26の標高別崩壊数を見ると、玄倉川流域での崩壊地個数は関東大震災(1923)時を除く4年代で標高1200~1300mで崩壊地が多発し、特に1967年、1978年での標高1200~1300mで高い値を示している。この原因として昭和41年(1966年)の台風4号、昭和47年(1972年)の集中豪雨による47災が大きく関与したと考えられる。そして、1978年時において標高1000m以上での崩壊数が他年代より高い値を示している。これは、関東大震災(1923年)で発生した崩壊地がその後の植生回復により高標高部での崩壊地が縮小傾向に向かったが昭和47年の集中豪雨を誘因として崩壊が再発(拡大・増加)したものと考えられる。

1923年の崩壊個数の傾向を見ると、標高毎の発生数が標高占有面積に比例しており、いずれの標高にも崩壊が発生したことが分かり、降雨を誘因とする1967以降で高標高部で崩壊が多発した要因として抵抗要因としての植生関連要因の効果が無かったため、滑動要因が優位を示したためと考えられる。図-27の標高別崩壊地密度を見ると、関東大震災(1923)による崩壊を除き他の4年代で標高1100m以上で高い数値を示した。

1923年の値が他年代と比べ低標高でも値が高く各標高を通じてほぼ一定値を示し、すべての標高で崩壊が発生していることが分かる。考えられる要因として、関東大震災の規模の大きさと震動波が低標高まで及んでいること、丹沢山地を形成しているト - ナライトを主とする軟弱な地質が関与したものと考えられる。さらに、高標高の1400m~1500m付近で最大値を示していることは、地震による崩壊発生の特徴の傾向が当流域でも現れたものと考えられる。特に、1978年次に標高1100m以上で非常に高い崩壊地密度の値を示しているが、昭和47年(1972年)の集中豪雨が大きく関与しており、1988年、1999年共にその影響が残ったものと考えられる。

斜面方位別に見た崩壊地個数と崩壊地密度の推移

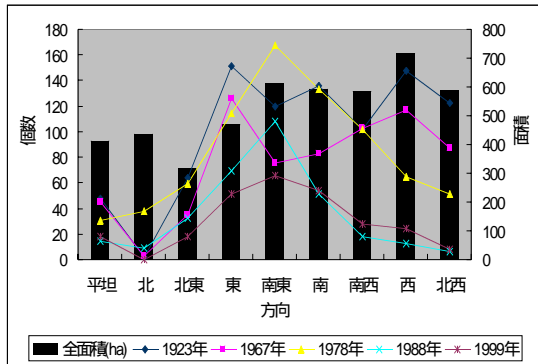


図-28 斜面方位別に見た崩壊数

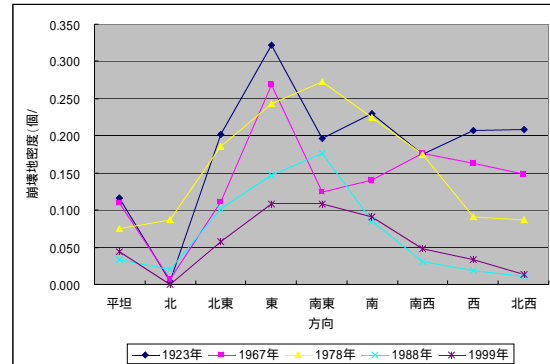


図-29 斜面方位別に見た崩壊地密度

図-28と図-29に斜面方位別に見た崩壊数と崩壊地密度を示す。方位別の崩壊数を見ると、1923年では東斜面(151個)、西斜面(148個)と崩壊地が多発し、1967年にも東斜面(126個)、西斜面(117個)と他の方角に比べ数多く発生していることが分かる。しかし、北斜面では1923年、1978年ともに2個、3個と発生数が極めて少ないのが特徴である。1978年、1988年、1999年では、崩壊発生個数に差があるが、南東斜面に3年代共に崩壊地が多く確認され、崩壊数は1978年 > 1988年 > 1999年と年代順に減少している。

1967年の方位別崩壊個数の傾向が1978年、1988年、1999年と異なり1923年に類似しており47年災時の豪雨が南東斜面に集中した可能性が考えられる。また東・西・北東斜面で生じている崩壊地が年代順に減少していることが確認でき、玄倉川流域においては、これらの斜面で植生の回復を進行させる条件が存在するものと考えられ、今後、台風・豪雨などの気象因子が地形に与える影響および抵抗要因としての植生、滑動要因としての地形因子などについて検討する必要がある。

図-29の崩壊地密度の分布を見ると、崩壊地個数分布と同様に、1923年・1967年で東斜面が0.322, 0.269と高値を示し、1978年・1999年では南東斜面で0.273, 0.176を示した。また、南西斜面での1923年、1967年、1978年での傾向も崩壊個数分布と同様の傾向が見られ、その原因も昭和41年(1966年)の台風4号・昭和47年(1972年)に発生した台風4号と集中豪雨が南東斜面に大きな影響を及ぼしたものと思われる。

また、東・西斜面の傾向を見ると5年代共に東斜面の崩壊地密度が大きな値を示し、東・西斜面を比較すると東斜面に崩壊地が多数存在していることが確認できる。さらに、1978年、1988年、1999年3年代の南東・南・南西斜面における崩壊地密度の変移を見ると、1978年の南東斜面を最高点として、1988年、1999年と南・南西・西・北西方向に時代の経過に従い減少している。これは、1972年の集中豪雨の影響が南東斜面を始め南斜面、南西斜面で受けたためと考えられる。1988年の南東斜面は1972年の集中豪雨の影響が南斜面、

南西斜面以上に大きく影響をされたものと考えられる。

次に、1978年の東、南東斜面の変移を見ると、東斜面では1923年に0.322、1967年に0.269と高値を示し、1978年で0.243となっている。しかし、南東斜面では1923年に0.196、1967年に0.124となり、1978年では0.273と上昇し最高値を示している。このことより東斜面では南東斜面より集中豪雨による影響を受けにくいものと推測される。

また、1988年・1999年の東、南東斜面の変移を見ると、1988年では1972年の集中豪雨の影響により1978年と同じく南東斜面が最高値を示している。しかし、1999年では、南東斜面0.108、東斜面0.109とほぼ同数値であることが確認でき、東斜面は他の斜面方向に比べ崩壊地の回復が困難であると推測する。

傾斜角別の崩壊地密度分布と崩壊個数および崩壊面積の推移

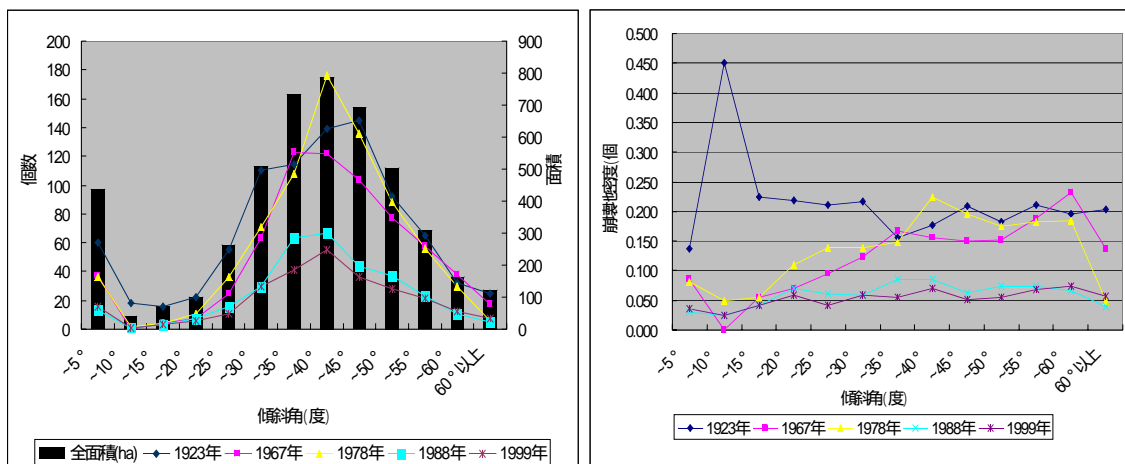


図-30 傾斜角別の崩壊地個数分布

図-31 傾斜角別の崩壊地密度分布

図-30に傾斜角別の崩壊地個数分布を示す。図の崩壊斜面傾斜角0～5°の崩壊地は、山頂や尾根部付近にみられる丸みを帯びた平坦面や緩斜面をGISが判読したものであると思われる。玄倉川流域での傾斜角別崩壊地の発生傾向として、1923年、1967年、1978年の3年代と1988年、1999年の2年代の2グループに区分でき、1988年以降傾斜30～55°の範囲で崩壊数の減少が確認でき、傾斜30°以下の緩傾斜では崩壊数が少なく、傾斜増加に伴い崩壊も増加傾向を示し傾斜35～40°で最大となり、傾斜30～50°で崩壊数の約35%が発生している。

傾斜角別の崩壊地密度分布を図-31に示す。地震による崩壊地の発生条件として急傾斜地に発生傾向は高いと言われており、本解析においても1923年の関東地震時と1988年1999年の傾向を除いた1967年1978年の崩壊地密度分布が傾斜の増加に伴って増える傾向を示している。1923年の崩壊地密度傾向を見ると傾斜5～10°の値を除き、緩傾斜、急傾斜共に平均0.198と値に大きな

変化がなく、いずれの傾斜地においても崩壊が発生した。また、1923年傾斜5~10°で数値が大きな値となっているが、考えられる要因として地震の規模の大きさと石英閃緑岩という比較的軟弱な地質である河川近傍の緩傾斜に発生した地すべりが存在すること、また、1923年以降確認出来ない山頂や尾根部の丸みを帯びた場での崩壊地が傾斜5~10°の範囲内に属し過大な値を表示したものと考えられる。

稜線から源頭部までの距離と崩壊地個数との関係

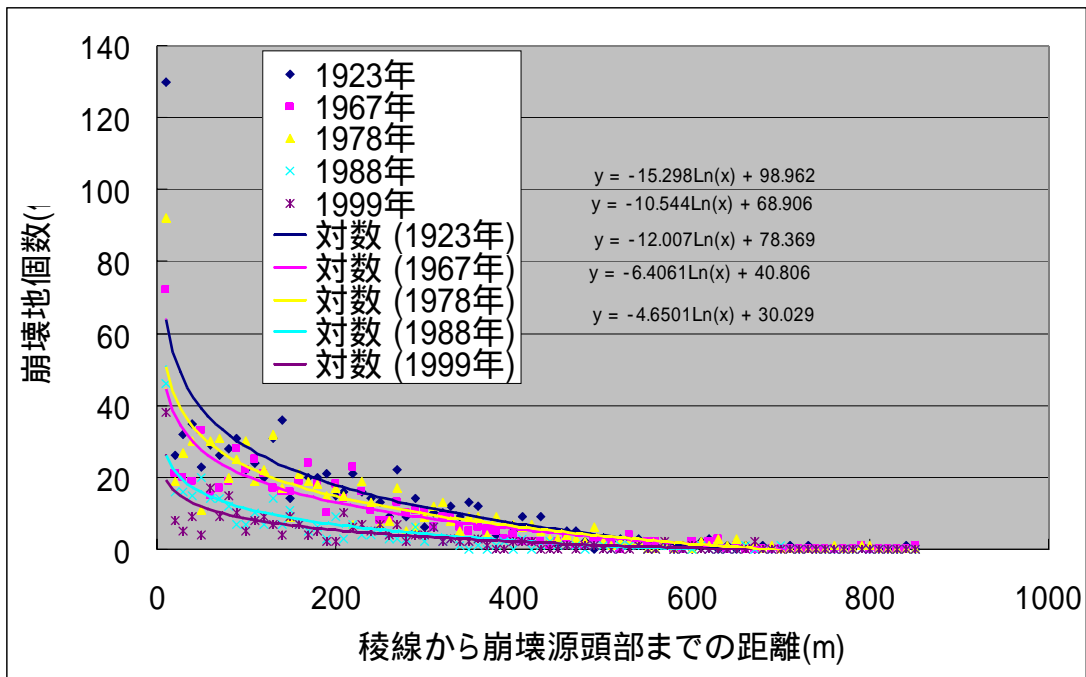


図-32 稜線から源頭部までの距離と崩壊地個数との関係(玄倉川流域)

図-32は玄倉川流域で発生した崩壊地の源頭部を稜線からの距離で表した。この図より5年代共に崩壊の発生数は異なるが、稜線から源頭部までの距離が近づくにつれ崩壊数が増える傾向が見られる。特に、関東大震災時に顕著に表れている。1923年を除く4年代では、1978年、1967年、1988年、1999年と順次下降傾向を示しており、1972年の47災による影響により稜線近傍で崩壊が多発し、その後の植生の侵入・人工的緑化事業により曲線が下降傾向を示したと考えられる。中川川流域においても同様の傾向が見られた。

崩壊地発生斜面の斜面形状

図-33、表-7に崩壊発生場所の斜面形状と崩壊個数を示す。なお、斜面形状は寺田法を用い凹型、平滑型、凸型の斜面に区分した³⁾。解析の結果、2つの特徴が見られた。一つは、関東大震災(1923)の地震を誘因とする崩壊であり、斜面形で見ると凹型(274個) < 平滑型(305個) < 凸型(314個)、と崩壊数が

増大している。次に、1967年・1978年・1988年・1999年の降雨を誘因とする崩壊では平滑型斜面が最高値を示した。

一般に、降雨を誘因とする崩壊では、集水地形である凹型斜面に崩壊が多発する傾向が見られるが、1967年・1978年・1988年・1999年の何れの年も平滑型斜面に多くの発生をみている。これは、丹沢山地の地形特徴である山頂付近や尾根部に見られる平坦で緩傾斜部において平滑型の崩壊が多発した可能性が考えられる。

表-7 各年における斜面型で発生した崩壊地個数

	凹型斜面	平滑型斜面	凸型斜面	合計(個)
1923年	274	305	314	893
1967年	214	278	183	675
1978年	276	312	172	760
1988年	111	144	65	320
1999年	86	117	64	267

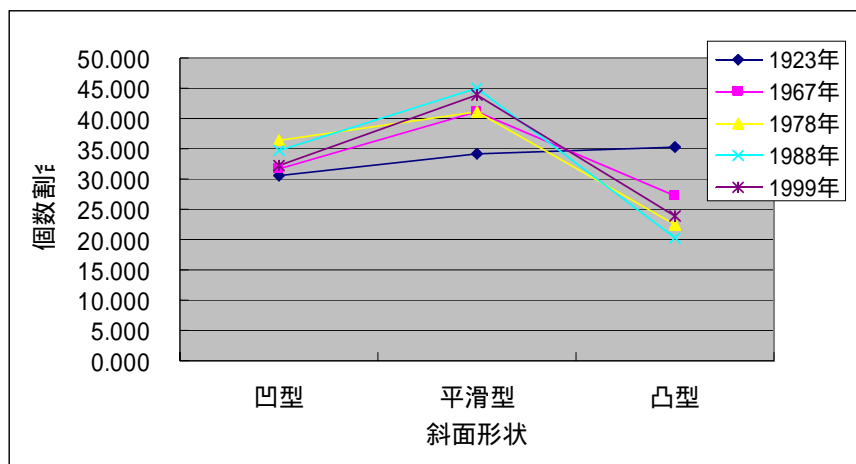


図-33 崩壊発生場の斜面型

崩壊地の形状変化の推移

時系列的に崩壊地の形状変移を崩壊発生場の地形・地質的特性等を考慮に入れ解析することは、崩壊地の拡大・縮小など植生の回復状態を推測する有力な手段である。ここでは、崩壊地の形状プロセスを拡大型、縮小型、分離型に分類し解析を行った。本論では、崩壊地の形状変化を1923～1967年、1967～1978年、1978～1988年、1988～1999年の年代について解析した。

表-8にその結果を示す。1967年・1978年の崩壊数を見ると、1967年(675個)、1978年(760個)と5年代で唯一崩壊数が増加していることが確認できる。これは1972年の47災の集中豪雨が誘因と考えられる。また、1967～1978年の増加型崩壊地、減少型崩壊地を見ると、増加型崩壊地では拡大が69個と各年代の中で最高値を示し、減少型崩壊地の縮小個数を見ると48個と各年代で最低値

を示していることから、1972年の集中豪雨の影響がはっきりと見て取れる。次に、1978年～1988年の結果とし、縮小86個、減少数は - 440個と崩壊地が数多く回復していることが確認できる。この結果より、1978年以降で大規模な災害が発生していないことが確認できる。

表-8 新規崩壊地・増加型崩壊地・減少型崩壊地・植生回復地の面積と個数の推移

崩壊数	新規崩壊地		増加型崩壊地				減少型崩壊地				植生回復地		減少数	
	個数	面積(ha)	拡大型		結合型		縮小型		分離型		個数	面積(ha)		
			個数	面積(ha)	個数	面積(ha)	個数	面積(ha)	個数	面積(ha)				
関東地震	893													
1967年	675	392	20,023	9	11,797	9	4,233	76	6,611	189	17,363	610	115,627.3	-218
1977年	760	595	22,120	89	14,006	7	1,401	48	2,167	41	2,751	510	39,774	85
1988年	320	169	9,654	23	5,525	8	3,865	86	5,081	34	1,947	608	26,026	-440
1999年	267	139	7,244	32	7,033	6	2,133	77	3,080	13	1,851	192	9,342	-53

(8)まとめ

丹沢山地中川川・玄倉川流域は、地形的にも非常に急峻で、石英閃緑岩やホルンフェス化した岩石で構成され、丹沢山地の造山運動によって微細な亀裂が岩体に入っている山地崩壊を発生し易い地域である。また、1923年、1924年と関東大震災、相模地震や1972年の集中豪雨(47災)により多くの山腹崩壊や森林荒廃が発生した地域である。森林の多面的機能を評価するためには、森林の持つ階層構造を的確に評価し、その基底をなす土壌保全機能を理解が必要となる¹⁾。従来、裸地化した崩壊地が植生を回復するまでのプロセスを長期に、且つ広範囲にわたり解析した研究例は少ない。

近年、山から海に至る広域的な生態系の保持、県民を潤す森林の水源涵養の長期的維持など丹沢山地にはさまざまな期待がかかっており、時間軸を中心に据えた森林の維持管理を土砂の長期変動から考察することは重要と考える。

解析には、治山基本図(1/5,000)と1923年(神奈川県震災荒廃林野復旧事業図)および1967年、1978年、1988年、1999年撮影の航空写真から崩壊地を抽出移写しGISを用いて解析を行った。以下に5年代を通じ解析を行った結果を流域別に示す。

中川川流域

- 1)崩壊地個数は、1923年(752個),1967年(422個),1978年(609個),1988年(329個),1999年(162個)となり、1923年と1978年に崩壊が多発し、近年は減少傾向にある。
- 2)崩壊面積は、1923年(906.537ha),1967年(43.761ha),1978年(82.141ha),1988年(40.435ha),1999年(18.266ha)と1923年に最大値を示し、崩壊数と同様の傾向を示しており、1972年の集中豪雨の影響と考えられる。
- 3)調査対象地の崩壊地は、平均崩壊面積0.12haと比較的小規模な崩壊地が大部分を占めている。しかし、関東大震災時には1.2haと約10倍にも達していた。
- 4)傾斜方向別・傾斜角別・標高別の崩壊地個数の分布、崩壊地密度の解析結果は、おのおの全斜面の分布割合に対応した崩壊地分布状況となっている。
- 5)標高毎の各年代の崩壊地個数を比較すると、標高1200m以下では1978年に増加し、それ以降の年代は減少傾向がみられるが、1200mを超えるとその傾向は見られず、各年代の差もほとんど見られなかった。これは1978年の崩壊の主な原因である1972年七月の集中豪雨が高標高では大きく影響しなかったと推測できる。全体的に高標高地や急斜面を除き比較的早く植生の回復が行われたためと考えられる。これは、1972年以降災害をもたらす気象事象による土砂移動現象が少なかったことと緑化等の治山工事が実施されたことが大きな要因と言える。しかし、高標高地に崩壊規模の大きい崩壊地が残存している。今後、崩壊地の斜面形状を凹型・凸型・平滑型の三つに分類するなど、地形・地質特性・土地利用形態と崩壊との関係について解析する必要がある。

玄倉川流域

- 1) 玄倉川流域の崩壊地は、その発生個数多いが、崩壊面積は5年代共に平均崩壊地面積約1haと小さい崩壊地が多い。
- 2) 標高1000m以上での高標高に崩壊地が多く、低標高に比べ高標高では崩壊地の回復速度が遅い事が確認できる。
- 3) 斜面傾斜が急になるほど崩壊発生の可能性が大きくなり、傾斜45°付近で最高値を示した。
- 4) 玄倉川流域の地質は、流域内の約40%を占めるトーナライトの地質での崩壊が多く、トーナライト地質分布も流域の標高700～900mの中腹部に広く分布している。
- 5) 1923年の崩壊斜面型(凸型)を除き、他の4年代で、平滑型、凹型地形で崩壊が多いことから、降雨による影響で特に崩壊が発生しやすいものと考えられる。平滑型地形で崩壊発生が多い理由としては、玄倉川流域の地形や地質などの様々な要因によるものと思われる。

以上の解析結果を踏まえ、丹沢山地において崩壊の発生や防止・軽減法については以下の事項が考えられる。

- a . 崩壊発生を未然に防止するための地盤安定工法が考えられる。しかし、地質分布としてトーナライトが流域全体の大部分を占め、斜面型が凹型・平滑型で非常に急峻な地形を呈しており、崩壊の発生を促す場が中・上流域で随所に見られ地盤の安定を促すことが非常に困難であることを考えるため、地域住民の生活範囲に近い下流域や中腹部でのハ - ド的工法による地盤安定の手段による崩壊発生の防止軽減が考えられる。また、年間土壌浸食量が比較的多いことから土壌の安定と雨撃等の浸食による土砂流亡を防ぐため落葉落枝管理を含め適切な森林管理を考える必要がある。
- b . 山地の崩壊により流出土砂の被害を軽減させるため、流域での適正なダム群の配置を考慮する必要がある。このためには丹沢山地における流域毎の流出土砂量と植生回復速度を地形・地質・植生・気象などの緒条件毎に考察し、堰堤工作物を含めた流域の管理システムの構築を行う必要がある。
- c . さらに崩壊跡地に対する流出土砂軽減について、崩壊の拡大防止と植生の回復を促進させるために植生工の導入が有効であると考えられる。しかし、施工対象地域は、解析結果より標高1200mを越す高標高に発生した崩壊地は回復までに比較的長時間をかけ回復することが確認されており、崩壊地の崩壊数も確実に減少していること、更に、高標高では山腹斜面が急傾斜でハ - ド的施工が困難であることを勘案

し、標高1200mを越す斜面への施工は特に困難であり、そのような場所での植生回復は自然の植生回復に頼るのが合理的であると思われる。崩壊跡地への植生工の導入は、丹沢山地の場合標高1000m近傍が限界ではないかと考えられる。

(9)参考文献

- 1) 太田猛彦(2004) 森林の多面的機能の評価．農林水産技術 研究ジャーナル Vol.27 No.5,5-10.社団法人 農林水産技術情報協会
- 2) 神奈川県農政部林務課編(1984) 神奈川の林政史．pp1-963
- 3) 砂防学会監修(1992) 砂防学講座第3巻 斜面の土砂移動現象，山海堂 pp1-357
- 4) 塚本良則(1992) 森林・水・土の保全 湿潤変動帯の水文地形学，朝倉書店 pp1-138
- 5) 沼本晋也・鈴木雅一・長友 幹・蔵治光一郎・佐倉詔夫・太田猛彦(1999) 航空写真を用いた崩壊地植生回復過程の検討 1970年房総南部集中豪雨による崩壊地の25年間の変遷．砂防学会誌 52(2)：pp14-20
- 6) 鈴木雅一(2001) 黒部川上流,廊下沢崩壊地の推移 航空写真を用いた崩壊発生後25年間の変化の検討．砂防学会誌 54(2)：pp13-18
- 7) 鈴木雅一(2002) 航空写真による最近57年間の丹沢山地北部の崩壊地と森林の変遷．砂防学会誌 54(5)：pp12-19
- 8) 山口伊佐夫・川邊 洋(1982) 地震による山地災害の特性．新砂防 35(2) pp3-15

2 丹沢山地での崩壊跡地における植生回復プロセス

- 玄倉川仲ノ沢流域の崩壊跡地を例として -

(1)はじめに

神奈川県北西部に位置する丹沢山地は、1923年の関東大震災やその後の豪雨により多くの崩壊地が発生した。その後、現在まで治山緑化事業により多くの崩壊斜面で緑が回復しており、空中写真で丹沢山塊を判読すると全域が樹冠部で覆われ昔からの崩壊跡地を確認することができない。また、当地域は崩れやすい地質（石英閃緑岩）と急峻な地形（平均傾斜 40 度）を有しているため、現地踏査を行うと未だに緑の回復速度が遅く、土砂の流出が継続している崩壊地が残存している箇所が多く確認できる。また、丹沢山地は、県土面積の約5分の1を占める約40,000haの一大山塊で、断層が多く縦走する地塊山地で、その小地塊に分割された断層山地が原因となり、地震動による崩落が多発する性質を持った山塊でもある。

植生は、標高800m前後を境に低標高部ではシイ、カシなどの暖温帯自然林、高標高部ではブナなどの冷温帯自然林に変化している。また、低標高域にはスギやヒノキなどの人工林の割合が多く、それ以外の場所も薪炭材として利用された二次林が多く存在する地域である。関東大震災により、尾根部や緩急斜面上に2～3m程度の口-ムが残存するだけで、急傾斜地に蓄積している新时期口-ムのほとんどが崩落、侵食され、現在では当時の様子を想像することが難しい状況となっている。

本研究は丹沢山地の山地崩壊の特徴を考慮に入れ、震災後 83 年を経た崩壊跡地での植生回復プロセスについて地形・地質面を考慮しながら、現存植生の侵入状況の調査を行った。なお、調査地は西丹沢山地玄倉川の仲ノ沢流域の2カ所の崩壊跡地で行った。

(2)調査地の概要

調査地1、2の概要

調査地は玄倉川仲ノ沢流域内に2箇所設定し、調査地内を崩壊域と崩壊域を取りまく集水域に区分した。集水域全体から崩壊域を除いた区域を非崩壊域とし、崩壊域と非崩壊域における比較も見た。両調査地の概要は表-1に示す。表-1より調査地1は、標高約800mに位置し、崩壊面積約1976.8m²、平均斜面傾斜角44.28度、最大傾斜52.9度の急傾斜を呈し、凹型で縦長の形状をしている。調査地2は標高約700mに位置し崩壊域全面積約2570m²の内の1100.9m²を調査対象とし、平均斜面傾斜角36.5度、最大傾斜55度と急傾斜である。調査対象域は凹型の形状を示し、多くの小さな尾根と谷が入り組み複雑な地形となっている。両調査地にも母岩である石英閃緑岩が随所で露出している。この石英閃緑岩は新第三紀層に属し風化しやすく崩れ易い特徴を持ち、基岩の露出に加え、凹部下部には侵食流亡した土砂の堆積が見られる。また、崩壊地周辺にはヒノキ人工林、落葉広葉樹の自然林が、非崩壊域の上部斜面には広葉樹の生育が多く見られる。両調査地ともに非崩壊域の尾根部には人工的に植えられた樹齢80年以内のヒノキが優占しており、その他イロハモミジ、ヤシャブシ、シキミなどの木本類が見られる。崩壊地内部にはヤシャブシ類、ウツギ類、イロハモミジなどの広葉樹が侵入して

いる。これら植生によって調査崩壊地は林冠により被覆されている。

表-1 調査地の概要

	調査地1	調査地2
標高	約800m	約700m
面積	約1926.8m ²	1100.9m ²
平均傾斜	44.28度	36.5度
最大傾斜	52.9度	55度
形状	一つの凹型	複数の凹型
母岩	石英閃緑岩	石英閃緑岩

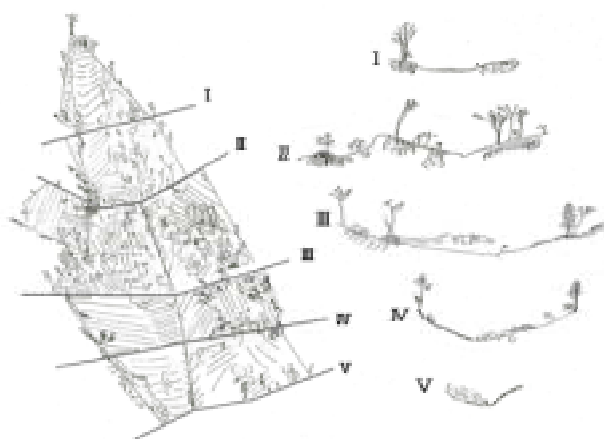


図-1 全体図（調査地1）

図-2 断面図（調査地1）

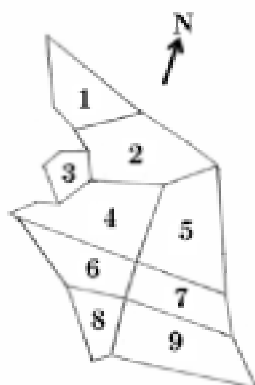


図-3 プロット位置図

図-1、2は、調査地1の崩壊全域内のスケッチ図で、図-2は、横断面の植生状況図を示す。源頭部である滑落崖はプロット1の上部とプロット3に存在し、基岩の露出、木本の侵入が無い裸地状の部分の占有率が多い。裸地の部分は上部及び尾根部から下部の谷に向かって滑らかに存在している。木本侵入は尾根近傍部と基岩の露出により土砂の流れが止められている箇所に見られた。図-2より調査地1は中心部が谷状の凹型の崩壊地であることが見られる。木本は断面 ~ のいずれにも尾根部に侵入しているが、谷部への侵入は見られない。崩壊域内の下部に位置する断面 Ⅴでは、集水域内から流れ出た土砂、リター、枯損木などの堆積が見られた。

写真-1は調査地1の全景写真で、尾根部に高木が、崩壊域内部に低木の木本類が見られる。林床の白色部が基岩の石英閃緑岩であり、緑色部はコケ類又は草で、茶色の部分はリター、土壌である。写真-2は調査地2の崩壊域全体写真を示す。調査地1と異なり、崩壊域内に凸部が幾つか存在する。谷幅は調査地1よりも狭く、調査地1と同様に谷部には木本の侵入がほとんど見られない。



写真-1 下部から見た全体の写真（調査地1）



写真-2 下部から見た全体の写真（調査地2）

航空写真から見た崩壊地の推移

調査地2の四年代の航空写真により崩壊地の推移を見た。また、GPSで調査域の緯度、経度、標高を計測し、それを基に地図と航空写真上で場所の特定を行った。なお、各年代の航空写真は簡易オルソ化により歪みや縮尺の矯正を行った。

使用した航空写真は表-2に示す。

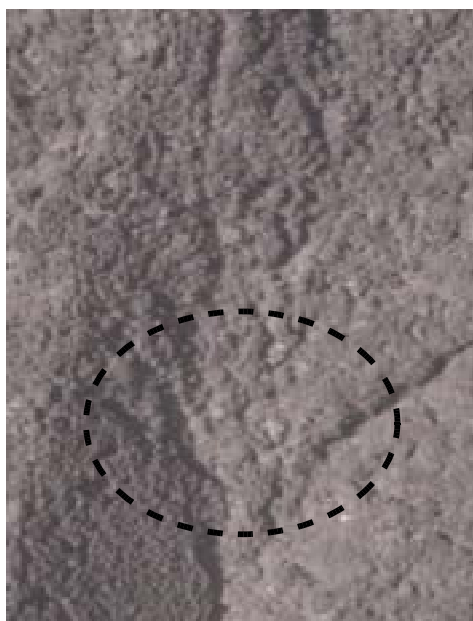


写真-3.1 1967年 縮尺：1/5000

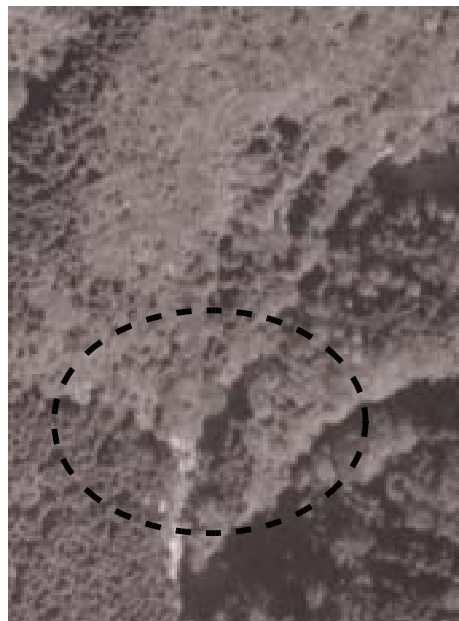


写真-3.2 1978年 縮尺：1/5000

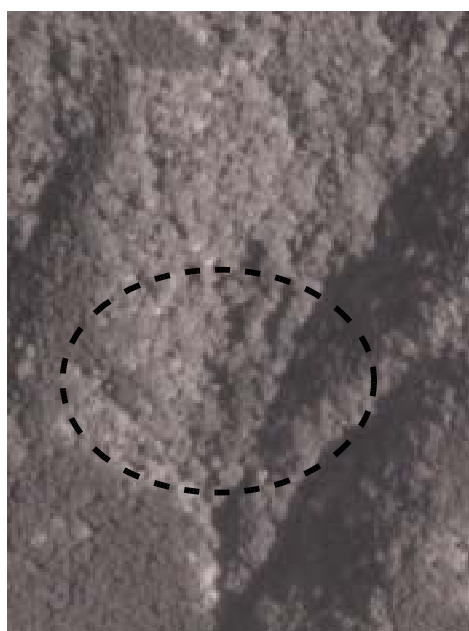


写真-3.3 1988年 縮尺：1/5000

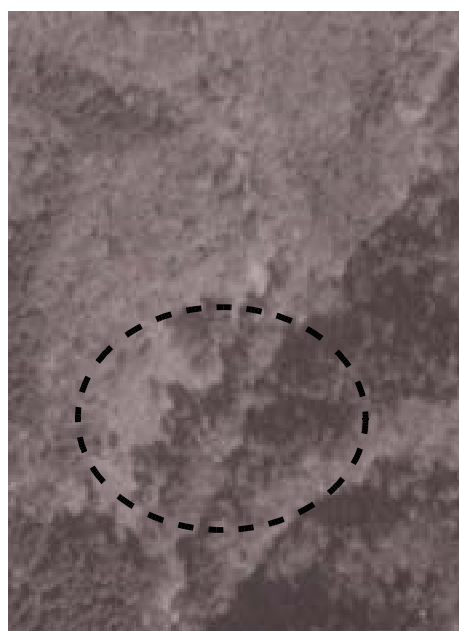


写真-3.4 1999年 縮尺：1/5000

調査地2地域一帯は関東大震災時(1923)に多くの崩壊が見られたが、1967年には各所に植生の回復部が見られるが、裸地部と思われる白色部が確認される。1978年は1967年と比べ、谷部に線状に白色部が確認できるが、これは昭和47年災の影響により崩壊が発生したものと考えられる。また、1988年、1999年には白色部が減少していることから、植生回復が順調に進行してことがわかる。現在、航空写真上からは樹冠で覆われ崩壊地の確認できない。

表-2 航空写真の撮影時期と撮影機関

撮影機関	写真番号
建設省国土地理院	MKT-67-05X-003-7,8
建設省国土地理院	CKT-77-02-003-9,10
建設省国土地理院	MKT-88-02X-003-8,9
建設省国土地理院	CKT-99-03X-002-5,6

(3)調査域内の計測

地形計測と土壌計測

崩壊地周縁の測量は調査崩壊域と集水域を対象とした。集水域は尾根沿いに設定し、集水域内に存在する崩壊域の範囲は滑落崖の位置を参考に設定した。なお、調査地1では崩壊域を傾斜角度別に9ブロックに区分した。そして、崩壊地内の微地形計測を行った。調査法として調査地1ではメッシュ法、調査地2ではコンパス法を用いた。メッシュ法は各プロットに分けたラインを利用し、メジャーによりラインからの水平距離を計測した。また、コンパス法はポケットコンパス、メジャーを用い、崩壊域、集水域沿いに10m間隔毎に方位、高低角、斜距離を計測した。その点を側点とし、崩壊域内部の谷線、尾根線、傾斜変換点において側点から同様に測量を行った。この測量結果を元に、TNTmipsを用いて1m間隔の等高線の地形図を作成した。次に、下層植生の被度の度合と生育基盤である土壌との関係を知るために表層土深度と土壌硬度を測定した。表層土深度は検土杖を、土壌硬度は山中式土壌硬度計を用いた。

崩壊跡地での植生調査

崩壊跡地の植生の侵入状況を把握するため、崩壊跡地に自生している木本種について植生調査を行った。計測・解析項目として、1)調査域内の侵入樹種の同定、2)樹木位置図作成、3)樹高計測、4)胸高直径計測、5)樹幹投影図作成、6)樹齢測定、7)下層植生の被度の算出を行った。

- 1) 樹種の同定：調査域に自生している木本類の同定には、調査域で採取した木本類の樹葉、現地で撮影した樹葉及び樹皮の写真を木本図鑑、インターネットの樹種のサイトを利用した。同定に際して各樹種の分布地域、生育環境、形態、生育特性、葉、樹皮の形態の違い等に留意し同定を行った。
- 2) 樹木位置図：崩壊域内での樹種の侵入遷移の相違、傾斜角と侵入種の間接関係を知るために崩壊域内の各木本間の自生位置を求め、TNTmipsで樹木位置図を作図した。

- 3) 樹高：樹高の計測には、グラスファイバー製の逆目盛検測尺（8m）レザースおよび目測により測定した。
- 4) 胸高直径：胸高直径は、測定木の地上1.2mの胸高位置を直径巻尺により測定した。
- 5) 樹冠投影図：樹冠を八方位に分割し、コンパスを用いて測定し、TNTmipsで作図した樹木位置図上に樹冠の形状を作成した。
- 6) 樹齢：調査地の崩壊年を知る手段として成長錐による崩壊域内の樹齢測定を行った。調査では、崩壊域、非崩壊域それぞれ優占度の高い順に5種、また、胸高直径の値をもとに1種につき5本をランダムに選び採取した。採取した材片から年輪を読み取り、木本の中心までの年輪が得られていないものは材片の長さを年輪数で除し、さらに木の直径値をこの値で除した値の半分を木の樹齢として計算する。
- 7) 下層植生の被度：崩壊地における下層植生の定着状態を知るため、20×20cmの格子内の下層植生をデジタルカメラで崩壊域内を傾斜30度、30～45度、45度以上に分けて撮影した。また、崩壊域との植生比較のため、非崩壊域の下層植生の画像をPhotoShopを用い緑色部分を抽出し、モノクロで緑色部分を黒色に変換し、TNTmipsで格子内にある緑色部分の割合を計算した。

(4) 結果および考察

(4)-1 調査地1の地形と植生の概要

地形の概要

図-4にTNTmipsを用いて作図した調査地1の全体図を示す。黄線は非崩壊域、橙線は崩壊域を表している。調査地1は凹地形を呈し中心部に谷筋が通る崩壊域であり、滑落崖が崩壊域上部のプロット1、3の源頭部に見られる。崩壊域各部位の地形傾斜を見ると、

表-3 調査地1の地形・地質

標高	約800m
面積	約1926.8m ²
平均傾斜	44.28度
最大傾斜	52.9度
形状	凹型
母岩	石英閃緑岩

プロット1、2、3の崩壊域上部の平均傾斜角は44.3度、プロット4、5の崩壊域中部の平均傾斜角は49.9度、プロット6、7、8、9の崩壊域下部では平均傾斜角は41.5度で、崩壊域中部が最も急傾斜を呈し、崩壊域下部は比較的崩壊域下部は比較的なだらかな地形である。表-3より、最大傾斜は52.9度と崩壊域中部に現れるが、岩石の露出により階段状を形成し緩やかな平面が存在する。また、図-4からも極端な急傾斜は見られず、崩壊域上部から下部にかけて直線的に形状になっており、比較的植生が定着しやすい環境にあると考えられる。

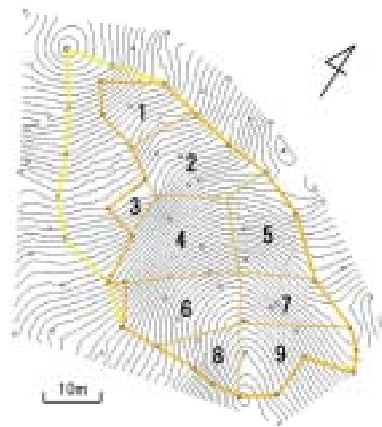


図-4 調査地 の全体図

写真-5 はプロット1の源頭部で上方が滑落崖になっている。写真-6 は木本が全く見られない崩壊域下部(凹部)の状態を示し、写真-7 は尾根部に高木で胸高直径が太い木本が存在している。



写真-5 崩壊源頭部 (調査地1)



写真-6 崩壊域下部 (調査地1)

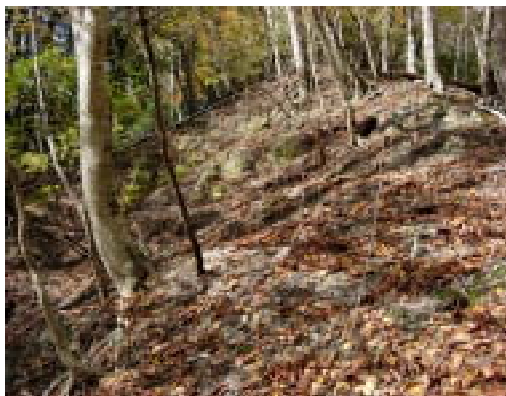


写真-7 尾根部 (調査地1)

調査地 での出現侵入樹種・本数・耐陰性と優占度

表-4に調査地1の崩壊域で観察された木本の樹種、耐陰性、木本数、優占度を示す。耐陰性別の出現木本樹種を見ると、調査地1ではヤシャブシ類、ウツギ類などの乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ先駆種、エンコウカエデ、ミズメなどの陽樹、イロハモミジ、クマシデ、アセビなどの中庸樹が見られた。陰樹は、イヌブナとカヤの2種である。優占度の高い樹種は、ウツギ類、ヤシャブシ類、ヒノキ、アセビ、イヌブナ、クマシデ、トウゴクミツバツツジである。崩壊域の相観は全体的に高木、亜高木層は落葉広葉樹が占め、低木層は厳しい環境でも耐え育つウツギ類や、その他の陽樹、中庸樹が見られる。

表-4、調査地の樹種、木本数、優占度、耐陰性

調査地1 (崩壊域)

プロット番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9			
樹種名	本数									合計本数	優占度(%)	耐陰性
ウツギ	-	5	-	24	4	-	6	-	3	42	12	陽
オオバヤシャブシ	5	1	1	12	3	-	3	-	3	28	8	陽
ヒノキ	-	-	2	1	7	2	6	1	7	26	7.4	陽
ヒメヤシャブシ	-	6	3	1	6	2	5	1	1	25	7.1	陽
ヤシャブシ	3	7	-	4	-	1	2	-	1	18	5.1	陽
エンコウカエデ	1	3	-	3	1	-	1	-	2	11	3.1	陽
リョウブ	2	7	-	-	-	-	-	-	-	9	2.6	陽
マメザクラ	2	3	1	1	-	-	1	-	-	8	2.3	陽
ミズメ	-	-	1	1	3	1	1	-	-	7	2	陽
アカメガシワ	-	-	-	5	1	-	-	-	-	6	1.7	陽
ケヤキ	-	-	-	5	-	-	1	-	-	6	1.7	陽
ハリギリ	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	0.3	陽
ミズナラ	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.3	陽
イロハモミジ	4	4	-	12	5	-	1	1	4	31	8.8	中庸
アセビ	1	2	-	3	12	-	6	-	2	26	7.4	中庸
クマシデ	1	3	1	4	3	-	3	1	3	19	5.4	中庸
トウゴクミツバツツジ	5	5	1	3	4	-	1	-	-	19	5.4	中庸
シロヤシロ	2	1	-	10	2	-	-	-	-	15	4.3	中庸
コハウチワカエデ	1	2	-	1	-	-	-	-	2	6	1.7	中庸
イヌシデ	-	-	-	3	2	-	-	-	1	6	1.7	中庸
タブノキ	-	-	-	1	-	-	-	1	-	2	0.6	中庸
ミズキ	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	0.6	中庸
イヌツゲ	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	0.6	中庸
イヌブナ	4	7	1	2	4	-	3	1	3	25	7.1	陰
カヤ	-	-	-	2	1	-	1	3	-	7	2	陰
ブナ	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3	0.9	陰
合計	31	56	11	101	58	7	41	12	34	351	100	

崩壊地への侵入木本類の分布

図-5 にTNTmipsで作図した調査地の全体図を示す。崩壊域上部、中部、下部別の平均立木密度を見ると上部0.16本/m²、中部0.25本/m²、下部0.12本/m²中部0.25本/m²、

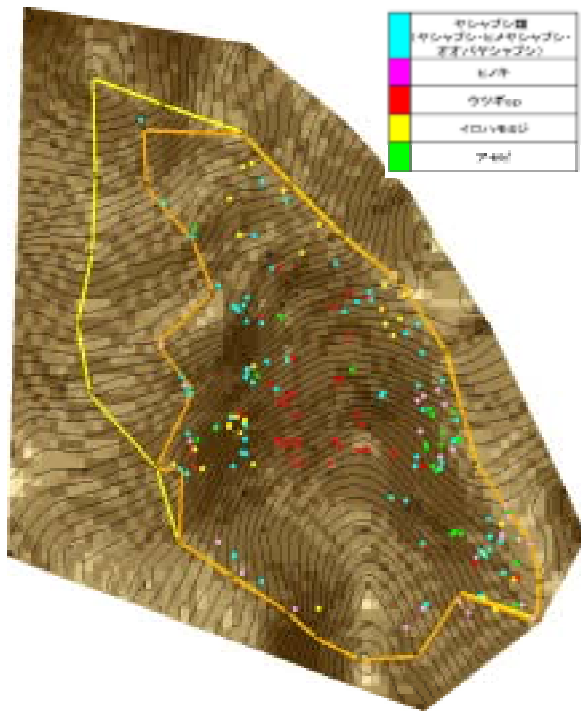


図-5 主な侵入樹種の分布状況

下部0.12本/m²となっている。その結果、崩壊中部が最も急傾斜を呈しているが、中部の微地形が基岩の露出によって階段状に形成しているため侵入木本類の数が多く存在していることが特徴である。下部には中部のように階段状の基岩の露出が存在せず、長大斜面を形成しているため飛来、侵入した木本種子が流亡し、定着率が低くなっている。そのため、尾根部の周辺しか木本が存在しない。また、下部では上部から土砂が流亡し堆積部を形成していることから、常に土砂の供給が継続しているため、緩やかな平面であるが植生の定着が阻害されていると考えられる。崩壊域の主な構成樹種として、ヤシヤブシ類、イロハモミジ、ヒノキ、ウツギ類、アセビがあり、乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ先駆樹種や陽樹が

多く見られた。崩壊域中心部の凹部周辺では平均樹高が3m程度のウツギ類が優占し、崩壊域周縁ではヤシヤブシ類やイロハモミジ、ヒノキ、アセビ、イヌブナ、クマシデ、トウゴクミツバツツジなど様々な樹種が見られる。ウツギ類は乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ陽樹であるため、崩壊域内においても生育することの出来る崩壊地に適した木本であることが伺える。非崩壊域では、ヒノキ、クマシデ、イロハモミジ、アセビ、カエデ類の順で出現していた。また、崩壊域ではウツギ類が優先しているのに対して、非崩壊域ではウツギ類が見られず、ヒノキ植栽木が多く存在している。これは、崩壊域周辺部で実施されているヒノキの植栽が非崩壊域まで及んだためと考えられる。また、ウツギ類が非崩壊域に点在していない理由として、非崩壊域が樹冠で被覆されており、日当たりのよい場所を好み、厳しい環境下に耐え育ち成長が早いウツギ類の侵入を阻害しているためと考えられる。

耐陰性別に見た樹高階、胸高直径階別木本数

図-6、7と表-5は調査地の出現木本を耐陰性により陽樹、中庸樹、陰樹に分類するとともに、樹高階別、胸高直径階別に木本数を表している。また、mipsを用いて作図した樹高階別、胸高直径階別の樹種分布を図-8～13に示す。図-6、7と図-8～13を見ると、低木層、小径木ともに陰樹の木本数が極端に少なく、高木層、大径木においては陽樹、中庸樹、陰樹ともに木本数が少ない。また、図-7で、全体的に直径が小さい木本の数が多く、小径木では陰樹は少なく、陽樹と中庸樹がほぼ同数確認できた。

表-5 耐陰性別の構成割合

耐陰性	崩壊域			合計
	陽樹	中庸樹	陰樹	
種数	13	10	3	26
木本数(本)	188	128	35	351
優占度(%)	53.6	36.5	10	100

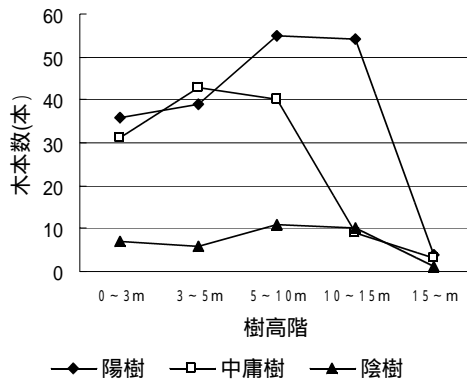


図-6 樹高階別木本数(崩壊域)

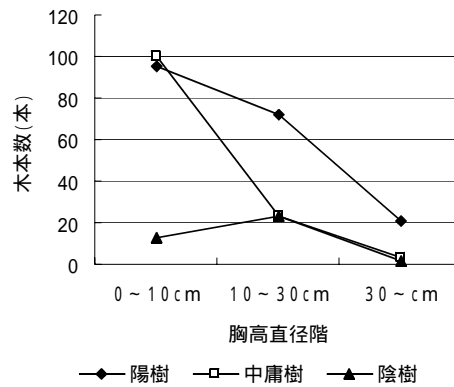


図-7 胸高直径階別木本数(崩壊域)

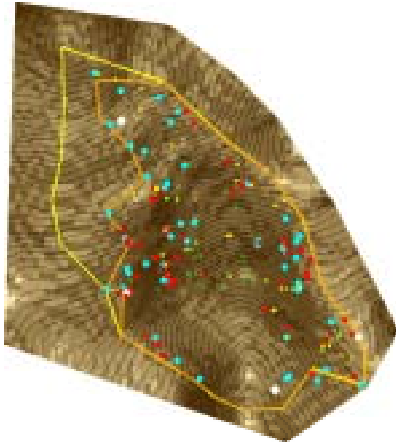


図-8 樹高階別樹種分布(陽樹)

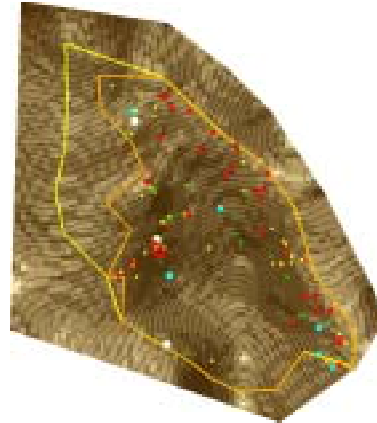


図-9 樹高階別樹種分布(中庸樹)

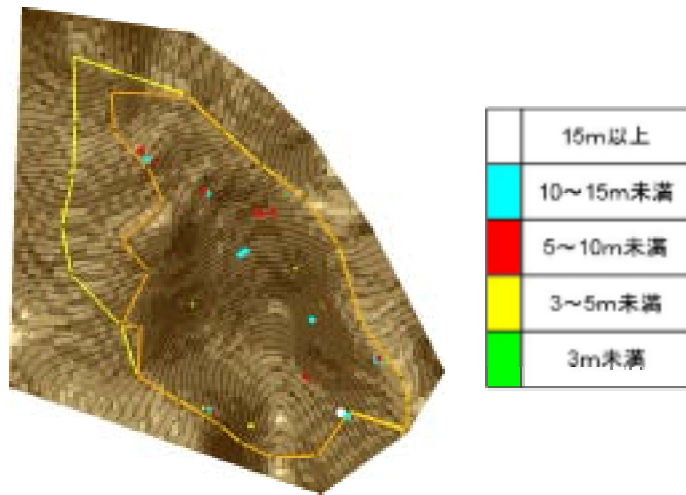


圖-10 樹高階別樹種分布（陰樹）

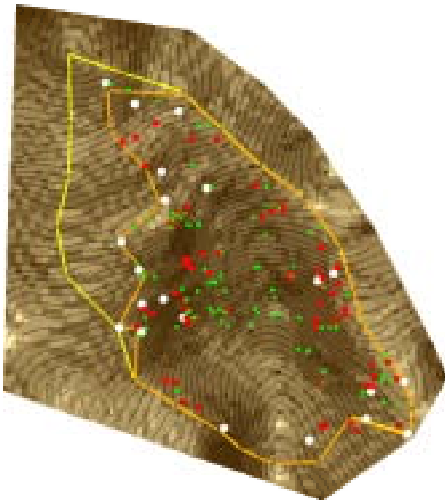


圖-11 胸高直径階別樹種分布（陽樹）

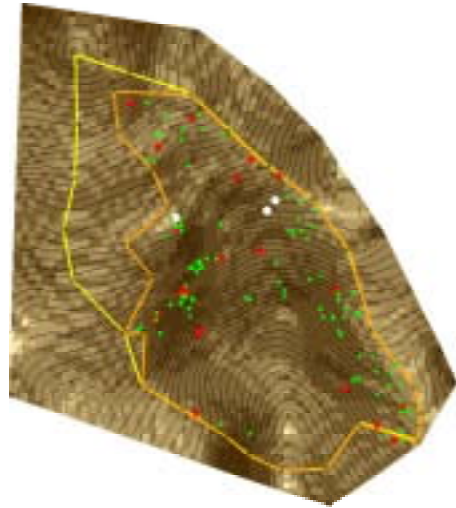


圖-12 胸高直径階別樹種分布（中庸樹）

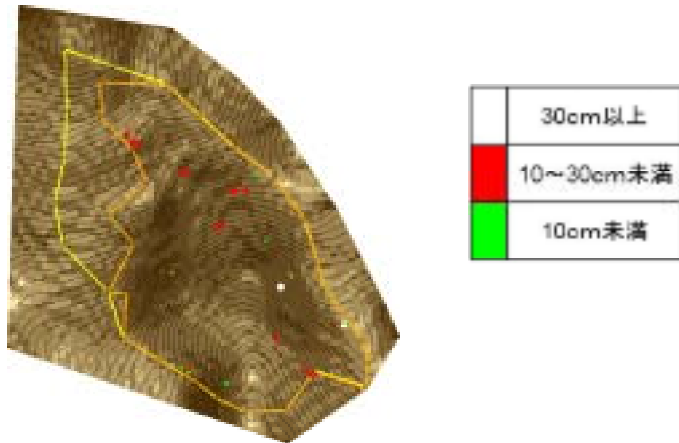


圖-13 胸高直径階別樹種分布（陰樹）

図-8、9、10は樹高階毎の木本分布を耐陰性別に分けた図である。図-6、7のグラフと同様に陽樹が高木層を優占し、また崩壊域内部まで侵入しているのは陽樹である。崩壊域内部の木本の大半が低木で、高木は尾根部付近に見られる。また陽樹のあとを追うように中陽樹が侵入している様子が見られる。図-11、12、13の耐陰性毎に見た胸高直径階別の木本分布でも類似した傾向が読み取れる。

崩壊部への樹冠の投影形態

崩壊跡地への植生侵入を誘発する因子の一つに地表面への日射量があり、樹冠開空部の割合により地上部に入射する日射量に量的な変化をもたらす。その差により下層植生の成長に差異をもたらす。調査地1の崩壊域内部への樹冠投影形態を図-14に示す。この図より崩壊域内全域が樹冠部で被覆されていることが分かる。しかし、これらは尾根部の木本類が形成する樹冠が大部分を占めていた。崩壊域中心部下方の凹部に開空部が見られ、凹部への木本侵入は認められない。この原因として、降雨により斜面上方で侵食生産された土砂の供給が絶えず起こり、植生の定着が阻害されるためと考えられる。また、当調査地の特徴として図-5の侵入樹種の分布状況と照合すると、樹冠の重なり度合が少なく入射部にウツギ類が多く侵入していることが確認された。

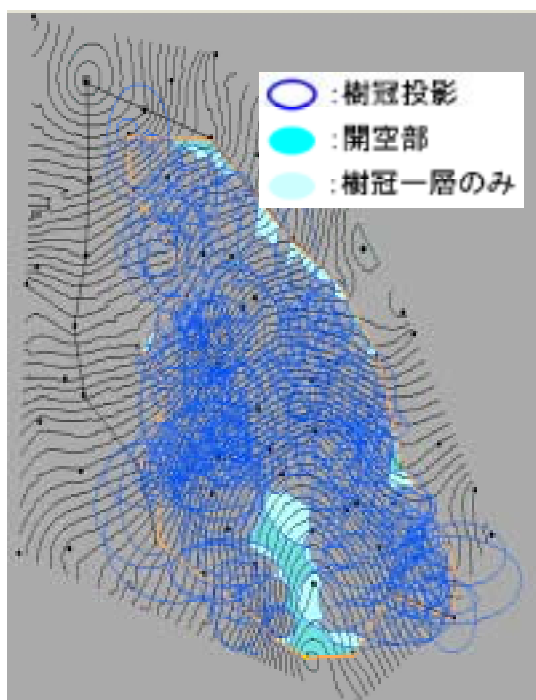


図-14 樹冠投影図

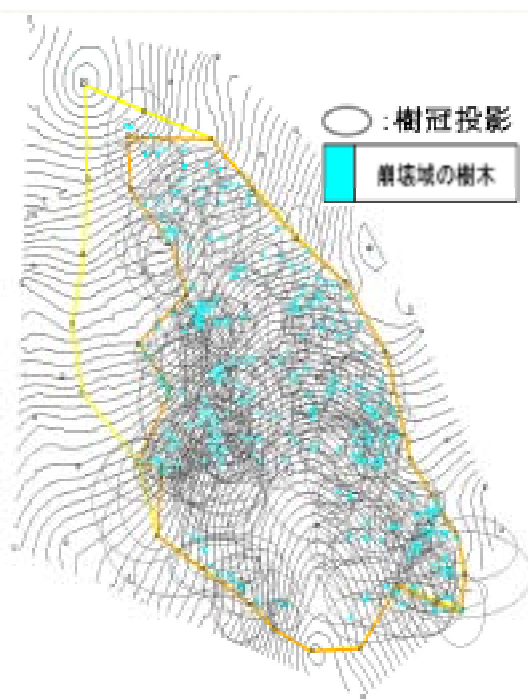


図-15 樹冠投影図と木本位置図の関係

図-15より木本位置と樹冠部の広がりを見ると、樹冠部は木本の生育位置より、凹部の谷方向に樹冠の占有部が偏っている。これは、木本の生育過程で多くの日射を必要とするために、木本定着本数が少なく樹冠占有面積が小さい崩壊域凹部に樹冠が広がったためと考えられる。

(4)-2 調査地 2 の地形と植生の概要

調査地内の地形概要

表-6 調査地2の概要

標高	約700m
面積	1100.9m ²
平均傾斜	36.5度
最大傾斜	55度
形状	複数の凹型
母岩	石英閃緑岩

図-16は、TNTmipsを用いて作図した調査地2の全体図である。黄線は非崩壊域、橙線は崩壊域、赤線は調査域を表している。調査地2は写真-2、8からも幾つかの崩壊部からなる複合的な崩壊域である。また、調査崩壊域の源頭部に滑落崖が見られ急傾斜を呈しているが、谷筋付近は土砂が溜まりなだらかな形状を呈している。最大傾斜角55度、平均傾斜角36.5度と急峻な地形である。このように、崩壊域全体に急傾斜地が多く存在し、風化した基岩が露出しているため、降雨による土壌の流出が頻繁に起こり植生の定着を阻害している。

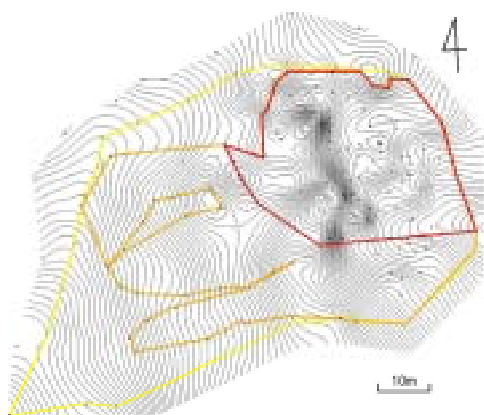


図-16 調査地 2 の全体図

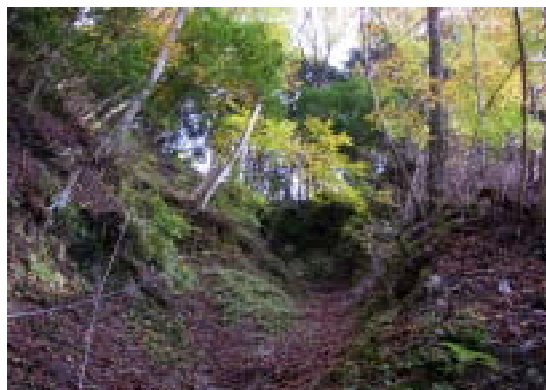


写真-8 崩壊域：下から見た写真(調査地2)



写真-9 非崩壊域：ヒノキ林(調査地2)

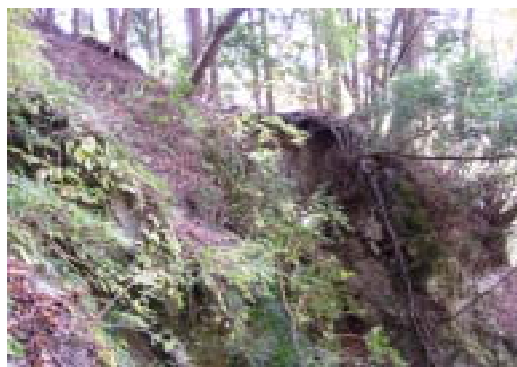


写真-10 急傾斜地(調査地2)

崩壊域と非崩壊域での木本種・木本数と耐陰性・優占度について

崩壊域、非崩壊域で見られた木本の樹種、耐陰性、木本数、優占度を表-7、8に示す。崩壊域内の陰樹は、シキミ、ウラジロガシ、アカガシなどイヌブナ、カヤを含め、7種観察され、水気を好むサワシバも確認された。崩壊域に見られた31種の木本の内、イロハモミジ>シキミ>イヌブナ>ヤシャブシ>ミズメの順に優占度が高く。非崩壊域では、全17種の木本の内、ヒノキ>シキミ>エンコウカエデ>アセビ>ウラジロガシの順である。崩壊域全体では高木、亜高木層が落葉広葉樹で占め、低木層は落葉性の木本よりも常緑性の木本が目立って見られた。非崩壊域では高木、亜高木層はヒノキとカエデ類が多く、低木層はシキミが多く確認されている。

表-7 崩壊域

崩壊域			
樹種	本数	優占度	耐陰性
ヤシャブシ	12	6.74	陽
ミズメ	11	6.18	陽
ウツギ	9	5.06	陽
ヒメヤシャブシ	7	3.93	陽
エンコウカエデ	7	3.93	陽
ヒノキ	5	2.81	陽
ヤマツツジ	3	1.69	陽
ミズナラ	2	1.12	陽
マルバウツギ	1	0.56	陽
コゴメウツギ	1	0.56	陽
アカメガシワ	1	0.56	陽
イロハモミジ	22	12.36	中
サワシバ	8	4.49	中
アワブキ	7	3.93	中
シラキ	5	2.81	中
シラカシ	5	2.81	中
クマシデ	5	2.81	中
トチノキ	3	1.69	中
アセビ	3	1.69	中
イヌシデ	2	1.12	中
アラカシ	2	1.12	中
ミヤマガマズミ	1	0.56	中
ミツバツツジ	1	0.56	中
アサダ	1	0.56	中
シキミ	13	7.30	陰
イヌブナ	13	7.30	陰
ウラジロガシ	9	5.06	陰
カヤ	8	4.49	陰

表-8 非崩壊域

非崩壊域			
樹種	本数	優占度	耐陰性
ヒノキ	29	29.59	陽
エンコウカエデ	11	11.22	陽
ミズメ	3	3.06	陽
ミズナラ	3	3.06	陽
ウツギ	1	1.02	陽
アセビ	8	8.16	中
サワシバ	5	5.10	中
イロハモミジ	5	5.10	中
クマシデ	3	3.06	中
コハウチワカエデ	2	2.04	中
イヌシデ	2	2.04	中
ヤマツツジ	1	1.02	中
シラキ	1	1.02	中
イヌツゲ	1	1.02	中
シキミ	13	13.27	陰
ウラジロガシ	7	7.14	陰
イヌブナ	3	3.06	陰
合計	98	-	-

ブナ	5	2.81	陰
アカガシ	5	2.81	陰
ヤマアジサイ	1	0.56	陰
合計	178	-	-

侵入木本の位置

図-17 にTNTmipsで作図した調査地2の全体図と侵入木本の位置図を示す。崩壊域内の木本類は尾根部付近に集中しており谷部には見られない。その原因として、前述したように基岩が崩れやすい石英閃緑岩で成り全体的に急斜面が多く、土砂移動が頻繁に起こり植生侵入を困難にしているためと考えられる。

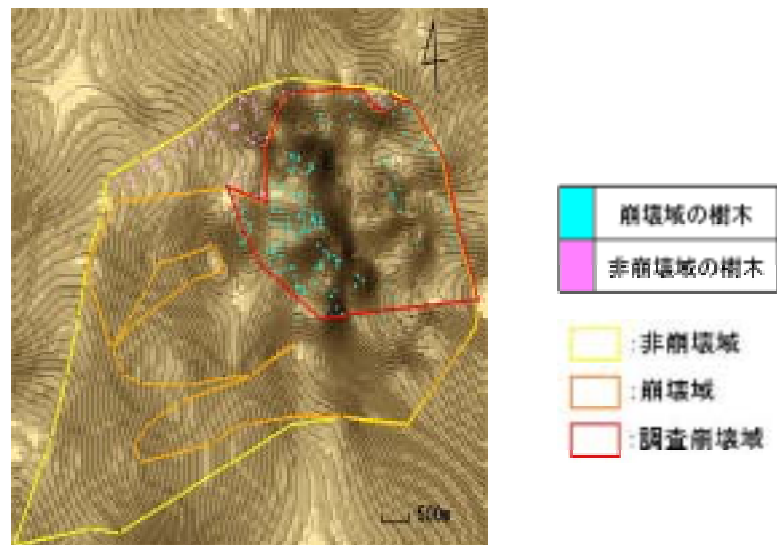


図-17 調査地2での侵入木本の位置図

崩壊跡地に侵入している主な樹種の分布

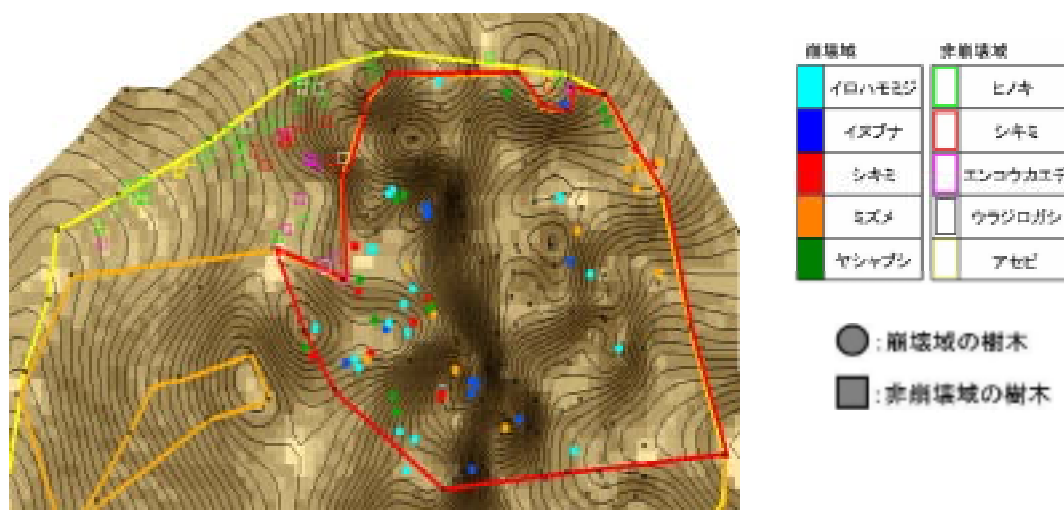


図-18 主な侵入樹種の分布状況

図-18 に調査地2での主な侵入樹種の分布を示す。崩壊域では、イロハモミジ、イヌブナ、シキミ、ミズメ、ヤシャブシ類が多く見られ、非崩壊域では、ヒノキ>シキ

ミ>エンコウカエデ>ウラジロガシ>アセビの順に侵入樹種が出現している。なお、崩壊域での優占種がイロハモミジであるのに対し、非崩壊域ではヒノキの出現が特に見られた。

耐陰性別に見た樹高階、胸高直径階別木本数

表-9 耐陰性別の構成割合

耐陰性	崩壊域			合計
	陽樹	中庸樹	陰樹	
種数	11	13	7	31
木本数(本)	59	65	54	178
優占度(%)	33.15	36.52	30.34	100
耐陰性	非崩壊域			合計
	陽樹	中庸樹	陰樹	
種数	5	9	3	17
木本数(本)	47	28	23	98
優占度(%)	47.96	28.57	23.47	100

図-19 ~ 22 と表-9 は調査地の出現木本を耐陰性により陽樹、中庸樹、陰樹に分類するとともに、樹高階別、胸高直径階別に木本数を表している。また、mipsを用いて作図した樹高階別、胸高直径階別の樹種分布を図-23 ~ 28 に示す。図-19、20 において、崩壊域、非崩壊域の耐陰性別ごとの各樹高階別木本数の分布は、両区とも樹高10m以上の高木、亜高木層では陽樹が優占し、樹高5m以下の低木層では陰樹が優占しており、崩壊域と非崩壊域ともに低木層では陰樹が優先し、高木になるに従って中庸樹、陽樹へと優先順位が変わる傾向を示している。崩壊域では陽樹が59本、中庸樹が65本、陰樹が54本で、非崩壊域では陽樹が47本、中庸樹が28本、陰樹が23本認められた。崩壊域では樹高5~10mの階層に中庸樹が多く、非崩壊域では高木層に陽樹が多いのが特徴である。また、両区域ともに低木層に陽樹、中庸樹よりも陰樹が多く侵入してきている。

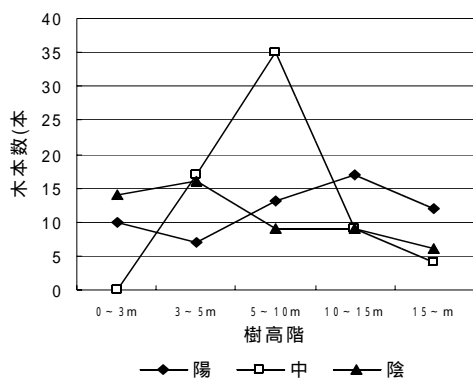


図-1925 樹高階別木本数 (崩壊域)

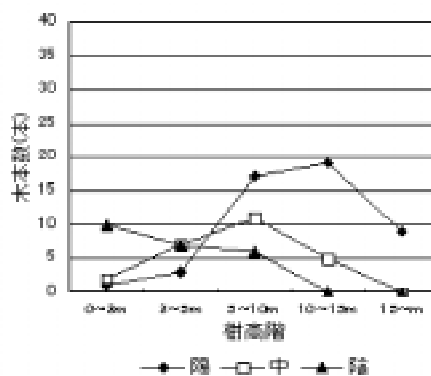


図-2026 樹高階別木本数 (非崩壊域)

図-21、26、27、28の崩壊域の胸高直径階別の木本数の推移と分布を見ると、全体的に直径の小さい木本数が多くなり、陽樹の小径木の侵入が減ってきている。非崩壊域では、陽樹のヒノキの大径木と、陰樹のシキミの小径木が目立った。

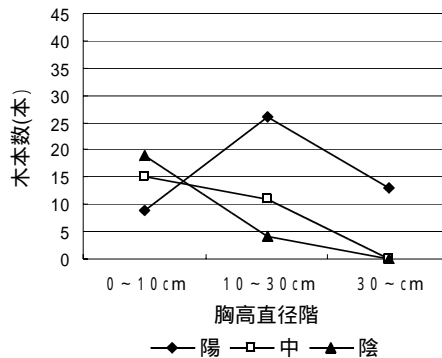
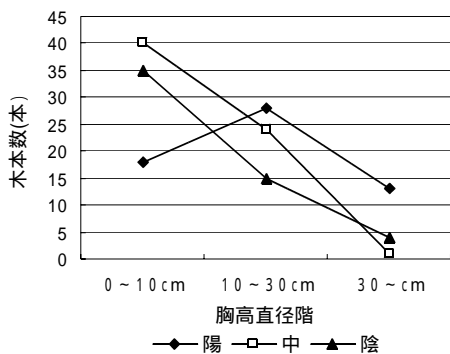


図-21 胸高直径階別木本数（崩壊域）

図-22 胸高直径階別木本数（非崩壊域）

図-23、24、25の耐陰性毎に見た樹高階別の木本分布を見ると、崩壊域内の尾根部に陽樹、中庸樹、陰樹がそれぞれ一様に分布している。崩壊域内では高木層は陽樹、亜高木層は中庸樹、低木層は陰樹がそれぞれ優占している。図-26、27、28の耐陰性毎に見た胸高直径階別の木本分布を見ると、崩壊域では陽樹、中庸樹、陰樹の順に優占する胸高直径階が細くなっている。集水域では陽樹の太い木が優占している。

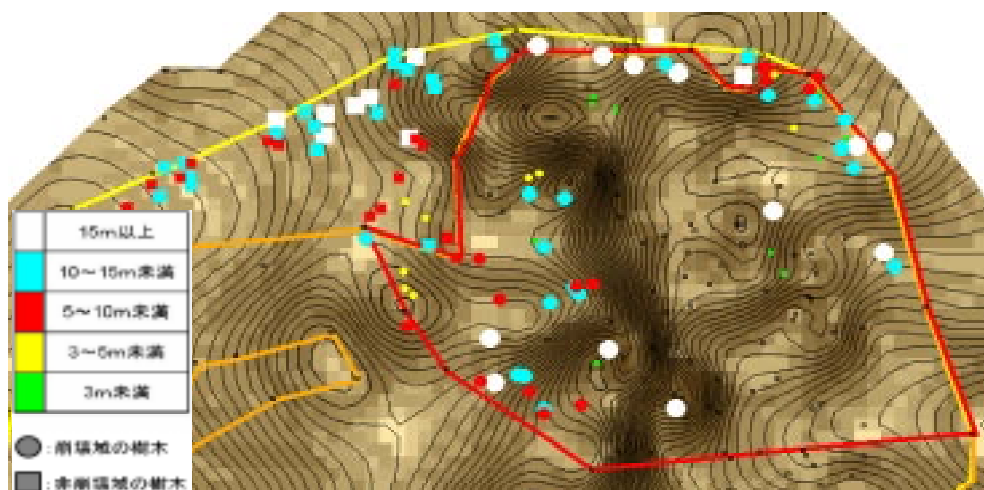


図-23 樹高階別木本分布 陽樹

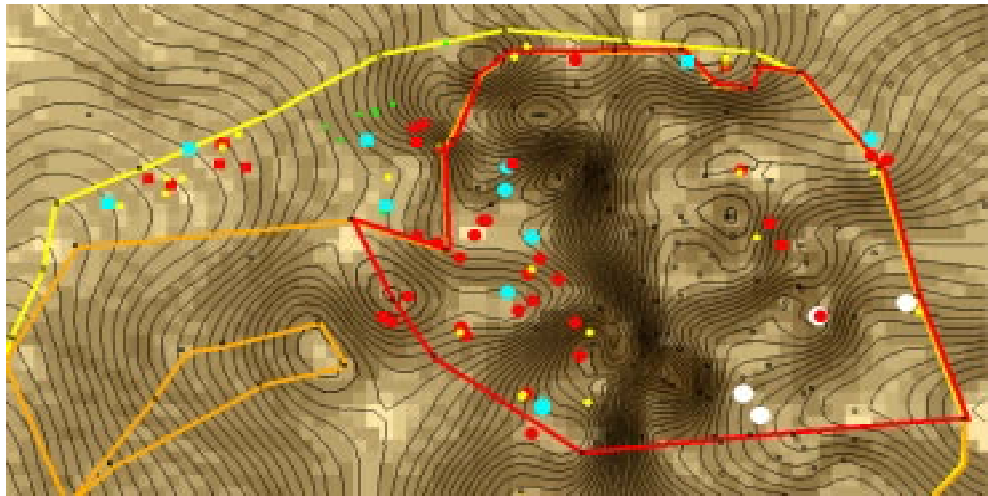


図-24 樹高階別木本分布 中庸樹

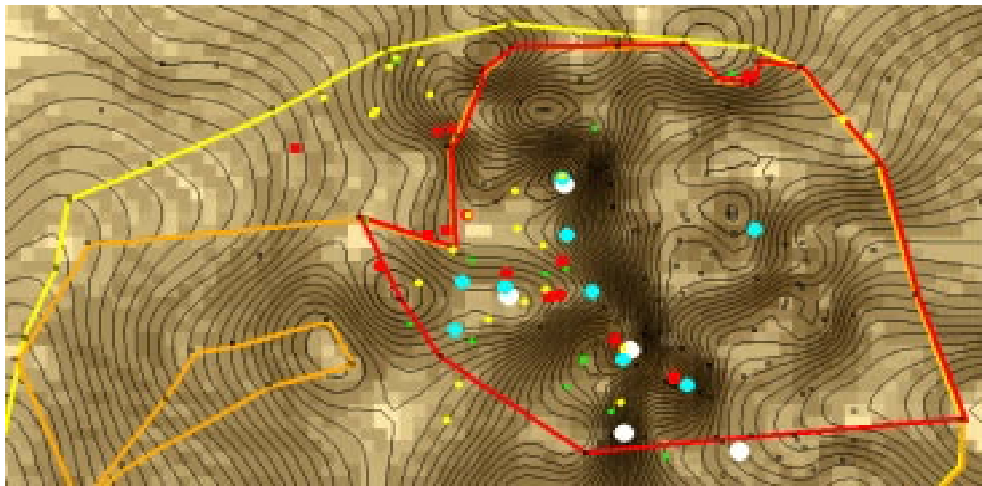


図-25 樹高階別木本分布 陰樹

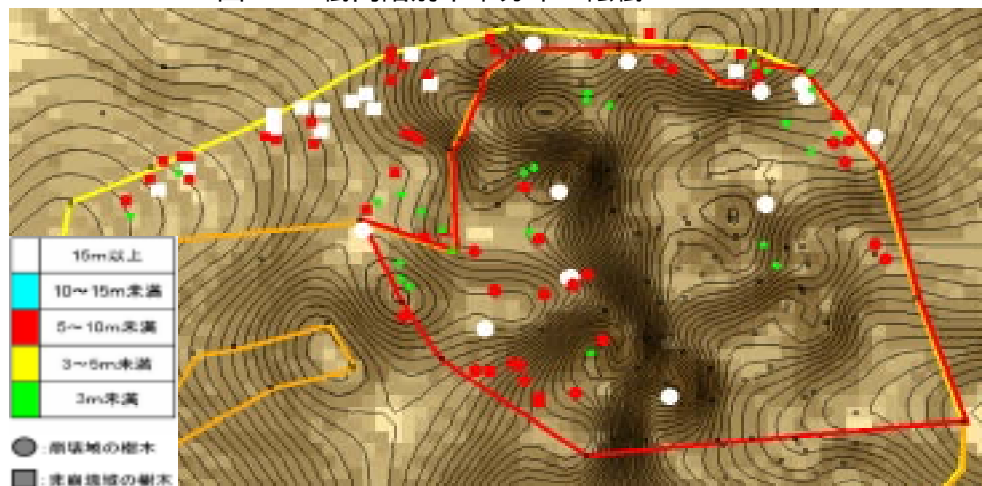


図-26 胸高直径階別木本数 陽樹

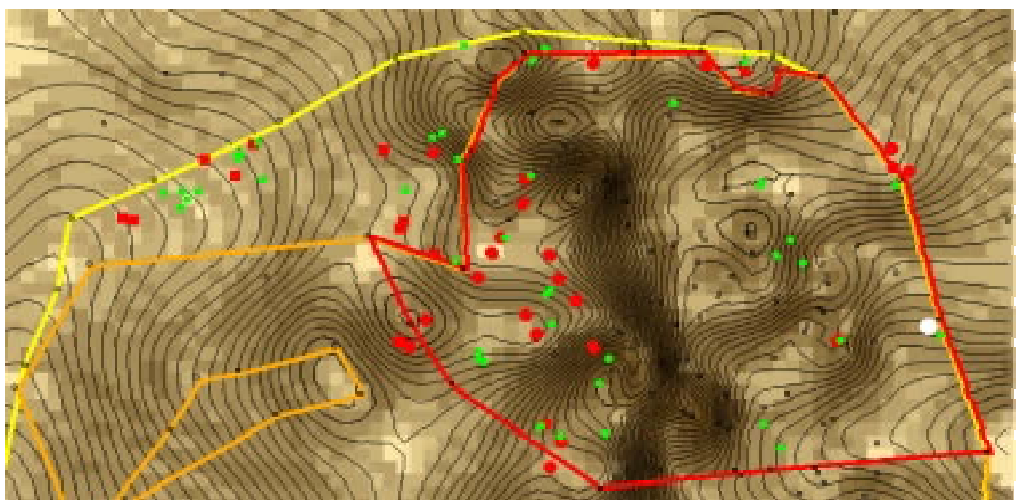


図-27 胸高直径階別木本数 中庸樹

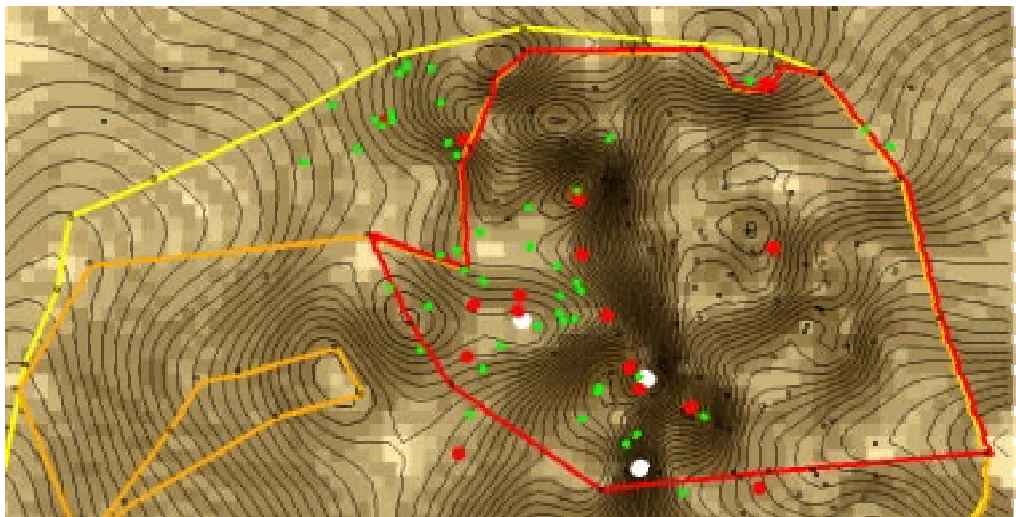


図-28 胸高直径階別木本数 陰樹

崩壊部への樹冠の投影形態

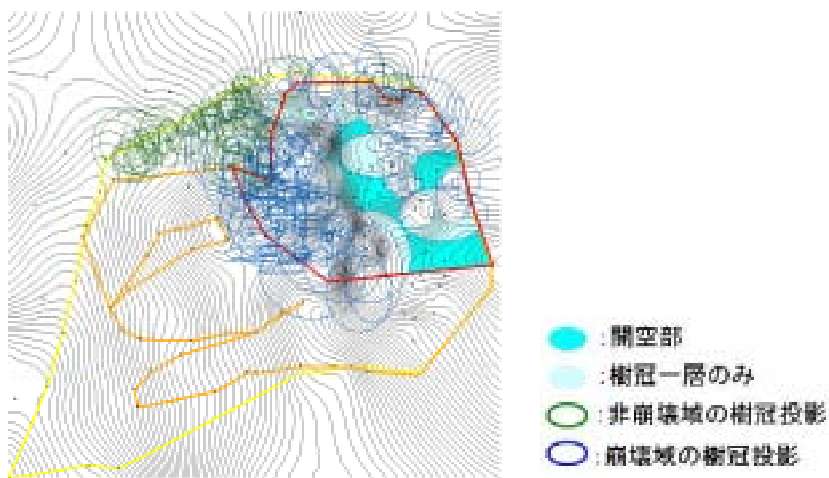


図-29 調査地 2 の樹冠投影図と開空部

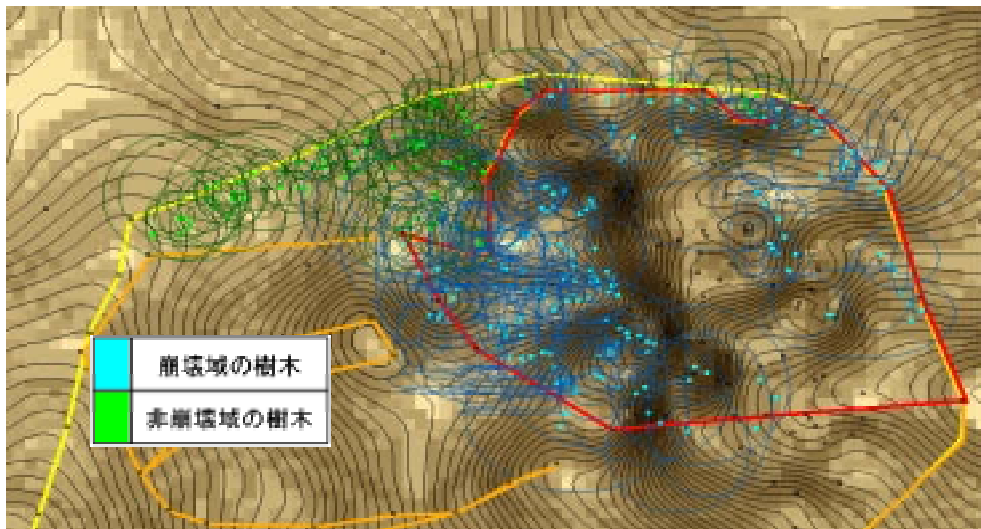


図-30 樹冠投影図と木本位置図の関係

図-29 に調査地2の樹冠開空部の状態を示す。この図より樹冠は木本の生育位置より凹部の谷に向かって広がり、開空部が凹部に集中している。また、図-30 に示すように、崩壊域中心部は木本が全く見られないのに対して尾根部では開空部が見られない。また、図-14 の調査地1の樹冠の投影形態と比較すると、調査地2に開空部面積が多く有している。これは、調査地2の地形が急峻で土壌の流亡が頻繁に生じるため、調査地1に自生している乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ先駆樹種や陽樹にとっても生育が困難な環境にあるためであると考えられる。

成長錐を用いての崩壊地発生年の推定

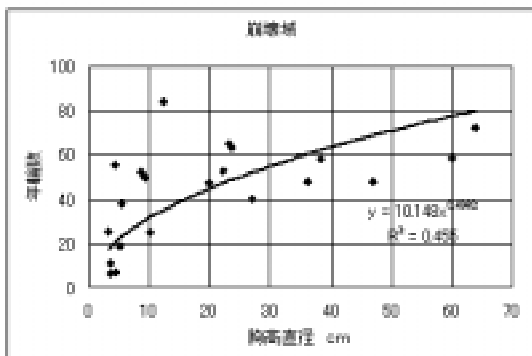


図-31 胸高直径と年輪の関係（崩壊域）

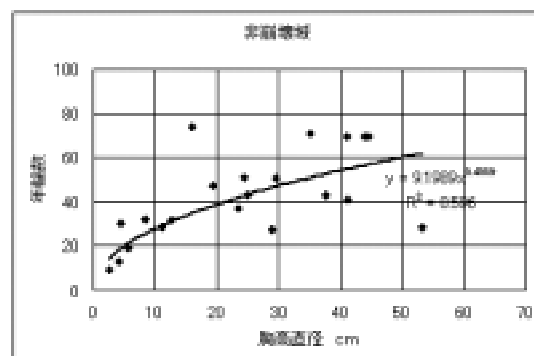


図-32 胸高直径と年輪の関係（非崩壊域）

図-31、32 に、崩壊域と非崩壊域に生育している樹齢と胸高直径の関係を示す。図より樹齢0～20年までは、肥大成長にバラツキは認められないが、樹齢40年を過ぎると樹齢と胸高直径の増加にバラツキが認められる。しかし、近似曲線を見ると、 R^2 が崩壊域、非崩壊域ともに0.5 前後であるが、胸高直径と年輪数にはおよその相関関係があることが認められる。

ここでは、測定した樹齢をもとに調査地内の同樹種の樹齢を算出し、崩壊域の発生

年の推定を試みた。樹齢区分を行うにあたり、関東大震災後82年を経過しており、震災前からの残存木とその後の残存木に大区分して、樹齢20年未満、20～40年未満、40～60年未満、60～82年未満、82年以上の5つに分類した。樹齢82年のものは、成長錐の採取した高さでは一年目の年輪を採取できていない可能性が高いため、震災前の木本である樹齢82以上に分類している。その結果を図-33 に示す。

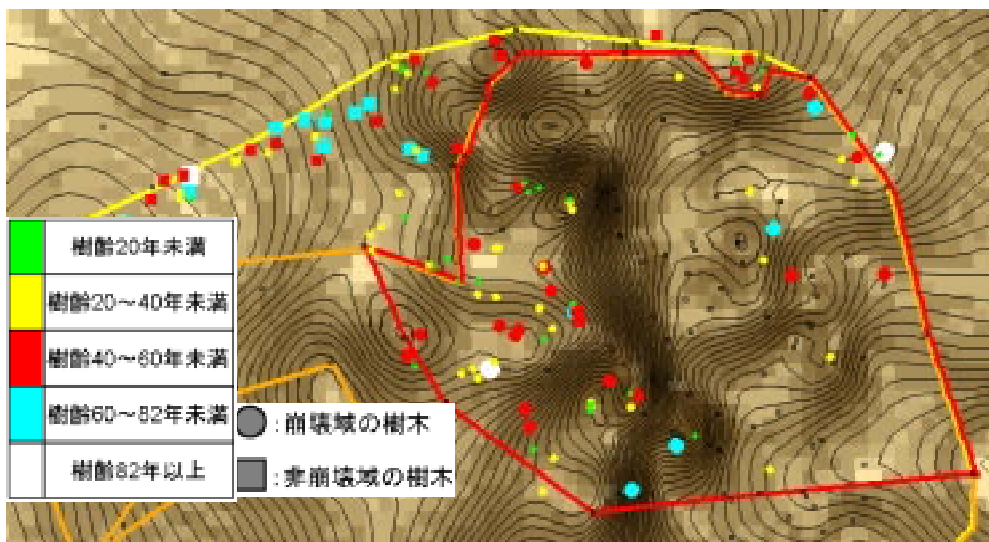


図-33 樹齢分布図

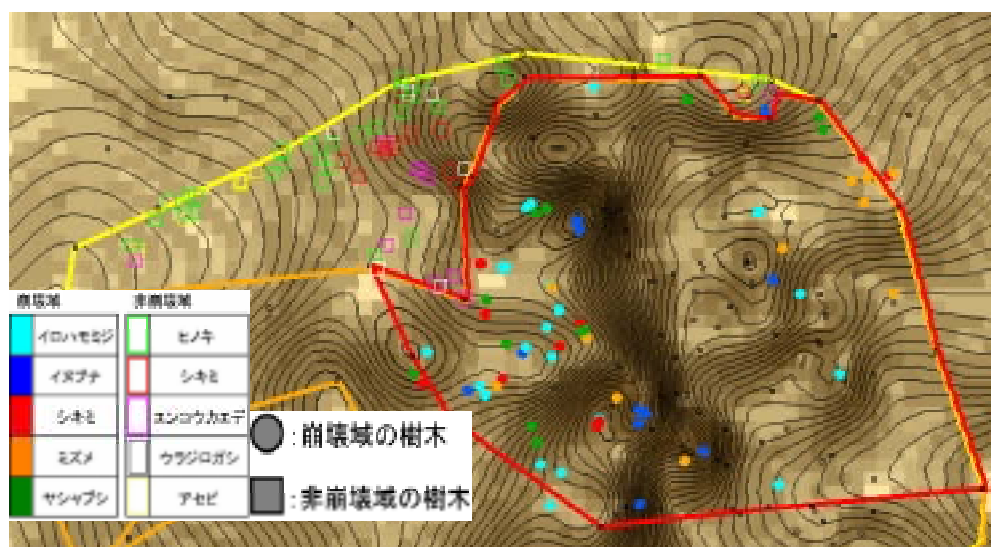


図-34 主な樹種別分布

震災前からの残存木は、崩壊域でミズメ2本、非崩壊域でヒノキ1本の合計3本残存していた。崩壊域、非崩壊域ともに震災前から残存している木本類が極端に少ないため、調査地2では関東大震災により崩壊が起こり、ほぼ全ての木本類が流亡したものと考えられる。そして、滑落と侵食の激しい場所が崩壊域として残存したと考えられる。また、非崩壊域で震災前からの残存木はヒノキ1本と大部分が樹齢70年代であり、震災後に尾根沿いの比較的土壌の安定している非崩壊域にヒノキが植林されたと考えられ

る。

崩壊域内で残存してるミズメが樹齢100年近くの大木であるが、これは調査地2が震災時に全ての木本が流亡されていることを考えると、尾根部より下部の崩壊域内に震災時の土塊移動によって流され定着したものであると思われる。特に、ミズメの成長が早いため震災後早期に侵入定着したものが多く見られた。また、この崩壊域に残存する2本のミズメは図-33、34から比較的土壌が安定している場に存在していることが実見できる。両区域の侵入木本類の多くは、比較的緩傾斜である尾根部に集中しているため、植生侵入は尾根部から遷移していると考えられる。

今回、採取した成長錐をもとに胸高直径との比率により樹齢を算出した。非崩壊域のヒノキは樹齢70年・胸高直径16cmであった。このことは一般的に樹齢70年のヒノキでは胸高直径が40cm前後であることから胸高直径が1/2以下となっている。これは、非崩壊域では木本の自然侵入と植林による過密化により被圧され、肥大成長が阻害されたためであると考えられる。実際に調査地2の木本類は全体的に胸高直径が小さく、樹高の高いものが多く観察された。当調査地が急峻な地形と基岩が風化しやすく崩れ易い特徴を持っており木本の生育環境を制限しているものと考えられる。

下層植生の被度

1) 傾斜と緑被率との関係

傾斜は、「崩壊の多くは、砂礫の安息角を越す36度から現実に土層風化層が分布する45度の範囲で発生しているが、堆積砂礫や基岩の粘土風化が進んだ条件化では30度内外のゆるい傾斜度でも発生している。」⁽⁶⁾とされている。今回、調査地内の傾斜を30度、30～45度、45度以上の3つに分類した。図-35、36に調査地2における下層植生による緑被率と傾斜の関係を示す。一般に表層土壌は傾斜度が増すほど不安定になり下層植生の侵入が阻害され、傾斜の増加に伴い緑被率が減少する傾向にあると考えられる。図-35、36から両者に顕著な相関関係は認められない。また、崩壊域、非崩壊域を比較すると非崩壊域は崩壊域に比べ全体的に緑被率が低く傾斜が緩やかとなっているが、下層植生と傾斜には直接影響を与えるほどの大きな相互関係はみられない。しかし、当地では一概に傾斜が急になるほど土壌の安定が悪くなり、植生の侵入が困難になるとは断定できないと言える。

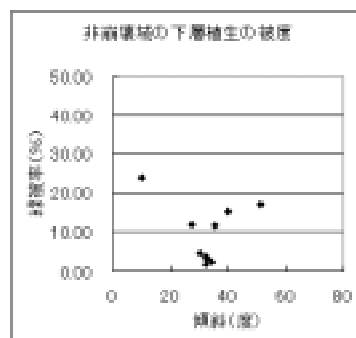
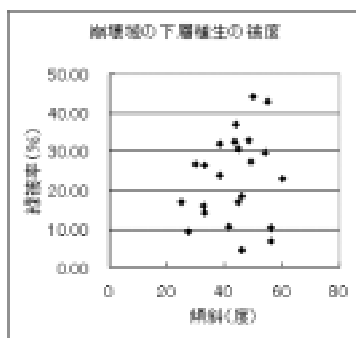


図-35 下層植生と傾斜の関係（崩壊域） 図-36 下層植生と傾斜の関係（非崩壊域）

2) 表層深度と緑被率との関係

一般に、表層土は浅層であると木本根系の発達に阻害され、厚くなると根系が縦横方向に発達し下層植生の定着を容易にすると考えられる。調査地2は、全表層深度が0.5cm以下と極めて薄く、図-37、38に示すように土壌厚と緑被率との間に明瞭な相関関係は認められない。また、崩壊域と非崩壊域の土壌厚を比較すると非崩壊域の方が厚く、崩壊域では0.4cm以下の土壌厚で占められ、常に表層土が流下している場であることが推測される。また、非崩壊域では土壌厚が比較的深く堆積しているが、緑被率が低い値を示していることから、下層植生の被度と表層深度との間には大きな相関関係が見られなかった。両域の緑被率を比較すると上限が崩壊域44.13%、非崩壊域23.78%と崩壊域が約2倍の緑被率で、土層が極めて薄い場で植生被覆されていることが分かる。

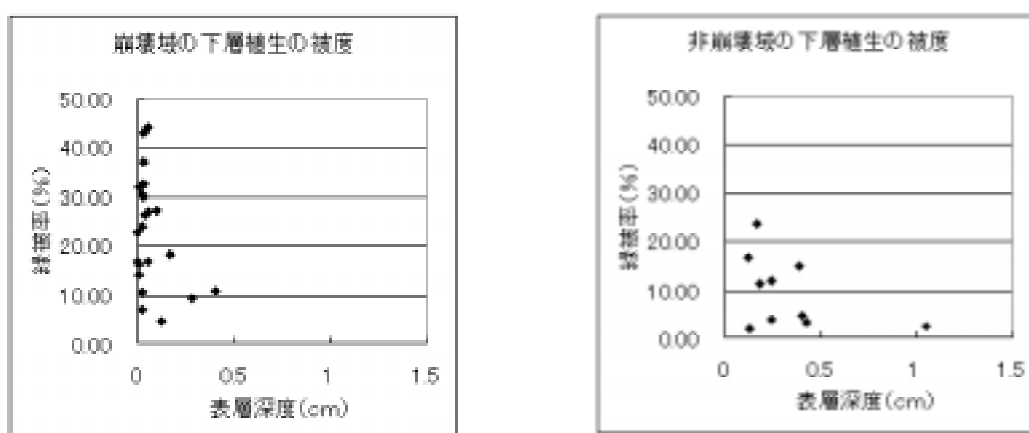


図-37 下層植生と表層深度の関係 (崩壊域) 図-38 下層植生と表層深度の関 (非崩壊域)

3) 土壌硬度と緑被率との関係

土壌の硬さは植物根系の張り方や水の浸透性に大きく関与している。根系の伸長する力や生育には限界があり、ある硬度以上の土壌では生育が阻害され植物の定着は望めない。崩壊域は土砂流出が頻繁に発生しており植生の生育に影響を与えている。図-39、40は下層植生の被度の測定場の土壌硬度と緑被率との関係を表している。両図をみると、全体傾向として土壌硬度が高くなると緑被率が低くなる傾向を示している。崩壊域と非崩壊域の違いは、傾斜・表層深度と同様に非崩壊域の緑被率が低く、土壌硬度においては崩壊域が大きい値となっている。これは、表層深度が崩壊域で浅く、非崩壊域で深いことからもうかがえる。表-10は土壌硬度と植生の生育状態との関係を表している。本調査地においては、土壌硬度が最低2mm、最高29mmとその差が大きく、両図と比べると、崩壊域では硬度10~15mmの間が最も多く、非崩壊域では硬度20mmが最も多くなっており、表に示した傾向が見られた。図-40で土壌硬度・緑被率ともに高い値が見られるが、これは岩盤の露出によって下層植生の侵入は見られないが、コケ類が多く繁茂しているため、緑被率が高くなったものと考えられる。調査地2は土砂が流出し基岩が露出した場が随所に観察されており、このような場は植生の生育する環境には適さないが、コケ類生育に適した環境下を持ち合わせているものと考えられる。

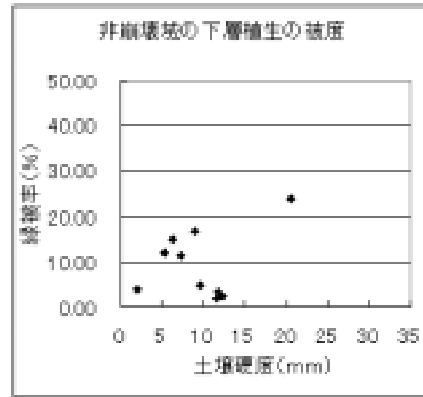
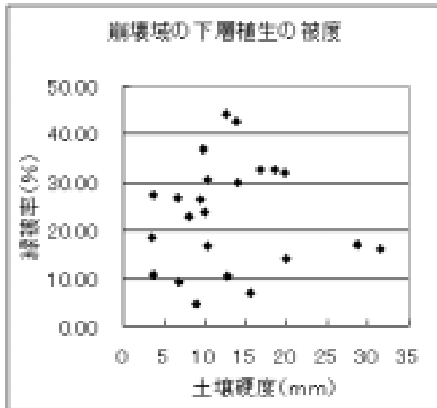


図-39 下層植生と土壌硬度の関係(崩壊域) 図-40 下層植生と土壌硬度の関係(非崩壊域)

表-10 土壌硬度と植生の生育の関係

土壌硬度 (mm)	植生の生育状態
0～8	土壌が軟らかすぎて水分保持が悪く、乾燥害を起こしたり侵食流出現象が著しい。種子発芽は不良となる。
8～20	植物の生育、根系の発達した硬度である。しかし、10mm以下の場合には崩れや侵食が起きやすい。
20～26	全般に生育は良い。
26～30	土壌間隙が大きければ根系の侵入は可能であるが、一般に植物の生育は困難で早期衰退を起す。
30以上	根系の侵入は不可能で生育は困難ある。

4)開空部と緑被率との関係

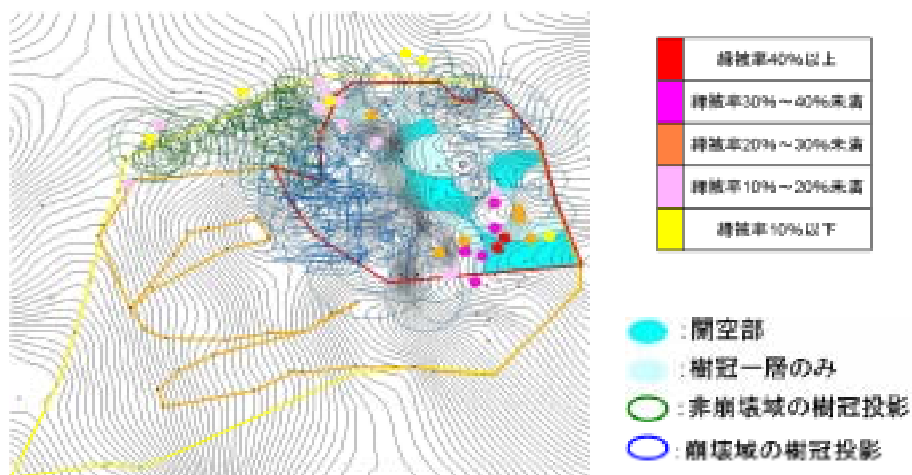


図-4147 開空部と緑被率の関係

図-41 は緑被率の測定を行った場合、TNTmipsで作図した樹冠投影図と重ね合わせ図で、全体的に開空部の多さに比例して緑被率が高くなる傾向を示している。開空部には木本類の侵入が認められないがコケ類をはじめとした地表植物の緑被率は高くなっている。これは、基盤露出部の存在が木本の侵入を阻止しているがコケ類の侵入定着により緑被率を高くしているためと考えられる。また、崩壊域と非崩壊域の周りで見られる緑被率10%の場は、樹冠投影図を崩壊域内の樹種のみ対象としているが、調査地外に点在する樹木の樹冠部の重なりが緑被率を低くしたと考えられる。このように、調査地2は土壤移動が激しく岩盤の露出した不安定な地形であり、下層植生の被度は日射量の差異が大きく影響を及ぼしたものと考えられる。

(5)まとめ (調査地1と調査地2の比較)

丹沢山地玄倉川仲ノ沢流域の2箇所の崩壊跡地において行った植生侵入調査の結果を比較した概要を以下に記す。

地形的な違い

調査地1は土砂が溜まり、緩やかな箇所が比較的多く存在しているため、崩壊域内においても植生の侵入、定着が期待できるが、調査地2は土壤の流出や急傾斜な地形により植生の侵入が阻害されているため、植生が生育しにくい地形となっている。

出現樹種の違い

各調査地における耐陰性別の出現木本樹種を見ると、調査地1,2の崩壊域ではヤシヤブシ類、ウツギ類などの乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ陽樹の先駆種、エンコウカエデ、ミズメなどの陽樹、イロハモミジ、クマシデ、アセビなどの中庸樹が共通して見られ、陰樹はイヌブナ、カヤ、ブナが観察された。調査地1で見られた陰樹は2種、調査地2では7種の陰樹が観察されている。崩壊域の相観は調査地1,2共に高木・亜高木層は落葉広葉樹が占め、低木層は調査地1に厳しい環境でも耐え育つウツギ類や、その他の陽樹、中庸樹が見られた。一方、調査地2ではウツギの侵入がほとんどなく、常緑性の木本が目立って見られた。

侵入木本類

両調査地とも、尾根部に木本類が群状に存在しており、崩壊域における木本侵入も尾根部を中心に遷移していることが伺える。

主な樹種分布

調査地1は崩壊域中心の凹部周辺でウツギ類が優占している。それに対して、調査地2では崩壊域中心にウツギ類だけでなく、木本の侵入が見られない。調査地2が急傾斜であり土壤の流出が頻繁であることが、崩壊地に適しているウツギ類の侵入も阻害していると考えられる。両調査地とも非崩壊域ではヒノキ人工林が多く分布している。

耐陰性別に見た樹高階・胸高直径階別木本数

調査地1と調査地2の崩壊域を比較すると、調査地1は全体的に陰樹の侵入が見られないが、調査地2では低木層に陽樹、中庸樹よりも陰樹が多く侵入してきている。また、崩壊域の胸高直径階別木本数の分布は、両区域ともに小径木の木本数が多い。しかし、調査地2では陽樹の小径木は少なく陽樹侵入が減る傾向を示した。一方、調査地1の小径木は陰樹は少なく、陽樹と中庸樹がほぼ同数で多く存在している。これ

らから、遷移段階の進み具合は調査地 2 の方が調査地 1 よりも速いことが推測される。

樹冠の投影形態

調査地 1・2 とともに凹部に開空部が集中し、樹冠は凹部に向かった広がりを持つ。また、両調査地ともに崩壊部中心下部には木本類が全く見られないが、樹冠により開空部が閉鎖されており、崩壊後数10年を経た崩壊跡地において、このような場が随所に確認されている。これが丹沢山塊で航空写真などで判読できない崩壊である。

崩壊年の推定

調査地 2 で成長錐による崩壊年の推定を行ったが、ほぼ関東大震災により崩壊が発生し集水域全域の木本類を流したと考えられる。その時、滑落・侵食した場が崩壊域として残存しており、崩壊域谷部に木本類の侵入が見られない。非崩壊域のヒノキは震災後に植林されている。

下層植生の被度

調査地 2 の非崩壊域は崩壊域と比べ、緩傾斜で土壌深が比較的厚く土壌硬度も同じ値が見られた。しかし、崩壊域の方が緑被率が高くなっているが、下層植生の被度に傾斜、土壌深度、土壌硬度が直接影響を与える大きな相互関係は認められない。土層が極めて薄い場で植生被覆されコケ類が生育していた。開空部には木本類の侵入が認められないがコケ類などの地表植物の緑被率に高い値を示した。調査地 2 の下層植生の被度には日射要因が大きく影響を受けていると考えられる。

(6)おわりに

両調査地ともに土壌が安定している尾根部ではヤシャブシ類などの先駆種をはじめ、イロハモミジ・シデ類等様々な樹種の侵入が見られ、谷状地形である崩壊域中心部では急傾斜地からの継続的土砂流出が要因となり、コケ類の侵入は可能であるが、木本の侵入は困難である。しかし、基岩の露出部上に土壌が堆積した緩傾斜地ではウツギ類の侵入が見られた。関東大地震から約80年を経た現在、丹沢山地の小規模な崩壊地では尾根部、緩傾斜地において木本の侵入が始まっていることが確認できた。

表 各樹種の特徴⁽⁸⁾

耐陰性	樹種	生育特性
陽	アカメガシワ	山野に普通に生える落葉高木。
陽	ウツギ	日当たりのよい山野に自生している落葉高木。陽樹で適湿地を好む。樹勢強健。萌芽力があり強剪定にも耐える。
陽	エンコウカエデ	山地の谷間などに自生、植栽される落葉高木。陽樹で日のよくあたる所に生育する。やや湿気のある肥沃地を好む。生長早い。
陽	オオバヤシャブシ	海岸近くの山地で日当たりのよいところに自生する落葉小高木。生長は極めて早い。やせ地でよく育ち定着しやすいため、砂防緑化樹としても使われる。フォッサマグナ要素を持つ。
陽	ケヤキ	温帯暖帯に広く分布し、また植栽される落葉高木。肥沃の深層土好む。陽樹だが、稚樹は陰樹下でも育つ。生長早い。
陽	コゴメウツギ	山地の日当たりのよい所に普通に生える落葉低木。
陽	ヒノキ	山地のやや傾斜のある適潤地や急傾斜地、尾根筋、岩盤上に自生する常緑針葉高木。陽樹で耐陰性もある。
陽	ヒメヤシャブシ	崩壊地や日当たりのよい山地に生える落葉低木。砂防や地力回復用に植林。崩壊地を固定する。発芽率よい。根粒菌を共生するためやせ地でもよく生育する。
陽	マメザクラ	丹沢に特有のフォッサマグナ要素を持つ落葉広葉樹。生長やや遅い。
陽	マルバウツギ	山地の日当たりのよい小川の縁などに自生または植栽される落葉低木。陽樹。樹勢強健で植栽する場合は場所を選ばない。
陽	ミズナラ	冷温帯の山林に自生する落葉高木。肥沃の深層土では生長早い。
陽	ミズメ	山地に生える落葉高木。幹は斜面でも直立する。生長早い。
陽	ヤシャブシ	日当たりのよい山地にはえる落葉高木。生長早い。崩壊地によく生える。
陽	リュウブ	山地の日当たりのいい、尾根などにはえる落葉小高木。萌芽力。
中	アサダ	温帯の山地に生える落葉高木。生長はやや早い。
中	アセビ	萌芽力強い。樹勢強健。移植容易。乾燥地した山地に生える。日照地、半日陰に生育土性選ばないが、生長遅い。
中	アラカシ	暖帯の山野に自生する常緑高木。生長はやや早い。
中	アワブキ	山地に普通に生える落葉広木。
中	イヌシデ	雑木林に普通に産する落葉高木。土質はあまり選ばない。生長早い。
中	イヌツゲ	本州以南の湿気ある土地を好んで自生し、また広く植栽されている常緑小高木。乾燥地にも耐える。萌芽力もいい。半日陰地に耐える。
中	イロハモミジ	温暖で多少湿気のある深層地を好んで生育する落葉高木。中庸樹。浅根性、生長早い、萌芽力ある。
中	クマシデ	暖帯上部、温帯山地に生ずる落葉高木。岩石地も生える。イヌシデ、アカシデより生長遅い。
中	コハウチワカエデ	比較的日当たりのいい、適湿な尾根筋、緩傾斜地に自生あるいは植栽されている落葉高木。中庸樹であるが日照を要求する。肥沃な深層度を好む。生長やや早い。
中	サワシバ	温帯林の谷沿いにはえる落葉高木。湿り気のある深い土層を好む。急傾斜地では幹は斜めに曲がる。生長早い。
中	シラカシ	暖帯の山野に自生し、また人家の庭に植えられる常緑高木。カシ類中最も耐寒性がある。肥沃土を好む。
中	シラキ	山地、丘陵に生える落葉小高木。

中	シロヤシロ	深山に生える落葉低木。
中	タブノキ	暖地の海に近い山林に多く自生する常緑高木。耐潮性、耐風性強い。肥沃な適潤地好む。
中	トウゴクミツバツツジ	山地に自生する落葉低木。
中	トチノキ	山地の多少湿気のある肥沃の深層土を好み自生している落葉高木。若木は耐陰性がある陽樹。生長はやや早い。
中	ミズキ	日本各地の山地に自生し、湿気ある深層土を好む落葉高木。日照が十分ある方がよい。生長早い。過乾地を嫌う。
中	ミツバツツジ	山地に自生する落葉低木。弱酸性の火山灰土を好む。
中	ミヤマガマズミ	山地や丘陵に生える落葉低木。
中	ヤマツツジ	山地、丘陵に普通に生える常緑低木。酸性土、日照、排水のよい所を好む。
陰	アカガシ	暖地の山地に自生し、人家近くに植栽される常緑高木。肥沃土を好む。生長はやや早い。
陰	イヌブナ	山地に自生する落葉高木。太平洋側でブナより低いところに生育する。急斜面に耐えて生育する。
陰	ウラジロガシ	暖帯の山野に自生する常緑高木。シラカシより寒さに弱い。生長早い。
陰	カヤ	山地に自生し、人家にも植栽される常緑針葉高木。耐陰性。生長早くない。萌芽力がある。
陰	シキミ	暖地の山地に広く分布している常緑小高木、または高木。水湿ある陰地を好む。樹勢強健。生長はやや遅い。
陰	ブナ	山地帯に生える落葉高木。適湿の肥沃地を好む。
陰	ヤマアジサイ	山地や山間の渓谷のやや湿った樹陰などに分布する落葉低木。向陽の地を好むが、耐陰性がある。生長はやや遅い。

Ⅲ 人工林立地環境調査

1 人工林立地環境（森林）調査

－人工林構造と光環境・下層植生・土壌流亡等調査－

(1) 調査概要

①目的

都市近郊林の劣化は全国的な課題であるが、神奈川県の水源地に広がる丹沢の森林の劣化はわが国でも例をみないほど著しく、特に林業という生業を失った人工林の管理不足から来る現在の林相が土壌侵食を生み、森林劣化は人工林のみならず自然林にまで及んでいる。丹沢では、大山・札掛を中心とする東丹沢地域での森林荒廃が最も進み、高密度のシカ群による下層植生の消失を伴って、その劣化に拍車をかけている。実は、丹沢地域といっても、森林の劣化には地域差があり、人工林の管理面からは共通の課題を有しているながら、火山岩類の風化帯と火山灰の残積性土壌など地質や傾斜など地形条件からくる土壌の違いが大きな要因として作用していることが分かってきた。また、同様の立地条件にありながら、管理密度の差が林内に投入される光の量に作用し、土壌侵食を抑制する下層植生の繁茂に起因していることが分かりだしてきてきた。したがって、調査は森林構造を中心に行なうものの、その場での地質・地形・土壌・下層植生・光環境などの劣化誘因となる諸条件も同時に調査するものとし、森林劣化のメカニズムを丹沢山地の典型地域で実証しようとするものであり、その結果は今後の丹沢山地での森林劣化の防止・改善策のあり方や人工林を含めた森林の将来の方向性を定めるものである。

②調査期間

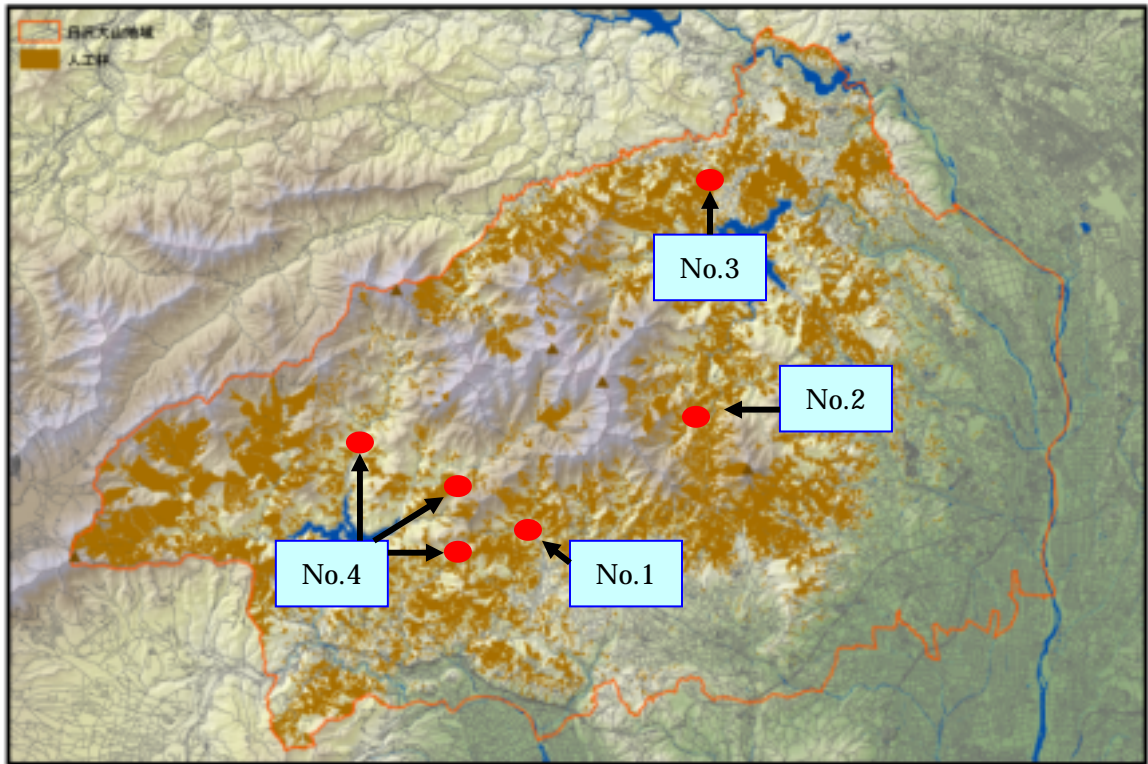
平成 17 年 7 月 1 日～平成 18 年 2 月 20 日

現地調査：平成 17 年 8 月 28 日～平成 17 年 12 月 25 日

③調査対象地域

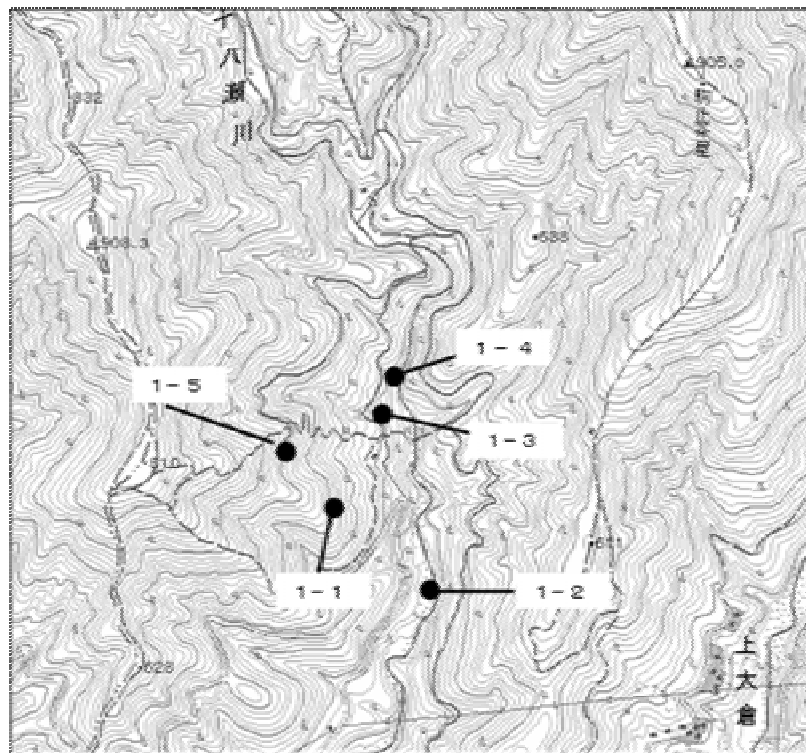
以下の 4 流域を対象に調査した。

- NO.1：山北（寄含む）：酒匂川流域
- NO.2：札掛：中津川流域
- NO.3：秦野：金目川流域
- NO.4：津久井：道志川流域

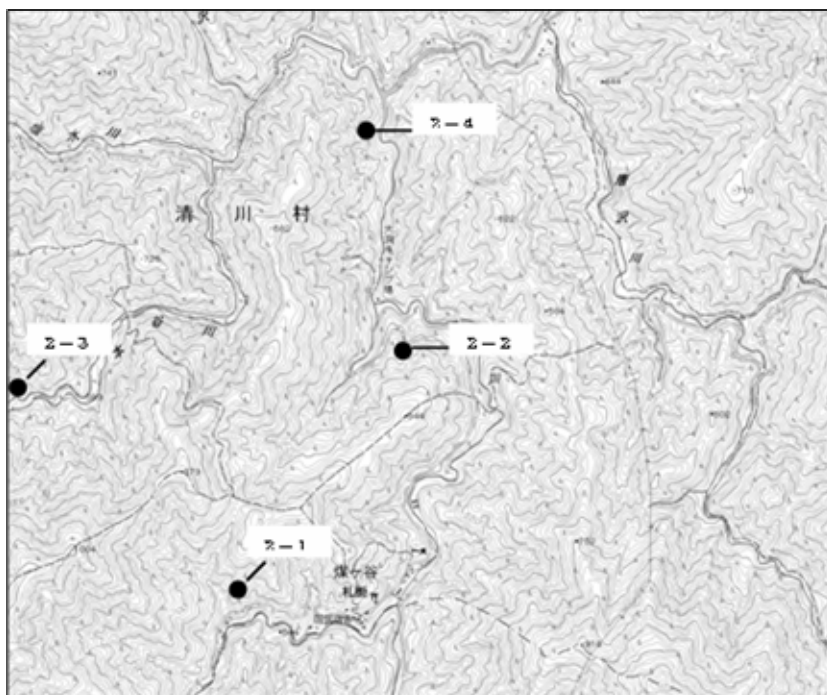


調査地点位置図

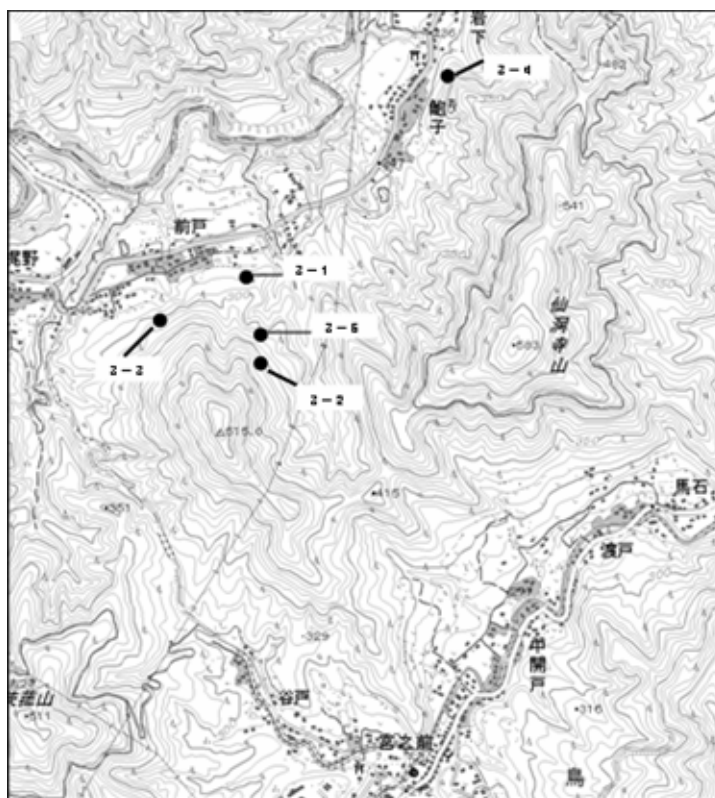
NO. 1 (秦野：表丹沢県民の森)



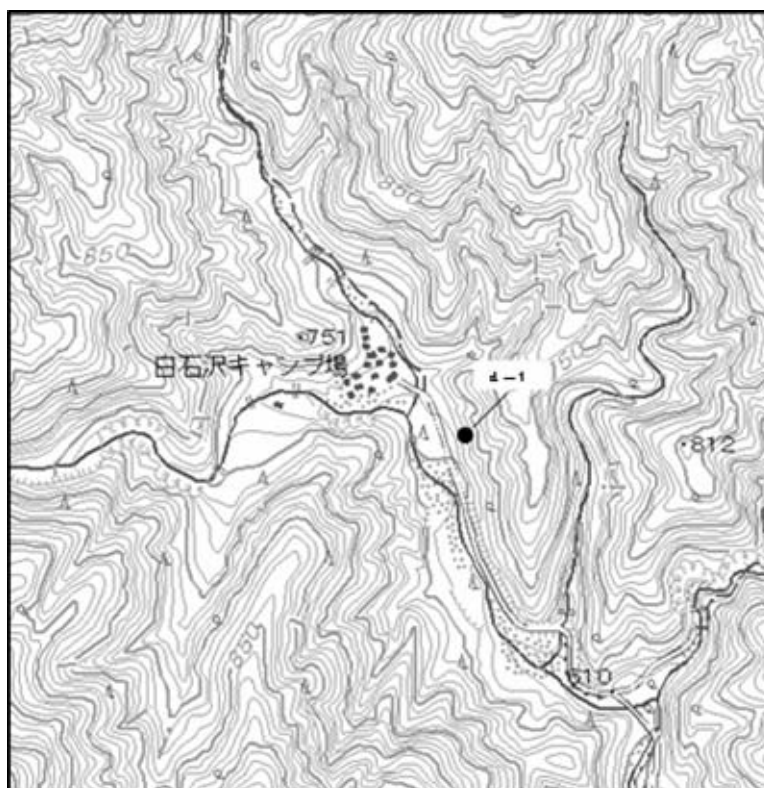
NO. 2 (清川・札掛：中津川上流)



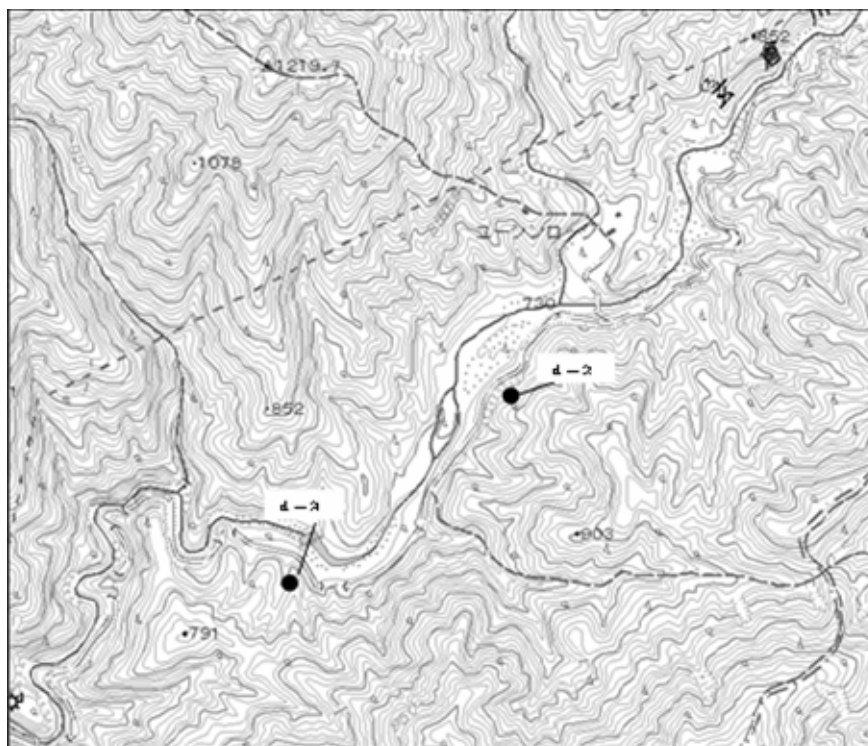
NO. 3 (津久井：道志川沿い)



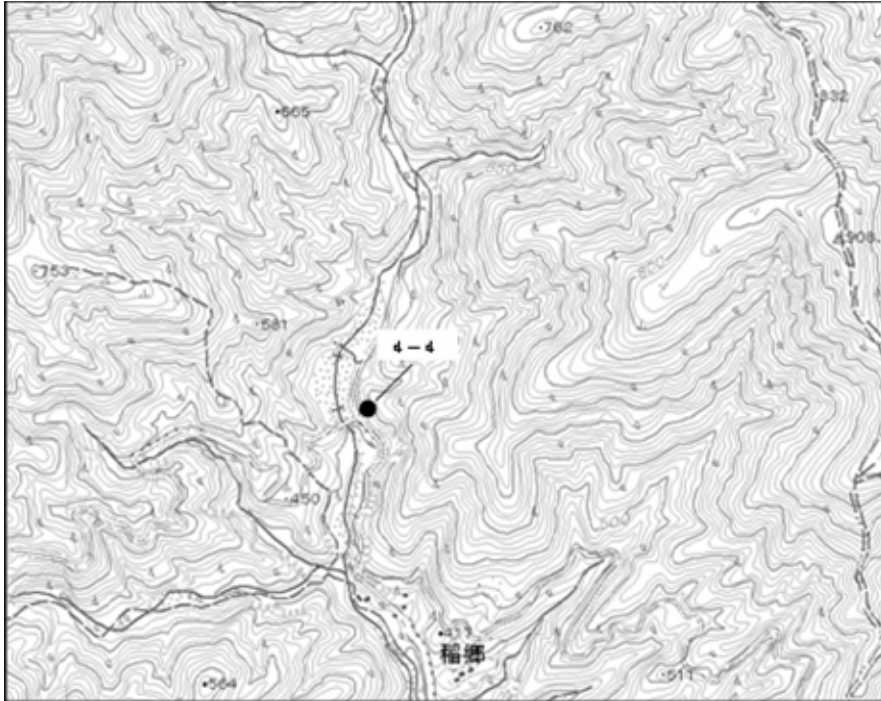
NO. 4 (山北：白石林道沿い)



NO. 4 (山北：玄倉林道沿い)



NO. 4 (寄：中津川上流)



(2) 調査項目

①人工林構造調査

手入れの度合いや地形条件、林相の違いから選定した人工林分各地域4～5林分について林分構造調査を行った。ただし、林分内の下層植生の消失は暗い森に起因するばかりでなく、丹沢地域では明るい森であってもシカの食害によって消失している。調査林分は荒廃林のみならず明るい森も対象にしてシカ害等の地域格差評価にも用いた。

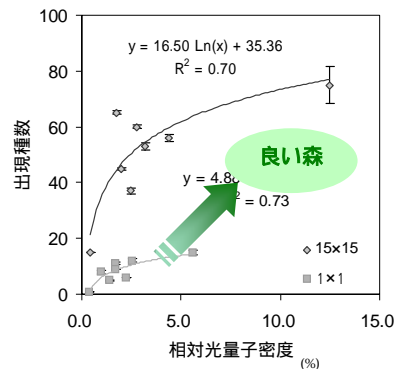
現地では林内の標準的な林相を有する箇所を概ね平均樹高を一辺とするコードラートを設け、コードラート内に含まれる胸高直径4 cm以上の全木について、樹種・樹高・胸高直径・枝下高・樹冠直径・枯損状況等を測定・観察を行った。また、林分構造を代表する標準木1本の樹幹解析調査を行った。

②光環境調査

調査地点は全て林分構造調査と同地点である。光環境調査は、魚眼レンズによる林冠の撮影および相対光量子密度測定とその解析を行うものである。本手法は、光条件が良好な区域ほど林床の種の多様性が高まり、より安定した健全な樹林が形成されるかどうかの評価に用いるものである。



光量子密度センサとライトメーター



光環境と植物種数の関係

③下層植生調査

各地点において、ブラウンプランケの植物社会学的手法に則り、植物群落の階層区分ごとの植物種を調査し、植物種の散らばり具合（群度）と被覆度合（被度）を調査した。調査面積は、種数面積曲線上種数が漸近する広さとし、林分構造調査のコードラートと同様とした。

④土壌調査

森林構造調査を実施した同じ箇所において、代表的（平均的）な斜面を選択し、断面試孔を掘削し土壌調査を実施した。土壌断面を観察する試孔は、毎木調査コードラード内の適当な場所で、幅約 60 cm、深さはC層までの土壌断面を掘削し、「林業技術ハンドブック（全国林業改良普及協会刊行）」に記載された適地判定土壌調査法を網羅するよう土壌断面記載要領に準じて行った。

(3) 調査結果

(3)-1 人工林構造調査

(3)-1-1 林分構造調査結果

林分構造調査の結果は以下のとおりである。

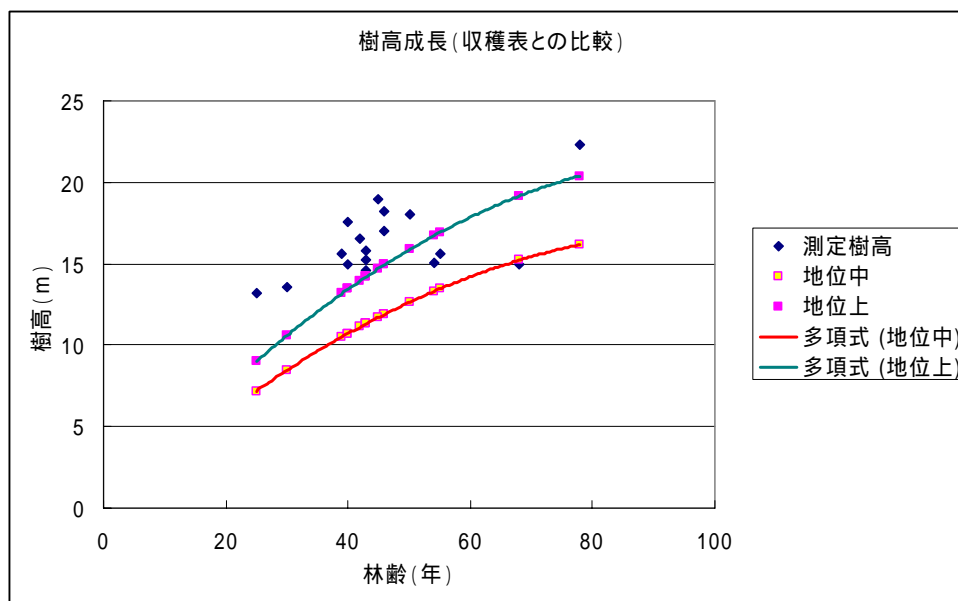
表 3.3.1 調査林分の概要

林分	林相	林齢 (年)	平均樹高 (m)	平均直径 (cm)	立木本数 (本/ha)	蓄積 (m ³ /ha)	
秦野	1-1	スギ・ヒノキ林	42	16.5	22.2	1,812	522.4
	1-2	ヒノキ林	43	14.6	20.9	683	154.2
	1-3	ヒノキ林	39	15.6	17.0	1,107	176.3
	1-4	ヒノキ林	43	15.2	17.4	1,566	254.3
	1-5	ヒノキ林	46	18.2	24.1	1,194	446.2
札掛	2-1	スギ林	54	15.1	18.4	1,131	204.0
	2-2	ヒノキ・広葉樹林	25	13.2	16.3	1,103	136.8
	2-3	スギ・ヒノキ林	50	18.0	31.3	603	376.4
	2-4	ヒノキ林	40	15.0	17.6	1,047	172.6
津久井	3-1	ヒノキ林	46	17.0	20.1	787	192.7
	3-2	ヒノキ林	68	15.0	21.6	1,010	249.7
	3-3	ヒノキ林	43	15.8	20.1	1,726	387.7
	3-4	スギ林	45	19.0	26.4	350	160.4
山北	4-1	ヒノキ林	40	17.6	21.2	933	260.7
	4-2	ヒノキ林	30	13.6	20.8	1,467	304.9
	4-3	ヒノキ林	55	15.6	19.9	1,200	261.9
	4-4	ヒノキ林	78	22.3	35.4	1,022	1,008.9

注) 3-5 のコナラ林は除いた。蓄積は現立木材積で、胸高断面積に平均樹高を乗じ、林分形数 0.45 として計算。

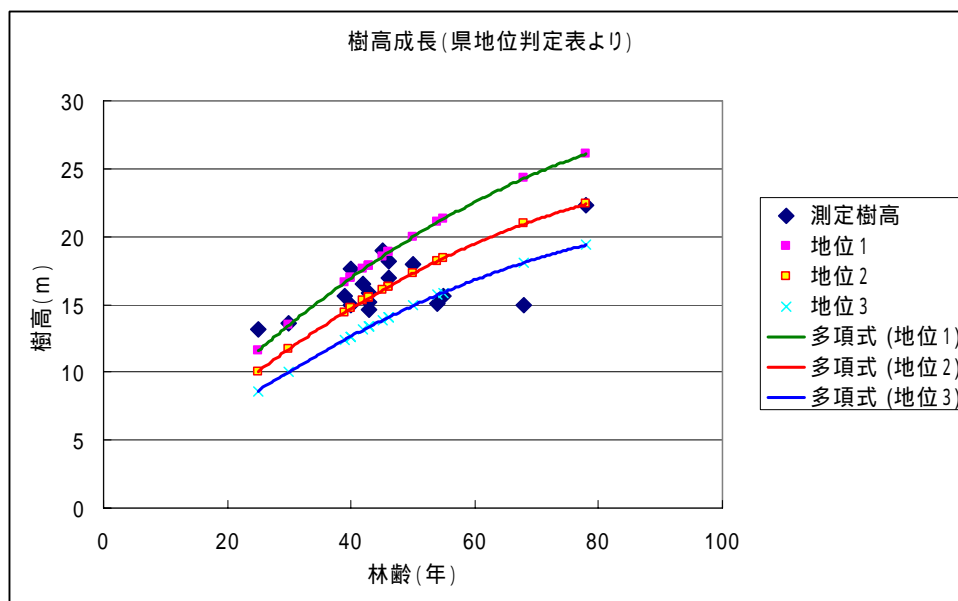
① 樹高成長

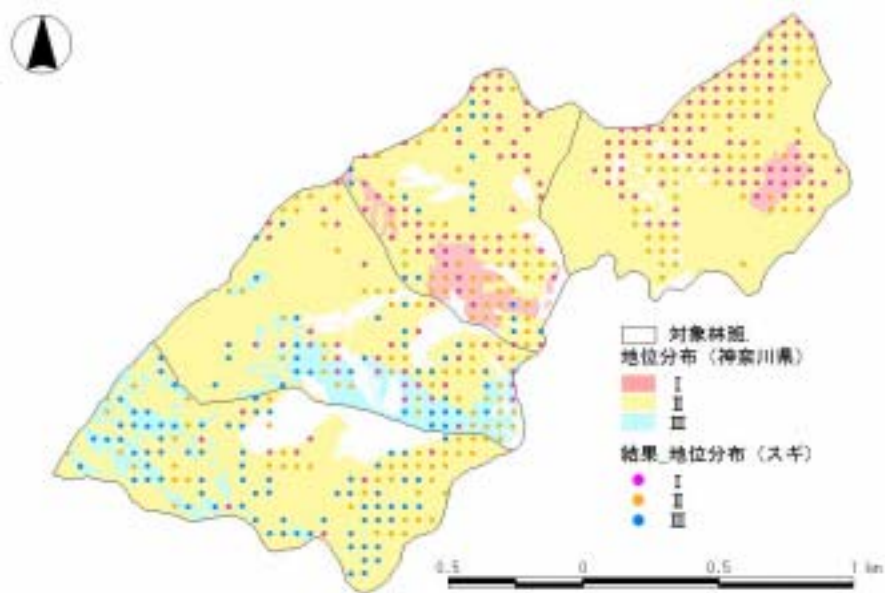
樹高の成長は下図に示すように、収穫表地位上の値よりも上回り、成長の良いことをしめしている。林道沿いの県有林で比較的立地条件に恵まれているとはいえ、丹沢の樹高成長は良く、森林が成長面で劣化しているとは考えられない。このことは、今回他調査（日大、増谷）でも検証されている。



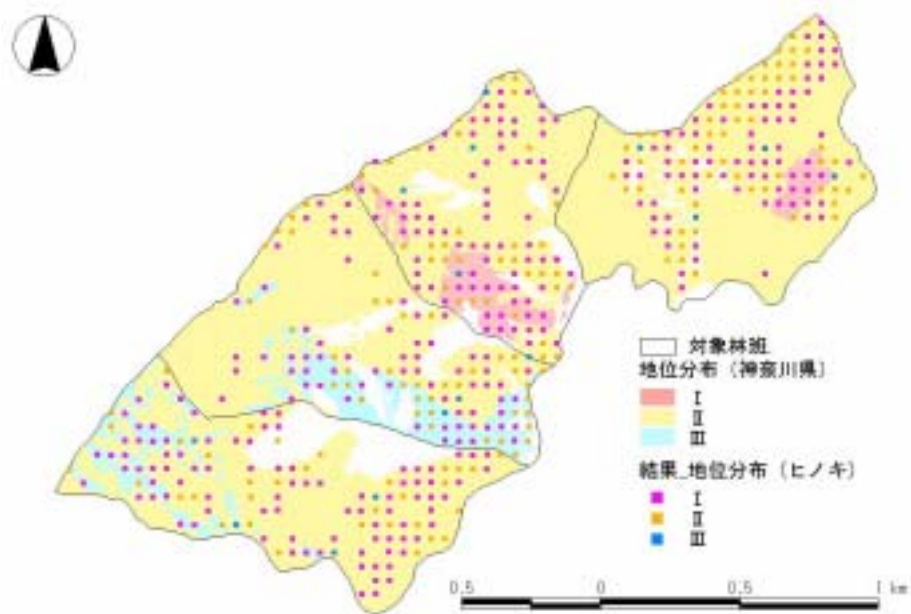
注) 収穫表は、「富士箱根地方ヒノキ林、S 29年、林野庁」

県の地位判定表から見ても、地位2と同等の値を示している。





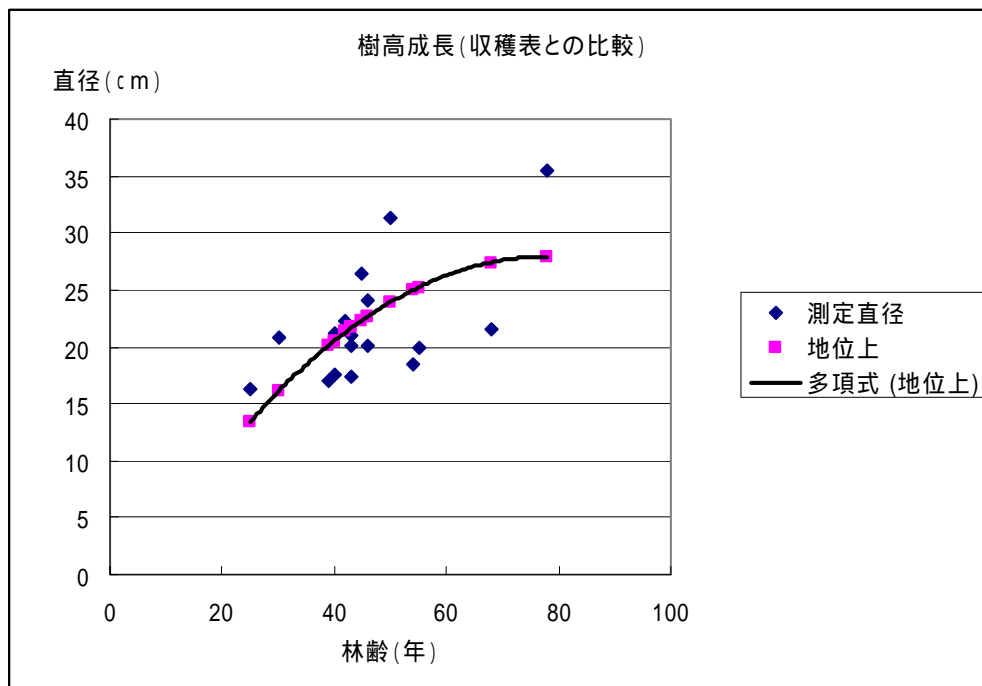
中津川流域の地位分布（スギ、増谷、大河）



中津川流域の地位分布（ヒノキ、増谷、大河）

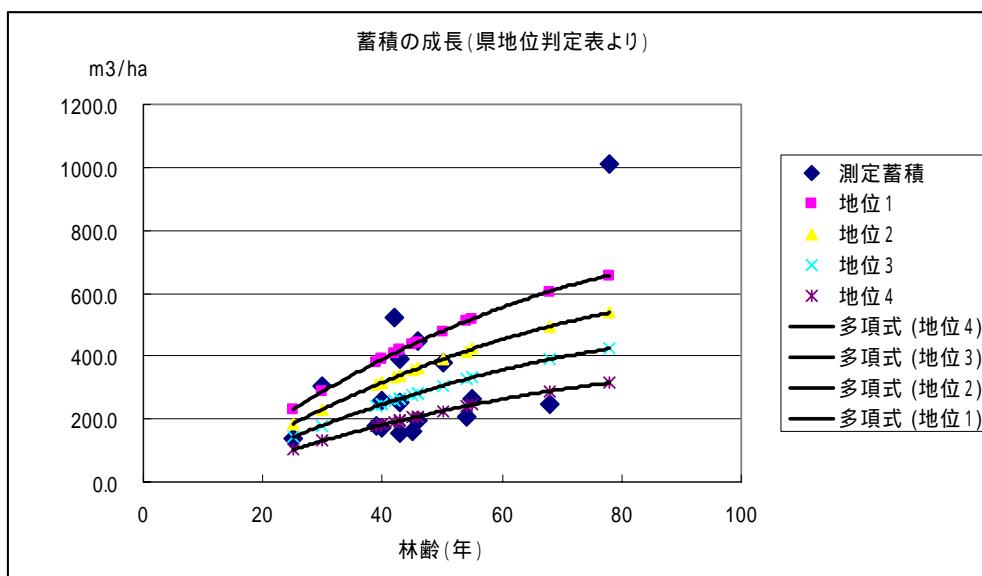
② 直径成長

直径成長は、収穫表地位上を上回るものと下回るものがほぼ相半ばする。地点によってばらつきが大きい。樹高成長に比べて劣っているところが目立っている。手入れの行き届いたところと、そうでないところが混じる。



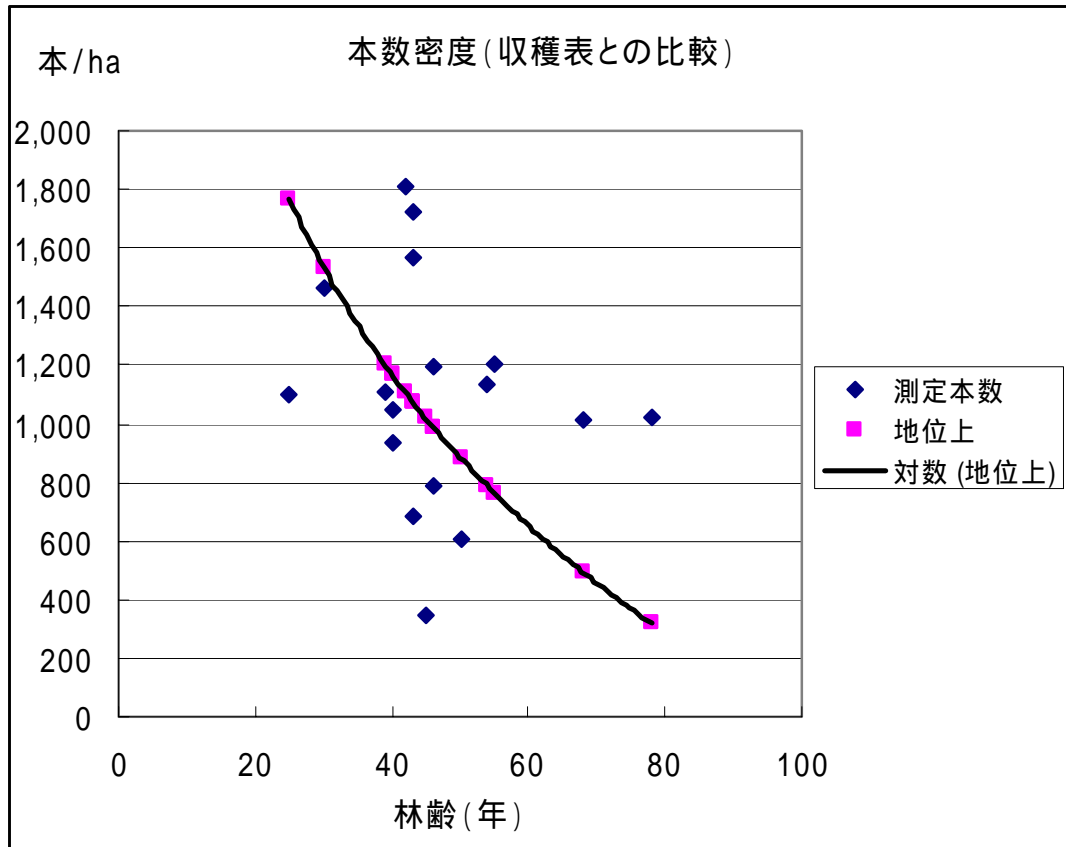
③ 蓄積成長

管理の差が直径成長に現れ、これが蓄積を低下させている。樹高の成長の割には、蓄積が夫っている。過去の間伐等森林整備の遅れを表し、この状態だと良質材が供給されない。



④ 本数密度

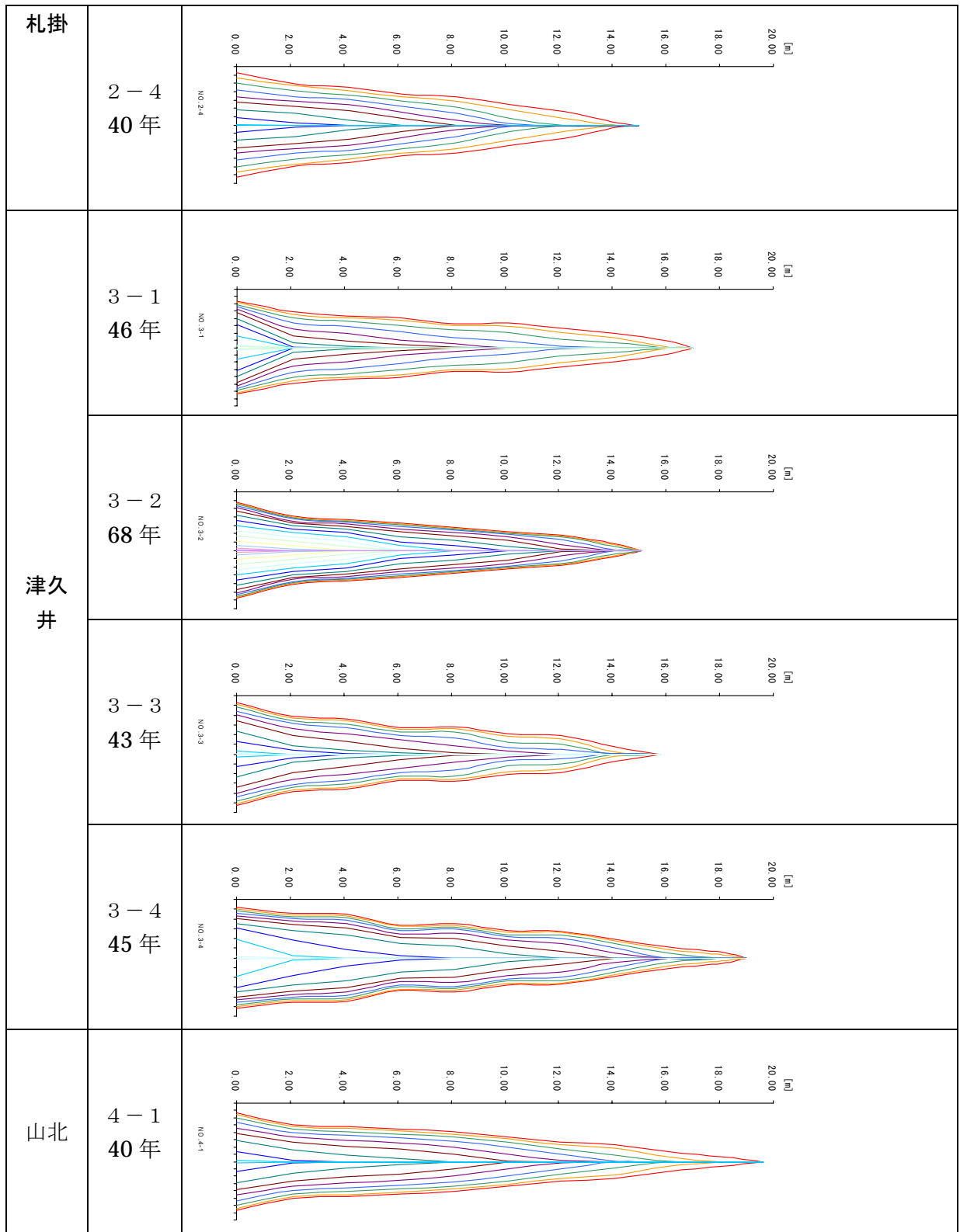
本数密度は、収穫表の地位上の標準的な本数密度から大きくずれている。手入れを受けているものの、管理体系に一貫性を欠いている。

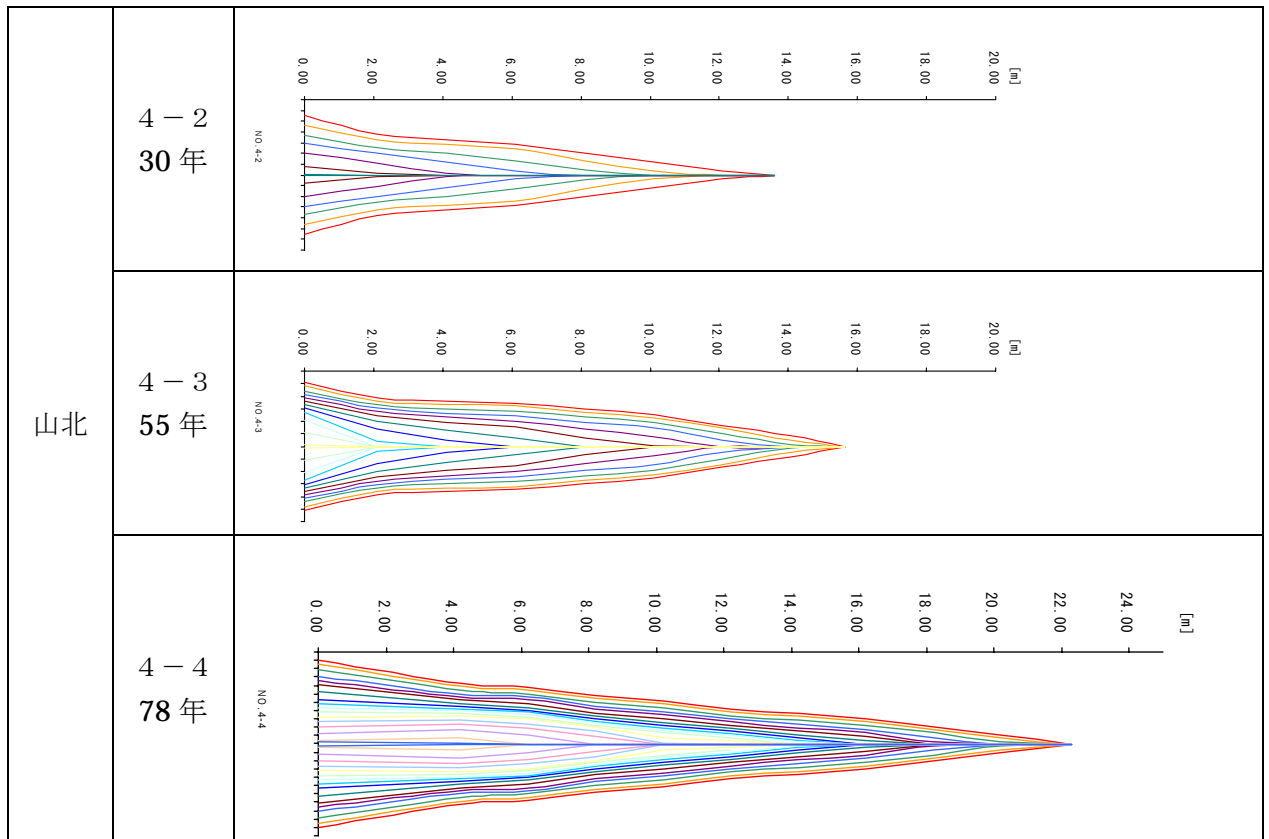


(3)-1-2 樹幹解析結果

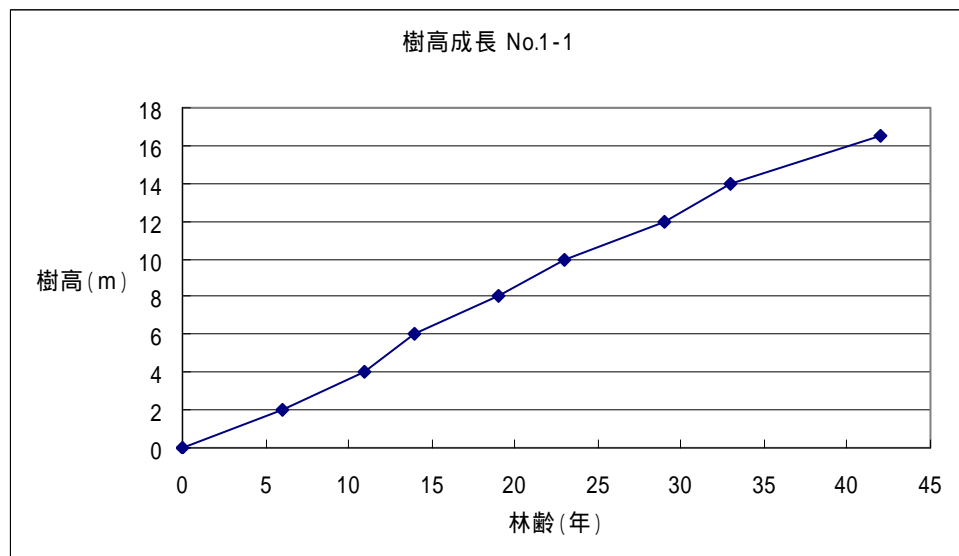
林分		樹幹解析図
秦野	1-1 42年	
	1-2 43年	

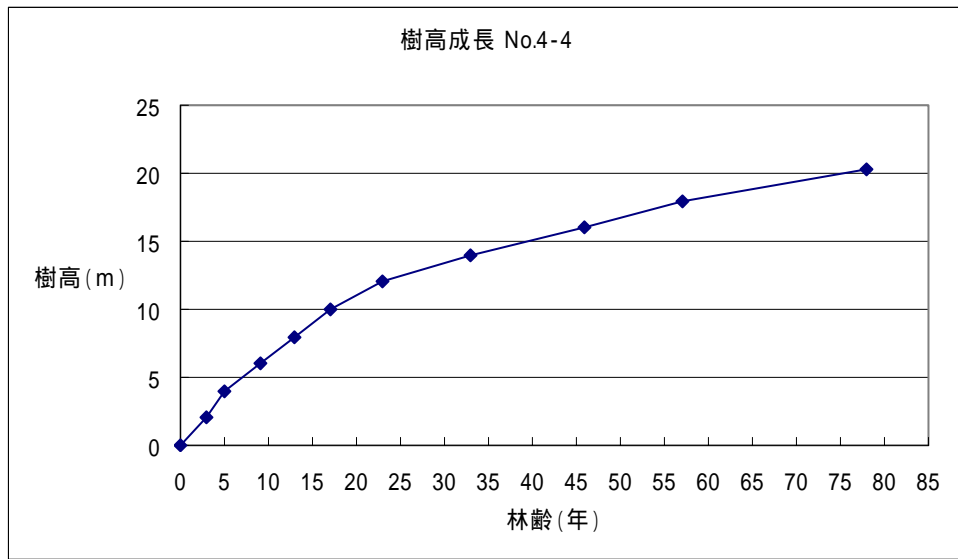
秦野	1-3 39年	
	1-4 43年	
	1-5 46年	
札掛	2-1 54年	
	2-2 25年	
	2-3 50年	





- 樹幹解析図からは全地点で概ね樹高成長は順調な伸びを示す。
- しかし、肥大成長に関しては管理頻度の違いからばらつきを示している。
- なかでも、約5林分で肥大成長に波動が見られる。成長過程で数回以上の過密から来る成長阻害があったものと考えられる。





- 樹高成長は、上の図で示したように、40年を過ぎても旺盛な成長を示すが、80年生に近いヒノキ林でもなお樹高の成長を持続しているものの、やや成長の衰えが目立ってくる。

(3)-2 光環境調査

(3)-2-1 調査方法

今回の測定は、植生・林分調査を行った林分の中心において調査を行った。光量子密度の測定は、2つの光量子センサー（Li-cor社製 LI-190）およびライトメーター（同社製 LI-250A）を用いて行った。光量子密度計測は、1イニング20回、各3イニングの合計60回実施し、同じタイミングで各測定に際して林外の光量子密度の瞬間値をモニターした。これらの平均値をもとに、林外の値に対する林内の光量子密度の割合を、相対光量子密度(%)として示した。

また、コドラート内に出現する植物種の植生調査結果から、種数を抽出し、相対光量子密度との関係性を検討した。なお、今回の調査では林内の光量子密度測定点の高さを約1~1.2m程度に設定し、低木の影響外としたため、種数はH層のみについて集計したものとなっている。

(3)-2-2 調査結果

本調査における相対光量子密度と林床に出現する種数との関係を図3.2.2.1に示す。これによると、林内の光量子密度が約10%前後で種数の極大値を示すことがわかる。林内への光量子密度が10%を越えても、シカの食害等で植物種数が減少していることも考えられるが、この図からは明らかでない。ここでは、その他の事例として丹沢以外の冷温帯や暖温帯での調査結果を加味して表現している。

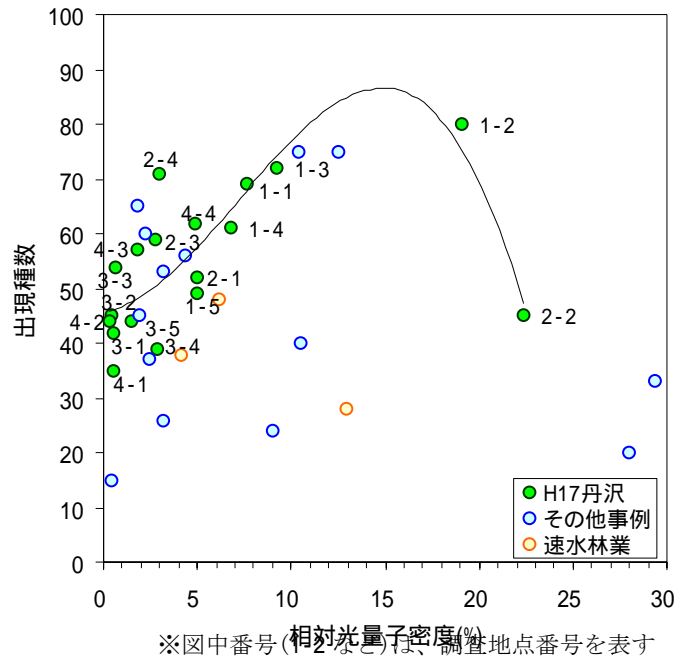


図 3.2.2.1 相対光量子密度と林床に出現する植物種数との関係

表丹沢における各地点の結果は、種数が大きく相対光量子密度が約 10%前後になっており、良好な樹林を表現しているといえる。一方、津久井や山北の結果をみると、林内の相対光量子密度の値が小さく（林内が暗く）、種数が少ない。また、林内が明るすぎる場合（たとえば調査地点 2-2）についても、林床に出現する植物種数が減少する傾向がみられた。これらの調査結果から、林内の相対光量子密度を樹林の管理指標として捉えた場合、これを 10%程度に保つことが、種数最大に近づけることにつながると考えられる。

速水林業では、良好な管理をしているにもかかわらず、暖温帯の特徴として林床にウラジロなどのシダ類が繁茂しているため、種数が少ない。サンプル数が少ないために明確な結論づけはできないが、林床出現種数が少ないのは気候帯が異なるためであると考えられる。

参考表(集計元データ)

表 3.2.2.1 各地点の調査結果

調査地点	種数 合計	光量子密度($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)		相対光量子密度 (%)	
		林内	林外		
表丹沢の森	1-1	69	57.72	753.03	7.67
	1-2	80	89.30	478.39	19.06
	1-3	72	10.54	114.10	9.24
	1-4	61	7.26	106.44	6.82
	1-5	49	2.22	44.23	5.03
札掛	2-1	52	19.11	369.27	4.99
	2-2	45	62.87	304.07	22.37
	2-3	59	35.48	1,281.60	2.76
	2-4	71	12.08	554.98	2.93
津久井	3-1	42	5.31	1,110.08	0.48
	3-2	45	5.49	1,227.46	0.45
	3-3	54	6.17	1,045.49	0.59
	3-4	39	21.12	743.35	2.87
	3-5	44	17.27	1,145.58	1.51
山北	4-1	35	4.26	829.75	0.51
	4-2	44	3.30	959.42	0.35
	4-3	57	16.73	928.41	1.81
やどりき	4-4	62	19.45	399.88	4.90

(3)-3 下層植生調査

(3)-3-1 調査結果総括

以下に、植生調査結果の総括と立地条件および林分別植物種数・植被度をとりまとめたものを示し、次に各植生調査地点の結果概要を示す。

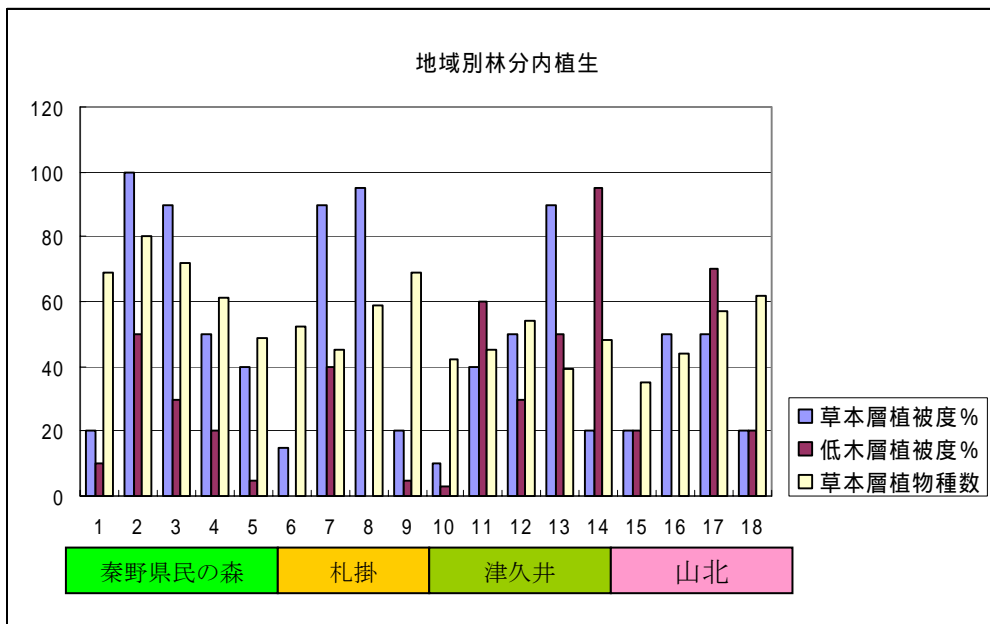
表 3.3.1.1 調査対象地の地形・高木層植被率

林分	林相	場所/ 標高 (m)	地形	方位	傾斜 (度)	植物種数 (1)	立木密度指数 (2)	
秦野	1-1	スギ・ヒノキ林	表丹沢/550	平衡斜面	SE	35	69	164%
	1-2	ヒノキ林	表丹沢/600	斜面上部	ESE	25	80	63%
	1-3	ヒノキ林	表丹沢/650	斜面中下部	S	28	72	92%
	1-4	ヒノキ林	表丹沢/650	斜面下部	SE	40	61	146%
	1-5	ヒノキ林	表丹沢/700	斜面上部	S	35	49	121%
札掛	2-1	スギ林	札掛/600	斜面下部	SE	33	52	62%
	2-2	ヒノキ・広葉樹林	札掛/500	斜面下部	N	45	45	144%
	2-3	スギ・ヒノキ林	札掛/650	斜面下部	S	34	59	68%
	2-4	ヒノキ林	札掛/500	斜面上部	E	38	69	90%
津久井	3-1	ヒノキ林	津久井/300	斜面下部	NE	0	42	80%
	3-2	ヒノキ林	津久井/350	斜面上部	E	30	45	205%
	3-3	ヒノキ林	津久井/350	谷	N	10	54	160%
	3-4	スギ林	津久井/250	山麓平坦面	-	0	39	34%
	3-5	コナラ林	津久井/350	斜面中部	WSW	20	48	-
山北	4-1	ヒノキ林	山北/700	斜面下部	W	34	35	80%
	4-2	ヒノキ林	山北/850	斜面中部	W	37	44	96%
	4-3	ヒノキ林	山北/850	斜面上部	N	25~38	57	157%
	4-4	ヒノキ林	寄/450	斜面下部	W	20	62	321%

注) 1) 植物種数は草本層、2) 立木密度指数は ha 当たりの正常立木密度からの偏り、100% が正常で、それを越すと過密、下回ると疎

表 3.3.1.2 林分別植物種数と植被度

林分 NO	草本層植被度%	低木層植被度%	草本層植物種数
1-1	20	10	69
1-2	100	50	80
1-3	90	30	72
1-4	50	20	61
1-5	40	5	49
2-1	15	0	52
2-2	90	40	45
2-3	95	0	59
2-4	20	5	69
3-1	10	3	42
3-2	40	60	45
3-3	50	30	54
3-4	90	50	39
3-5	20	95	48
4-1	20	20	35
4-2	50	0	44
4-3	50	70	57
4-4	20	20	62



3.3.1.1 林分別植物種数と植被度

- 津久井地区が低木層と草本層の発達のバランスがよく、人工林も NO. 14 のコナラ林の林相に近い。
- 秦野県民の森では草本層の被度が比較的高く、植物種も多い。しかし、テンニンソウ・マツカゼソウ等シカの好まない植物の被度が高い。ここではシカの被害観察されるが未だ初期の段階。
- 札掛地区は、5年前の調査と比べて植生回復が見られるところがある。。低木類が少なく、草本層の被度が高まっている。ここも、テンニンソウ・マツカゼソウ等シカの好まない植物の被度が高い。依然としてシカの害が継続している。
- 山北地区は低木類残るものの、草本類が少ない。寄地区の7年前の調査に比べて、草本層の被度が落ち、植物種数も13種少なくなり、近年のシカの被害の増加が観察される。



津久井地区コナラ林、シカの影響見られない



傾斜 40 度を超すと草本類・低木類が残る。傾斜がシカの進入阻む。

(3)-3-2 各林分の植生概要

【地区別概要】

丹沢では、温度条件を反映した、植生の垂直分布が見られ、海拔 700～800m を境に、それよりも低海拔地は常緑広葉樹林域、高海拔地は夏緑広葉樹林域となっている。常緑広葉樹林域では、アカガシ、ウラジロガシ、アラカシ、スダジイなどが優占する自然林が、夏緑広葉樹林域では、ブナ、ミズナラなどが優占する自然林が生育する。また、境界付近にはモミ、ツガなどが優占する針葉樹林が分布している。

しかしながら、自然林の分布は限られ、夏緑広葉樹林域には比較的まとまって残存するものの、常緑広葉樹林域ではほとんど失われている。実際には、海拔 1000m 以下の地域は、コナラ、ミズナラ、シデ類などが優占する二次林や、スギ、ヒノキの人工林によって、ほとんどの面積が占められている。

今回の調査地域は、海拔 350～850m の範囲で、常緑広葉樹林域から夏緑広葉樹林域下部に位置している。

① 津久井地区

海拔 250～350m の低海拔地であり、地形も緩やかで、人里に近い地区である。人工林の林内にも様々な常緑植物が生育しており、特に常緑性木本類が多種認められる。この地区を特徴づけている種群は、落葉広葉樹二次林の構成要素であるヤマザクラ、ミズキ、ツリバナ、ミヤマハハソ、ダンコウバイ、ミヤマナルコユリや、常緑性のチャノキ、ナガバジャノヒゲ、ヤブラン、常緑広葉樹林域に生育するアズマネザサがあげられた。

全般に林内が暗く、出現種数は少ないほうである。土壌の発達は良好で、亜高木層や低木層を伴い、森林らしい階層構造を形成する林分も見られる。

② 表丹沢地区

丹沢の南面外周部に位置する、海拔 550～700m の地域である。地形はやや急峻となり、土壌の A 層は比較的厚いが、A0 層の発達は悪い。常緑広葉樹林域上部に位置し、津久井地区に次いで、常緑性の種が多く認められる地域である。表丹沢地区を特徴づける種群は、ヤブマオ、ススキ、オオイトスゲ、アカメガシワ、サジガンクビソウ、オニシバリ、クマノミズキ、コブシ、ヒメヨツバムグラ、シロバナハンショウヅル、ヤブニッケイである。陽地性の種が特徴的に見られる。

この地区は林冠部の植被率や草本層の植被率の高低にかかわらず、どの林分も出現種数が多い。常緑広葉樹林域を示唆し、津久井地区と共通する種群（種群 A）と、明るい林床や林縁部の草本・シダ植物および落葉低木類など札掛地区、山北地区と共通する種群（種群 C）がともに出現し、種組成を豊かなものになっている。光環境の調査で、林内が最も明るい地区であるという結果との関連が推測される。

一方、シカの不嗜好植物といわれるマツカゼソウやヤブマオが草本層に高被度で生育する林分が見られ、今後の動向が懸念される。

③ 札掛地区

東丹沢の中心部に位置し、海拔 500～650m の急峻な斜面が多い地域である。林業の歴史が長く、シカの害も以前から顕著であった。この地区を特徴づける種群は、フサ

ザクラ、ケマルバスミレ、ヤマムグラ、イイギリ、オトギリソウ、エイザンスミレ、ヤマトウバナ、セキヤノアキチョウジ、ミヤマタゴボウ、ナワシロイチゴ、テンニンソウである。表層土の移動が大きい、不安定地に生育する種が多い。

この地区では、テンニンソウ、マツカゼソウ、オオバアサガラなどが草本層を高被度で繁茂する林分がみられた。そのような場合、林分の出現種数は少なめであった。一方、土壌が薄く、乾性貧養な凸型斜面において、草本層の植被率が低いにもかかわらず、多数の出現種数がみられた。

④ 山北・寄地区

山北地区は調査地の中で最も高海拔地に位置し、海拔700～850mに達する。地質は、他の地域とは異なり、細かく風化してマサとなる石英閃緑岩を基盤とする。山北地区は常緑広葉樹林域の上限から夏緑広葉樹林域下部に位置し、常緑広葉樹林域の種はほとんど見られない。この地区を特徴づける種群は、クマシダ、タニタデ、イヌトウバナ、キヨタキシダ、バライチゴがあげられた。

一般的な斜面では、A0層の形成が悪く、林内は植生高も被度も低い、疎らな草本層が見られるだけの貧弱な構造を示す。出現種も小型な草本類やシダ植物が中心である。しかし、尾根状の斜面凸部では、高被度でミヤマシキミが繁茂する部分があり、木本種などの生育により、若干出現種数が多くなっている。

寄地区は海拔450mほどで、常緑広葉樹林域に位置する。しかし、津久井地区よりも、表丹沢、札掛、山北地区との共通種が多く、常緑性の種は少数である。出現する常緑性の種には木本種の割合が高く、津久井地区と似た傾向も示す。

【構造と種組成】

今回調査した人工林の構造と種組成について、以下の項目で検討を加えた。

①階層構造：

林分の階層構造について、以下の3タイプが認められた。

1) 4層（高木層・亜高木層・低木層・草本層）を形成するもの

森林として、発達し、安定的な構造である。亜高木層に着目すると、被度が低く、ツル植物が見られるに過ぎない段階（No.22・33・34）から、木本植物が生育するようになり（No.14）、その種数が増えて、被度もある程度確保される段階（No.44・32）へと、発達と安定の程度が進行している。

2) 3層（高木層・低木層・草本層）のもの

人工林においては、最も普通に見られる構造である。高木層・亜高木層・草本層の3層からなる人工林もしばしば見られるが、今回の調査では確認できなかった。低木層の被度や構成種は、立地の自然環境や、管理の程度などによって変化し、その林分の状態を把握する手がかりとなる。

3) 2層（高木層・草本層）のもの

高い頻度で下刈りが行われたり、暗すぎる林内では木本類が生育できず、亜高木層、低木層を欠く2層構造となる。

今回は、草本層にテンニンソウとマツカゼソウが高被度で優占する場合（No.23）と、草本層の植被率が比較的 low、特定の種が優占することなく、様々な種が生育

する場合 (No.21・42) がみられた。

②草本層の高さ：

草本層の高さによって、その構造と出現種数に一定の傾向が見られた。

- 1) 20 cm未満：草本層の植被率は低く、疎らに生育する。
- 2) 20 cm以上 80 cm未満：草本層の植被率は前者よりも高いが、ばらつきがある。出現種数は多い。
- 3) 80 cm以上：草本層の植被率が平均 80%をこえ、繁茂し、特定の数種が優占する場合もある。

③草本層の植被率：

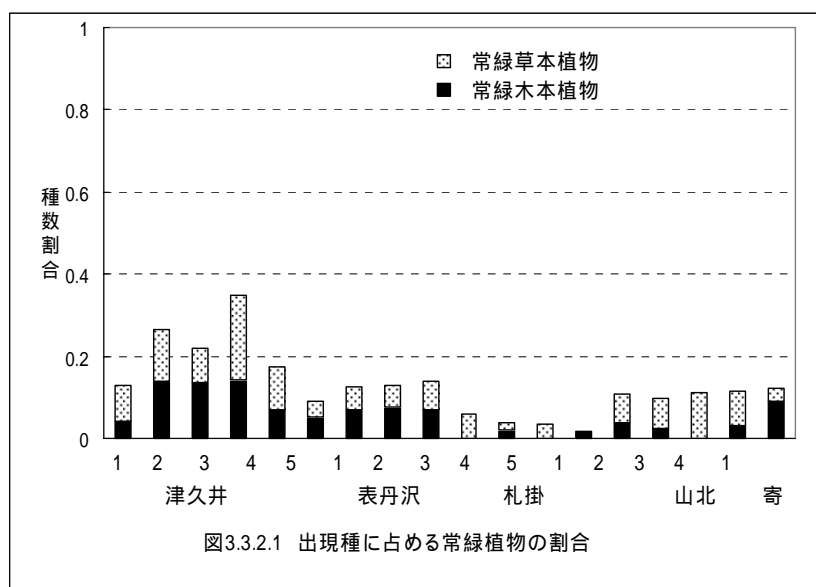
以下の3段階に区分してみたが、一定の法則性は見出せず、草本層の植被率を決定する要因は様々であることが予測された。

- 20%未満
- 20%以上 60%未満
- 60%以上

④出現種数：

地区ごとにある程度の傾向が見られた。津久井地区は比較的少なく、暗い林分で特に少ない。低木層の形成が良好なため、全体の平均出現種数と草本層のみの平均出現種数に開きがでた。表丹沢地区は平均して多く、草本層の植被率の低い林分でも出現種数は多かった。札掛地区はその中間であるが、尾根部の安定立地で多く、斜面では少ない。山北地区は最も出現種数が少なかった。

各地区の平均出現種数は以下のとおりである。()内は草本層の平均出現種数
 津久井地区 58 (45) : 表丹沢地区 73 (66) : 札掛地区 60 (57) : 山北地区 49 (45)



⑤草本層の出現種数と植被率の関係：

草本層の出現種数と植被率について、相関関係を検討すると、以下のようなタイプが見出された。

A：植被率は低いが、出現種数は多い

No.11, 24, 33

B：植被率も、出現種数も多い

No.12, 13

C：植被率は高いが、出現種数は少ない

No.22, 23, 34

D：植被率も、出現種数も少ない

No.35, 41, 42

AとBは林内の光環境が良好なため、出現種数が多いものと推測される。両者の違いは立地の安定度を反映していることが予想される。

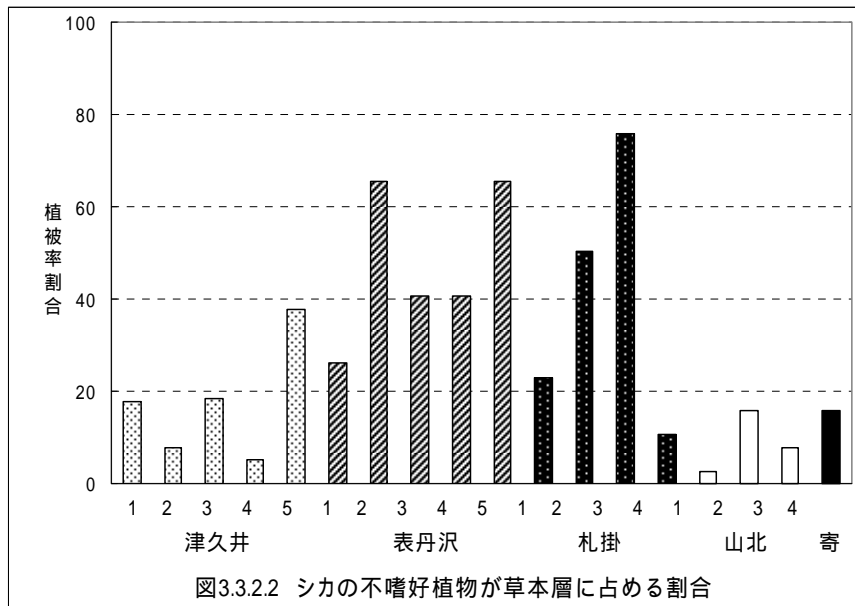
Cは特定の1～数種が高被度で繁茂することによって、多種の生育が抑えられることによるものである。このように特定種が繁茂する原因として、シカの選択的な採食によって不嗜好植物が増加する場合、立地の崩落や伐採などによる一時的で急激な攪乱による場合などが考えられる。

Dは不適切な人工林管理のために林内が暗く、植物の生育が困難な場合、シカやイノシシなどによって過剰に攪乱された場合、表層土の恒常的な移動があるような不安定地の場合などに起因するものと考えられる。

⑥シカの不嗜好植物の生育状況：

文献などによるシカの不嗜好植物といわれる種について、草本層に占める割合を算出した。不嗜好植物としたのは、シロダモ、ヤブニッケイ、ヤブマオ、マツカゼソウ、ナガバヤブマオ、サンショウ、シロヨメナ、テンナンショウ類、ベニシダ、ナガバハエドクソウ、オオバノイノモトソウ、フタリシズカ、クサギ、メギ、ハエドクソウ、ヤマトリカブト、オオバアサガラ、アセビ、セントウソウ、ヤマゴボウ類の21種である。各調査林分の草本層に出現した不嗜好種の各被度を平均百分率に換算し、林分ごとに合計し、草本層の植被率に占める割合を算出した。その結果、表丹沢地区と札掛地区において高く、津久井地区、山北地区では低かった。

出現種全体からの検討の結果、表丹沢、札掛両地区に共通する種群（種群B）として、上記不嗜好植物のほかに、サンショウ、アズマイバラ、タラノキ、クサイチゴ、ニガイチゴ、ムカゴイラクサといった、鋭いトゲを有する種が多数挙げられているのも特徴的である。



【各林分の植生状況】

【NO. 1-1】

表 3.3.2.1 植生調査結果総括表

群落	スギ・ヒノキ人工林	主な植生
高木層(高さ、植被率)	17m、80%	スギ、ヒノキ
低木層(高さ、植被率)	1.5m、10%	アブラチャン、ケヤキ
草本層(高さ、植被率)	0.2m、20%	コチヂミササ、キッコウハグマ
出現種数(草本)	69種	—

スギ・ヒノキ人工林で、下層植生の植皮率は低木層 10%、草本層 20%と疎らに生えるが、植物種数は 69 種と比較的多い。シカの足跡が多く残り、不嗜好性の植物も多く出現するが、林内照度や立木密度 160%の割には植物種数が多い。丹沢のシカの食圧としては比較的低い地域に存する林分である。

【No. 1-2】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層(高さ、植被率)	15m、70%	ヒノキ、スギ
低木層(高さ、植被率)	3m、50%	アブラチャン、マルハワツギ、ムラサキシキブ
草本層(高さ、植被率)	0.8m、100%	オオイトスゲ、ミゾシダ、シケシダ、マツカゼソウ、シロバナハンショウヅル、ケスゲ、コチヂミササ、ケシゲシダ、フタリスカ、タチホソスミレ、ヤブマメ、イヌカヤ
出現種数(草本)	80種	—

ヒノキ人工林で、下層植生は 80 種と多く、低木層の植皮率 50%、草本層の植皮率 100%と高い。今回の林分調査の中では林床植生が豊富である。林分は林道から四十八瀬川に降りる遊歩道沿いにあり、シカの歩行が容易なところにも関わらず、植生が豊かである。この地域のシカの食圧の低いことを示している。高木層が疎林の状態で、光を浴びている林分であることも起因している。

【NO. 1-3】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	16m、90%	ヒノキ
低木層（高さ、植被率）	1m、30%	ヤブムラサキ、マルハウツギ、クロモジ
草本層（高さ、植被率）	0.6m、90%	オオイトスゲ、マツカゼソウ、ケスゲ、シケシダ、チツボスミレ、ウツギ
出現種数（草本）	72 種	—

ヒノキ人工林で、適度な光とシカの食害を免れ、草本層の植皮率は 90%と高く、植物種数も 72 種と多い。立木本数密度からも適正密度の約 90%となっており、強度な間伐によって比較的明るい林となっている。また、林縁部にスズタケが繁茂しているところもあり、シカの食圧が低い地域であることが伺われる。

【NO. 1-4】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	16m、90%	ヒノキ
亜高木層（高さ、植被率）	9m、3%	イロハモジ、カラスウリ
低木層（高さ、植被率）	1.5m、20%	ヤブムラサキ、マルハウツギ、シラキ
草本層（高さ、植被率）	0.3m、50%	マツカゼソウ、オオイトスゲ、ミゾシダ
出現種数（草本）	61 種	—

比較的高密度（150%）のヒノキ林で、低木層の植皮率が 20%、草本層が 50%と高い。林道と溪流に挟まれ側方からの光が射し込み林縁効果が働いているものと考えられる林分である。シカの不嗜好性植物も交えて出現種数 61 種は多い。

【NO. 1-5】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	18m、90%	ヒノキ
低木層（高さ、植被率）	2.5m、5%	ケヤキ、マルハウツギ
草本層（高さ、植被率）	0.8m、40%	カテンソウ、ヤブマオ、マツカゼソウ、ゴアカリ、ナガバヤブマオ
出現種数（草本）	49 種	—

立木密度約 120%の林分であるが、東斜面の凹状地形をしているためやや日当たりが悪い。シカの食圧の低い地域で出現種数 49 種は少ないものと考えられる。植皮率も低木層 5%、草本層 40%で、草本層の植皮率はやや高い。

【NO. 2-1】

群落	スギ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	15m、90%	スギ
低木層（高さ、植被率）	—、—	
草本層（高さ、植被率）	0.3m、15%	マツカゼソウ
出現種数（草本）	52 種	—

今年度さらに間伐する予定の林分で、立木密度が約 140%の密林となって光が林床にまで十分に届いていないヒノキ人工林である。このため、草本層の植被率は 15%で、低木類を欠く。また、出現種数はシカの不嗜好性種が多くて 52 種である。管理の遅れと、低い植皮率も含み札掛地域のシカの食圧が強いことを示している。

【No. 2-2】

群落	ヒノキ・オハアサガラ林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	13m、80%	ヒノキ、オハアサガラ
亜高木層（高さ、植被率）	10m、1%	ナツツタ
低木層（高さ、植被率）	3m、40%	ウツギ、オハアサガラ
草本層（高さ、植被率）	0.8m、90%	テンニンソウ、マツカゼソウ、カネソウ
出現種数（草本）	45 種	—

シカ食害の比較的激しい地域にありながら、立木密度が約 60%の疎林であり、45 度に近い急斜面であることから、多い光と低いシカの食圧から植皮率は低木層 40%、草本層 90%と高い。ただ、崖錐性の地形条件からか植物種は少ない。

【NO. 2-3】

群落	ヒノキ・スギ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	18m、60%	ヒノキ、スギ
低木層（高さ、植被率）	— —	
草本層（高さ、植被率）	1.5m、95%	テンニンソウ、ガクウツギ、マツカゼソウ、ヤブマオ、シキミ、ウツギ、ハダカホオズキ
出現種数（草本）	59 種	—

ヒノキ人工林で、強度な間伐により立木密度が約 70%と低い。このため光り環境に恵まれ、植皮率は草本層で 95%と高い。低木層は発達していない。植物種数も 59 種とやや多いが、シカの不嗜好性種の比率が高い。前 2 林分よりシカの食圧はその植皮率

の高さから低いものと考えられる。

【NO. 2-4】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	15m、95%	ヒノキ
低木層（高さ、植被率）	1m、5%	
草本層（高さ、植被率）	0.2m、20%	
出現種数（草本）	71種	—

40度に近い急斜面に成立するヒノキの人工林である。このため光条件が整えば下層植生の繁茂が考えられるが、立木密度約90%で東斜面にあつて日当たりが悪い。このため、植被率は低木層5%、草本層20%となっている。ただ、植物種数は71種と多い。

【NO. 3-1】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	17m、95%	ヒノキ
低木層（高さ、植被率）	0.6m、3%	アキ、チャキ、ミズキ
草本層（高さ、植被率）	0.15m、10%	テイカスラ、ナガバハエトクワ、コチミザサ
出現種数（草本）	43種	—

本数密度は約80%であるが、谷沿い平坦斜面にあり、周囲からの光が射し込まない。森林整備をしても植被率が低く、植物種数も43種と少ない。このような日陰の立地ではさらに強間伐して光を林床までに届くような管理が望まれる。

【NO. 3-2】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	15m、90%	ヒノキ
亜高木層（高さ、植被率）	5m、40%	ムラサキシブ、アオハダ
低木層（高さ、植被率）	1.2m、60%	アズマネザサ、ムラサキシブ、コハナカズミ
草本層（高さ、植被率）	0.2m、40%	アズマネザサ、チコユリ、ミシタ、テイカスラ
出現種数（草本）	45種	—

ヒノキ人工林で比較的周辺の二次林に近い種組成を示すが、種数は45種と少ない。立木密度は約200%で高いことでやや暗い林分となっているためと考えられる。アズマネザサが低木層・草本層に高被度で出現していることからシカの食圧が低い地域である。

【No. 3-3】

群落	ヒノキ・スギ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	16m、80%	ヒノキ、スギ
亜高木層（高さ、植被率）	10m、2%	マダケ、ナツツタ、テイカスラ
低木層（高さ、植被率）	2m、30%	アブラチャン、ハナイダ、アキ
草本層（高さ、植被率）	0.2m、50%	テイカスラ、キツタ、ジャノヒゲ、カバジャノヒゲ、ミヤマナルコユリ、オハジャノヒゲ
出現種数（草本）	54種	—

マダケの混じるヒノキ人工林で、谷地形に土石流が堆積した緩斜面に成立する。立木密度は約160%と混んでいるものの、高木層の林冠は開いて光が林床までに届いている。そのため、植被率は低木層30%、草本層50%と比較的豊かな下層植生を示す。ここでも、林冠を開ければ植物バイオマスが増えることが示され、シカの食圧が低いことが伺われる。

【NO. 3-4】

群落	スギ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	19m、70%	スギ
亜高木層（高さ、植被率）	12m、2%	スギ、テイカスラ、ヤミノイ、カラスリ
低木層（高さ、植被率）	1.5m、50%	アキ、チャノキ、アスマネササ、シロダモ
草本層（高さ、植被率）	1.0m、90%	ヒカゲイノコスチ、ミスタマソウ、キツタ、テイカスラ、ヤブソテツ、カバジャノヒゲ、ヤブラン
出現種数（草本）	39種	—

山麓の平坦面で過去畑地であったところにスギを植え成林させた林分である。立木密度は約35%と極めて低く、そのため光を浴びて下層植生が繁茂している。種数は土地条件から少ないものの、植被率が草本層で90%にまで達し、低木層も50%を示す。シカの食圧の低い、明るいスギ林の植物組成を示している。

【NO. 3-5】

群落	コナラ・クヌギ・ミズキ林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	18m、90%	コナラ、クヌギ、ミズキ
亜高木層（高さ、植被率）	6m、70%	エゴノキ、ヤマサクラ、ウリカエデ、クマシデ、イロハモミジ、マルバアオダモ、アカシデ
低木層（高さ、植被率）	2m、95%	アスマネササ、ツリバナ、ハナイダ
草本層（高さ、植被率）	0.5m、20%	チコユリ、シュラン、ミツバアケビ
出現種数（草本）	34種	—

雑木林が放置されそのまま成長したクヌギ・コナラの林分で、樹高18mに達する大

木が林立する。亜高木層にコナラ、クヌギ、ミズキが混じり、成熟した雑木林の様相を呈する。アズマネザサ等の低木層が発達し、草本層はやや貧弱となっている。そのために、出現種数は34種と少ない。

【NO. 4-1】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	18m、95%	ヒノキ
低木層（高さ、植被率）	4m、20%	アブラチャン、ケヤキ、クマシテ
草本層（高さ、植被率）	0.1m、20%	カテンソウ、コアカリ、タチツボスミ
出現種数（低木・草本）	35種	—

最近シカの食圧が高くなっている地域で周辺でも草本類が少ない。対象林分は本数密度約80%で比較的林冠は開いているものの花崗岩の風化を母岩とした砂質が裸地状を呈している。低木類が比較的残っているのは、シカの食圧が最近のものであることを物語る。

【NO. 4-2】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	12m、90%	ヒノキ、スギ
低木層（高さ、植被率）	— —	—
草本層（高さ、植被率）	0.1m、50%	カテンソウ、タニタテ、イヌワビ、ホリバシシダ
出現種数（低木・草本）	44種	—

35年生の若いヒノキ林で立木密度は約100%と適正な密度を持つ。ここでは低木層の発達はなく、草本層が植被率50%で林床を覆う。過去の森林整備の遅れとシカの食圧によるものか植物種数が44種と少ない。

【NO. 4-3】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	20m、90%	ヒノキ、スギ
低木層（高さ、植被率）	1m、70%	ミヤマシキミ
草本層（高さ、植被率）	0.3m、50%	カテンソウ、タニタテ、ミヤマシキミ、モミジイゴ、コカンスゲ
出現種数（低木・草本）	57種	—

NO. 4-2と同様の花崗岩風化帯の立地条件に成立するヒノキ林であって立木密度は約160%と高い。しかしながら、尾根沿いが林縁となる上部斜面にあるため側方からの光があたり、シカの不嗜好性植物であるミヤマシキミが一面に繁茂する。林況指数が悪くても林分の立地条件から光環境が良く、シカ食圧を受けながらも不嗜好性植物で林

床が覆われる一事例である。

【NO. 4-4】

群落	ヒノキ人工林	主な植生
高木層（高さ、植被率）	26m、95%	ヒノキ
亜高木層（高さ、植被率）	15m、20%	ムラサキシキブ、イヌザクラ
低木層（高さ、植被率）	5m、20%	コアカリ、ムラサキシキブ、クロモジ、ヒサキ
草本層（高さ、植被率）	0.5m、30%	コアカリ、オハバチトメ、モミジハグマ、ツルカノソウ、クロモジ
出現種数（低木・草本）	62種	—

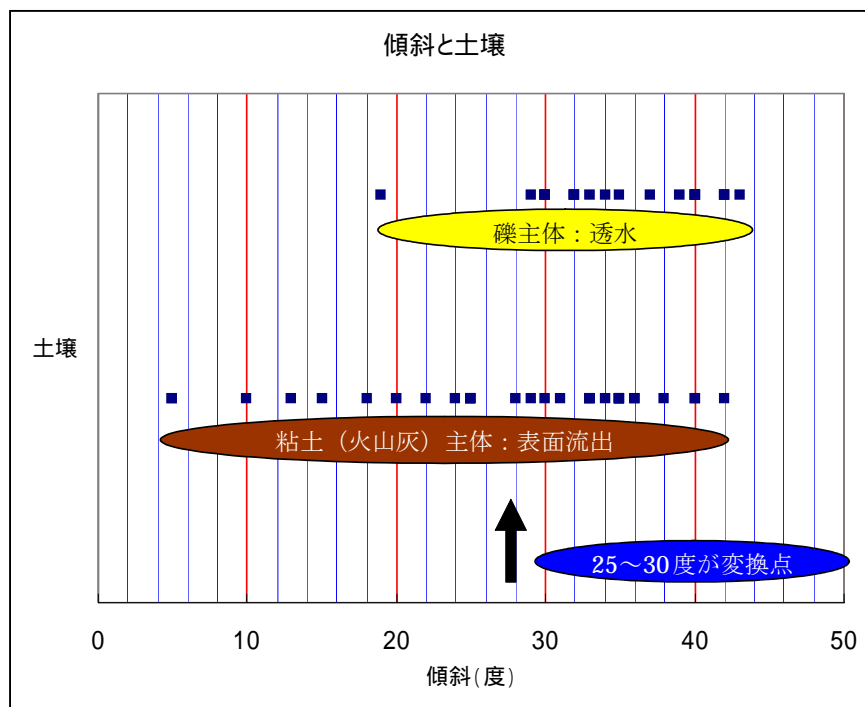
林齢78年生と測定されたヒノキ林で、丹沢の中の人工林では生態機能も併せ持つ優良林であった。当時の草本層植物数は90種を数えていた。7年後の今日では草本層・低木層とも20～30%の植被率となり、出現種数も62種と激減している。低木類が残ることから、ここ5年間でシカの食圧が高まったものと考えられる。7年前にはあまり観察されなかったシカの食痕や糞を林内や周辺で頻度高く見た。

(3)-4 土壌調査

(3)-4-1 調査結果総括

土壌流亡は 25 度～30 度未満の緩斜面で激しく、それ以上の急斜面では粘土などの細粒物質が流されていて礫質の土壌となり、A0 層の形成がなくても比較的透水性がよい。また、40 度を超す斜面では、平地性のシカの食害も少なく、下層植生が保持されて土壌流亡が起こりにくい。

したがって、粘土質土壌が厚く堆積する緩斜面での土壌流亡に対策は焦点を当てる必要がある。



<p>傾斜 20 度未満の火山灰土</p>	<p>20 度～30 度になると礫が混じる。</p>	<p>30 度を超すと礫質の土壌となる。</p>



緩斜面での土壌流亡、根上がりして枯死・倒木

表 3.4.1 調査林分の立地概要と A0・A 層の厚さ

Site	林相	場所/ 標高 (m)	地形	方位	傾斜 (度)	土壌型	A0 層 厚さ (cm)	A 層厚さ (cm)
1-1	スギ・ヒノキ林	表丹沢/550	平衡斜面	SE	35	森林褐色土	2	0
1-2	ヒノキ林	表丹沢/600	斜面上部	ESE	25	黒ホク土	1	AB40
1-3	ヒノキ林	表丹沢/650	斜面中下部	S	28	黒ホク土	1	AB40
1-4	ヒノキ林	表丹沢/650	斜面下部	SE	40	森林褐色土	0~1	20
1-5	ヒノキ林	表丹沢/700	斜面上部	S	35	森林褐色土	0~1	AB40
2-1	スギ林	札掛/600	斜面下部	SE	33	黒ホク土	0~1	4
2-2	ヒノキ・広葉樹林	札掛/500	斜面下部	N	45	森林褐色土	2	4~5
2-3	スギ・ヒノキ林	札掛/650	斜面下部	S	34	黒ホク土	1~2	10
2-4	ヒノキ林	札掛/500	斜面上部	E	38	森林褐色土	0	5
3-1	ヒノキ林	津久井/300	斜面下部	NE	10	黒ホク土	0.3	5
3-2	ヒノキ林	津久井/350	斜面上部	E	30	黒ホク土	1	10
3-3	ヒノキ林	津久井/350	谷	N	10	森林褐色土	3	10
3-4	スギ林	津久井/250	山麓平坦面	-	0	黒ホク土	3~5	2~3
3-5	コナラ林	津久井/350	斜面中部	WSW	20	黒ホク土	3~5	15
4-1	ヒノキ林	山北/700	斜面下部	W	34	森林褐色土 (砂質)	0	2~3
4-2	ヒノキ林	山北/850	斜面中部	W	37	森林褐色土 (砂質)	0	10
4-3	ヒノキ林	山北/850	斜面上部	N	25~38	黒ホク土	2	12
4-4	ヒノキ林	寄/450	斜面下部	W	20	黒ホク土	1~2	20

注) 褐色森林土はいずれも礫と火山灰土混じる

(3)-4-2 各林分の土壌概要

林況調査を実施した同じ箇所において、代表的（平均的）な斜面を選択し、断面試孔を掘削し土壌調査を実施した。土壌断面を観察する試孔は、毎木調査コード内での標準的な場所で、幅約 60 cm、深さはC層までの土壌断面を掘削し、「林業技術ハンドブック（全国林業改良普及協会刊行）」に記載された適地判定土壌調査法を網羅するよう土壌断面記載要領に準じて行った。以下に、各地点における土壌調査結果の概要を示す。

【NO. 1-1】

土壌型	森林褐色土	石礫	角礫・富む
堆積様式	匍行性	土性	壤土
A ₀ 層の厚さ	2 cm	構造	粒状・団粒状
A層の厚さ	0 cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	10 cm	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	10 cm	その他	礫層を 10 cm 下にはさむ。常に動いている。
層位推移	明瞭		
腐植	含む		

スギ・ヒノキ林の約 35 度・平衡斜面にあり、堆積様式は匍行性である。A₀層 2cm・AB層 10 cm・B層 10 cmで、細根・中根が中程度。森林褐色土であるが、粘土質の土壌が交わる。

【No. 1-2】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	残積性	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	1 cm	構造	細粒状
A層の厚さ	0 cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	40 cm	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	0 cm	その他	表層 10 cm まで中・細根多い。
層位推移	明瞭		
腐植	富む		

ヒノキ林の約 25 度・斜面上部にあり、堆積様式は残積性である。A₀層 1 cm・AB層 40 cmで、細根・中根が中程度。傾斜がゆるいため、火山灰性の黒ボク土が残る。

【No. 1-3】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	残積性	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	1 c m	構造	細粒状
A層の厚さ	0 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	40 c m	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	0 c m	その他	無し
層位推移	明瞭		
腐植	富む		

ヒノキ林の約28度・斜面中下部にあり、堆積様式は残積性である。A₀層1 c m・A B層40 c mで、細根・中根が中程度。傾斜がゆるいため、火山灰性の黒ボク土が残る。

【No. 1-4】

土壌型	森林褐色土	石礫	角礫
堆積様式	葡行性	土性	埴質壤土
A ₀ 層の厚さ	0~1 c m	構造	粒状
A層の厚さ	20 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	0 c m	根系	細根・中根 少
B層の厚さ	20 c m以下火山灰	その他	無し
層位推移	漸変		
腐植	含む		

ヒノキ林の約40度・斜面下部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層0~1 c m・A層20 c m・B層20 c m以下火山灰で、細根・中根で少程度。森林褐色土であるが、粘土質が混ざる。

【No. 1-5】

土壌型	森林褐色土	石礫	富む・角礫
堆積様式	葡行性	土性	埴質壤土
A ₀ 層の厚さ	0~1 c m	構造	粒状
A層の厚さ	0 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	40 c m以上	根系	細根・中根 中~少
B層の厚さ	0 c m	その他	無し
層位推移	漸変		
腐植	富む		

ヒノキ林の約35度・斜面上部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層0～1cm・AB層40cm以上で、細根・中根で中～少程度。森林褐色土であるが、粘土質が混ざる。

【No. 2-1】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	葡行性	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	0～1cm	構造	細粒状～粒状
A層の厚さ	4cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	50cm以上	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	0cm	その他	無し
層位推移	判然		
腐植	含む		

スギ林の約33度・斜面下部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層0～1cm・A層4cm・AB層50cm以上で、細根・中根で中程度。礫が無く、火山性の黒ボク土壌で覆われる。

【No. 2-2】

土壌型	森林褐色土	石礫	含む
堆積様式	葡行性	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	2cm	構造	細粒状～粒状
A層の厚さ	4～5cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	0cm	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	8～10cm	その他	露岩と崩積礫、火山灰混じる。
層位推移	判然		
腐植	含む		

ヒノキ・広葉樹林の約45度・斜面下部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層2cm・A層は4～5cm・B層は8～10cmで、細根・中根で中程度。急斜面にあって礫が多い。

【No. 2-3】

土壌型	黒ボク土	石礫	含む・角礫
堆積様式	葡行性	土性	埴質壤土
A ₀ 層の厚さ	1～2cm	構造	粒状
A層の厚さ	10cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	50cm以上	根系	細根 中

B層の厚さ	8~10 c m	その他	シカの好まない植物で一面覆われる。
層位推移	漸変		
腐植	含む		

スギ・ヒノキ林の約 34 度・斜面下部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層 1~2 c m・A層 10 c m・A B層 50 c m以上・B層 8~10 c mで、細根で中程度。黒ボク土であるが急斜面であり、角礫を含む。

【No. 2-4】

土壌型	森林褐色土	石礫	富む・角礫
堆積様式	葡行性	土性	壤土
A ₀ 層の厚さ	0 c m	構造	粒状
A層の厚さ	5 c m	水質状態	乾
A B層の厚さ	25 c m	根系	細根・中根 多い
B層の厚さ	0 c m	その他	中根多い。尾根状で急峻。礫が多く、火山灰が混じる。
層位推移	判然		
腐植	含む		

ヒノキ林の約 38 度・斜面上部にあり、堆積様式は葡行性である。A層 5 c m・A B層 25 c mで、細根・中根で多い。比較的急斜面であるために、角礫に富む。

【No. 3-1】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	崩積性	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	0.3 c m	構造	粒状
A層の厚さ	5 c m	水質状態	湿
A B層の厚さ	0 c m	根系	稀
B層の厚さ	5 c m以下~	その他	無し
層位推移	判然		
腐植	乏しい		

ヒノキ林の約 0 度・斜面下部にあり、堆積様式は崩積性である。A₀層 0.3 c m・A層 5 c m・B層 5 c m以下で、根系は稀にある。斜面下部にあり、火山灰が厚く積もった湿性の土壌を示す。

【No. 3-2】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	葡行性	土性	埴土

A ₀ 層の厚さ	1 c m	構造	粒状
A層の厚さ	10 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	10 c m	根系	細根・中根 多い
B層の厚さ	20 c m以下	その他	細根はA層 中根はA～A B層
層位推移	判然		
腐植	含む		

ヒノキ林の約 30 度・斜面上部にあり、堆積様式は葡行性である。A₀層 1 c m・A層 10 c m・A B層 10 c m・B層 20 c m以下で、細根・中根は多い。30度の斜面にあっても、石礫はなく火山灰を主体とした黒ボク土である。

【No. 3-3】

土壌型	森林褐色土	石礫	富む・角礫
堆積様式	崩積性	土性	壤土
A ₀ 層の厚さ	3 c m	構造	団粒状
A層の厚さ	10 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	10 c m以下	根系	細根・中根 多い
B層の厚さ	0 c m	その他	谷地形で土砂礫が上部から流され堆積。
層位推移	判然		
腐植	富む		

ヒノキ林の約 10 度・谷にあり、堆積様式は崩積性である。A₀層 3 c m・A層 10 c m・A B層 10 c m以下で、細根・中根は多い。緩斜面であるが、谷地形で土砂礫が上部から流され堆積。

【No. 3-4】

土壌型	黒ボク土	石礫	含む・角礫
堆積様式	崩積	土性	埴土
A ₀ 層の厚さ	3～5 c m	構造	カベ状
A層の厚さ	2～3 c m	水質状態	潤
A B層の厚さ	20 c m	根系	細根・中根 中
B層の厚さ	0 c m	その他	旧畑地に45年前にスギ植栽。
層位推移	判然		
腐植	含む		

スギ林の約 0 度・山麓平坦面にあり、堆積様式は崩積性である。A₀層 3～5 c m・A層 2～3 c m・A B層 20 c mで、細根・中根が中程度。旧畑地であって、粘土質土壌である。

【No. 4-1】

土壌型	森林褐色土（砂質）	石礫	富む・角礫
堆積様式	崩積	土性	砂土
A ₀ 層の厚さ	ほとんどない	構造	単粒
A層の厚さ	2～3cm	水質状態	湿
AB層の厚さ	3cm以下	根系	細根 少
B層の厚さ	0cm	その他	花崗岩風化。
層位推移	判然		
腐植	乏しい		

ヒノキ林の約34度・斜面下部にあり、堆積様式は崩積性である。A₀層ほとんどなく・A層2～3cm・AB層3cm以下で、細根が少ない。花崗岩風化帯であり、斜面下部の崖錐性堆積物が広く分布する。

【No. 4-2】

土壌型	森林褐色土（砂質）	石礫	礫
堆積様式	葡行性	土性	砂土
A ₀ 層の厚さ	0cm	構造	粒状
A層の厚さ	10cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	20cm	根系	細根 中
B層の厚さ	0cm	その他	花崗岩風化、小礫で粒状。
層位推移	判然		
腐植	乏しい		

ヒノキ林の約37度・斜面中部にあり、堆積様式は葡行性である。A層は10cm・AB層は20cmで、細根が中程度。花崗岩風化帯であり、斜面に崖錐性堆積物が広く分布する。

【No. 4-3】

土壌型	黒ボク土	石礫	ほとんどない
堆積様式	残積性	土性	埴質壤土
A ₀ 層の厚さ	2cm	構造	細粒状
A層の厚さ	12cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	0cm	根系	細根 中
B層の厚さ	0cm	その他	尾根沿いの明るい林。
層位推移	判然		
腐植	含む		

ヒノキ林の約25～38度・斜面上部にあり、堆積様式は残積性である。A₀層2cm・

A層 12 cmで、細根が中程度。尾根から斜面上部に掛けて堆積した、火山灰からなる黒ボク土壌である。

【No. 4-4】

土壌型	黒ボク土	石礫	無し
堆積様式	崩積性	土性	埴質壤土
A ₀ 層の厚さ	1～2 cm	構造	細粒状
A層の厚さ	0 cm	水質状態	潤
AB層の厚さ	0 cm	根系	細根・中根・大根 中
B層の厚さ	0 cm	その他	火山灰が厚く積もる。C層は1 m以上と推定。
層位推移	判然		
腐植	富む		

ヒノキ林の約 20 度・斜面下部にあり、堆積様式は崩積性である。A₀層 1～2 cmで、細根・中根・大根が中程度。母岩の火山灰は厚く積もり 1 m以上と推定される。

(4) 比較検討調査

今回の丹沢調査と比較する上で、過去に同調査を行った地域での結果を交えて総合的に解析してみた。以下に、その結果を示す。

(4)-1 林分構造

平成 16 年度砂防学会で発表された富士山南西麓の人工林調査（「光量子密度による林内評価手法に関する検討」中田 慎,小川紀一郎,富田陽子,小泉市朗,阿部 聡、「適切な維持管理を視野に入れた樹林の評価に関する検討」富田陽子,小泉市朗,阿部 聡,中田 慎,小川紀一郎）の結果及び海山町速水林業の森での調査結果、また 7 年前の丹沢寄の調査結果を加えて比較検討した。

①調査対象林

調査の対象林の林相及び林況状況は以下のとおりである。

表 4.1.1 調査対象地の概要

林分	林相	場所	平均樹高 (m)	平均直径 (cm)	立木本数 (本/ha)	蓄積 (m ³ /ha)
1-1	スギ・ヒノキ林	丹沢今回	16.5	22.2	1,812	522
1-2	ヒノキ林	丹沢今回	14.6	20.9	683	154
1-3	ヒノキ林	丹沢今回	15.6	17.0	1,107	176
1-4	ヒノキ林	丹沢今回	15.2	17.4	1,566	254
1-5	ヒノキ林	丹沢今回	18.2	24.1	1,194	446
2-1	スギ林	丹沢今回	15.1	18.4	1,131	204
2-2	ヒノキ・広葉樹林	丹沢今回	13.2	16.3	1,103	137
2-3	スギ・ヒノキ林	丹沢今回	18.0	31.3	603	376
2-4	ヒノキ林	丹沢今回	15.0	17.6	1,047	173
3-1	ヒノキ林	丹沢今回	17.0	20.1	787	193
3-2	ヒノキ林	丹沢今回	15.0	21.6	1,010	250
3-3	ヒノキ林	丹沢今回	15.8	20.1	1,726	388
3-4	スギ林	丹沢今回	19.0	26.4	350	160
4-1	ヒノキ林	丹沢今回	17.6	21.2	933	261
4-2	ヒノキ林	丹沢今回	13.6	20.8	1,467	305
4-3	ヒノキ林	丹沢今回	15.6	19.9	1,200	262
4-4	ヒノキ林	丹沢今回	22.3	35.4	1,022	1,009
1	ヒノキ林	富士南麓	8.0	15.1	3,100	200
2	ヒノキ林	富士南麓	20.2	20.5	1,822	546
3	ヒノキ林	富士南麓	20.3	23.1	1,644	629
4	ミズキ林	富士南麓	6.8	10.5	1,900	50
5	ヒノキ林	富士南麓	19.1	19.9	2,089	558

6	ヒノキ林	富士南麓	18.4	18.2	2,400	517
7	ヒノキ林	富士南麓	23.4	28.0	1,067	691
8	コナラ林	富士南麓	7.6	13.0	1,900	86
9	ツガ-ヒノキ林	富士南麓	11.3	17.3	1,911	228
10	スギ(ヒノキ)林	富士南麓	16.8	21.1	2,444	646
11	ヒノキ・広葉樹林	富士南麓	12.2	13.8	2,978	244
12	ヒノキ林	富士南麓	14.1	15.9	3,600	453
13	ヒノキ林	富士南麓	15.9	17.7	2,178	383
14	スギ林	寄7年前	27.5	42.1	425	732
15	ヒノキ林	寄7年前	24.3	34.0	625	620
16	ヒノキ林	海山町	25.7	38.3	304	405
17	ヒノキ林	海山町	21.4	31.6	475	358
18	ヒノキ林	海山町	18.1	23.0	815	276

②森林管理指標の検討

林床での光条件が植物種数を増すことは周知のことであり、林床がある一定（広葉樹二次林等）の植物種構成を有することが、土壌の流亡を防ぎ、根系の発達も促し、森林の持つ多面的機能を最大限発揮する森林である。そこで、このような森づくりをするためには、林況指標の何を用いたらよいかを、林内の植物種数をもとに検討した。

良好な林分すなわち森林の多面的機能を発揮する条件を整理して指標ごとに検討した。林況指標には、本数密度指数、完満度、枯損木率、直径変異度を採用した。

本数密度指数

本数密度指数と植物種数の関係は、立木密度指数が高くなるほど植物種数が少なくなる傾向を示している。つまり、間伐などの遅れで暗くなった林分では植物の数が減ることを示す。つまり、植物種数を介在して本数密度指数が林内の明るさを規定する。樹高と立木本数の関係は林況を表す指標となるものと考えられる。

しかし、今回の丹沢調査では逆転現象を示し、本数密度と植物種数の関係は明らかではない。シカの食圧や土壌流亡がその要因として働いているものと考えられる。

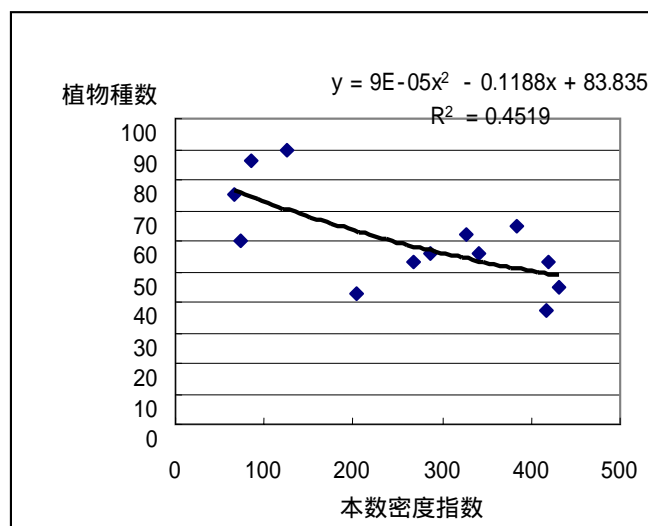


図 4.1.2.1 植物種数と本数密度指数（今回の丹沢調査以外）

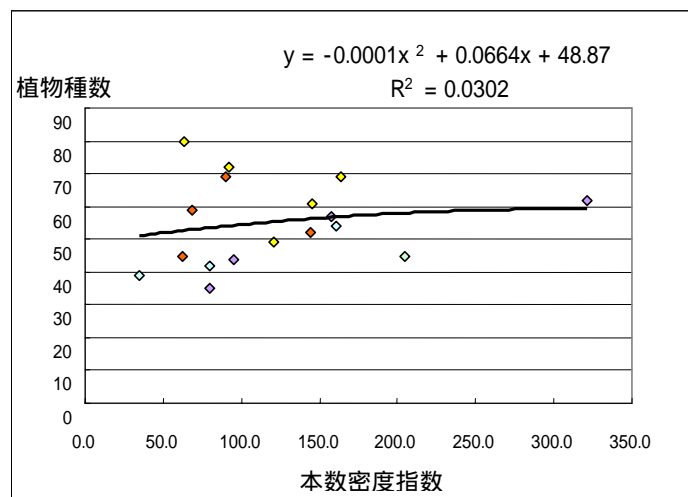


図 4.1.2.2 植物種数と本数密度指数（今回の丹沢調査）

完満度(H/D)

完満度（形状比）は森林管理の1時点を示すものでなく、長く間伐など管理の蓄積が現れる指標である。植物種数との関係は通常、以下の図に示すように、完満度の低い方が明るい森として植物種数が多くなる。林床植生が繁茂している林分が健全な林木を育てる空間を有していることの表れである。

しかし、今回の丹沢調査ではこの関係は明らかでない。シカの食害がある地帯では、立木密度指数と同様にこの林況指数は今の丹沢の状況下では使用できない。

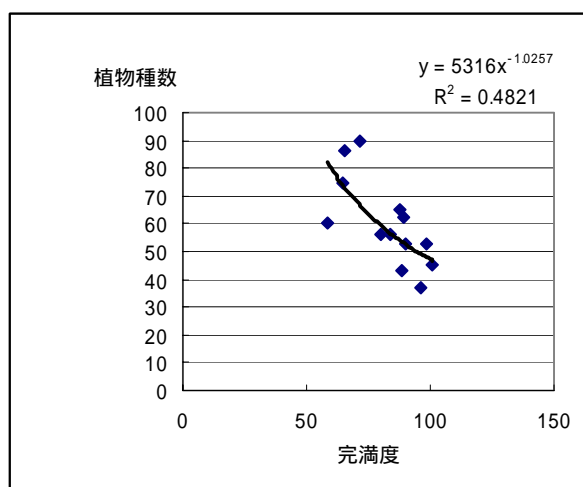


図 4.1.2.3 植物種数と完満度(H/D)（今回の丹沢調査以外）

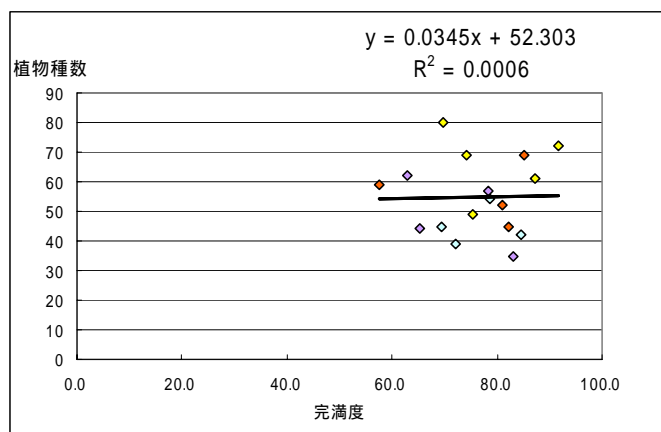


図 4.1.2.4 植物種数と完満度(H/D)（今回の丹沢調査）

枯損木率

枯損木率も間伐などの手入れが遅れ暗くなると、林木間で自然淘汰された木が被圧され枯れる。この枯損木の多少が林況を表す指標と考えた。下図では明確な関係は見られない。しかも、枯損木の混交割合が増加すればかえって林冠が開き植物種数が増すことを示している。森林の劣化指標にはならないが、枯損木率の低い段階では植物種数の低減と同調する面も見られる。

一方、今回の丹沢調査結果からは以上の関係も明らかでない。林況と植物種数とはここでも連動しない。

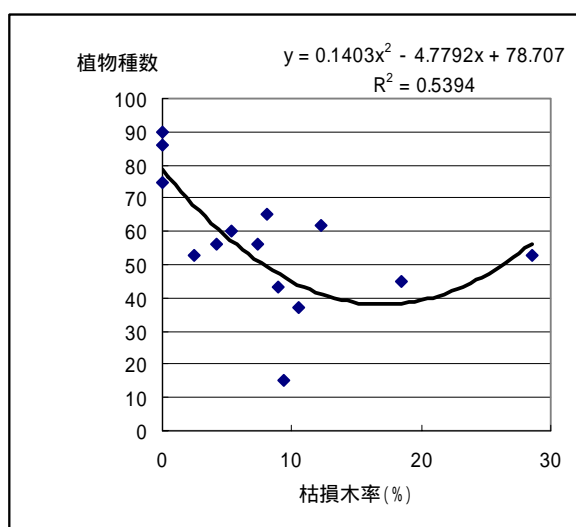


図 4.1.2.5 植物種数と枯損木率 (%) (今回の丹沢調査以外)

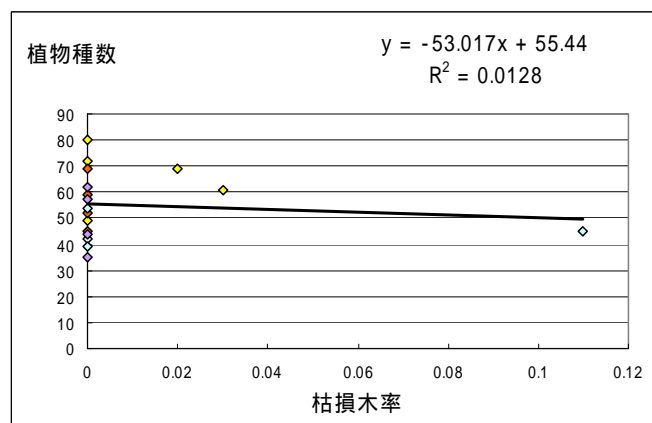


図 4.1.2.6 植物種数と枯損木率 (%) (今回の丹沢調査)

直径変位度

直径変位度は平均直径を標準直径で除したもので、100%未満が細りが強く脆弱な林木であることを示す。この直径変位度と植物種数との関係は、下図に示すとおり相関はきわめて低いですが、直径が太いほど植物種数が多くなるという一応正の相関を示している。

しかしながら、今回の丹沢調査結果からは逆転現象を示す。いずれも林況指数は生物多様性や表土流亡など森林環境を表す指標として丹沢地域では使えない指標でもある。

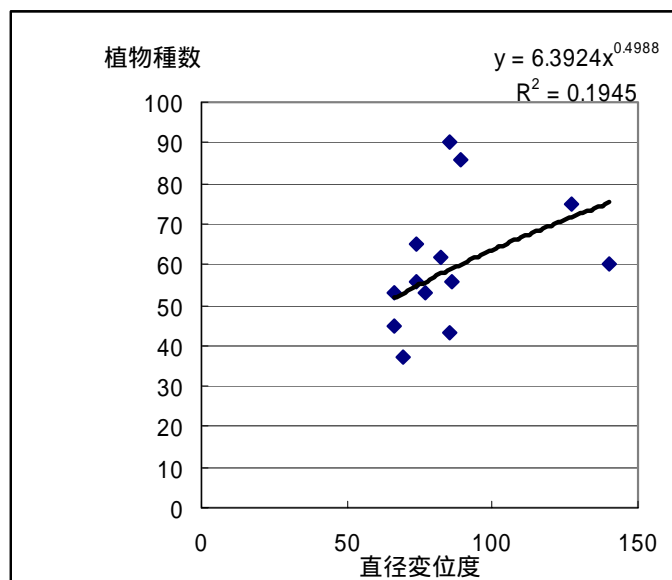


図 4.1.2.7 植物種数と直径変位度（今回の丹沢調査以外）

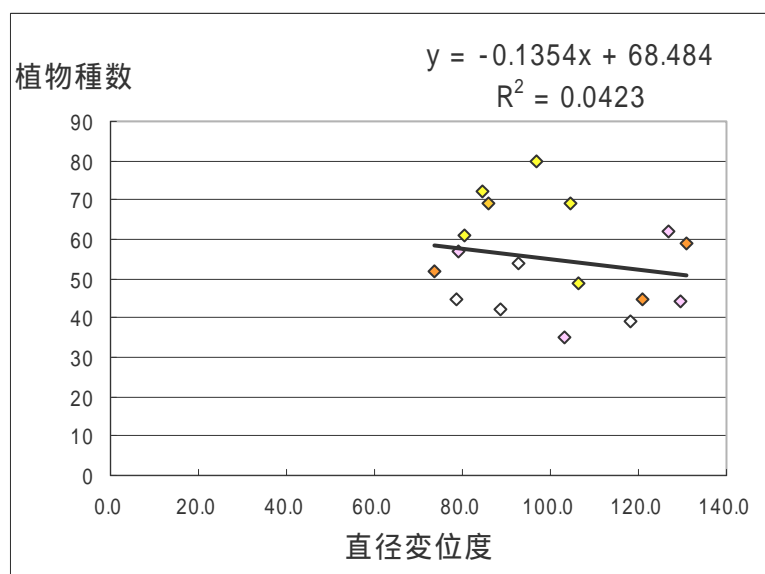


図 4.1.2.8 植物種数と直径変位度（今回の丹沢調査）

(5)まとめと考察

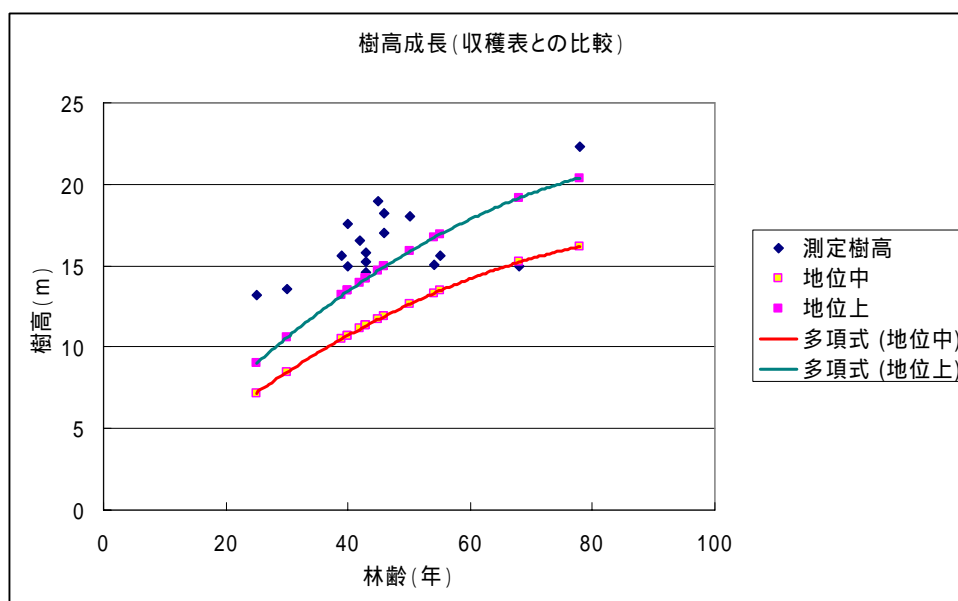
(5)-1 森林構造の特徴と対策

今回の林況調査対象地は林道沿いの県有林であるため、比較的管理が行き届いた林分も含んでいる。このことがかえって林分構造は標準的なものに近く光条件の良いところでも森林環境が劣悪になりつつある状況、すなわちシカの食圧や表土の流出問題を浮かび上がらせることができた。

以下に調査した林分から森林構造の特徴を列記する。

① 樹高成長

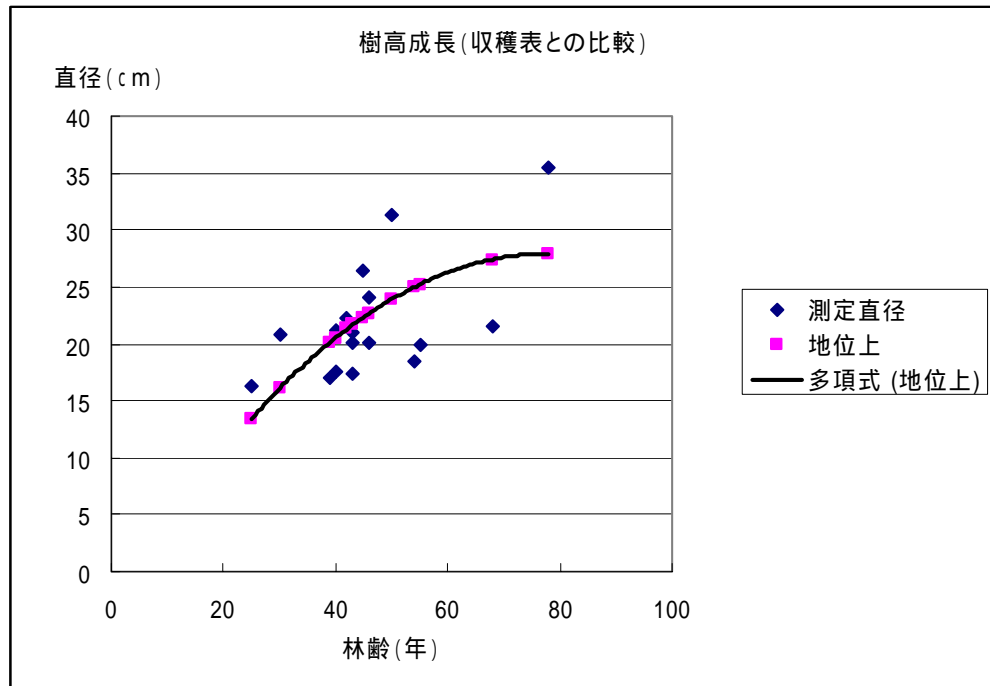
- 樹高の成長は下図に示すように、収穫表地位上の値よりも上回り、成長の良いことを示している。林道沿いの県有林で比較的立地条件に恵まれているとはいえ、丹沢の樹高成長は良く、森林が成長面で劣化しているとは考えられない。
- このことは、県の地位判定表から見ても、地位2と同等の値を示し、今回他調査（日大、増谷）でも検証されている。
- 樹高成長の良いことから、森林整備が進めば、循環型林業が営める地域であることが伺える。



注) 収穫表は、「富士箱根地方ヒノキ林、S 29 年、林野庁」

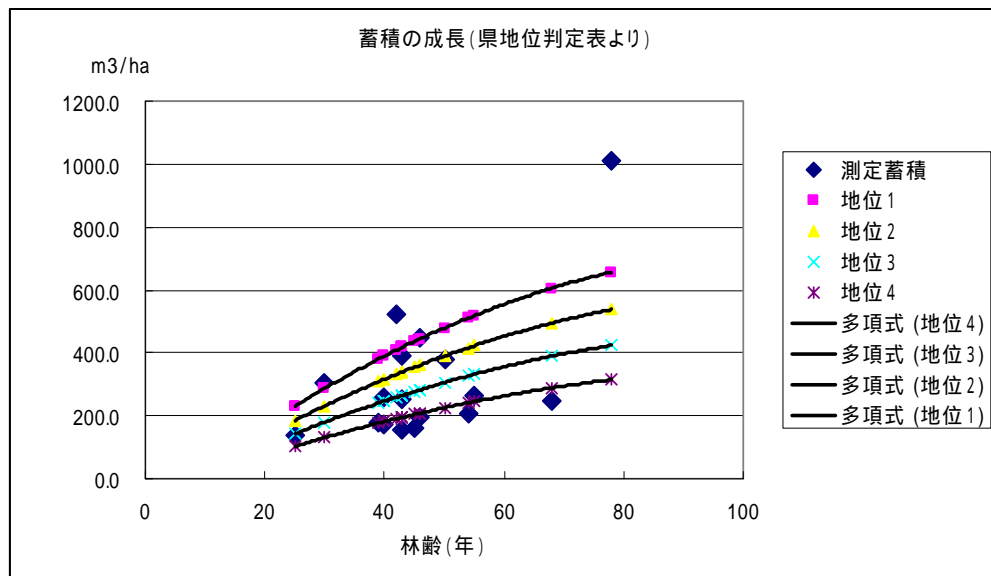
② 直径成長

- 直径成長は、収穫表地位上を上回るものと下回るものがほぼ相半ばする。地点によってばらつきが大きい。樹高成長に比べて劣っているところが目立っている。手入れの行き届いたところと、そうでないところが混じる。



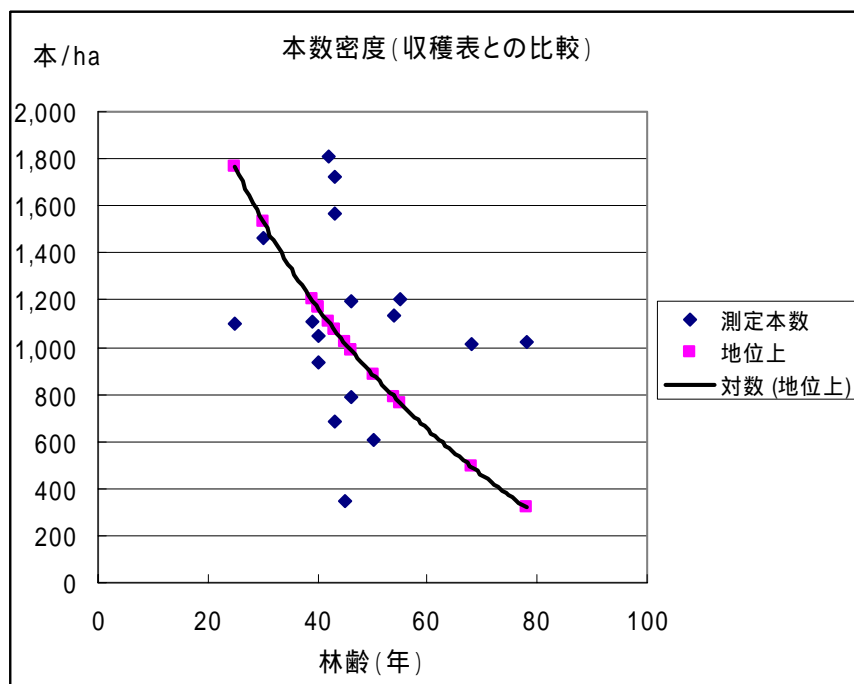
③ 蓄積成長

- 管理の差が直径成長に現れ、これが蓄積を低下させている。樹高の成長の割には、蓄積が夫っている。過去の間伐等森林整備の遅れを表し、この状態だと良質材が供給されない。



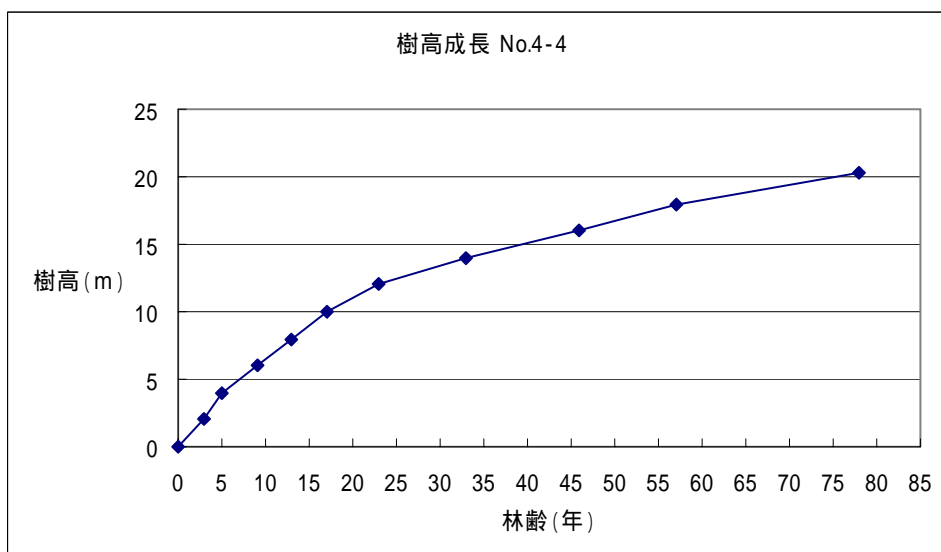
④ 本数密度

- 本数密度は、収穫表の地位上の標準的な本数密度から大きくずれている。手入れを受けているものの、管理体系に一貫性を欠いている。



⑤ 樹幹解析結果

- 樹幹解析図からは全地点で概ね樹高成長は順調な伸びを示す。
- しかし、肥大成長に関しては管理頻度の違いからばらつきを示している。
- なかでも、約5林分で肥大成長に波動が見られる。成長過程で数回以上の過密から来る成長阻害があったものと考えられる。
- 樹高成長は、上の図で示したように、40年を過ぎても旺盛な成長を示すが、80年生に近いヒノキ林でもなお樹高の成長を持続しているものの、やや成長の衰えが目立ってくる。



(5)-2 森林環境劣化原因の検討

森林の劣化と森林環境の劣化とは区別して議論しなければならない。

①森林劣化

丹沢の森林劣化は以下の荒廃判定基準によって調査されており、人工林の約 60%が荒廃林となっている。

表 5.2.1 荒廃現況判定基準

ランク	判定基準
A	森林の手入れが適性に行われており、木材生産及び森林の多面的機能の発揮の面で模範となる森林
B	これまで森林の手入れが適度に実施されているが、ここ数年間手入れの形跡が無く、森林を適正に管理していくためには、数年のうちに何らかの手入れが必要な森林。または、近年、森林の手入れがなされているが、木材生産あるいは森林の多面的機能発揮の面で模範とまでは成り得ない森林
C	長期にわたり森林の手入れの形跡がなく、林床植生に乏しい、あるいは表土の流出が見られるなど良好な管理が成されておらず、木材生産または森林の多面的機能を発揮するためには、数回の手入れが必要な森林
D	荒廃が進み、劣勢木を整理すると人工林として成林する見込みがない森林。獣害などによる疎林。放置され既に広葉樹に優占されている森林

- 丹沢大山地域の森林荒廃現況：箇所数ベースで見ると、「良好」な管理が行われていると評価された林分は全体では 15%と少なく、「管理が実施されている」を併せても全体の 1/3 に満たない。最も多いのが「管理が不良」林分で、全体の 2/3 に達している。
- 荒廃現況を概観すると、「良好」な管理が行われていると評価された林分は、丹沢大山外縁部の低標高地域にまとまって分布する地域がみられる。それらは、北丹沢では水沢川流域、東丹沢では宮が瀬金沢、中津川流域、南丹沢では四十八瀬川流域、西丹沢では河内川流域などである。
- 中流域別の森林荒廃現況：ランク C、D(荒廃森林)の箇所数割合を中流域別に見ると、ほとんどの流域で5割以上の林分が荒廃した林分に該当している。北丹沢の道志川、串川、東丹沢の宮ヶ瀬ダム下流、西丹沢の玄倉、中川、皆瀬川などで荒廃が進んでいると考えられる。



図 5.2.1 丹沢大山地域の森林荒廃現況 (H14 年)

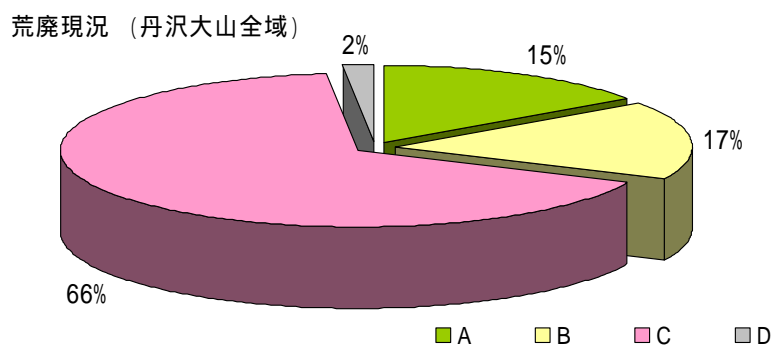


図 5.2.2 丹沢大山地域の森林荒廃現況割合 (H14 年、箇所数割合)

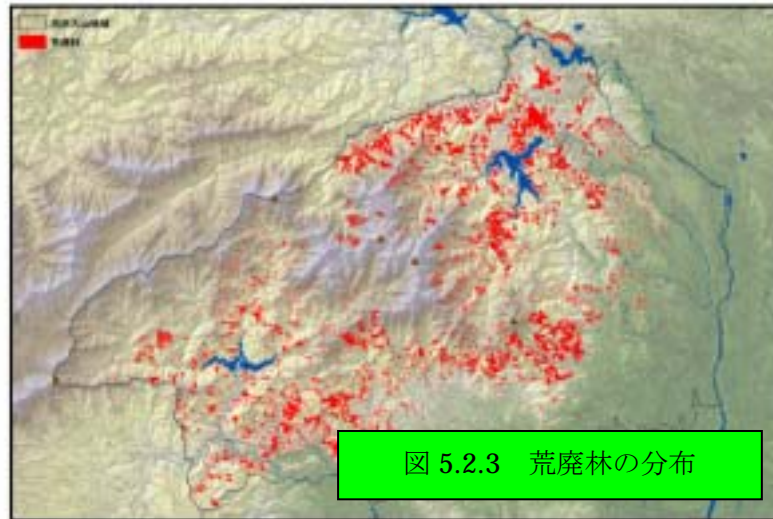


図 5.2.3 荒廃林の分布

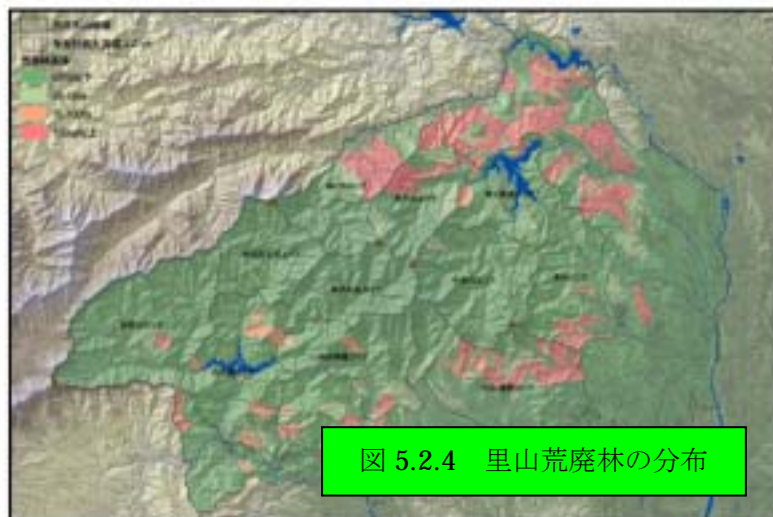


図 5.2.4 里山荒廃林の分布

② 森林環境の劣化

森林環境の劣化は、森林整備の遅れ、シカの食圧、そして双方から招かれる表土の裸地化と土壌流亡である。これにより生物多様性機能の衰退のみならず、水源涵養・土砂流出防止機能が損なわれる。丹沢では、以下のような森林環境の劣化を生んでいる。

- 現在では人工林のみならず、緩傾斜面でのブナなどの広葉樹林及びモミ自然林が荒廃化している。
- 特に、人工林の管理は遅れ、緩斜面にある小規模所有者地の里山では林業離れからその荒廃が一段と進んでいる。
- このための強間伐実施が必要で、林地に光を届け、林床植生の繁茂を促す必要がある。ここで障害になるのがシカの存在で、シカの防止策をパッチ状に配置しな

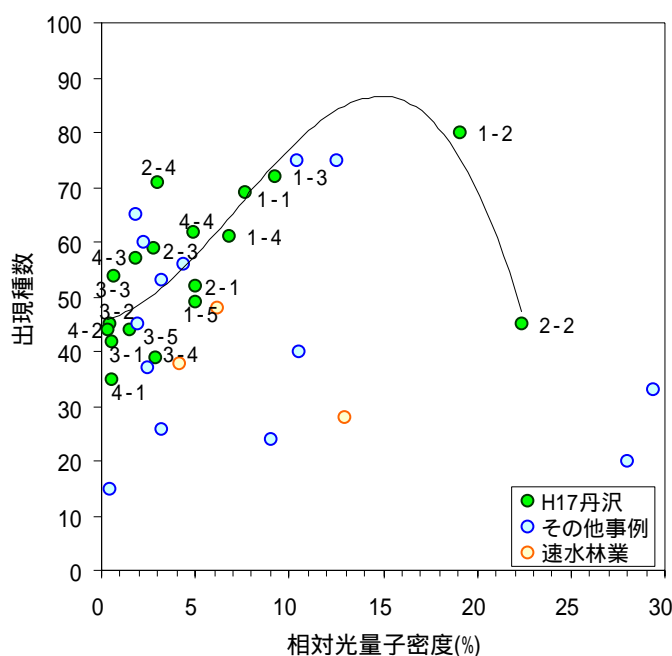
がら、シカと下層植生の同居を図る試みが広域で行なわなければならない。

- 強間伐した材はその場での土留工に使用し、枝葉も敷き詰めて雨滴の拡散を図るような工夫が必要である。

③光環境と植物

1) 今回調査から

- 本調査における相対光量子密度と林床に出現する種数との関係を図 3.2.2.1 に示す。これによると、林内の光量子密度が約 10%前後で種数の極大値を示すことがわかる。
- 林内への光量子密度が 10%を越えても、シカの食害等で植物種数が減少していることも考えられるが、この図からは明らかでない。ここでは、その他の事例として丹沢以外の冷温帯や暖温帯での調査結果を加味して表現している。



※図中番号(1-2 など)は、調査地点番号を表す

図 5.2.3 相対光量子密度と林床に出現する植物種数との関係

- 表丹沢における各地点の結果は、種数が大きく相対光量子密度が約 10%前後になっており、良好な樹林を表現しているといえる。
- 一方、津久井や山北の結果をみると、林内の相対光量子密度の値が小さく（林内が暗く）、種数が少ない。
- また、林内が明るすぎる場合（たとえば調査地点 2-2）についても、林床に出現する植物種数が減少する傾向がみられた。
- これらの調査結果から、林内の相対光量子密度を樹林の管理指標として捉えた場合、これを 10%程度に保つことが、種数最大に近づけることにつながると考えられる。

2) 丹沢での同調査例

- 「スギ・ヒノキ高齢林での間伐後4年間の下層植生の変化」(田村 淳・山根正伸：神奈川県自環保セ)による調査結果では、間伐後の光環境の改善が報告され、また徐々に林冠の閉鎖に伴って、相対光量子束密度の低減が観測されている。

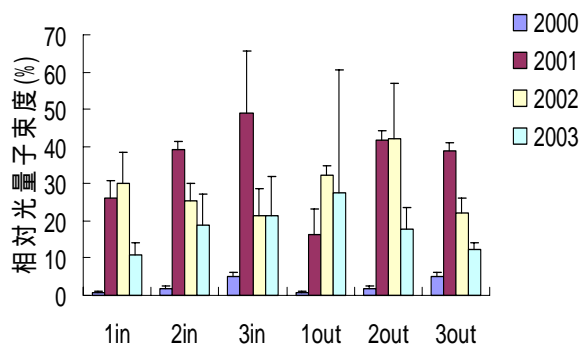


図5.2.4 3調査区の光環境の変化

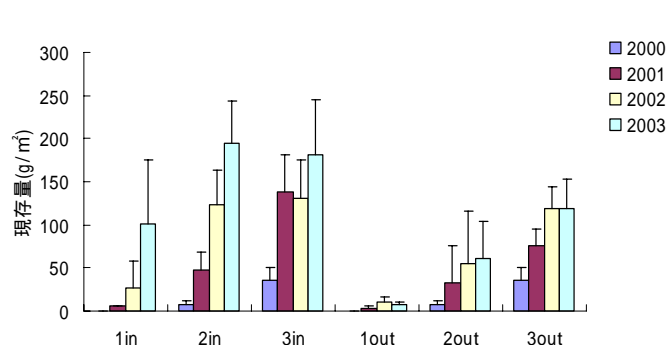


図5.2.5 3調査区の現存量の変化

- また、シカの生息地でも間伐により下層植生現存量とシカの利用可能量は増加するが、シカの密度が高いところでは、柵内での年々のより一層の増加傾向が観察され、柵内と比較して柵外では不嗜好植物の相対量が増加すると判断されている。

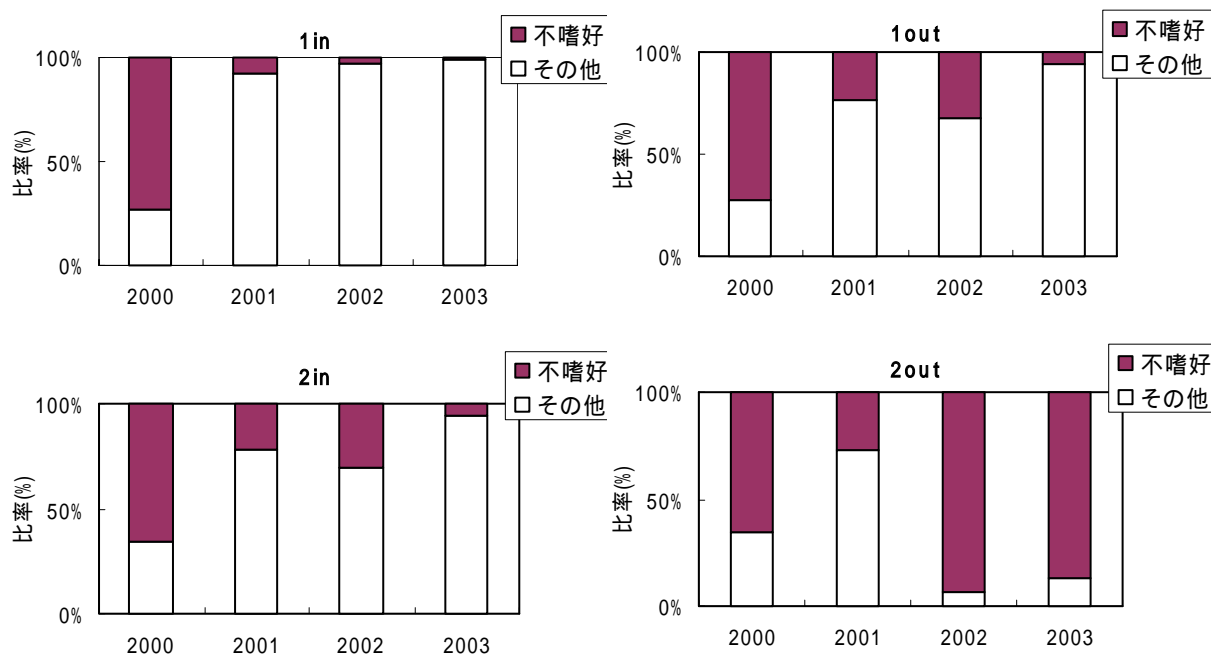


図5.2.6 各調査区における現存量の比率の変化（不嗜好植物とその他に区分）

(5)-3 森林環境改善指標

立木密度の高い森林は光が林地に届かず、下層植生も貧弱となって、平常時でも降雨による土壌侵食が進行している。通常、林況、植生、光環境ともその結果が整合しており、植物に一番大切な光条件を如何にコントロールするかが、森林管理の最も重要な課題として浮かびあがる。

しかし、林況指標だけではシカの食圧の強い丹沢では説明が成り立たず、林分レベルでの光環境に注目する方が総合的な森林環境の改善に役立つものとする。

以下に前出の砂防学会発表の資料等を勘案して林況の指標の妥当性を検討した。

① 森林整備では林況指数

● 本数密度指数が 100 以上 200 以下。

本数密度指数は 100 から 200 までの下層植生の豊かな林分であることが示され、本数密度指数は 200 以下が森林管理上の目安と考えられる。

● 完満度（形状比）が 80 以下。

今回の調査結果からは、完満度 80 以下が植物種数の多い優良林と判定される。このことは森林計測学上でも指示される数値であり、収量比とともに森林整備基準として実用化されている。

② 森林環境では光環境と関連指標を

森林整備に関しては、主として立木密度のコントロールで解決でき、間伐を主体とした保育管理に樹高、立木本数、直径などを変数として管理する従来の方法を踏襲することで間違いない。しかし、カ食害の激しい地域ではそれらの林況指標が森林環境の健全性を表すことにはならない。林分と林床が以下に光を浴び、土壌流亡を防止しているかは光環境と関連する指標でもって評価されなくてはならない。シカの食害を防ぐ手当をして下層植生を繁茂させているかも示す指標が必要となる。

以下に、今までの検討結果を踏まえて光環境と関連する指標をあげる。

● 林冠の開放度が 20%以上（相対光量子密度が 5～10%）

本調査における相対光量子密度と林床に出現する種数との関係によると、林内の光量子密度が約 10%前後で種数の極大値を示し、光量子密度が上がるに連れ植物種数が増える傾向を示している。相対光量子密度が 5～10%前後で植物種数が 60～80 種である。一方、1998 年に行った丹沢寄地区水源の森調査結果でも林冠の開放度（閉鎖度）と植物種数の関係でも確認され、林冠の開放度が 20%以上になると出現する植物種数が広葉樹二次林の種数に近づくことが示されている。

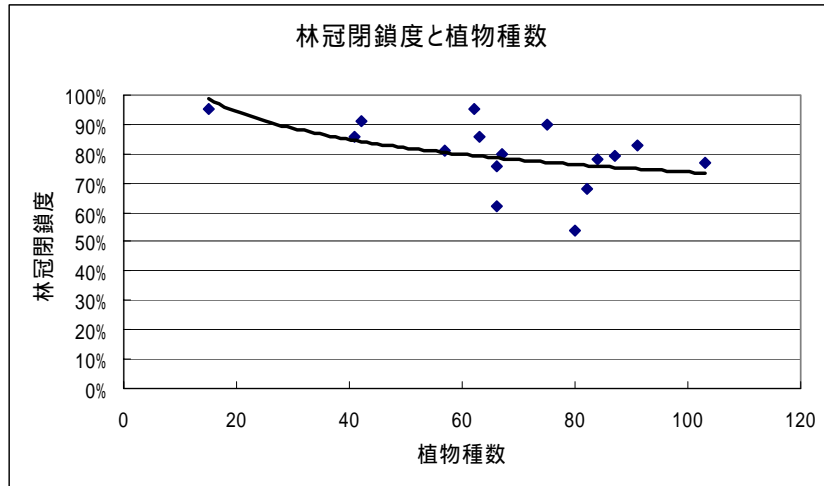


図 5.3.1 植物種数と林冠閉鎖度の関係（1998 年寄水源の森調査から）

- **植物種数が 60 種以上**

本数密度指数 200%以下は植物種数 60 種以上であること、相対光量子密度 5～10%間に植物種数約 60 種、林冠開放が 20%で約 60 種であること等を勘案すると、丹沢での林内の植物種数は 60 種以上あることが健全な森の指標として採用できるものと考ええる。

今回植皮率との関係は明らかでなかったが、植物種数 60 種を越える林分ではほぼ一面植生が覆われていた。








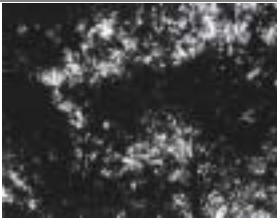








- **土壌 A₀層が 5cm 以上。A 層が 25cm 以上。**






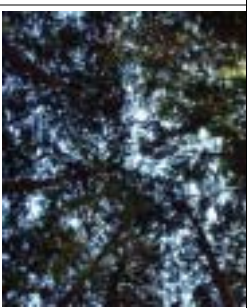






A₀層に関するデータの蓄積はないが、森林整備の遅れ・シカ食圧・土壌流亡など今回の調査地では厚くても 3cm 程度であり、また他調査の事例では優良人工林や広葉樹林では 5cm を越えている。土壌そのものがスポンジ状でなくても、雨滴からの表面固結からの保護という観点から 5cm 以上の A₀層の形成が望まれる。





土壌 A 層の深さを定量的に測定することは難しいが、植物種数 60 種は A 層の深さ約 25cm に該当している。光を長年浴びて下層植生が土壌を育むことを考えれば、土壌条件も一つの受光指標として有効なものとする。


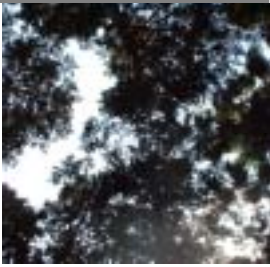

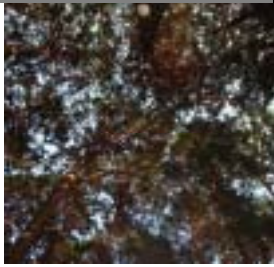
現地写真

各調査地点の林相と林冠





1-1 林相	1-1 林冠	1-2 林相	1-2 林冠
			
1-3 林相	1-3 林冠	1-4 林相	1-4 林冠
			
1-5 林相	1-5 林冠	2-1 林相	2-1 林冠
			
2-2 林相	2-2 林冠	2-3 林相	2-3 林冠
			














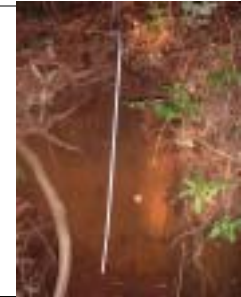
2-4 林相	2-4 林冠	3-1 林相	3-1 林冠
			
3-2 林相	3-2 林冠	3-3 林相	3-3 林冠
			
3-4 林相	3-4 林冠	3-5 林相	3-5 林冠
			

4-1 林相	4-1 林冠	4-2 林相	4-2 林冠
			

4-3 林相	4-3 林冠	4-4 林相	4-4 林冠
			

各調査地点の土壌

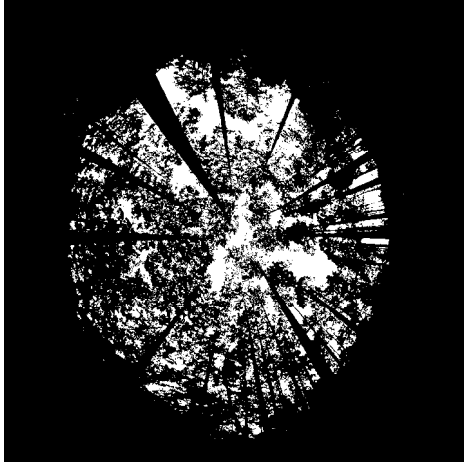
1-1	1-2	1-3	1-4
			

1-5	2-1	2-2	2-3
			
2-4	3-1	3-2	3-3
			
3-4	3-5	4-1	4-2
			
4-3	4-4		
			

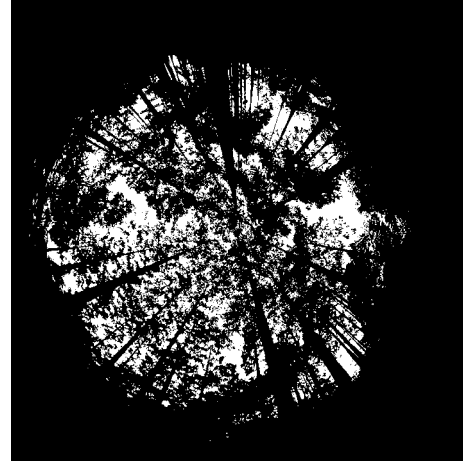
表丹沢 no.1-1



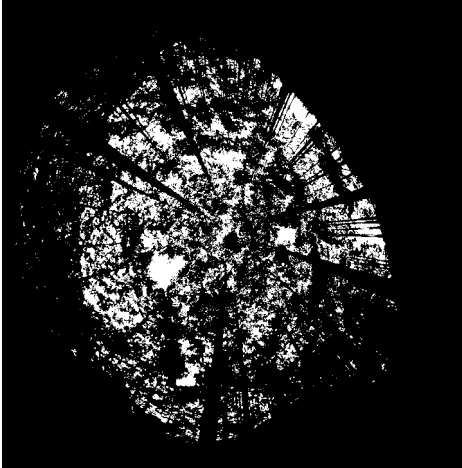
表丹沢 no.1-2



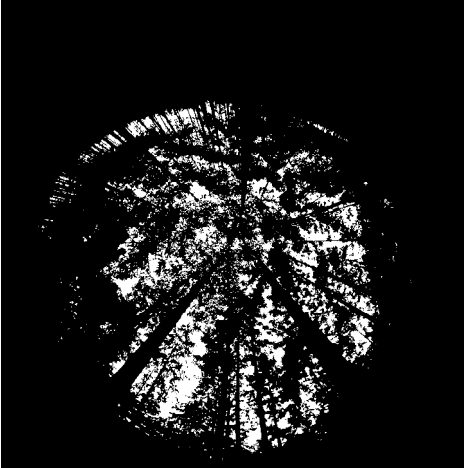
表丹沢 no.1-3



表丹沢 no.1-4



表丹沢 no.1-5



札掛 no.2-1

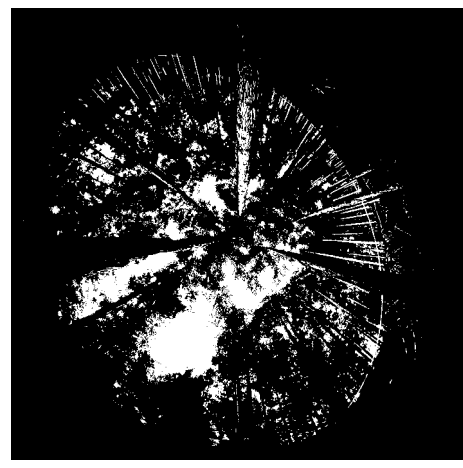
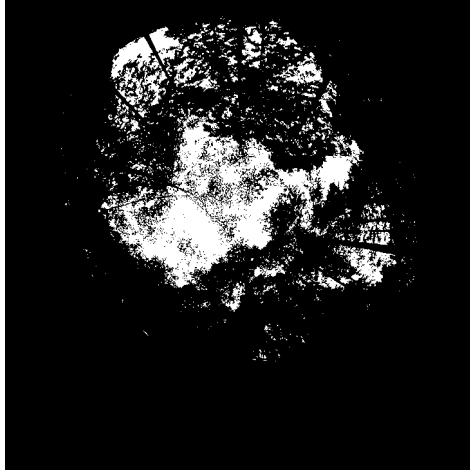
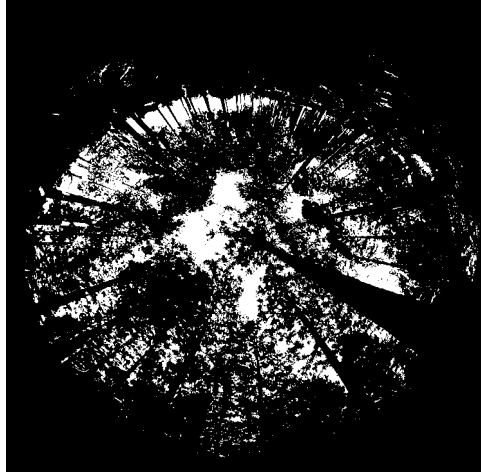


図 0-1 林冠の状況 その1

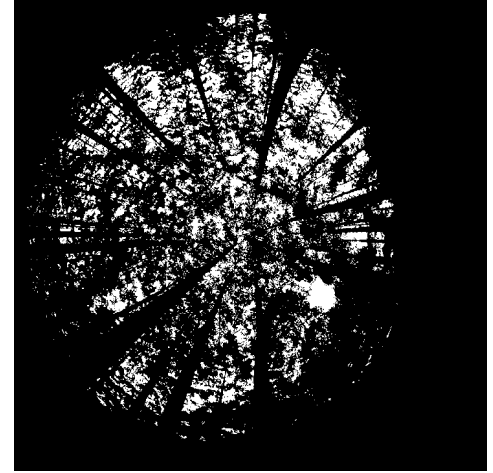
札掛 no.2-2



札掛 no.2-3



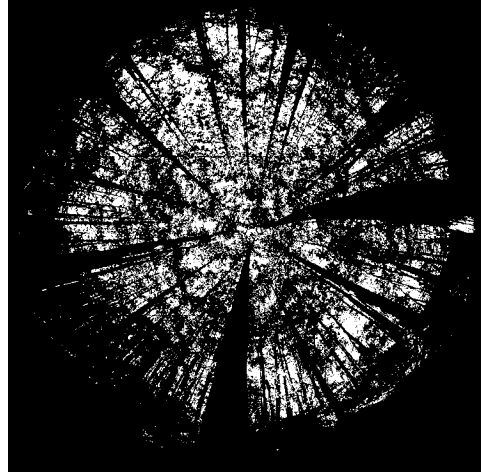
札掛 no.2-4



津久井 no.3-1



津久井 no.3-2



津久井 no.3-3

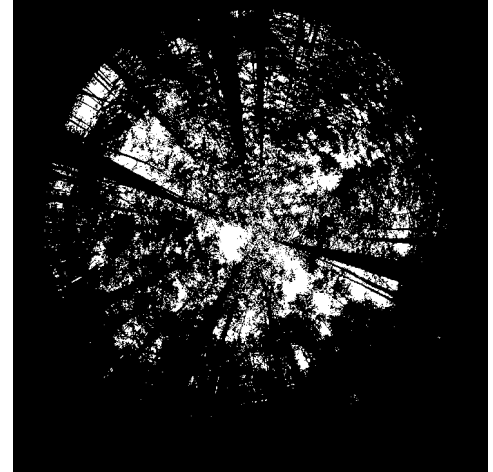
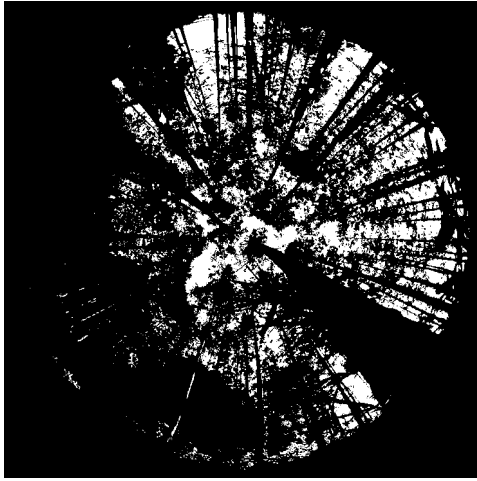
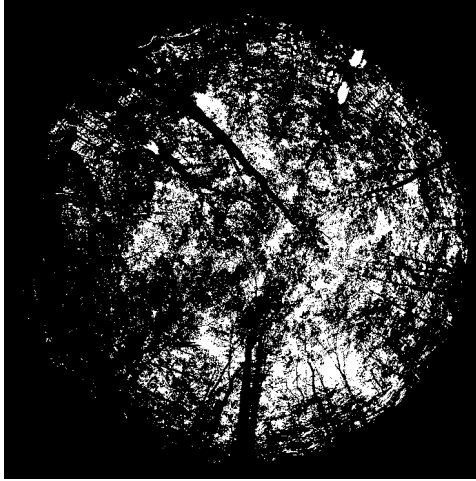


図 0-2 林冠の状況 その2

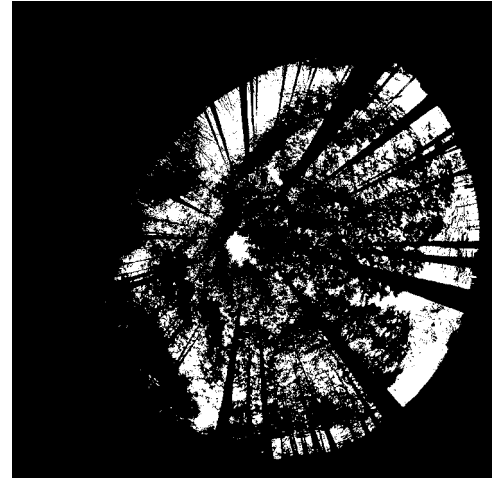
津久井 no.3-4



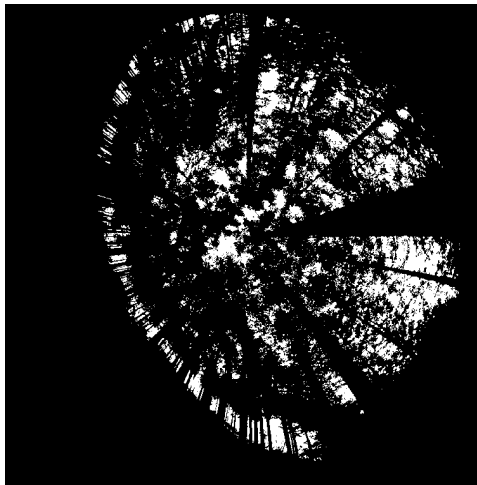
津久井 no.3-5



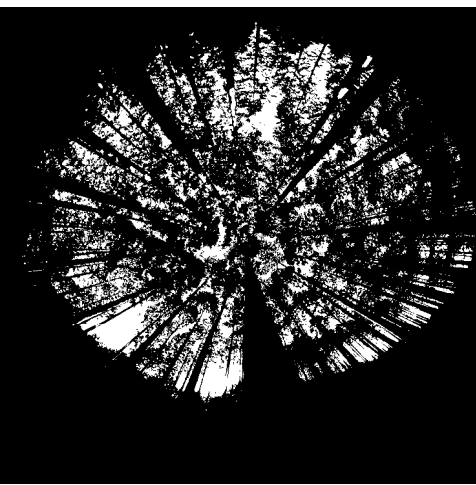
山北 no.4-1



山北 no.4-2



山北 no.4-3



やどりき No.4-4

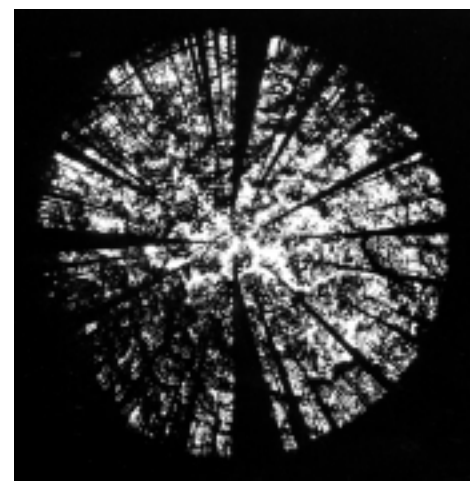


図 0-3 林冠の状況 その3

2 人工林立地環境（溪畔域）調査 - 森林・溪流環境調査 -

(1) 目的と実施内容

背景と目的

水辺林（Riparian forest）は、河川、湖沼、湿地などの水辺域周辺に成立している森林である。その中でも、河川上流の山地溪流周辺に成立している森林は溪畔林である。溪畔林は、主に日射の遮断、落葉落下昆虫の供給、倒木の供給、栄養元素の交換、粒状流下物の補足、野生動物の生息環境などの機能を有し、溪流環境や溪流内の水生生物に影響をおよぼしている¹⁾。わが国では、戦後の拡大造林によって溪流周辺に成立している広葉樹林が伐採され、河川の水際までスギやヒノキなどが植栽された。特に、林業地帯の溪畔域には針葉樹林が成立しており、育林作業、伐採、搬出などの木材生産活動が頻繁に行なわれ、時として溪流やその周辺環境に負荷を与える場合がある。

米国ワシントン州では Riparian Management Zone（溪流保全区域）を設け、溪流環境を保全しつつ木材生産との調和を図っている。Riparian Management Zone は、溪流から約 15m (30~50 feet) の区域の伐採を禁止し、溪流環境を保全するものである²⁾。これによって、伐採による溪流水温の上昇や浮遊土砂の流入が抑制され、溪流魚や水生昆虫などの水生生物の生息しやすい環境が保たれている。しかし、我が国にはこのような区域は設けられておらず、伐採による溪流への負荷を緩和する溪流保全区域の値も明示されていない。

本調査は、溪畔域での皆伐の影響を明らかにし、溪畔域における皆伐の影響を緩和するために必要な溪畔林帯の幅を検証することを目的とする。溪流環境への皆伐の影響を評価する指標は、樹冠下日射量、水温、付着性藻類現存量、水生昆虫個体数および種数である。平成 17 年度は、上記の 5 項目の他に、溪流内の浮遊砂量、斜面上部からの土砂移動量、溪畔林帯の土砂捕捉量を測定・算出した。本調査における溪畔林帯を以下に示す（図-1）。

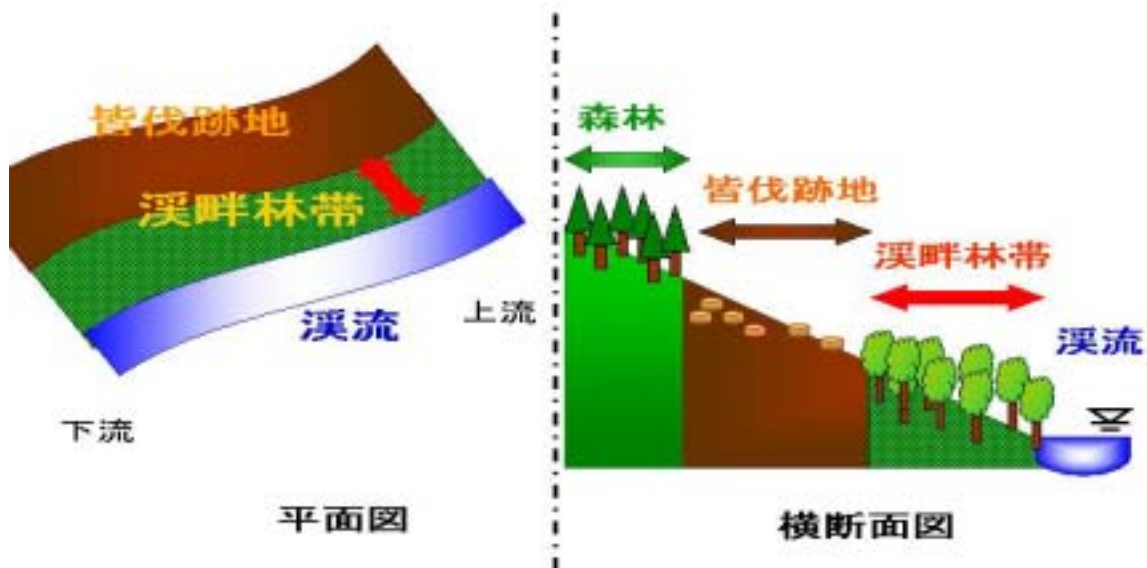


図-1 本調査における溪畔林帯

実施期間

平成16年度の調査実施期間は2004年4月29日～2004年12月7日である。そのうち、2004年4月29日～2004年6月28日に調査流域を選定し、2004年8月29日～12月7日に溪流調査を実施した。

平成17年度の調査実施期間は、2005年5月26日～2006年2月21日である。

測定項目

測定項目は、樹冠下日射量、水温、付着性藻類現存量、水生昆虫個体数および種数の5つである。なお平成17年度は、上記の5項目に加えて、溪流内の浮遊砂量、斜面上部からの土砂移動量、溪畔林帯の土砂捕捉量を測定・算出した。

【樹冠下日射量】

渓流水面に到達する日射量は水温の上昇を促す主な要因であり³⁾、また藻類の増殖に最も強く影響を与える要因⁴⁾である。これらのことから、渓流水面に到達する日射量を把握するために溪流に最も近い立木の樹冠下日射量を測定した。

【水温】

水温は、溪流に生息するイワナやヤマメなどの溪流魚の生息環境に影響をおよぼすと共に、溪流魚の摂食機能、繁殖時期などの生態に甚大な影響をおよぼす要因である^{5,6)}。また、冷水に適応した水生昆虫類の生息環境に影響を与える要因である。これらのことから、溪流魚や水生昆虫類などの水生生物の生息環境を把握する指標として水温を測定する。

【付着性藻類現存量】

付着性藻類は溪流内で生産される有機物の一つであり、水生昆虫および溪流魚の餌資源である。夏季においては溪流外からの有機物の供給量が少なくなるため、溪流内の付着性藻類は水生昆虫および溪流魚にとって貴重な餌資源となる¹⁾。これらのことから、溪流内の水生昆虫および溪流魚の餌資源量を評価する指標として付着性藻類現存量を測定する。また付着性藻類は、流速の速さ、浮遊砂によって剥離されることから⁴⁾、皆伐による土砂の流出および浮遊砂の増加による影響を評価する指標として測定する。

【水生昆虫個体数および種類数】

水生昆虫は溪流魚の餌資源の一つであり¹⁾、かつ溪流環境および溪流周辺環境の変化の影響を受けやすい生物の一つである⁷⁾。これらのことから、溪流魚などの水生生物の餌資源量と溪流内の生物多様性を評価する指標として水生昆虫個体数および種類数を測定する。

【浮遊砂】

溪流内の浮遊砂は、流速の低下する淵や瀬では川底や岩や石の表面に沈殿し、付着性藻類の生産を低下させる要因となる⁷⁾。藻類生産の低下によって、これを食べるヒラタカゲロウ科やヤマトビケラ属の幼虫の減少を引き起こす場合もある。また、浮遊砂は固着性の水生昆虫類、特に造網性のシマトビケラ類の濾過食の弊害となっている⁷⁾。これらのこと

から、溪流内の浮遊砂は、付着性藻類現存量と水生昆虫個体数および種類数を減少させる要因であると考えられることから、溪畔域での皆伐が溪流環境に与える影響を浮遊砂の面から把握する必要がある。

【斜面上部からの土砂移動量と溪畔林帯の土砂捕捉量】

溪畔域での森林伐採や林道開設は土砂崩壊や土砂流出、溪流への土砂流入を引き起こす。溪流に土砂が流入することによって石や岩の間隙が埋まり、水生昆虫の生息場所の減少や水生昆虫相の貧弱化する恐れがある。これらのことから、斜面からの土砂流入は、付着性藻類や水生昆虫の生息環境に影響をおよぼし、これらの減少の要因となると考えられる。したがって、溪畔域での皆伐の影響を土砂の面から把握するために、斜面上部からの土砂移動量と既存する溪畔林帯の土砂捕捉量を測定する。

実施体制

調査は、日本大学生物資源科学部森林環境保全研究室石垣逸朗助教授と森林利用・住宅研究室井上公基教授の指導のもとに実施した。調査方法および現地調査、データの解析等は博士後期課程2年伊藤かおりが主体となって行い、現地調査は補助学生数名に協力していただいた。

- ・平成16年度補助学生 3名（平成16年度現在）
 - 大熊宏明（森林・利用住宅研究室 博士前期課程1年）
 - 鈴木綾子（森林環境保全研究室4年）
 - 小森優樹（森林利用・住宅研究室3年）

- ・平成17年度補助学生 4名（平成17年度現在）
 - 原名奈子（森林環境保全研究室4年）
 - 山崎麻子（森林環境保全研究室4年）
 - 山田尚志（森林・利用住宅研究室4年）
 - 小森優樹（森林利用・住宅研究室4年）

(2)調査流域の概要

調査流域は、西丹沢大又沢支流のシキリ沢流域と白水沢流域、法行沢流域の3流域と、世附川支流の大棚沢流域の1流域の計4流域である。これらの流域位置を図-2に流域概要を図-3と表-1に示す。シキリ沢は針葉樹林が%成立している非皆伐流域で、白水沢流域は溪流岸から5m離れた場所に新植地と皆伐跡地が隣接している流域である。皆伐は5~6年前に実施されており、皆伐跡地は草本植物で被覆されている。新植地の植栽林は、5~6年生のスギである。溪流と新植地および皆伐跡地の間には5m幅の溪畔林が成立している。溪畔林は主に、トチノキ、サワグルミ、カツラなどである。法行沢は、溪畔林帯を残さずに伐採され、その後ヒノキが植栽された流域である。植栽後2~3年経過しており、新植地以外にはスギが成立している。大棚沢は、15m幅の溪畔林帯を残して皆伐された流域で、その後ヒノキが植栽されている。植栽後、2~3年経過している。また、それぞれの溪流お

よび溪流周辺環境の様子を写真-1～5 に示す。調査流域の林況は、1/5、000 の森林計画図および森林調査簿（東京神奈川森林管理署）と現地調査から把握した。



図-2 流域位置図

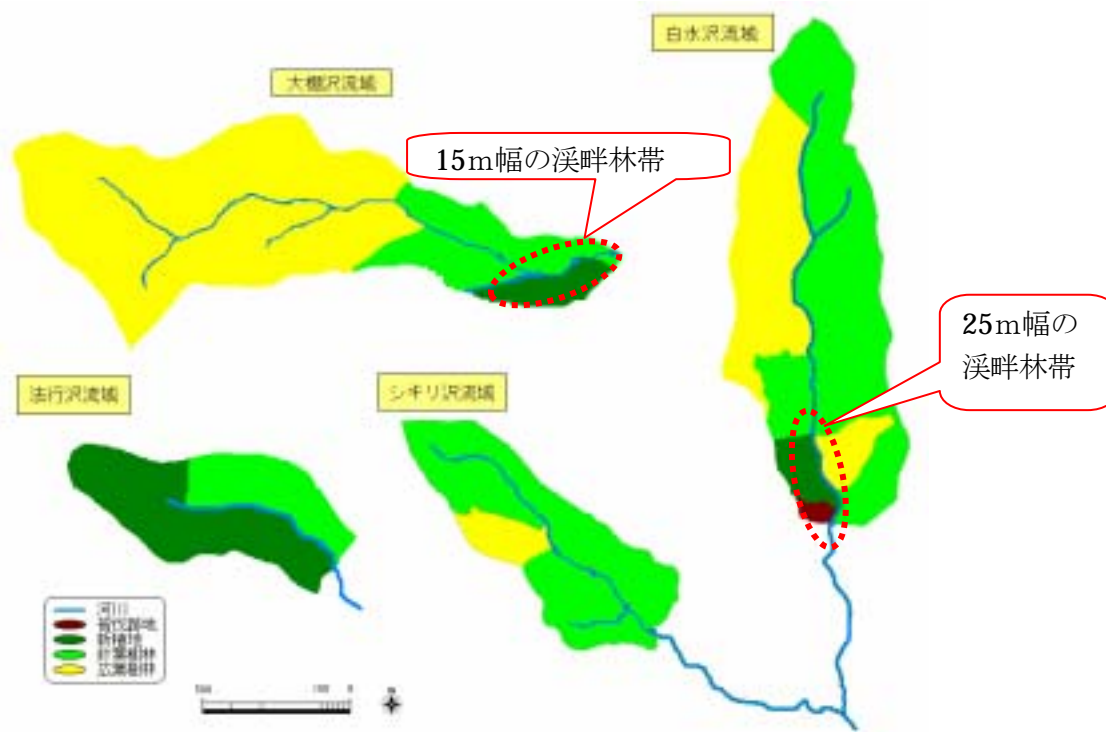


図-3 流域概要

表-1 流域概要

	シキリ沢流域	法行沢流域	大柵沢流域	白水沢流域
溪畔域の状況	・非皆伐	・新植地あり ・溪畔林帯なし	・新植地有り ・溪畔林帯 15m	・皆伐跡地・新植地あり ・溪畔林帯 25m
流域面積 (ha)	30.8	7.02	72.1	69.9
針葉樹林 (ha)	26.5	0	17.39	47.4
広葉樹林 (ha)	4.3	1.75	53.36	19.2
皆伐面積 (ha)	0	0	0	1.4
新植地面積(ha)	0	5.27	1.4	1.9
川幅 (m)	1.42	0.42	2.07	2.03
水深 (m)	0.09	0.02	0.21	0.13
流速 (m/s)	0.82	0.32	0.56	0.72
流量 (m ³ /s)	0.12	0.002	0.24	0.21
河川勾配 (%)	13.3	11.1	4.6	21.6
標高 (m)	730~810	700~910	740~1180	610~740

溪流と溪畔域の様子



写真-1 シキリ沢の溪流①



写真-2 シキリ沢の溪流②



写真-3 法行沢の溪流



写真-4 法行沢の溪畔域 (新植地)



写真-5 大柵沢の溪流



写真-6 大柵沢の溪畔域（新植地）



写真-7 白水沢流域下流部の皆伐跡地



写真-8 白水沢流域中流部の新植地



写真-9 白水沢流域下流部の溪流
（右岸側に皆伐跡地あり）

(3)測定方法

(3)-1 使用機器と測定方法

樹冠下日射量

使用機器：超小型メモリー照度計 MDS/MkV/L、アレルク電子(株)製 (写真-10)

測定間隔：1分

測定地点：

測定機器は、それぞれの溪流に最も近い立木の樹冠下（地上より 1.5m）に設置した。2004 年の測定地点は、シキリ沢流域と白水沢流域に 1 ヶ所ずつ設けた。2005 年の測定地点は、シキリ沢流域の中流地点に 1 ヶ所、白水沢流域の上流地点（森林区間）、中流地点（新植地区間）、下流地点（皆伐区間）にそれぞれ 1 ヶ所ずつ設けた。また大瀬沢流域は上流地点（森林区間）と中流地点（新植地区間）、下流地点（森林区間）にそれぞれ 1 ヶ所ずつ設けた（図-4）。

水温

使用機器：Thermo Recorder Mini RT-30S、エスピーックミック(株)製 (写真-11)

Thermo Recorder おんどとり Jr.RT-52、(株)テイアント・デイ社製

測定間隔：1時間

測定地点：測定地点は、それぞれの流域に 200m間隔で 4 ヶ所ずつ設け、溪畔域環境の変化する境界に設置した（図-4）。



全長:93mm
直径:18mm

写真-10



本体
H62×W47×D19
センサー:0.6m

写真-11

付着性藻類現存量（光合成の担い手であるクロロフィル a 量を指標とする）

採取および分析方法

- 1) 溪流内の石礫の表面 5cm×5cm に付着している付着性藻類を剥離し、採取した（写真-8）。1 地点で 3 つの試料を採取し、この平均値を算出した。
- 2) 採取した付着性藻類をろ過し、試料ののった濾紙をガラス乳鉢に入れ、90% アセトンを加えながら磨砕し、液状にした。
- 3) 液状になった藻類を冷暗所で約 2 時間静置し、藻類の色素を抽出した。
- 4) その後、遠心分離機にかけ色素を抽出し、その溶液量を計測した。次に、波長 750、663、645、630、480nm における溶液の吸光度を分光光度計に

て測定した。

- 5) 測定した値を以下のクロロフィル a 換算式にて、用い、クロロフィル a の濃度を算出した。

〈クロロフィル a 濃度換算式〉

各波長に、吸光度の数値を代入してクロロフィル a 量を求める。

クロロフィル a ($\mu\text{g/ml}$)

$$=11.64(663\text{nm}-750\text{nm})-2.16(645\text{nm}-750\text{nm})+0.1(630\text{nm}-750\text{nm})$$

- 6) 算出した濃度に、藻類を採取した時の採取水の量と色素抽出時の溶液量を乗じて、 1m^2 あたりの付着性藻類現存量を算出した。

クロロフィル a (mg/m^2)

$$= \text{クロロフィル a } (\mu\text{g/ml}) \times \text{検液量} / \text{濾過量} \times \text{全量} / (0.05 \times 0.05) / 1000$$

採取場所：2004 年はそれぞれの溪流の溪畔域環境の変化する区間①～②、②～③③～④の 3 地点で採取した。2005 年は①②③④の 4 地点で採取した (図-4)。

試料数：試料は、1 カ所の採取地点につきそれぞれ 3 つずつ採取した。

2004 年の試料数はそれぞれの流域で 9 個であり、2005 年はそれぞれの流域で 12 個である。



写真-12 付着性藻類採取の様子

水生昆虫個体数と種数

採取方法：

- 1) 25cm 四方のコドラートを溪床に設置し、コドラート内の溪床を攪拌し採取した (写真-13)。採取後は、採取ビンに固定液 (エタノール) を入れ水生昆虫を固定した。
- 2) 固定したサンプルは主に属まで同定し、可能な場合は種まで同定した。

採取場所：2004 年はそれぞれの溪流の溪畔域環境の変化する区間①～②、②～③、③～④の 3 地点で採取した。2005 年は①②③④の 4 地点で採取した (図-4)。

試料数：試料は、1 カ所の採取地点につきそれぞれ 3 つずつ採取した。

2004 年の試料数はそれぞれの流域で 9 個であり、2005 年はそれぞれの

流域で 12 個である。



写真-13 水生昆虫採取用コドラート

浮遊砂

測定方法

- 1) それぞれの流域の流域出口からおよそ 200m おきに採水地点を 4 地点設定し（上流から①～④とした）（図-4）、地点ごとに溪流中央で 1 リットルずつ採水した。
- 2) 採水した試料水はあらかじめ 24 時間恒温乾燥させておいた濾紙に吸引濾過器（写真-14）で濾過し残留物を計測した。

※濾紙上の残留物には ss のほかに有機物が含まれているが、その量は微量であることから ss 濃度に影響はないものと考え、有機物を含めた残留物を ss として計測した。

採水日：2005 年 5～12 月である（ただし、法行沢の採水時期は 9～12 月）。

そのうち、平水時を 5 月、7 月、11 月、12 月、降雨後を 8 月、9 月、10 月とした。



写真-14 吸引濾過器

流速、流量

流速：溪流の上流からフロートを流し、2m 流れる時間をストップウォッチで計測した。それを 3 回繰り返し平均値を求め、流速を算出した。測定は、それぞれの流域の水溫測定地点①、②、③、④で行った（図-4）。

流量：溪流の断面積を計測し、その断面積に流速を乗じ算出した。

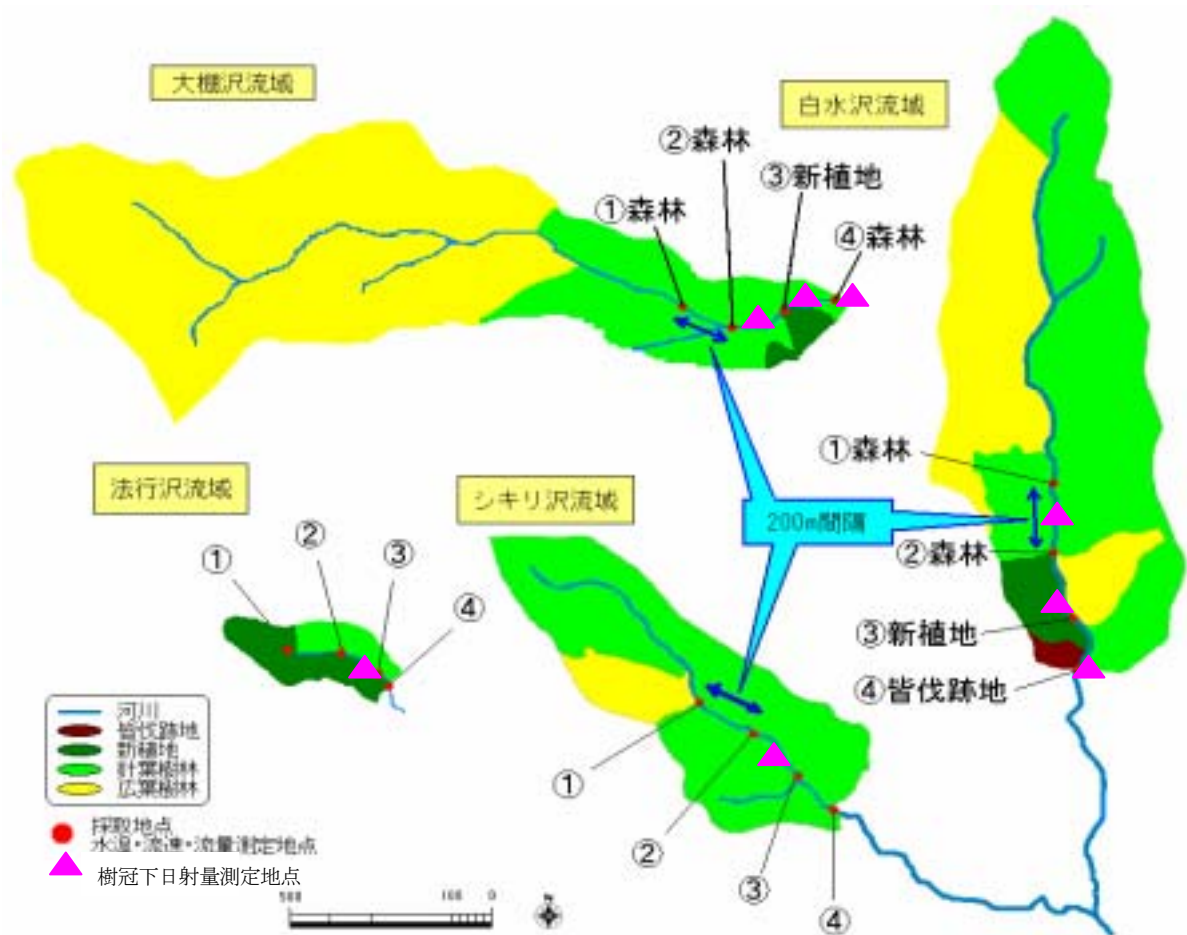


図-4 測定地点

斜面からの土砂移動量と溪畔林帯の土砂捕捉量の測定

使用機器：SH 型簡易貫入試験機（ジオグリーンテック（株）社製）（図-6、写真-15）

測定場所：

斜面からの土砂移動量と溪畔林帯の土砂捕捉量を測定するために、斜面上部・斜面下部・溪畔林帯の3つの区画を設けた。斜面上部は、流域斜面の皆伐跡地や新植地の最上部に位置している。森林の場合は、森林斜面の最上部とする。溪畔林帯は溪岸から25m以内とする。斜面下部は溪畔林帯から斜面方向に10m上部に位置している。白水沢流域では、皆伐跡地、新植地、森林という斜面環境の異なる3つのエリアがある。それぞれのエリア内に斜面上部・斜面下部・溪畔林帯の3つの区画を設けた（図-5）。1つのエリア内には①～⑦の区画を設けた。斜面上部を①、斜面下部を②、溪畔林内は、斜面側から5mごとに③、④、⑤、⑥、⑦とした。斜面環境の異なるエリアの斜面上部から下部に移動する土砂量と溪畔林帯に堆積している土砂量を算出することで、それぞれのエリアに適した溪畔林帯の幅を検証する。

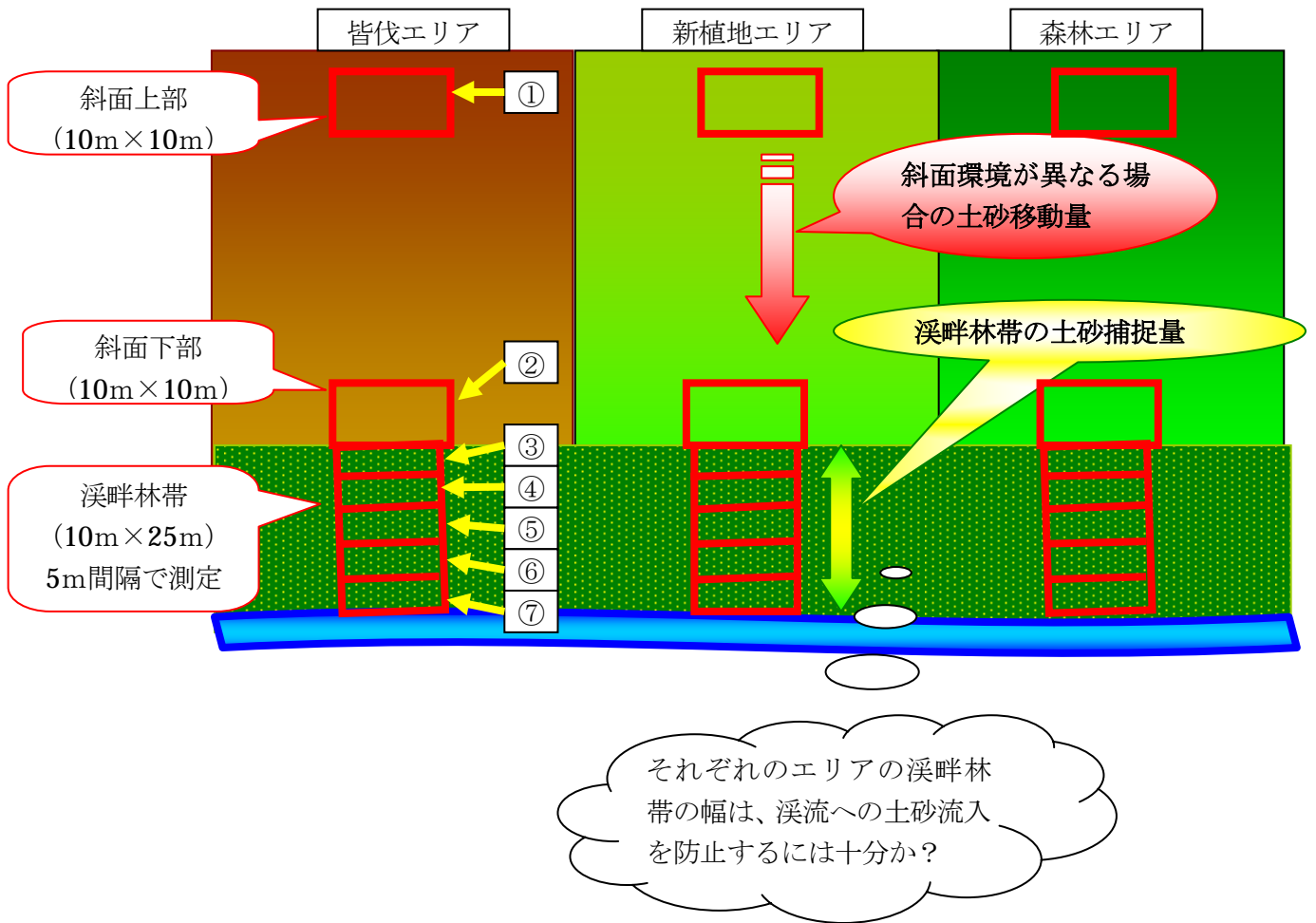


図-5 測定エリアと区画

測定地点：

測定地点を図-7 に示す。斜面上部と斜面下部は 10m×10mの正方形型とし、溪畔林帯は 10m×25mの長方形型とする。測定地点は正方形型の 4 隅の地点とし、その平均値をその区画の表土層の厚さとする。

測定方法：

- ①SH 型簡易貫入試験機を用いて、斜面の上部・下部、溪畔林帯の表土層の厚さを測定した。
- ②表土層は、貫入試験の 3k g の重錘の 1 打撃が 3mm以下の値が 20 回連続した場合、連続する前の値までの深さとする。

算出式：

山地斜面と溪畔林内の土砂量を求めるために、土砂流出発生の中心である表土層の厚さを測定した。そして、4 つの測定地点からなる正方形型の面積に表土層の厚さを乗じ、斜面上部・斜面下部・溪畔林帯の土砂量を算出した。土砂量は以下の式で算出した。

【斜面上部、斜面下部の土砂量】

$$10 \times 10 \times h = Qu \quad (\text{式 1.1})$$

10 : 測定ポイント間の距離 (m)

h : 区画の平均深度 (m)

Q : 土砂量 (m³)

【溪畔林帯の土砂量】

$$l \times m \times h = Qr \quad (\text{式 1.2})$$

l : 測定区域の横幅 (m)

m : 斜面方向の測定ポイント間距離 (m)

h : 土砂量 (m³)

【移動土砂量】

斜面上部から土砂が流出しているかについては、図-5 より①<②、②<③、③<④の様に、斜面上方より1つ下方の区画の土砂量が多ければ流出していると考えられる。この移動土砂量は次のような式で表せる。土砂量は斜面上部、斜面下部、溪畔林内の3ヶ所をそれぞれ求めた。さらに溪畔林内については、溪畔林内での土砂の捕捉状況を把握するために、25mの溪畔林帯を5mごとに測定し、溪畔林帯は25mに設定したので、1ヶ所の溪畔林帯につき5本の帯の土砂捕捉量を算出した。移動土砂量にはプラスの値とマイナスの値があるが、プラス値は「移動土砂量」、溪畔林内でマイナスの値を示した場合、「土砂捕捉量」として考えた。

$$(Q_1 - Q_2) / 2 = Q_t \quad (\text{式 1.3})$$

Q₁ : 上方の区画の土砂量 (m³)

Q₂ : Q₁より1つ下方の区画の土砂量 (m³)

Q_t : 移動土砂量 (m³)

【調査流域に必要な溪畔林帯の幅】

溪畔林の土砂流出防止機能は、山地斜面からの流出土砂を少しでも多く捕捉することである。本調査では、溪畔林内5~0mの区画(溪岸から5m以内の場所)において土壌断面調査を行なったところ、その場所に土砂が堆積していることが認められた。その土砂の起源は、斜面上部から移動・堆積したものと溪流上流から移動・堆積したものとがあるが、本調査からは断定できない。しかし、斜面上部から移動・堆積した可能性はある。そこで、本調査では5~0mに堆積している土砂は斜面上部から生産されたものと仮定し、調査流域の既存溪畔林帯に、さらに必要な溪畔林帯幅を検討した。

検討するにあたり、5~0m区画の土砂量を斜面上部から移動・堆積した土砂と考え、その土砂量を斜面上部に位置する溪畔林帯が捕捉し、その区画に堆積する土砂量を0m³とすることで、溪流への土砂流出を防止できると解釈する。5~0m区画の土砂量を全て捕捉するために必要な溪畔林帯の幅、言い換えれば溪流への土砂流出防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出する式を以下に示す。

$$Q_e / c \times 5 = w \quad (\text{式 5.1})$$

Q_e : 各区域の溪畔林 5~0mの土砂量 (m^3 / m^2)

c : 各区域溪畔林の平均土砂捕捉量 (m^3 / m^2)

w : 必要な溪畔林帯幅 (m)

算出方法としてまず、各溪畔林帯③~⑥の捕捉量(式 1.3 より算出した値)から溪畔林帯の平均捕捉量を算出する。溪畔林帯 5~0mに堆積する土砂量を溪畔林帯の平均捕捉量で除す(Q_e / c)ことで、溪畔林帯 5~0mに堆積する土砂を捕捉するのに必要な溪畔林区画の個数が求められる。溪畔林区画の幅は 5mであることから、(Q_e / c)に 5 を乗じることで溪流への土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出することができる。

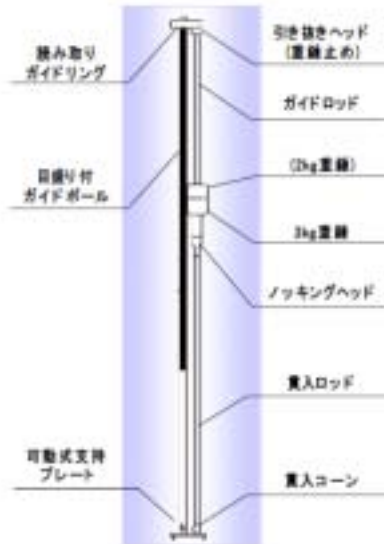


図-6 SH型簡易貫入試験機



写真-15 貫入試験の様子

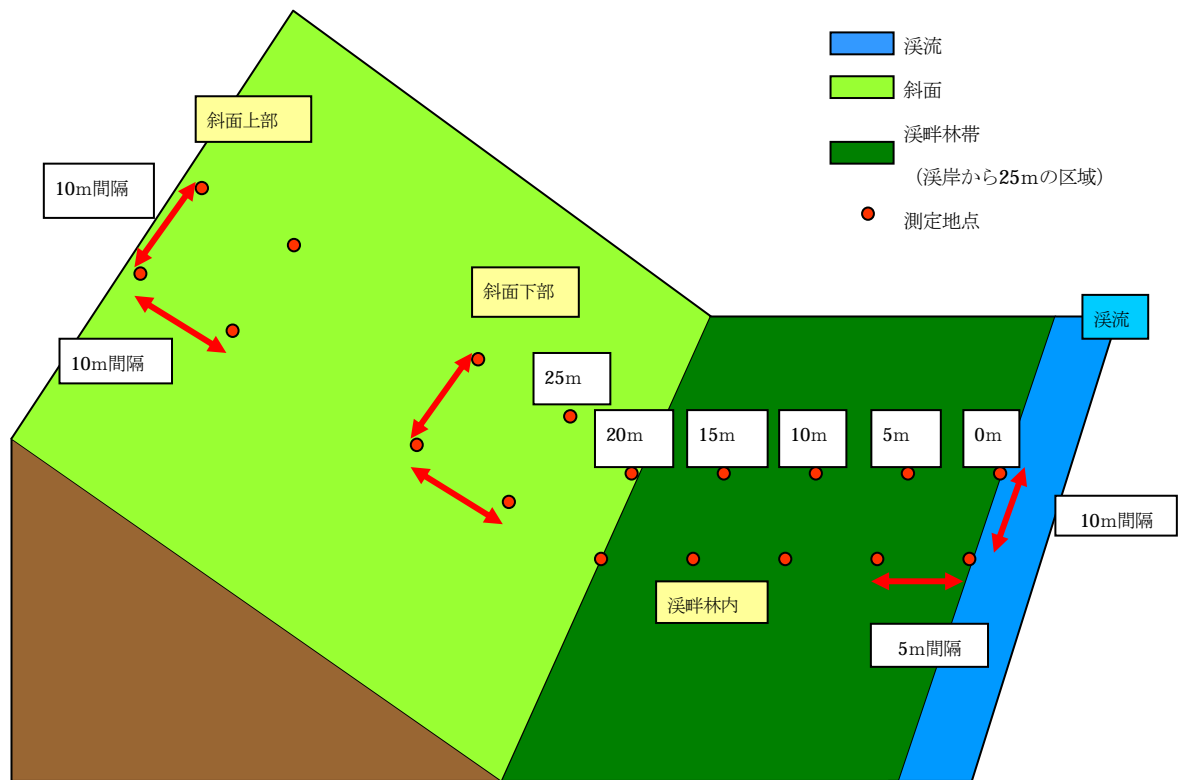


図-7 土壌断面調査の測定地点

(3)-2 調査流域と測定期間

	平成 16 年度	平成 17 年度
調査流域	シキリ沢流域 (2 流域) 白水沢流域	シキリ沢流域 (4 流域) 白水沢流域 大棚沢流域 法行沢流域
測定項目	樹冠下日射量 (5 項目) 水温 付着性藻類現存量 水生昆虫個体数および種類数	樹冠下日射量 (8 項目) 水温 付着性藻類現存量 水生昆虫個体数および種類数 浮遊砂 斜面からの土砂移動量 溪畔林帯の土砂捕捉量
測定期間	2004 年 8 月 28 日～ 2004 年 12 月 7 日	2005 年 5 月 26 日～ 2006 年 2 月 21 日

平成 16 年度

	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月
樹冠下日射量					—	—	○	○	○	・データ 解析	
水温	・流域の選定				—	—	○	○	○		
付着性藻類現存量	・測定地点の設定				○	○	○	○	○		
水生昆虫個体数、種類数					○	○	○	○	○		
浮遊砂	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
斜面からの土砂移動量	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
溪畔林帯の土砂捕捉量	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

平成 17 年度

	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月
樹冠下日射量											
水温											
付着性藻類現存量	測定 地点 設定	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
水生昆虫個体数、種類数		○	—	○	○	○	○	○	○	○	—
浮遊砂		○	—	○	○	○	○	○	○	○	—
斜面からの土砂移動量		・測定地点設定					土壌断面調査			・データ解析	
溪畔林帯の土砂捕捉量	・予備調査										

※法行沢流域は、林道崩壊により通行不可能だったことから 8 月から測定を開始した。

(4)結果

(4)-1 平成 16 年度調査結果および考察

樹冠下日射量

図-8 に 2004 年の 10 月、11 月、12 月の 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量の総量を示した。全天日射量は、調査流域に最も近い甲府気象観測所（35 度 40.0 分 東経：138 度 33.2 分 標高：273m）の値を用いた。全天日射量は 10 月から 12 月にかけて 2889w/m²/d から 2556w/m²/d に徐々に減少する傾向を示した。一方、樹冠下日射量は、シキリ沢流域で 670w/m²/d から 1421w/m²/d に、白水沢流域で 790w/m²/d から 1904w/m²/d に上昇する傾向を示した。両流域の溪畔域には落葉広葉樹林が成立しているため、10 月から 12 月の落葉期には樹冠下日射量が著しく増大するものと考えられる。溪畔域に新植地のある白水沢流域の樹冠下日射量は、シキリ沢流域よりもやや高い値を示しているが、完全に落葉する前の 10 月の値はほぼ同等であり、渓流水面への到達日射量を約 1/3 に抑えていると考えられる。これらのことから、白水沢流域に残存する 25m 幅の溪畔林帯は、渓流水面への到達日射量の遮断機能を有し、その効果を十分に発揮しているといえる。したがって、白水沢流域において皆伐を行う場合、25m 幅の溪畔林帯を残存させることで渓流水面への到達日射量の増加を抑制させることが可能であると考えられる。

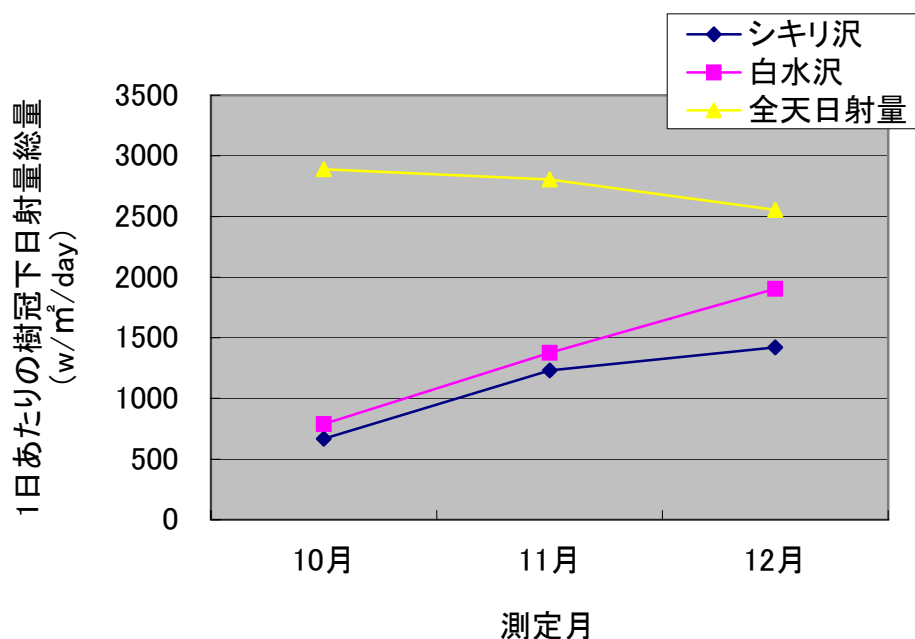


図-8 全天日射量と樹冠下日射量の変化

しかし、これは10月から12月の調査結果から得たものであるため、全天日射量の最も多い夏期における溪畔林の日射遮断効果を検証する必要がある。また、白水沢流域には森林区間、新植地区間、皆伐区間の3つの異なる溪畔域環境が存在するため、それぞれの区間において樹冠下日射量を測定しそれぞれの区間の値を比較することで、皆伐の影響を検証する必要がある。溪畔林の有する日射の遮断効果は溪畔林の樹高、樹冠構造などによって変化し、溪畔域における伐区の形状や溪畔域の傾斜角によって異なる。そのため、溪畔域での皆伐の影響を緩和する溪畔林帯の幅は、これらの条件によって異なることから、今後はこれらの条件の異なる溪畔域環境において調査し、様々な溪畔域環境ごとの溪畔林帯幅を明示する必要がある。

水温

シキリ沢流域および白水沢流域の日最高水温と水温日較差の各月の平均値を図-9と図-10に示す。また、表-2に8月~12月の両流域の流量を示す。日最高水温は、両流域とも8月が最も高く12月になるにつれて低下する傾向を示した。また両流域における8月、9月の日最高水温と水温日較差は、測定地点①から④に流下するにつれて著しい変化はみられなかった。特に、白水沢流域の測定地点③の新植地流下後と④の皆伐跡地流下後では、8月の日最高水温と水温日較差の上昇が予測されたが、著しい水温上昇はみられなかった。しかし、10月~12月の水温日変化は、シキリ沢で1.2~2.3℃、白水沢で1.3~3.8℃を示し、8月、9月よりも変動が大きかった。これは、10月~12月にかけて両流域の流量が減少することに起因するものと考えられる(表-2)。これらのことから、溪畔域において皆伐を行っても、溪流と皆伐跡地との間に残存する25m幅の溪畔林帯は、夏期における日最高水温および水温日較差の上昇を抑制することが可能であることが示唆された。しかし、日最高水温および水温日較差は、流量や流速、河川勾配、河床底質によって大きく

変化すると考えられる。したがって、流量や流速、河川勾配、河床底質などの条件に従って、日最高水温および水温日較差の上昇を抑制するために必要な溪畔林帯の幅を検討する必要がある。

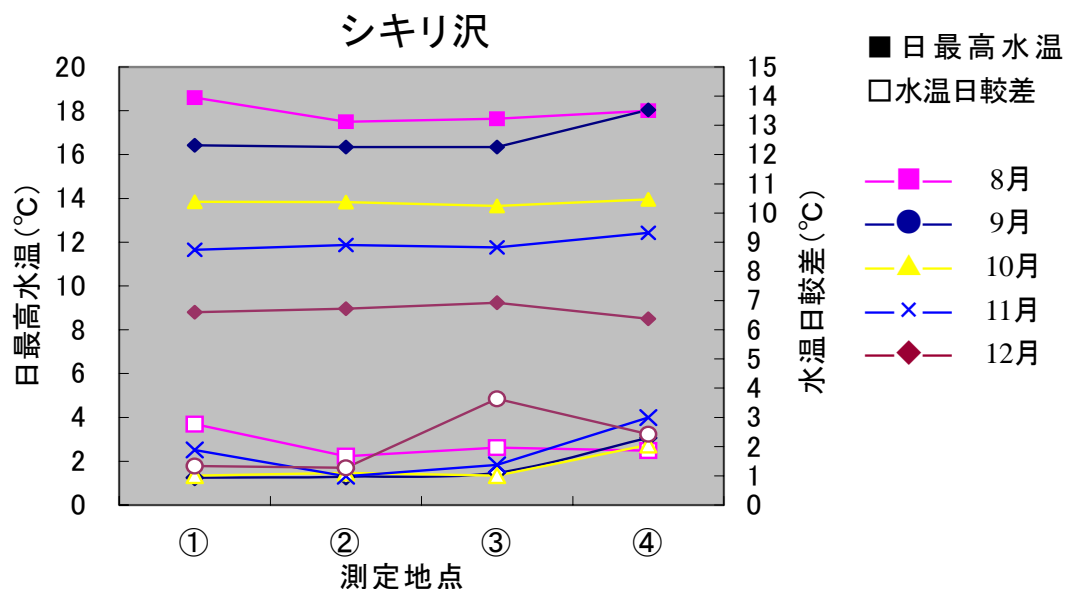


図-9 シキリ沢流域の日最高水温と水温日較差

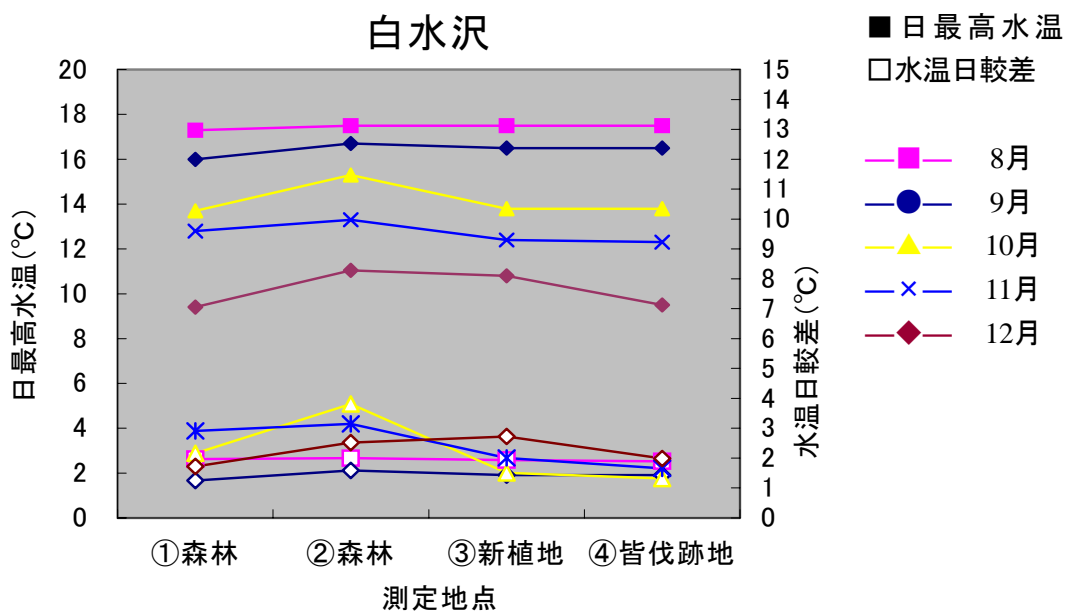


図-10 白水沢流域の日最高水温と水温日較差

表-3 シキリ沢流域と白水沢流域の流量

	単位：m³/s	
	シキリ沢流域	白水沢流域
8月	0.21	0.27
10月	0.16	0.28
11月	0.05	0.09
12月	0.05	0.19

付着性藻類現存量

図-11に両流域の8月から12月までの付着性藻類現存量を示す。付着性藻類現存量は、両流域ともに12月になるにつれて徐々に増加する傾向がみられた。これは、付着性藻類現存量の季節的な変化として一般的にみられる変化であり、その要因として落葉による渓流水面への到達日射量の増加が考えられる（伊藤ら、2003）。両流域の付着性藻類現存量の合計値は、シキリ沢流域で38.31mg/m²、白水沢流域で29.33mg/m²であり、流域全体の付着性藻類現存量はシキリ沢流域のほうが多かった。

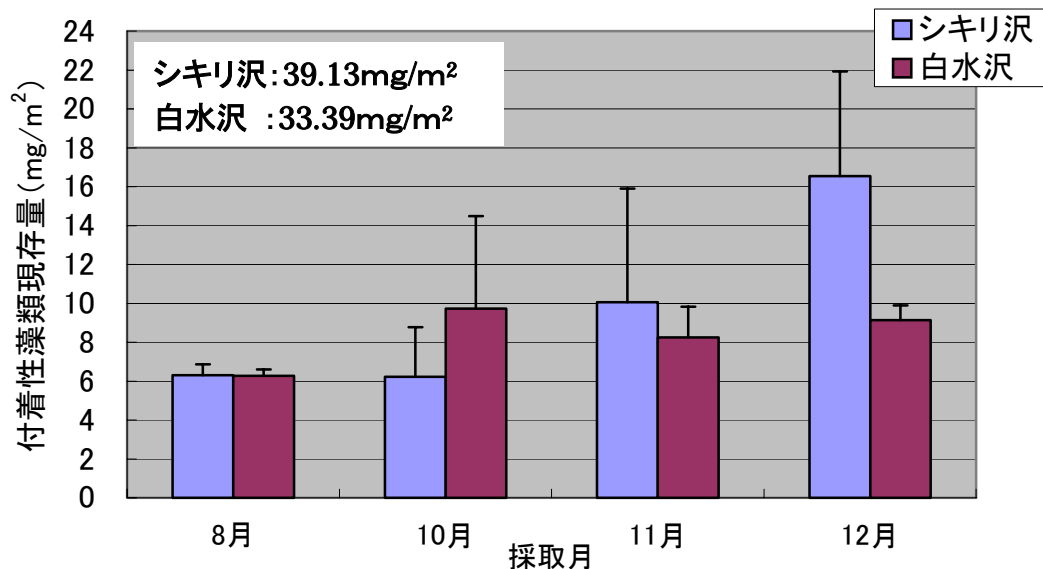


図-8 8月～12月の付着性藻類現存量

図-12に両流域における採取場所ごとの付着性藻類現存量を示した。シキリ沢流域の付着性藻類現存量は、上流区間で最も多く、次いで下流区間、中流区間であった。白水沢流域における新植地区間と皆伐区間の付着性藻類現存量は、森林区間に比べて少なかった。付着性藻類現存量の減少の主な要因には、水面への到達日射量の減少や流速・流量の増加、浮遊土砂量の増加による付着性藻類の剥ぎ取りがあげられる。白水沢流域の新植地区間および皆伐区間は溪畔域で皆伐が行われていることから、皆伐による土砂生産・移動が生じ、溪流周辺に土砂が堆積すると考えられる。溪流周辺に堆積した土砂は降雨などによって溪

流に流入し、溪床や溪岸に堆積するか浮遊土砂として徐々に流下する。これにより、皆伐区域の浮遊土砂量が増加し、付着性藻類の減少の要因となると考えられる。またこれらの区間は、流域の下流に位置しているため流量が多い。したがって、新植地区間と皆伐区間における付着性藻類現存量の減少は、溪畔域での皆伐による浮遊土砂量の増加と流量の増加の影響を受けている可能性が高いと考えられる。

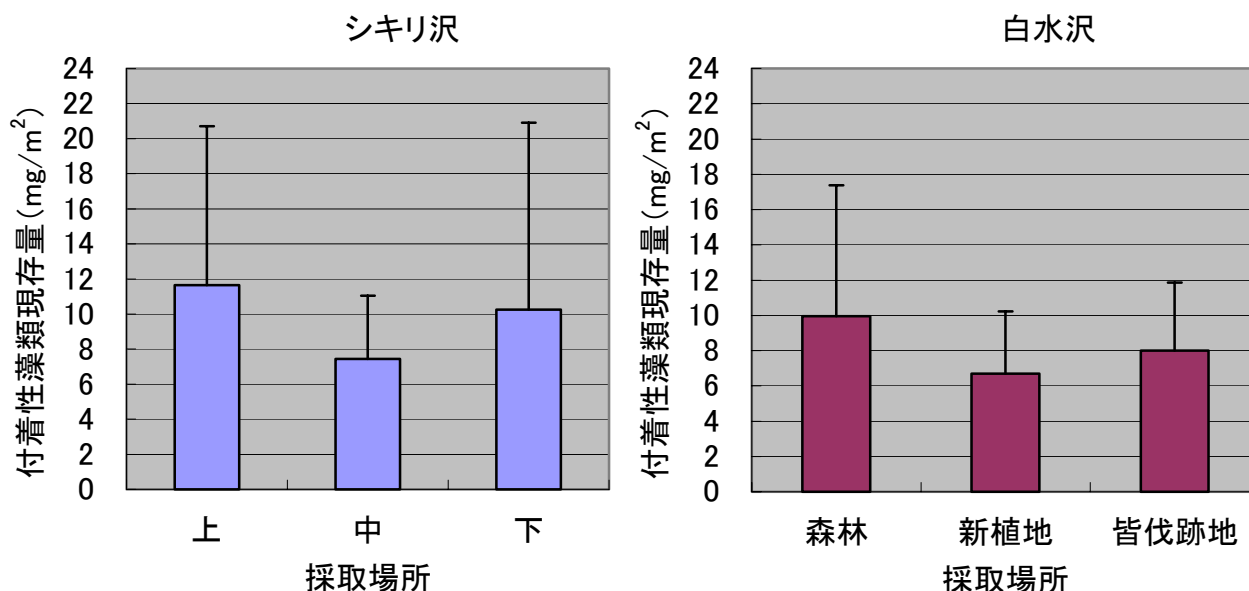


図-12 採取場所ごとの付着性藻類現存量

水生昆虫個体数および種数

両流域における8月～12月の水生昆虫個体数および種数を図-13に示した。シキリ沢流域の水生昆虫個体数は、8月が最も多く12月になるにつれて減少する傾向がみられた。白水沢流域の水生昆虫個体数は、8月から12月にかけてほとんど変化はみられなかった。両流域の水生昆虫個体数を比較すると、11月を除く全ての月においてシキリ沢流域のほうが上回っていた。水生昆虫個体数の合計値は、シキリ沢流域で372匹、白水沢流域で263匹でありシキリ沢流域のほうが約1.4倍多かった。8月から12月の水生昆虫種数は、シキリ沢流域では徐々に増加する傾向がみられたが、白水沢流域では減少する傾向がみられた。両流域の水生昆虫種数を比較すると、全ての月においてシキリ沢流域のほうが上回っており、種数の合計値はシキリ沢流域で48種類、白水沢流域で30種類であった。

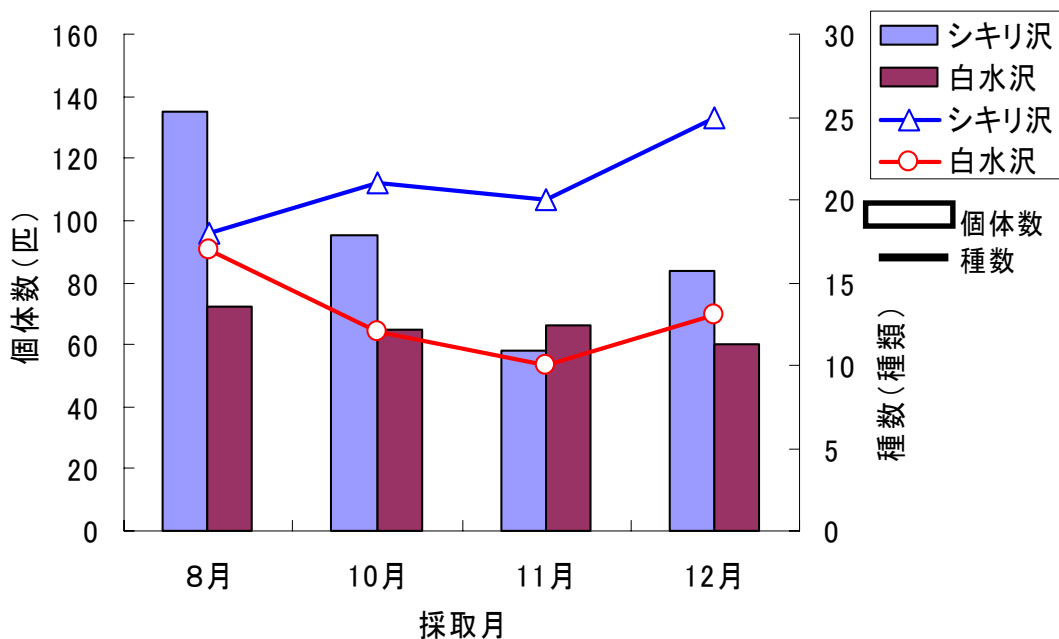


図-13 8月～12月の水生昆虫個体数および種類数

両流域における採取場所ごとの水生昆虫個体数と種数を図-14に示した。シキリ沢流域の水生昆虫個体数および種数は、上流から下流において著しい変化はみられず、ほぼ一定の値を示した。一方、白水沢流域では上流の森林区間から、中流の新植地区間、下流の皆伐跡地区間にかけて水生昆虫個体数および種数ともに減少する傾向を示した。水生昆虫個体数および種数の減少の要因として、流速・流量の増加と小礫や浮遊土砂などが河床の間隙を埋めることによる水生昆虫の生息場の減少があげられる。白水沢流域の新植地区間および皆伐区間は、溪畔域で皆伐が行われていることから、皆伐による土砂生産・移動、溪流周辺での土砂堆積が生じると考えられる。溪流周辺に堆積した土砂は降雨などによって溪流に流入し、溪床や溪岸に堆積するか浮遊土砂として徐々に流下する。そして、流下する小礫や浮遊土砂が河床の間隙を埋めることで水生昆虫の生息場が減少し、水生昆虫の個体数や種数を減少させると考えられる。これらのことから、溪畔域での皆伐による浮遊土砂量の増加と流速・流量の増加が水生昆虫個体数および種数の減少を促していることが示唆される。また、白水沢流域における新植地区間の水生昆虫個体数と種数は、皆伐跡地の区間に比べてやや多いことから、皆伐後、すぐに植林を行なうことで、新植地斜面からの土砂生産・移動が抑制され、溪流への土砂流入量が減少することから皆伐の影響が小さくなると考えられる。したがって、溪畔域において皆伐を行う場合、水生昆虫への影響を軽減するためには皆伐跡地と溪流との間に25mよりも広い溪畔林帯を設けるか皆伐跡地を新植地へ転換する必要があると考えられる。

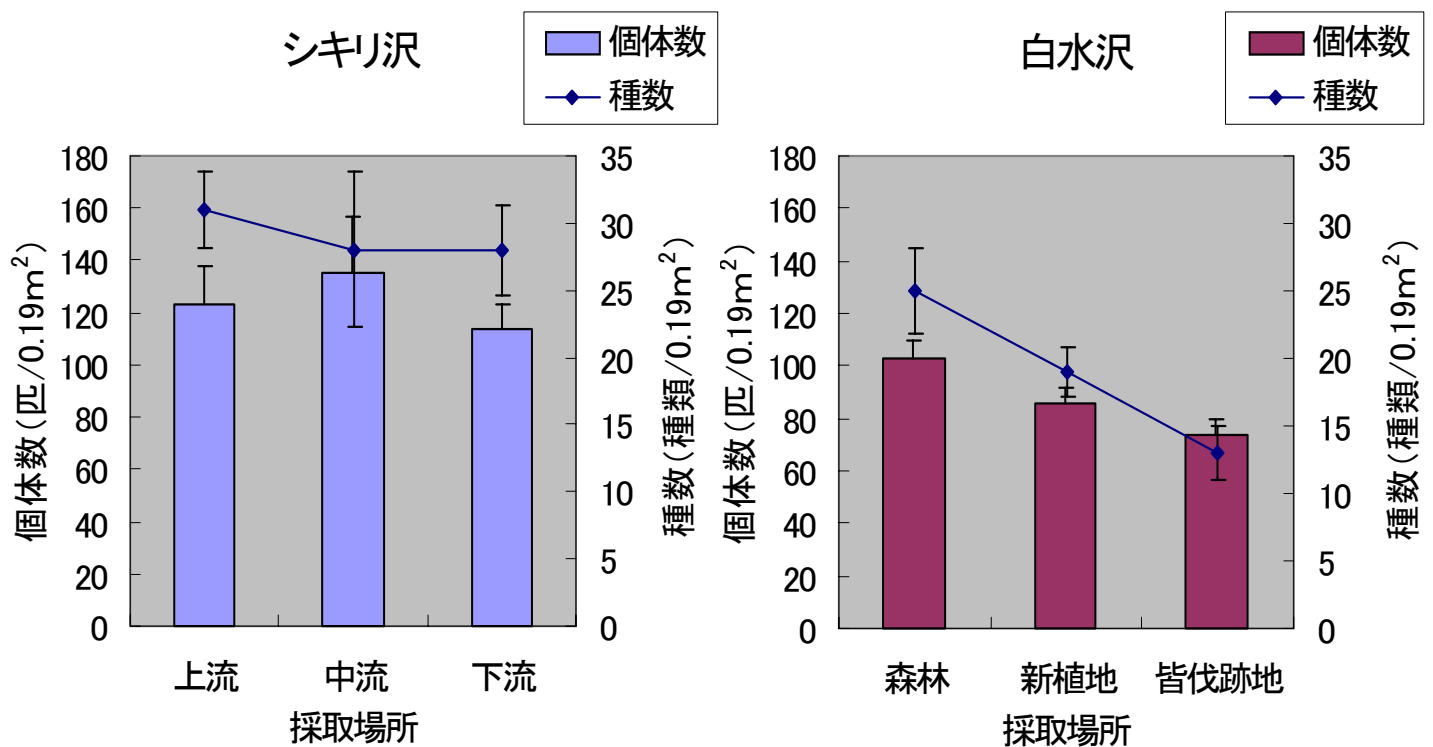


図-14 採取場所ごとの水生昆虫個体数および種数

(5) 考察

溪畔域における皆伐の影響と調査流域に残存する溪畔林帯の幅を検討した。溪畔域に新植地と皆伐跡地のある白水沢流域の樹冠下日射量と日最高水温および水温日変化は、非皆伐流域のシキリ沢流域とほぼ同等の変化を示し、著しい増大や上昇がみられなかったことから、皆伐の影響は小さいものと考えられる。したがって、白水沢流域に残存する 25m幅の溪畔林帯は渓流水面への到達日射量の遮断機能と水温上昇を抑制する機能を有しており、その効果を十分に発揮しているものと示唆された。しかし、付着性藻類および水生昆虫は、溪畔域に新植地と皆伐跡地のある区間において減少を示しており、特に水生昆虫個体数および種数については顕著に減少する傾向を示した。今回の調査結果から、これらの減少の主な要因を断定することはできないが、皆伐の影響を受けている可能性があるかと推察された。溪畔域での皆伐が付着性藻類や水生昆虫に影響をおよぼす場合、皆伐による土砂生産と皆伐斜面からの土砂移動・堆積・流入が段階的に生じる。そして溪流周辺に堆積した土砂が徐々に溪流に流入し、付着性藻類と水生昆虫個体数と種数の減少を促すと推測される。現在の皆伐跡地は草本で被覆されており、皆伐斜面からの土砂の流入はほとんど生じないと推測される。しかし、皆伐実施から草本植物に被覆されるまでの期間に皆伐斜面からの土砂生産・移動・堆積・流入が生じていると考えられ、溪流周辺に皆伐斜面からの土砂が堆積していると推察される。このことから、草本植物に被覆された現時点においても、溪流周辺に堆積している土砂が徐々に溪流に流入することによって付着性藻類と水生昆虫に影響をおよぼしていると考えられる。長期的かつ大量の降雨の場合には、皆伐跡地からの

土砂移動・堆積・流入が一斉に生じ、溪流に流入する土砂量が平水時に比べ増大することから、付着性藻類と水生昆虫個体数および種数が著しく減少するおそれがある。したがって、付着性藻類および水生昆虫への影響を軽減するためには、皆伐跡地を新植地に転換するか皆伐跡地と溪流との間に **25m** よりも広い溪畔林帯を設ける必要があると考えられる。

本研究の結論は、西丹沢の大又沢支流のシキリ沢流域（非皆伐流域）と白水沢流域（溪畔域に皆伐跡地と **25m** 幅の溪畔林帯のある流域）という特定の流域での調査結果から導き出したものである。そのため、皆伐による溪流環境への影響と溪畔林帯の幅を明らかにするには、溪畔域環境や傾斜、植生などの異なる流域において調査する必要がある。また、皆伐が溪流環境に与える影響の程度や皆伐の影響を緩和する溪畔林帯の幅は、伐区の形状や溪畔域の斜度、溪畔林の樹高などの溪畔域環境と流量、流速、河川勾配、河床形状などの溪流環境が異なるにつれて変化することから、今後は皆伐による土砂流出予測モデルなどを用いて検討する必要がある。

(4)-2 平成 17 年度調査結果および考察

樹冠下日射量

図-15 に 2004 年の 10 月、11 月、12 月の 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量の総量を示した。全天日射量は、大又ダム周辺の日射の遮断物の全くない場所にて測定した。全天日射量は 8 月をピークに $4060\text{w/m}^2/\text{d}$ から $2329\text{w/m}^2/\text{d}$ に徐々に減少する傾向を示した。樹冠下日射量は、非皆伐流域であるシキリ沢が $6\text{w/m}^2/\text{d} \sim 38\text{w/m}^2/\text{d}$ で最も低い値を示した。また、全天日射量が最も多い 8 月における大棚沢流域の新植地区間と白水沢流域の森林区間と皆伐区間の樹冠下日射量は $88\text{w/m}^2/\text{d} \sim 100\text{w/m}^2/\text{d}$ であり同等の値を示した。このことから、溪畔域で皆伐を行なっても、溪畔林を残すことで溪流水面への日射を遮断することが可能であることが確認された。また既存の 15m 幅の溪畔林帯と 25m 幅の溪畔林帯は、日射の遮断機能を有し、その効果を十分に発揮しているといえる。一方、溪畔林帯が残存しない法行沢流域の 9 月、10 月の樹冠下日射量は $285\text{w/m}^2/\text{d} \sim 467\text{w/m}^2/\text{d}$ であり、他の地点の中で最も高い値を示した。しかし、法行沢流域は溪畔林は残存していないが、植栽して 2~3 年経過しており植栽された林木の樹高は 2~3m であることから溪流水面への日射を遮断していると考えられる。これらの流域の樹冠下日射量を比較すると、溪畔林帯を残さずに皆伐を行った場合、溪流水面に到達する日射量が増大することが認められる。また、溪畔林帯を残存されることで溪流水面への日射の遮断効果が得られることから、溪畔域で皆伐を行なう場合溪流水温の上昇を抑制するためには、溪畔林帯を残存させることが必要不可欠であると考えられる。

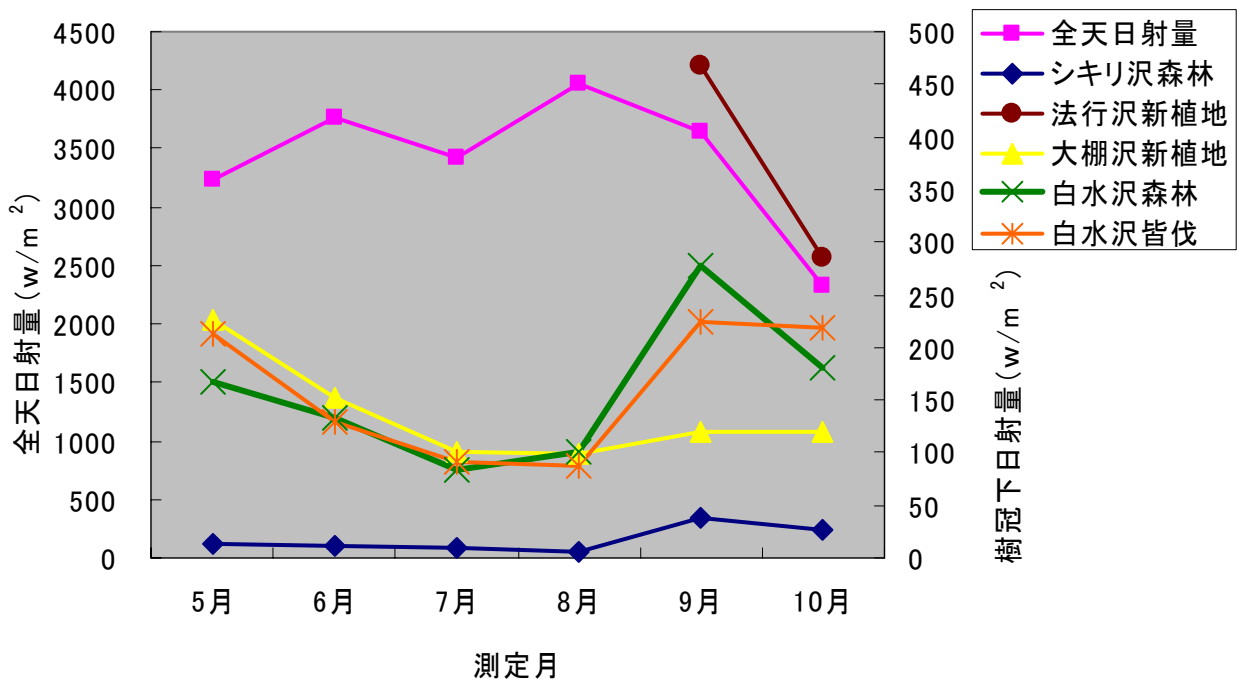
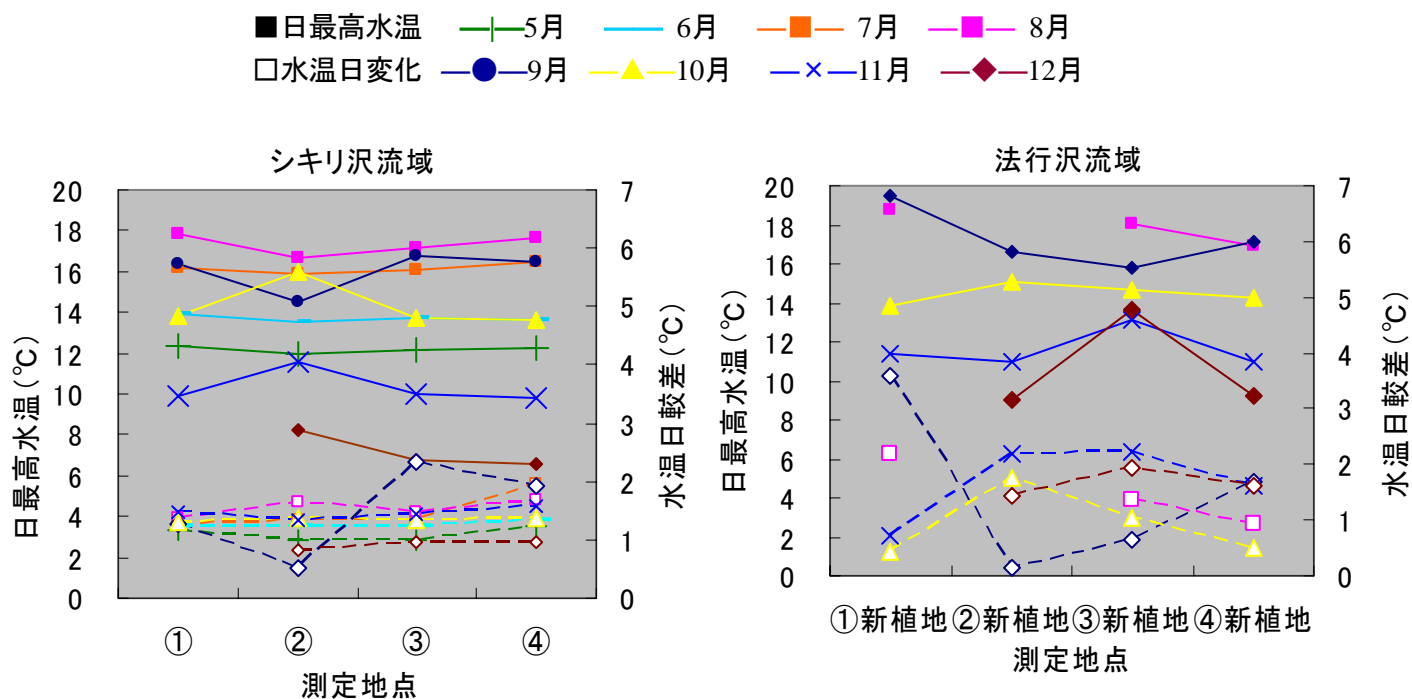


図-15 全天日射量と樹冠下日射量の変化

しかし、溪畔林の有する日射の遮断効果は溪畔林の樹高、樹冠構造などによって変化し、溪畔域における伐区の形状や溪畔域の傾斜角によって異なる。そのため、溪畔域での皆伐の影響を緩和する溪畔林帯の幅は、これらの条件によって異なることから、今後はこれらの条件の異なる溪畔域環境において調査し、様々な溪畔域環境ごとの溪畔林帯幅を明示する必要がある。

水温

4つの流域の日最高水温と水温日較差の各月の平均値を図-16に示す。日最高水温は、4流域とも8月が最も高く12月になるにつれて低下する傾向を示した。また8月におけるそれぞれの流域の日最高水温と水温日較差は、上流の測定地点①から④に流下するにつれて著しい変化はみられなかった。特に、新植地や皆伐跡地のある白水沢流域と大棚沢流域、法行沢流域では、新植地と皆伐跡地を流下後の日最高水温と水温日較差の上昇が予測されたが、水温上昇はみられなかった。これらのことから、溪畔域において皆伐を行っても、溪流と皆伐跡地との間に残存する溪畔林帯は日最高水温および水温日較差の上昇を抑制することが可能であることが示唆された。しかし、日最高水温および水温日較差は、流量や流速、河川勾配、河床底質によって大きく変化すると考えられる。したがって、流量や流速、河川勾配、河床底質などの条件に従って、日最高水温および水温日較差の上昇を抑制するために必要な溪畔林帯の幅を検討する必要がある。



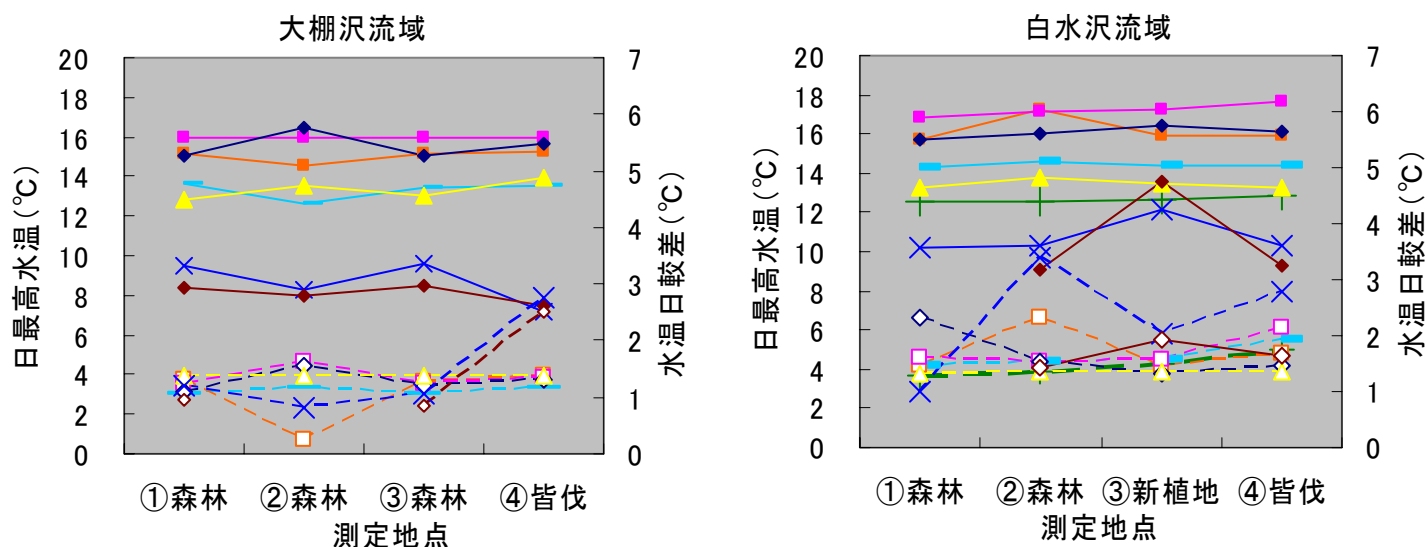


図-16 測定地点ごとの日最高水温と水温日較差

浮遊砂

1) 各流域の浮遊砂濃度の平均値と溪岸沿いの土砂発生源との関係

図-17 に各流域の浮遊砂濃度を示し、図-18 に、各流域の溪岸周辺（溪岸から 3m 以内）の崩壊箇所を示した。溪岸の崩壊箇所の様子を写真-16 に示す。浮遊砂濃度が最も少なかったのは皆伐の行なわれていないシキリ沢流域であり、次いで大柵沢流域、白水沢流域、法行沢流域であった。またシキリ沢流域、法行沢流域、白水沢流域では、降雨後の浮遊砂濃度が高まることが確認された。大柵沢流域の浮遊砂濃度の平均値は、非皆伐のシキリ沢流域と同等の値を示し、また降雨による浮遊砂濃度の増加はみられなかった。白水沢流域の浮遊砂濃度の平均値は 0.0037g/l であり、シキリ沢流域の約 3 倍の値を示した。また降雨後の浮遊砂濃度は平水時の約 2 倍に増加した。法行沢流域の浮遊砂濃度は平水時で 0.0071g/l であるのに対し、降雨後では 0.0149g/l と約 2 倍に増加した。また法行沢流域の浮遊砂濃度は最も多く、他の流域の約 5~10 倍の量を示した。法行沢流域の溪畔域環境は、右岸側の約 2/3 が新植地であり溪畔林帯はない。また、溪岸の崩壊箇所は溪岸全体に分布していることから、常に溪岸からの土砂供給が生じていると考えられる。これらのことから、新植地斜面からの土砂移動と溪岸周辺での堆積が溪岸の崩壊に起因していると推測される。これらの要因によって、法行沢流域の浮遊砂濃度が他の流域よりも多いものと考えられる。

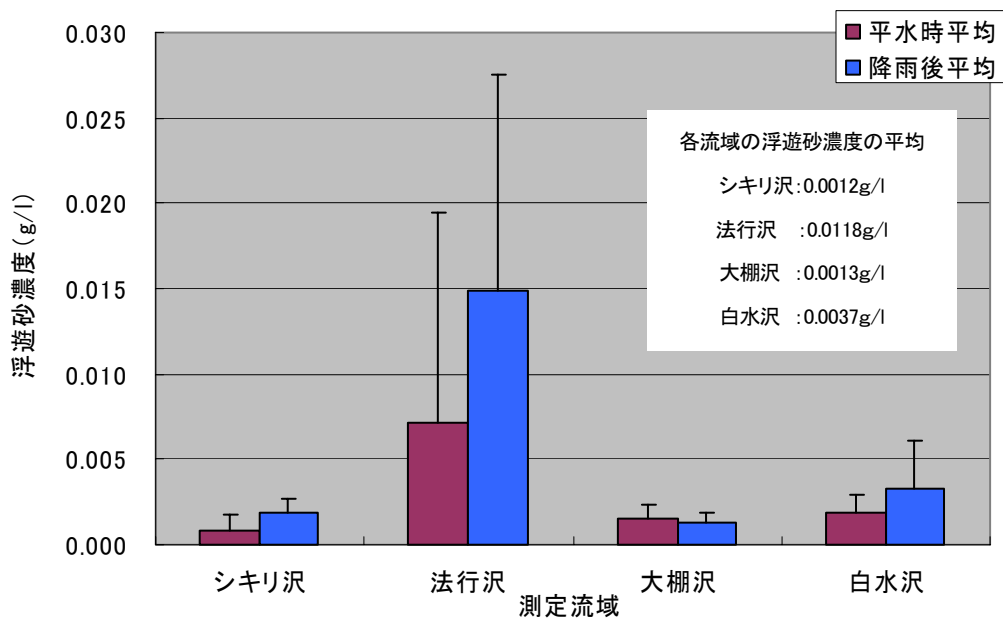
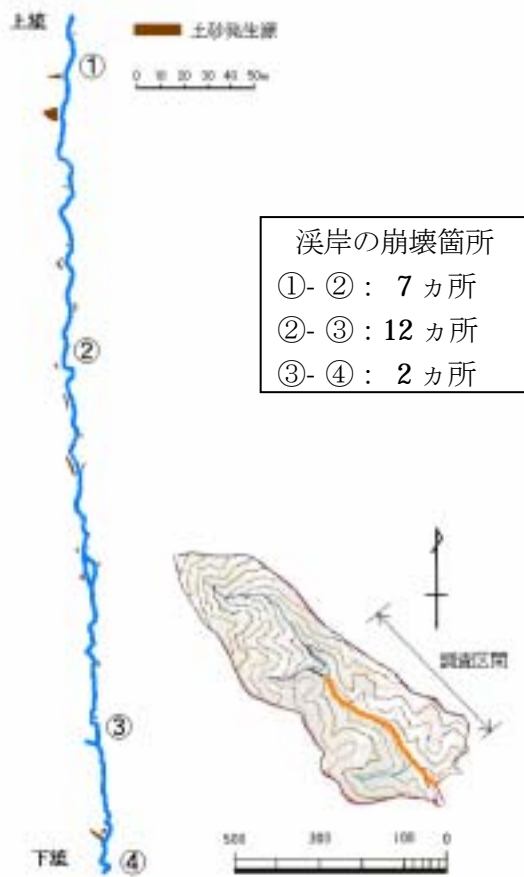
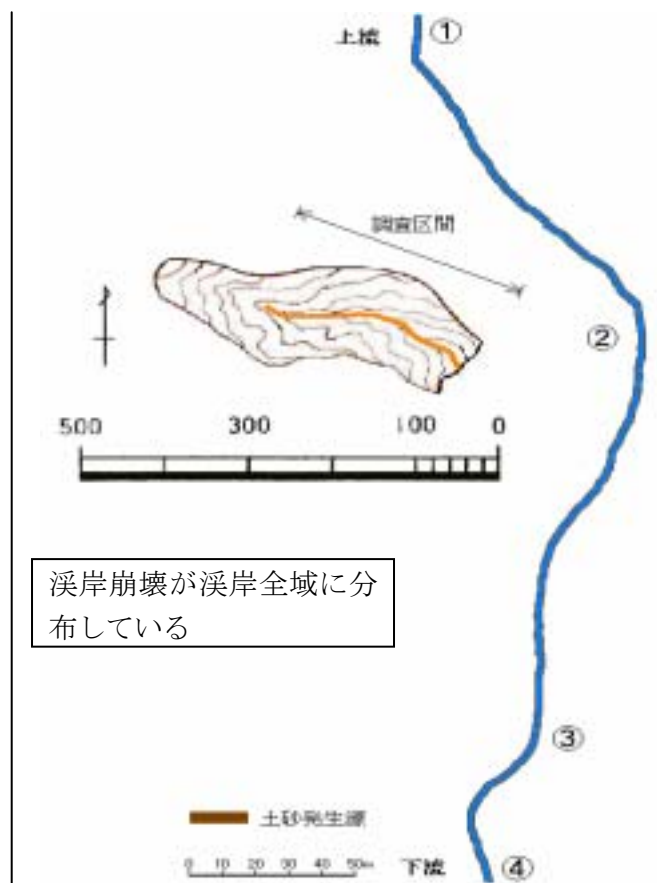


図-21 各流域の浮遊砂濃度



シキリ沢流域



溪岸崩壊が溪岸全域に分布している

法行沢流域



大棚沢流域



白水沢流域

図-22 各流域の溪岸周辺の崩壊箇所

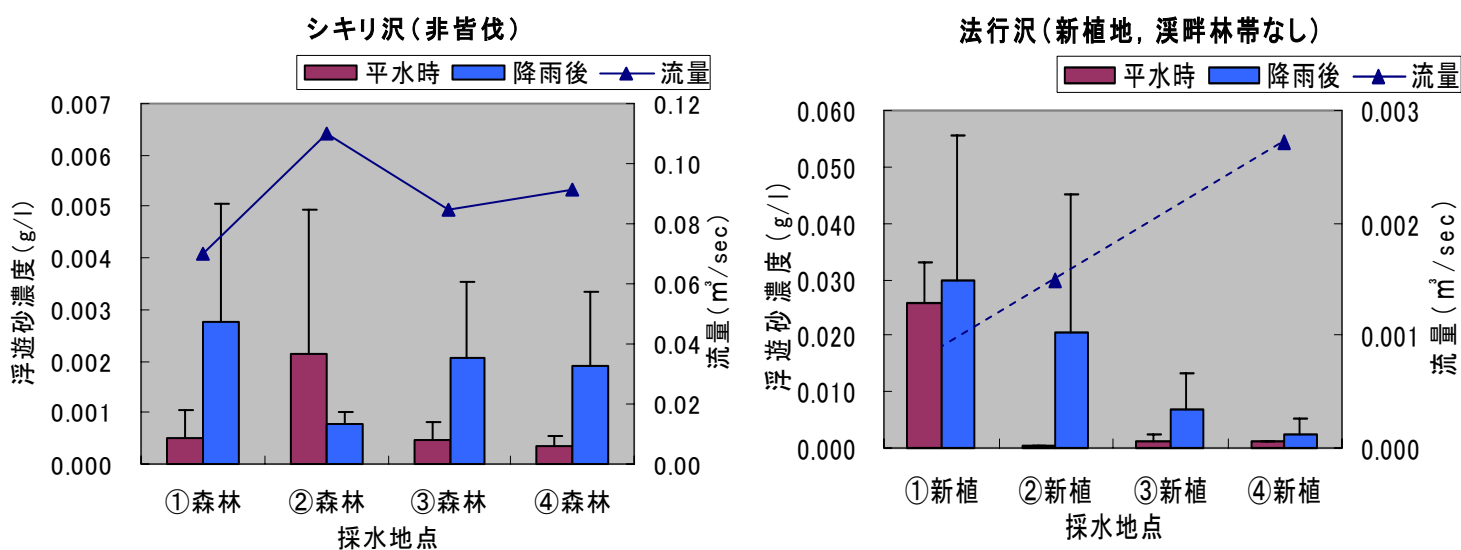


写真-16 溪岸の崩壊の様子

2) 測定地点ごとの浮遊砂濃度と流量との関係

図-23 に測定地点ごとの浮遊砂濃度を示す。シキリ沢流域の測定地点①③④の平水時の浮遊砂濃度は $0.0003\sim 0.0005\text{g/l}$ で極めて少ない値を示した。測定地点②では 0.0021g/l で他の地点よりも高い値を示したが、これは流量の増加によるものと考えられる。降雨後の浮遊砂濃度は、平水時よりも高く平水時の $4\sim 6$ 倍に増加する傾向を示した。これは、シキリ沢の溪岸には崩壊箇所が 21 ヲ所存在する (図-22) ことから、降雨や降雨による流量増加による溪岸の崩壊箇所からの土砂流出が起因していると推察される。法行沢流域の平水時の浮遊砂濃度は $0.0005\sim 0.0256\text{g/l}$ であり他の流域の約 7 倍の値を示した。法行沢流域の溪岸の崩壊はほぼ全域に分布している (図-22) ことから、平水時においても溪岸の崩壊箇所から土砂が流入し、平水時においても溪流内の浮遊砂濃度が高いものと考えられる。また降雨後の浮遊砂濃度は平水時の $1.2\sim 40$ 倍に増加する傾向を示した。しかし、平水時と降雨後の浮遊砂濃度は上流地点の①から④にかけて徐々に減少する傾向を示した。これは、法行沢流域の流量は $0.001\sim 0.003\text{m}^3/\text{sec}$ であり非常に少ないことから、上流部からの浮遊砂が溪流中を流下する過程において徐々に沈殿しているか、流下する量が少ない状況であるためと考えられる。大棚沢流域の測定地点①③④の平水時の浮遊砂濃度は $0.0009\sim 0.0012\text{g/l}$ で、測定地点ごとの差異はほとんどない。しかし、測定地点②では 0.0028g/l で他の地点よりも高い値を示した。これは、測定地点①と②間に比較的大きな溪岸の崩壊がある (図-22) ためと考えられる。白水沢流域の浮遊砂濃度は流量の増加に伴って、徐々に増加する傾向を示した。しかし、その下流に位置する測定地点④では減少している。これは、測定地点③と④との間に堰堤があることから、浮遊砂の沈殿したものと推測される。

これらのことから、ほとんどの測定地点の浮遊砂濃度は降雨後に増加し、また平水時においても流量の増大に伴って増加する傾向を示した。また、溪岸の崩壊数や規模が浮遊砂濃度の増大に起因すると推測され、特に溪畔林帯のない法行沢流域では溪岸の崩壊が全域に分布していることから、溪岸の崩壊数と斜面上部からの土砂移動量と堆積量、溪畔林の土砂補足量の面から検討する必要があると考えられる。



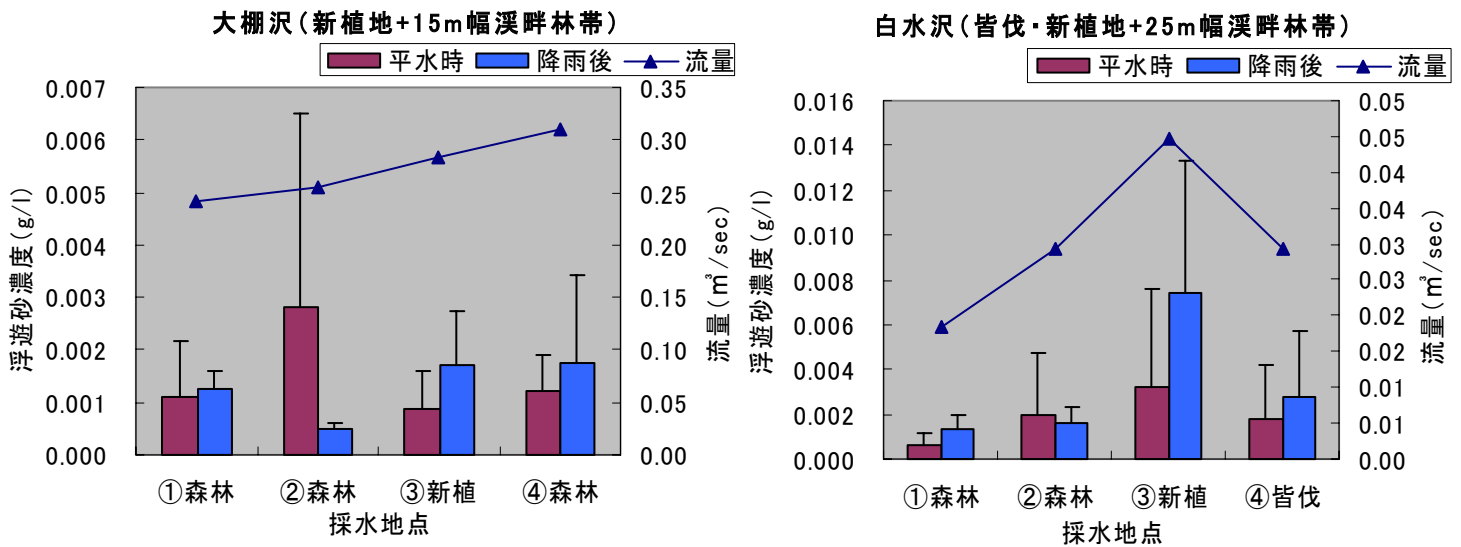


図-23 測定地点ごとの浮遊砂濃度

付着性藻類現存量

図-24 に各流域の平水時と降雨後の付着性藻類現存量を示す。平水時の値は採取日から約2週間降雨のない状況で採取した値で、降雨後の値は降雨日の翌日（採取中に降雨の場合も含む）に採取した値である。付着性藻類の採取月は2005年5月、7月、8月、9月、10月、11月、12月、2006年2月で、そのうち平水時は5月、7月、11月、12月、2月の値を用い、降雨後は8月、9月、10月の値を用いた。大棚沢流域の降雨後の付着性藻類現存量は、平水時に比べて減少していた。しかし、その他の3つの流域の付着性藻類現存量は、平水時と降雨後でほとんど変化がみられなかった。付着性藻類現存量の平均値は大棚沢流域 $14.22\text{mg}/\text{m}^2$ で最も多い値を示した。しかし、白水沢流域での付着性藻類現存量の平均値は $7.37\text{mg}/\text{m}^2$ であり、最も少ない値を示した。

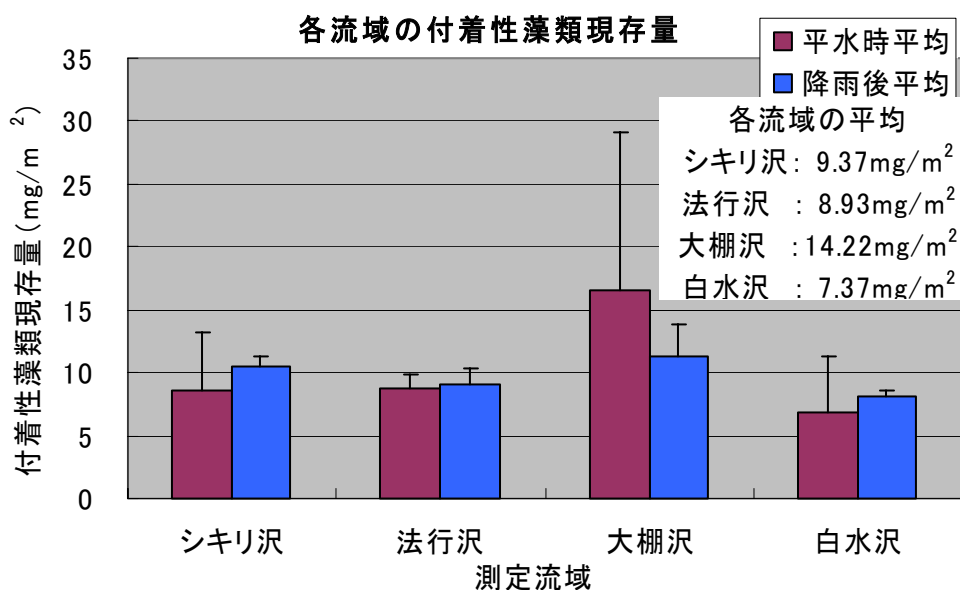


図-24 各流域の平水時と降雨後の付着性藻類現存量

図-25 に各流域の採取場所ごとの付着性藻類現存量を示した。付着性藻類現存量は、どの流域においてもほとんど変化はみられなかった。これらの結果から、付着性藻類現存量は、水面への到達日射量の減少や流速・流量の増加、浮遊土砂量の増加による影響を受けていないと考えられる。

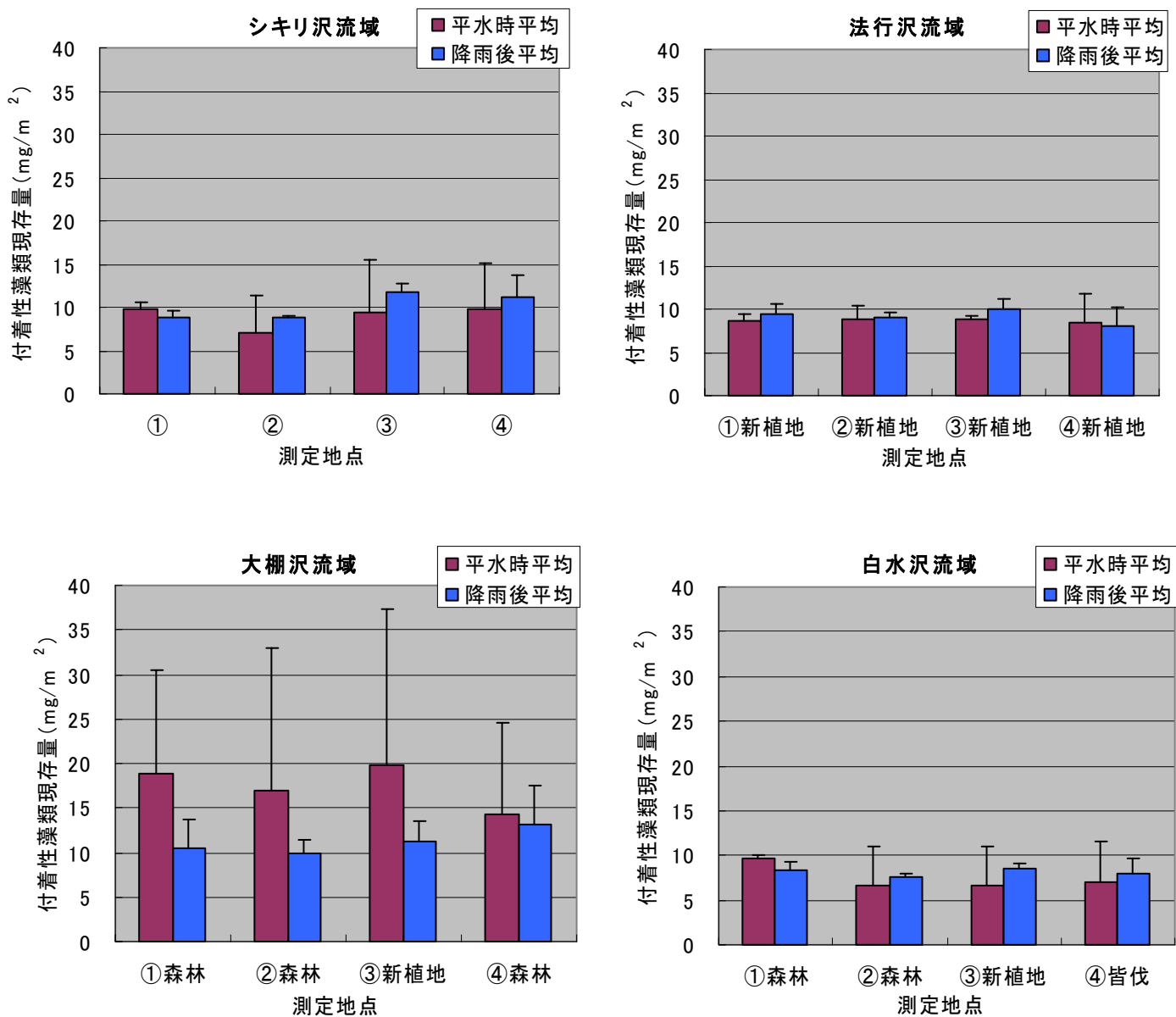


図-25 採取場所ごとの付着性藻類現存量

水生昆虫個体数および種数

各流域の平水時と降雨後の水生昆虫個体数および種数を図-26に示した。全ての流域において、降雨後の水生昆虫個体数および種類数が減少する傾向を示した。水生昆虫個体数と種類数は非皆伐であるシキリ沢流域が最も多く、個体数70匹、種類36種類であった。個体数と種類数が最も少なかったのは法行沢流域であり、個体数8匹、種類数4種類であった。水生昆虫の個体数と種類数が減少する要因として、溪流内の掃流砂や浮遊砂、土砂流出があげられる。これらは、石や岩の間隙を埋め水生昆虫の生息場を減少させ、水生昆虫を減少させる。また、掃流砂や浮遊砂は固着性の水生昆虫類の主に造網性のシマトビケラ類を減少させ水生昆虫相の貧弱化を促すことから、法行沢流域では個体数と種類数が少ないものと推測される。

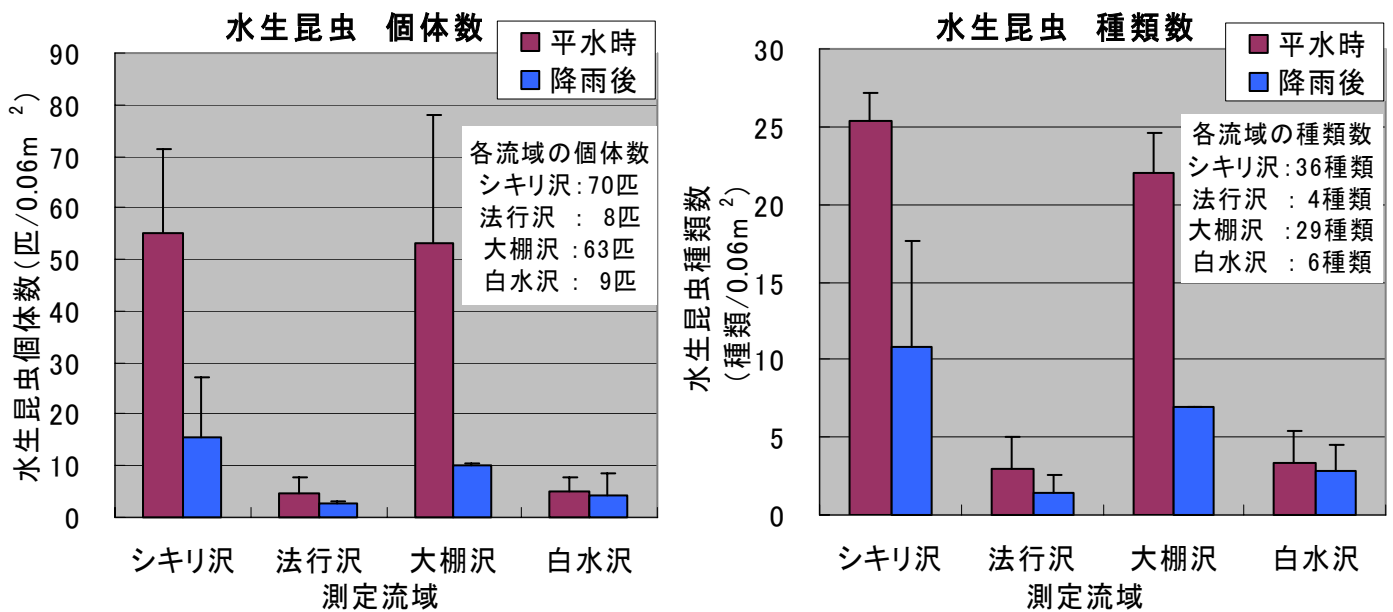


図-26 各流域の平水時と降雨後の水生昆虫個体数および種類数

各流域の採取場所ごとの水生昆虫個体数と種数を図-27に示した。どの採取地点においても平水時よりも降雨後の水生昆虫個体数と種類数が少ない値を示した。シキリ沢流域の中流地点の水生昆虫個体数と種数は、他の地点よりも少ない。これは、測定地点②の浮遊砂濃度が多いことから個体数と種類数が減少しているものと推察される。法行沢流域の水生昆虫個体数と種類数は全体的に少なく、測定地点ごとの差異はみられなかった。また、測定地点ごとの浮遊砂濃度と水生昆虫個体数および種類数との関連性はみられなかった。大棚沢流域の平水時の個体数および種類数は、下流に行くにつれて増加する傾向を示しており、新植地地点が最も多い値を示した。また、降雨時の水生昆虫個体数および種類数はどの地点も同等の値を示した。平水時と降雨後の浮遊砂濃度は、どの測定地点もほぼ同等な値を示しており著しい増加はみられなかった。これらのことから、溪畔域の新植地による影響は少ないと考えられる。白水沢流域の水生昆虫個体数および種類数は、中流の新植地地点で減少していた。これは、新植地地点の浮遊砂濃度が他の地点よりも高いことに起

因するものと考えられる。

これらのことから、水生昆虫個体数および種数の減少要因として、降雨による流量の増大と浮遊砂濃度の増加が考えられる。今回の調査結果からは、溪畔域の新植地と皆伐の影響はみられなかった。しかし、法行沢流域においては溪畔林帯がなく、溪岸での崩壊箇所が全域に分布していることから、浮遊砂濃度は高い値を示している。また、法行沢流域の水生昆虫個体数および種類数は4つの流域の中で最も少ないことから、溪畔域の新植地の影響を受けている可能性が高いと考えられる。さらに、法行沢流域は溪畔林帯が設けられていないことから、斜面上部からの土砂移動と溪岸での土砂堆積によって溪岸が崩壊しやすいため、水生昆虫の生息環境が悪化していると推察される。

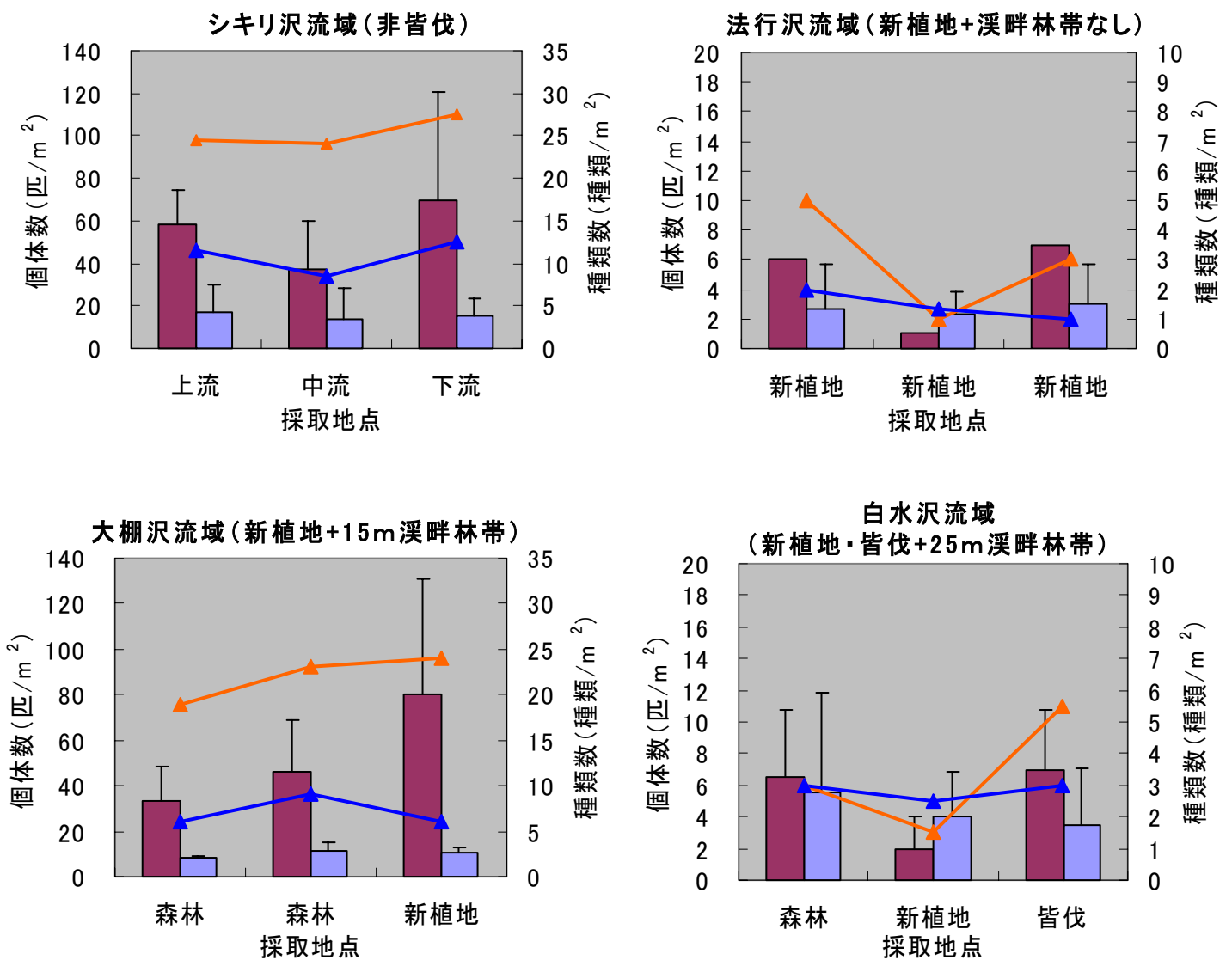


図-27 採取場所ごとの水生昆虫個体数および種数

斜面からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量

図-28～31 に各流域の斜面上部・斜面下部・5mごとの溪畔林帯の土砂量を示す。また、表-4～7 にそれぞれの測定区域の単位面積あたりの土砂量と移動土砂量を示した。表中の「移動土砂量」には、プラスとマイナスの値があるが、プラス値は「移動土砂量」、溪畔林内でマイナスの値を示した場合、「捕捉量」として考えた。

1) シキリ沢流域

シキリ沢流域では、ヒノキ林の成立する区域において測定した。区域名は森林区域とする。シキリ沢の森林は、数年前に間伐されているが、下層植生はほとんど存在しない。シキリ沢流域の単位面積あたりの土砂量を図-28 に示し、斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量を表-4 に示す。図より、斜面上部の土砂量よりも下部の土砂量が多く、移動量は $0.27\text{m}^3/\text{m}^2$ であり他の区画よりも土砂の移動量が多いことから、斜面上部から下部へ土砂の流出が激しいことがわかる。溪畔林内では、25～20m、20～15m、15～10m の3区画の土砂量が多い。また溪畔林内の地形は、溪流から約15m付近で平坦となる。そのため、15～10mの区画においては斜面傾斜が土砂の捕捉量に影響するものと考えられる。残りの2区画については、溪畔林内の植生によって土砂が捕捉されていると推察される。

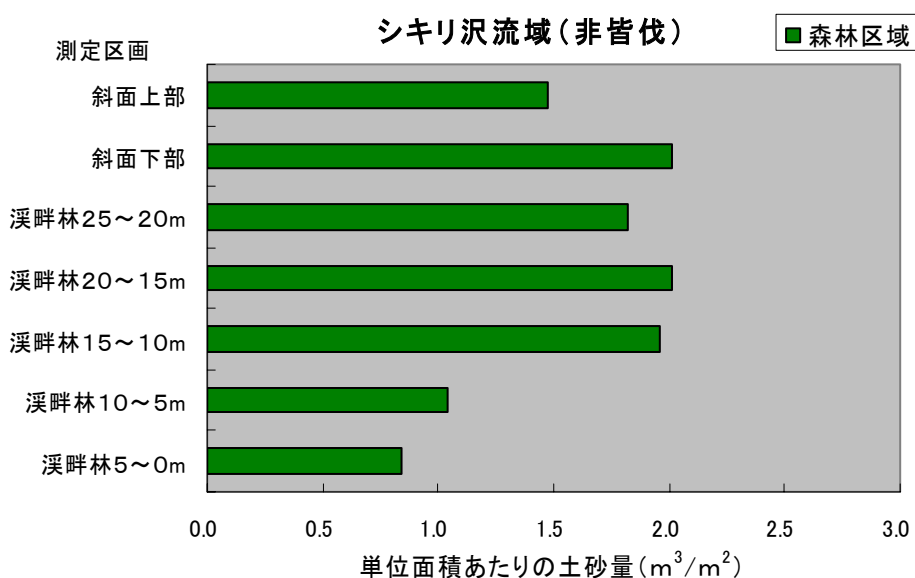


図-28 シキリ沢流域の単位面積あたりの土砂量

表-4 シキリ沢流域における斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量

単位：(m³/m²)

		森林区域	
		堆積土砂量	移動土砂量
斜面上部		1.47	0.27
斜面下部		2.01	-0.1
溪畔林帯	25~20m	1.82	0.1
	20~15m	2.01	-0.02
	15~10m	1.96	-0.46
	10~5m	1.04	-0.1
	5~0m	0.84	—

2) 法行沢流域

法行沢流域の測定区域は新植林地の1区域であり、新植林地は溪流際まで続いていることから、皆伐が溪畔林帯を残さず溪流際まで行なわれたことがうかがえる。そのため溪畔林帯は存在しない。法行沢の新植林地区域の斜面傾斜は斜面上部付近で37.5°、溪流から15m斜面方向に離れた付近で45.6°であり、溪流に近くなるほど斜面傾斜が約10°急になっている。法行沢流域の単位面積あたりの土砂量を図-29に示し、斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量を表-5に示す。図より、斜面上部から溪畔林帯25~20mの区画の3区画の単位面積あたりの土砂量に変化はみられない、溪畔林帯の25~20mから5~0mの4区画の間では土砂の流出が生じていると推測される。土砂発生の要因として3つ考えられる。1つ目は斜面に小規模の侵食跡(写真-10)が存在すること、2つ目は15m付近で斜面傾斜が37.5°から45.6°に急峻になっていること、3つ目は溪畔林帯と下層植生が存在しないことである。これらのことから、溪畔林帯の25~20mから5~0mの4区画では土砂の流出が生じやすく、かつ流出土砂が捕捉されにくい状況にあると推測される。また、10~5m、5~0mの区画で土砂量が多く溪畔林帯が存在しないことから、溪岸に土砂が堆積し溪岸の崩壊が発生しやすくなっており、降雨時にはこれらの区画や溪岸からの土砂流出するものと示唆される。

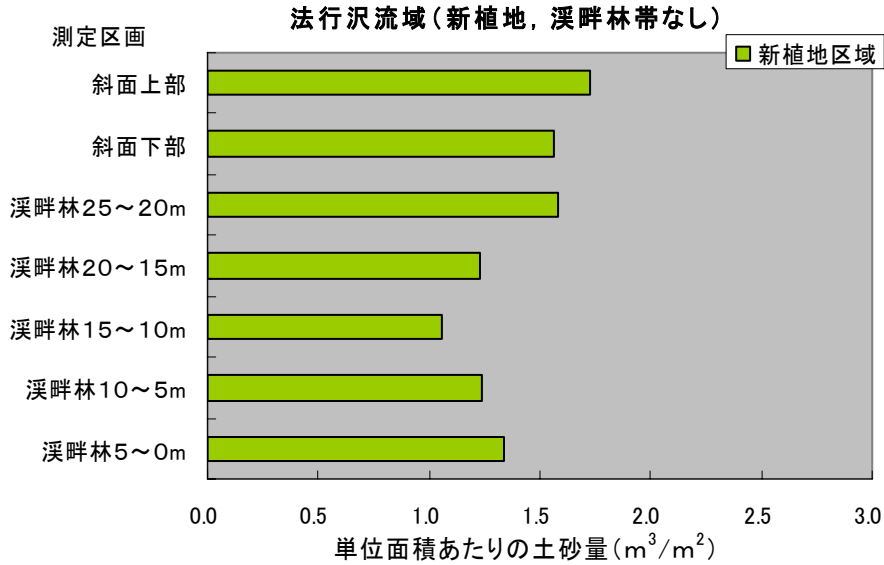


図-29 法行沢流域の単位面積あたりの土砂量

表-6 法行沢流域における斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量
単位：(m³/m²)

		森林	
		堆積土砂量	移動土砂量
斜面上部		1.73	-0.08
斜面下部		1.56	0.01
溪畔林帯	25~20m	1.58	-0.17
	20~15m	1.23	-0.09
	15~10m	1.06	0.09
	10~5m	1.24	0.05
	5~0m	1.33	—

3) 大榎沢流域

大榎沢流域は、ヒノキの成立する新植林地と、主に広葉樹林の成立する森林の2区域で測定した。新植林地区域の斜面上部には小規模な侵食跡(写真-12)が存在している。大榎沢流域の単位面積あたりの土砂量を図-30に示し、斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量を表-7に示す。図と表より、斜面上部から斜面下部への土砂移動量はこの区域内で最も多い値を示している。このことから斜面上部から下部にかけて土砂の移動が生じていると推測される。溪畔林内の土砂堆積量は溪流に近づくにつれて徐々に減少していることから、溪畔林内で土砂が細くされていると考えられる。これは、大榎沢新植林地の溪畔林帯の傾斜が25~20mの区画から平坦になっているためと考えられる。

森林区域においては、斜面上部の土砂量が少なく溪流に近づくにつれて土砂量が多くな

っている。これは、斜面中腹に倒木が存在し（写真-）伏流水が流れ出ていたことから（）、この区域全体が谷のような地形であり、過去に崩壊が起きたためであると推測される。そのため、溪畔林帯が存在しても斜面上部からの土砂を捕捉できなかったと考えられる。しかし、溪畔林帯の25～20m区画から斜面傾斜が平坦になっており、下層植生が繁茂していることから、溪畔林帯での土砂の捕捉は可能であると推測される。

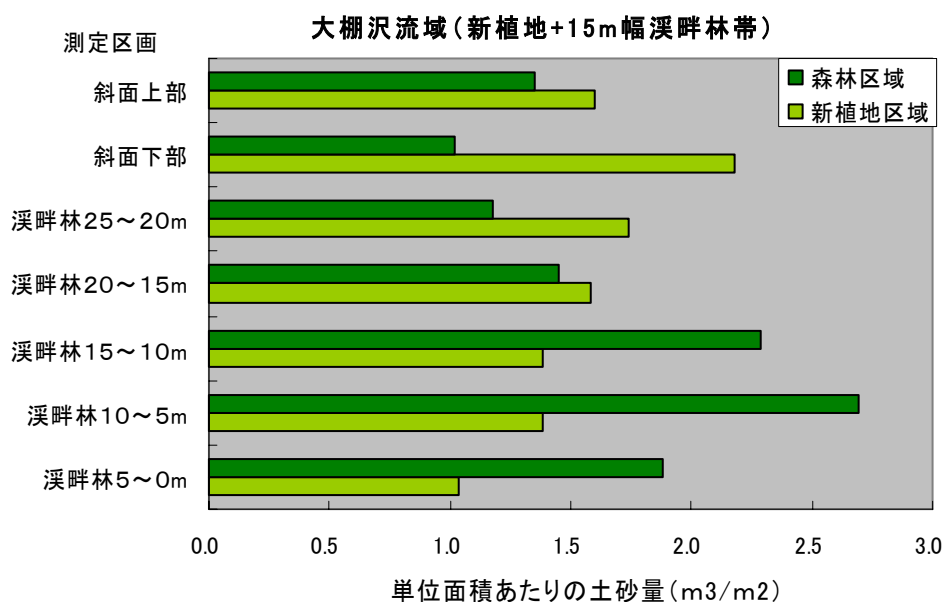


図-30 大柵沢流域の単位面積あたりの土砂量

表-7 大柵沢流域における斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量
単位：(m³/m²)

		新植地		森林	
		堆積土砂量	移動土砂量	堆積土砂量	移動土砂量
	斜面上部	1.6	0.29	1.35	-0.17
	斜面下部	2.18	-0.22	1.02	0.08
溪畔林帯	25~20m	1.74	-0.08	1.17	0.14
	20~15m	1.58	-0.1	1.45	0.42
	15~10m	1.39	-0.003	2.28	0.2
	10~5m	1.38	-0.17	2.69	-0.41
	5~0m	1.03	—	1.88	—

4) 白水沢流域

白水沢流域には、皆伐区域と5～6年生のヒノキの成立する新植地とヒノキの成立する森林区域が同一の斜面に隣接している。白水沢流域の単位面積あたりの土砂量を図-31に示し、斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量を表-8に示す。表-4より、皆

伐跡地エリアの溪畔林内の土砂移動量がプラスの値になっている。このことから土砂移動が生じていたと考えられる。さらに図-28より、溪畔林帯内の区画の中で、25～20m、20～15m、15～10mの3区画の土砂量が多いことから、この3区画の間で斜面上部からの移動してきた土砂を捕捉していると考えられる。土砂補足の要因は2つ考えられる。1つ目に、溪流より約15mの地点からほぼ平坦な地形となり、流出してきた土砂が停滞しやすかったこと、2つ目に溪畔林内には、ササなどの下層植生が繁茂していたため、捕捉されやすかったことである。

次に新植林地エリアは、表-4と図-28から地表面の土砂移動は生じていないと推測される。これは、写真-17より、新植地斜面が木本植物や草本植物で被覆されているためと考えられる。斜面が植生で被覆されることで、植生の根や地下茎によって土砂は安定し、また降雨時の雨撃を緩和することから表土流出は生じにくいと考えられる。しかし、図-28溪畔林内の25～20m、20～15mの2つの区画の土砂量が多いことから、以前に土砂が流出しこれらの区間で捕捉された経緯がうかがえる。幼樹が植栽される以前は、皆伐が行なわれていることから斜面上部が植物で被覆されるまでの過程で斜面上部から土砂が流出していた可能性があると考えられる。

森林エリアには、ヒノキが成立しているが皆伐跡地、新植林地に比べると土砂移動量が多いことがわかる。白水沢流域の森林エリアでは、間伐や枝打ちがほとんど行われていない状況である。そのため、下層植生がほとんどなく土砂が流出しやすくなっていると考えられる。溪畔林内の単位面積あたりの土砂量は、25～20m、20～15m、15～10mの区画で多かった。森林の溪畔林内の地形は、溪畔林帯の20m地点からほぼ平坦になっている。そのため、20～15m、15～10mの区画の捕捉量が多いのは、傾斜が緩くなっているためと考えられる。しかし、25～20mの区画は、他の区画よりも傾斜が急であるにもかかわらず、土砂量が多いことから、溪畔林内に点在する下層植生が土砂の補足に寄与しているものと推察できる。

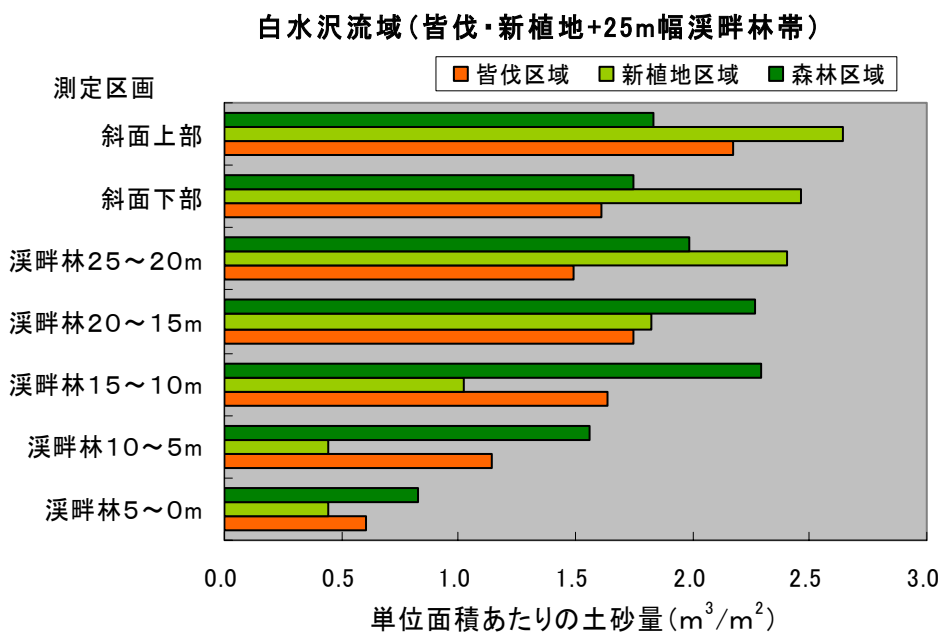


図-31 白水沢流域の単位面積あたりの土砂量

表-8 白水沢流域における斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量

単位：(m³/m²)

		皆伐跡地		新植地		森林	
		堆積土砂量	移動土砂量	堆積土砂量	移動土砂量	堆積土砂量	移動土砂量
斜面上部		2.17	-0.28	2.64	-0.09	1.47	0.27
斜面下部		1.61	-0.06	2.47	-0.03	2.01	-0.1
溪畔林帯	25~20m	1.49	0.13	2.41	-0.29	1.82	0.1
	20~15m	1.75	-0.06	1.83	-0.4	2.01	-0.02
	15~10m	1.64	-0.25	1.03	-0.29	1.96	-0.46
	10~5m	1.14	-0.27	0.44	-0.002	1.04	-0.1
	5~0m	0.6	—	0.44	—	0.84	—

土砂流出の防止に必要な溪畔林帯幅の算出

斜面上部からの移動土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量の結果から、調査流域に残存する溪畔林帯の幅は、溪流への土砂流出を防止する面から考えると十分であるとは言えない。溪畔林帯の有する土砂流出防止機能は、山地斜面からの流出土砂を捕捉し、溪流への土砂流出を防止することである。測定区画の単位面積あたりの土砂量の結果では、溪畔林内5~0mの区画に土砂が堆積していた。その土砂の起源は、斜面上部から移動・堆積したものと溪流上流から移動・堆積したものとがあるが、本調査からは断定できない。しかし、斜面上部から移動・堆積した可能性はある。そこで、本調査では5~0mに堆積している土砂は斜面上部から生産されたものと仮定し、調査流域の既存溪畔林帯にさらに必要な溪畔林帯幅を算出した。溪畔林帯幅を算出するにあたって、各溪畔林帯における5mごとの土砂捕捉量を表-9~12に示す。表中のマイナスの値は流出量、プラスの値は捕捉量を表す。

表-9：シキリ沢溪畔林の土砂捕捉量と
溪畔林内5~0mの土砂量
(m³/m²)

	森林
溪畔林 25~20m	-0.1
溪畔林 20~15m	0.02
溪畔林 15~10m	0.46
溪畔林 10~5m	0.1
平均捕捉量	0.12
5~0mの土砂量	0.84

表-10：法行沢流域の土砂捕捉量と
溪畔林内5~0mの土砂量
(m³/m²)

	新植地
溪流から 25~20m	-0.17
溪流から 20~15m	-0.09
溪流から 15~10m	0.09
溪流から 10~5m	0.05
平均捕捉量	-0.12
5~0mの土砂量	1.33

表-11：大棚沢溪畔林の捕捉量と溪畔林内5～0mの土砂量
(m^3/m^2)

	新植林地	森林
溪畔林 25～20m	0.08	-0.14
溪畔林 20～15m	0.1	-0.42
溪畔林 15～10m	0.003	-0.2
溪畔林 10～5m	0.17	0.41
平均捕捉量	0.09	-0.09
5～0mの土砂量	1.03	1.88

表-12 白水沢溪畔林の捕捉量と溪畔林内5～0mの土砂量

	皆伐跡地	新植林地	森林
溪畔林 25～20m	-0.13	0.29	-0.14
溪畔林 20～15m	0.06	0.4	-0.01
溪畔林 15～10m	0.25	0.29	0.37
溪畔林 10～5m	0.27	0.002	0.36
平均捕捉量	0.11	0.25	0.14
5～0mの土砂量	0.6	0.44	0.83

溪畔林帯を算出するにあたり、5～0m区画の土砂量を斜面上部から移動・堆積した土砂と考えると、その土砂量を斜面上部に位置する溪畔林帯が捕捉し、その区画に堆積する土砂量を 0m^3 とすることで、溪流への土砂流出を防止できると解釈する。5～0m区画の土砂量を全て捕捉するために必要な溪畔林帯の幅、言い換えれば溪流への土砂流出防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出する式を以下に示す。

$$Q_e / c \times 5 = w \quad (\text{式 5.1})$$

Q_e : 各区域の溪畔林5～0mの土砂量 (m^3/m^2)

c : 各区域溪畔林の平均土砂捕捉量 (m^3/m^2)

w : 必要な溪畔林帯幅 (m)

まず、各溪畔林帯③～⑥の捕捉量(式1.3より算出した値)から溪畔林帯の平均捕捉量を算出する。溪畔林帯5～0mに堆積する土砂量を溪畔林帯の平均捕捉量で除すことで、溪畔林帯5～0mに堆積する土砂を捕捉するのに必要な溪畔林区画の個数が求められる。溪畔林区画の幅は5mであることから、(Q_e / c)に5を乗じることで溪流への土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出することができる。式5.1を使って求めた値を以下に示す。

表-12：各区域の必要な溪畔林帯幅

単位：(m)

	シキリ沢流域	法行沢流域	大棚沢流域	白水沢流域
皆伐区域	—	—	—	27.03
新植林地区域	—	51.15	58.02	8.93
森林区域	34.31	—	23.06	28.57

大棚沢の森林は、土砂崩壊の影響により溪畔林内での平均捕捉量は $-0.09 \text{ m}^3 / \text{m}^2$ であり、斜面上部および溪畔林内から土砂が流出していることがわかった。しかし、溪畔林内でも10~5mの区画から捕捉し始めていることから、溪畔林帯の幅を算出するにあたり、10~5mの捕捉量を使用した。法行沢流域には溪畔林帯は残存しないことから、平均土砂捕捉量は $-0.12 \text{ m}^3 / \text{m}^2$ であり斜面上部および溪畔林内から土砂が流出しているがわかった。しかし、溪畔林内でも25~20m、20~15mの区画で土砂が捕捉されていることから、これらの区画の平均捕捉量の値から、土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出した。25~20m、20~15mの区画の平均捕捉量は $0.13 (\text{m}^3 / \text{m}^2)$ であり、5~0mの区画の土砂量は $1.33 (\text{m}^3 / \text{m}^2)$ である。

表-12の白水沢流域における溪畔林帯の幅は、森林区域が最も長く、次いで皆伐区域、新植林地区域である。このことから、土砂流出の要因として樹木の有無より地表面の植生被度が大きく関わっていると考えられる。シキリ沢流域の森林区域においても、34.31mの溪畔林帯が必要であるという結果となったが、これは斜面の植生被度が小さかったことから、溪畔林帯の必要性が高まったと考えられる。大棚沢流域では、崩壊が起きたと考えられる森林区域よりも新植林地区域において、より長い溪畔林帯の幅が必要とされている。これは、新植林地区域の溪畔林帯はどの区画でも捕捉しているが(表-11)、土砂の捕捉量が微量だったために、より長い溪畔林帯が必要となっていると考えられる。法行沢は他の溪畔林が残存している流域に比べると、土砂を捕捉しきるには、約1.5~2倍の長さが必要となる。このことから、今後、法行沢流域において溪畔林帯を設けることにより土砂流出の防止効果が期待できるといえよう。

今回の調査は4流域で実施し、測定区域は7区域設けた。これらの調査結果から、溪畔林帯は斜面側から約15mの間に多く土砂を捕捉するということが分かった。しかし、どの流域の溪畔林帯の幅は、土砂流出を防止するために十分な幅ではないという結果が得られた。本研究の調査対象地においては、あと10m、多いところでは60mの溪畔林帯を残すことが好ましいといえよう。既存溪畔林帯をそのまま残し、さらに溪畔林帯を造成することで、溪畔林帯の土砂捕捉効果が高まり、溪流への土砂流出を防ぐことが可能となると考えられる。また、溪畔林内で斜面傾斜が緩まる区画では土砂が多く堆積していたことから、土砂の流出と斜面傾斜に関連性があると推察される。また白水沢の結果から、山地斜面の樹木の有無よりも地表面の植生被度が土砂流出に影響をおよぼしていると示唆された。また、法行沢流域の結果より、溪畔林帯の必要性を確認することができた。

山地斜面で森林施業を行う場合が多い我が国では、施業計画の際に、土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を検討し、溪畔林帯を残したうえで施業を行なう必要がある。

今後は、流出土砂の流出と捕捉に影響を与える斜面傾斜と溪畔林内の斜面傾斜、林床の植生被度、地質などに着目したうえで、調査を行なう必要がある。

(5) 考察

平成 17 年度の調査では、調査流域を 4 流域とし、測定項目は樹冠下日射量、水温、附着性藻類現存量、水生昆虫個体数および種類数の 5 項目に加え浮遊砂濃度、斜面上部からの移動土砂量、溪畔林帯の土砂捕捉量を測定、算出した。これらの結果から、溪畔域での皆伐の影響と既存の溪畔林帯の幅を検証し、土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を算出した。

樹冠下日射量は、溪畔域で皆伐を行なっても溪畔林を残すことで溪流水面への日射を遮断することが可能であることが確認された。また既存の 15m幅の溪畔林帯と 25m幅の溪畔林帯は、日射の遮断機能を有しその効果を十分に発揮しているといえる。しかし、溪畔林帯を残さずに皆伐を行った場合、溪流水面に到達する日射量が増大することが確認された。これらのことから、溪畔林帯を残すことで溪流水面への日射の遮断効果が得られることから、溪畔域で皆伐を行なう場合溪流水温の上昇を抑制するためには、溪畔林帯を残存させることが必要不可欠であると考えられる。

日最高水温と水温日較差は、新植地や皆伐跡地のある白水沢流域と大棚沢流域、法行沢流域の新植地と皆伐跡地を流下後に上昇することが予測されたが、水温上昇はみられなかった。これらのことから、溪畔域において皆伐を行っても、溪流と皆伐跡地との間に残存する溪畔林帯は日最高水温および水温日較差の上昇を抑制することが可能であることが示唆された。

浮遊砂濃度は、シキリ沢流域、法行沢流域、白水沢流域では、降雨後に浮遊砂濃度が高まる傾向を示した。特に、法行沢流域では、平水時と降雨後のいずれの場合においても、溪流内の浮遊砂濃度が高いことが認められた。法行沢流域では、溪岸全域に溪岸の崩壊箇所が分布していることから、常に溪岸からの土砂供給が生じ、その結果浮遊砂濃度が高くなっていると考えられる。また、法行沢流域には溪畔林帯がないことから斜面からの土砂が堆積し溪岸が崩壊しやすくなっているものと推察される。これらのことから、新植地斜面からの土砂移動と溪岸周辺での堆積が溪岸の崩壊が浮遊砂濃度の増大に起因していると推測される。したがって、浮遊砂濃度は降雨後に増加し、また平水時においても流量の増大に伴って増加する傾向を示した。また、溪岸の崩壊数や規模が浮遊砂濃度の増大に起因すると推測され、特に溪畔林帯のない法行沢流域では溪岸の崩壊が全域に分布していることから、溪岸の崩壊数だけではなく、斜面上部からの土砂移動量と堆積量、溪畔林の土砂補足量の面から検討する必要があると考えられる。

附着性藻類現存量は、水面への到達日射量の減少や流速・流量の増加、浮遊土砂量の増加の影響は受けていないものと考えられる。

水生昆虫個体数および種数は、降雨による流量の増大と浮遊砂濃度の増加によって、減少することが推察された。また今回の調査結果からは、溪畔域の新植地と皆伐の影響はみられなかった。しかし、法行沢流域においては溪畔林帯がなく、浮遊砂濃度が高いことから水生昆虫個体数および種類数は 4 つの流域の中で最も少ない値を示した。これらことから、法行沢流域においては、溪畔域の新植地からの土砂流入の影響を受けている可能性が高いと考えられる。法行沢流域は溪畔林帯が設けられていないことから、斜面上部からの土砂移動と溪岸での土砂堆積によって溪岸が崩壊しやすいため、水生昆虫の生息環境が悪化していると推察される。

これらのことから、水生昆虫の個体数と種類数が減少する要因として、溪流内の掃流砂や浮遊砂、土砂流出があげられる。これらは、石や岩の間隙を埋め水生昆虫の生息場を減少させ、水生昆虫を減少させる。また、掃流砂や浮遊砂は固着性の水生昆虫類の主に造網性のシマトビケラ類を減少させ水生昆虫相の貧弱化を促すことから、法行沢流域では個体数と種類数が少ないものと推測される。

斜面上部からの土砂量と溪畔林帯の土砂捕捉量から、それぞれの流域に必要な溪畔林帯の幅を算出した。白水沢流域における溪畔林帯の幅は、森林区域が最も長く、次いで皆伐区域、新植林地区域であった。白水沢流域の皆伐区域は植生被度が高いが森林区域の植生被度はほとんどなかったことから、土砂流出の要因として樹木の有無より地表面の植生被度が大きく関わっていると考えられる。シキリ沢流域の森林区域においても、**34.31m**の溪畔林帯が必要であるという結果となったが、これは斜面の植生被度が小さかったことから、より幅の広い溪畔林帯が必要となったと考えられる。大棚沢流域では、崩壊が起きたと考えられる森林区域よりも新植林地区域において、より長い溪畔林帯の幅が必要とされている。これは、新植林地区域の溪畔林帯はどの区画でも捕捉しているが（表—11）、土砂の捕捉量が微量だったために、より長い溪畔林帯が必要となっていると考えられる。法行沢は他の溪畔林帯が残存している流域に比べると、土砂を捕捉しきるには、約**1.5～2**倍の長さが必要となる。このことから、今後、法行沢流域において溪畔林帯を設けることにより土砂流出の防止効果が期待できるといえよう。これらの調査結果から、溪畔林帯は斜面側から約**15m**の間に多く土砂を捕捉するということが分かった。しかし、どの流域の溪畔林帯の幅は、土砂流出を防止するために十分な幅ではないという結果が得られた。本研究の調査対象地においては、あと**10m**、多いところでは**60m**の溪畔林帯を残すことが好ましいといえよう。既存溪畔林帯をそのまま残し、さらに溪畔林帯を造成することで、溪畔林帯の土砂捕捉効果が高まり、溪流への土砂流出を防ぐことが可能となると考えられる。また、溪畔林内で斜面傾斜が緩まる区画では土砂が多く堆積していたことから、土砂の流出と斜面傾斜に関連性があると推察される。また白水沢の結果から、山地斜面の樹木の有無よりも地表面の植生被度が土砂流出に影響をおよぼしていると示唆された。また、法行沢流域の結果より、溪畔林帯の必要性を確認することができた。山地斜面で森林施業を行う場合が多い我が国では、施業計画の際に、土砂流出を防止するために必要な溪畔林帯の幅を検討し、溪畔林帯を残したうえで施業を行なう必要がある。今後は、流出土砂の流出と捕捉に影響を与える斜面傾斜と溪畔林内の斜面傾斜、林床の植生被度、地質などに着目したうえで、調査を行なう必要がある。

皆伐による溪流環境への影響と溪畔林帯の幅を明らかにするには、溪畔域環境や傾斜、植生などの異なる流域において調査する必要がある。また、皆伐が溪流環境に与える影響の程度や皆伐の影響を緩和する溪畔林帯の幅は、伐区の形状や溪畔域の斜度、溪畔林の樹高などの溪畔域環境と流量、流速、河川勾配、河床形状などの溪流環境が異なるにつれて変化することから、今後は皆伐による土砂流出予測モデルなどを用いて検討する必要がある。

(6) 既発表、文献一覧

- 1) 溪畔林研究会 (2001) 水辺林管理の手引き基礎と指針と提言.213pp、(株) 日本林業調査会、東京.
- 2) Department Natural Resources (1997) Forest Practices Illustrated.63pp、Department Natural Resources、Olympia.
- 3) 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.日林誌.71 (10) : 387-394
- 4) 秋元優・有賀祐勝・坂本充・横浜康継 (1986) 藻類の生態.622pp、内田老鶴圃、東京.
- 5) 佐藤弘和・永田光博・鷹見達也・柳井清治 (2001) 河畔林の被陰がサクラマス成長に及ぼす影響—夏期河川水温を指標とした解析—.日林誌.83 (1) : 22-29
- 6) 津田松苗 (1997) 陸水生生態学.175pp、共立出版、東京.
- 7) 竹門康弘 (1998) 森が水生昆虫を育み川を豊かにする.山林.1372 : 2-11
- 8) 塚本良則 (1987) 樹木根系の崩壊防止機能に関する研究.東京農工大演習林報告
- 9) 有賀祐勝・井上勲・田中次郎・横浜康継・吉田忠生 (2000) 藻類学実験・実習.pp、講談社.東京
- 10) 伊藤かおり・井上公基・石垣逸朗 (2004) 溪流環境の違いが日射量・水温・一次生産量・水生昆虫に与える影響.日本林学会大会学術講演集 2004 : 107

(7) 活動記録

本調査の実施期間である 2005 年 5 月 26 日～2005 年 2 月 22 日までの活動記録を以下に記す。

活動① 地形把握とサンプリング	
目的	大又沢流域・世附川流域の地形把握およびサンプリング
日程	2005 年 5 月 26 日 6 : 30～5 月 28 日 18 : 30
内容	調査流域 大又沢支流：シキリ沢、白水ノ沢 ：大又沢ダムから 200m 上流左岸側の支流 世附川支流：キリトオシ沢 ①日射量計および水温計の設置 ②皆伐跡地の微地形の把握 ③藻類・水生昆虫・浮遊土砂・水質・土壌のサンプリング
調査者	伊藤かおり (博士後期課程 2 年 森林利用・住宅研究室) 山田 尚志 (森林資源科学科 4 年森林利用・住宅研究室) 小森 優樹 (上記 同様) 原 名奈子 (森林資源科学科 4 年緑地環境保全研究室) 山崎 麻子 (上記 同様)

活動② 流域選定とサンプリング	
目的	皆伐流域の選定とサンプリング
日程	2005年7月8日6:00～9日18:30
内容	<p>調査流域 大又沢支流：シキリ沢、白水ノ沢 世附川支流：大柵沢 皆伐流域：候補流域9つ</p> <p>①日射量、水温のデータ回収と藻類・水生昆虫・浮遊土砂・水質・土壌 (皆伐跡地流域のみ) のサンプリング ②皆伐流域の選定</p>
調査者	<p>伊藤かおり (博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室) 山田 尚志 (森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室) 小森 優樹 (上記 同様) 原 名奈子 (森林資源科学科4年緑地環境保全研究室) 山崎 麻子 (上記 同様)</p>

活動③ 測定とサンプリング	
目的	測定とサンプリング
日程	2005年8月11日6:00～13日15:00
内容	<p>①日射量、水温のデータ回収と藻類・水生昆虫・浮遊土砂・水質のサンプリング ②皆伐流域 (大又沢法行沢流域) の水温測定開始、サンプリング 調査流域：大又沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大柵沢</p>
調査者	<p>伊藤かおり (博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室) 小森 優樹 (森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室) 原 名奈子 (森林資源科学科4年緑地環境保全研究室) 山崎 麻子 (上記 同様)</p>

活動④ 溪流環境調査	
目的	溪流環境調査
日程	2004年9月23日(金)6:00～25日(土)15:00
内容	<p>①日射量、水温のデータ回収と藻類・水生昆虫・浮遊土砂・水質のサンプリング ②皆伐流域 (大又沢法行沢流域) の水温測定開始、サンプリング 調査流域：大又沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大柵沢</p>
調査者	<p>伊藤かおり (博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室) 小森 優樹 (森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室) 山崎 麻子 (森林資源科学科4年緑地環境保全研究室)</p>

活動⑤ 溪流環境調査	
目的	土壌班 ：土壌貫入試験による流出土砂量の測定 溪流班 ：日射量、水温データ回収と藻類・水生昆虫・浮遊土砂のサンプリング
日程	土壌班 ：2005年10月7日（金）6：00 ～ 14日（金）15：00 溪流班 ：2005年10月10日（月）6：00 ～ 12日（水）15：00
内容	調査流域：大叉沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大棚沢 ・日射量と水温データの回収 ・藻類、水生昆虫の採取 ・流出土砂量の測定
調査者	伊藤かおり（博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室） 山田 尚志（森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室） 小森 優樹（上記 同様） 原 名奈子（森林資源科学科4年緑地環境保全研究室） 山崎 麻子（上記 同様）

活動⑥ 溪流環境調査	
目的	土壌班 ：土壌貫入試験による流出土砂量の測定 溪流班 ：日射量、水温データ回収と藻類・水生昆虫・浮遊土砂のサンプリング
日程	土壌班 ：2005年11月11日（金）6：00 ～ 17日（木）15：00 溪流班 ：2005年11月11日（金）6：00 ～ 13日（日）15：00
内容	調査流域：大叉沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大棚沢 ・日射量と水温データの回収 ・藻類、水生昆虫の採取 ・流出土砂量の測定
調査者	伊藤かおり（博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室） 山田 尚志（森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室） 小森 優樹（上記 同様） 原 名奈子（森林資源科学科4年緑地環境保全研究室） 山崎 麻子（上記 同様）

活動⑦ 土壌断面調査	
目的	土壌班：土壌貫入試験による流出土砂量の測定
日程	2005年11月21日（月）6：00～27日（日）20：00
内容	調査流域：大叉沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大柵沢 ・流出土砂量の測定
調査者	伊藤かおり（博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室） 山田 尚志（森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室）

活動⑧ 溪流環境調査と測定機器の撤収	
目的	サンプリングとデータ回収
日程	2006年2月20日（月）11：00～22日（日）11：00
内容	調査流域：大叉沢支流：シキリ沢、白水沢、法行沢 世附川支流：大柵沢
調査者	伊藤かおり（博士後期課程2年 森林利用・住宅研究室） 山田 尚志（森林資源科学科4年森林利用・住宅研究室） 小森 優樹（上記 同様） 原 名奈子（森林資源科学科4年緑地環境保全研究室） 山崎 麻子（上記 同様）

資料

西丹沢山地中川川流域における崩壊地の時系列変遷

蛭間敦子・大河和夏・石垣逸朗・阿部和時（日大生物資源）

はじめに

神奈川県北西部にあたる丹沢山地は1923年に起きた関東地震発生直後やその後の降雨などによって、崩壊や地すべり、土石流などによる土砂災害が多発した場所である¹⁾。現在見られる崩壊地はその後の豪雨などにより、関東地震時に発生した崩壊の回復あるいは拡大したものだといわれ²⁾、関東地震による土砂災害の影響が大きかったことがわかる。崩壊地の崩壊特性に関する研究は小流域内や2~3の崩壊地を対象とした解析例は見られるが、大流域を対象とした解析例はあまり見られず、特に関東地震で発生した丹沢山地の崩壊履歴調査は少ないのが現状である。本研究では西丹沢山地を形成する3流域（中川川・玄倉川・世附川）の中から中川川流域を取り上げた。震災後約80年を経た流域内の崩壊地がどのように変移してきたかを崩壊地の植生回復プロセスを踏まえながら、その地形特性と崩壊との関係、地震と降雨という崩壊の原因がそれぞれどのような影響を与えているかについて解析を行った。

解析方法と解析対象地

1. 解析方法と計測項目 航空写真により得た崩壊地データを1/5000の治山基本図に移写し、等高線データと共にデジタル入力を行い、Arc View3.2を使って解析を行った。航空写真から判別する崩壊地は航空写真上の白い部分とした。解析は1967年・1978年・1988年・1999年の4年代の航空写真を使用し、関東地震による崩壊地データは神奈川県震災荒廃林野復旧事業団（神奈川県林務課、原図は昭和4年時点のもの）、昭和47年7月豪雨災害による崩壊地データは「昭和47年7月豪雨災害に関する特別研究、森林特性に関する研究」（科学技術庁）⁹⁾をそれぞれ使用した。なお、昭和47年7月豪雨災害による崩壊地データは数値のみで分布図が無かったため、1978年の航空写真の崩壊地データで補うことにした。計測項目は、崩壊地面積・崩壊方位・崩壊斜面傾斜・崩壊標高・崩壊斜面の横断形状の5項目とした。斜面の横断形状は寺田法に基づいて凸、平滑、凹型の3つに分類した³⁾。

2. 解析対象地 解析対象地である中川川流域は総面積約4200haで丹沢山地の西部にあたる。上流域にある大室山一加入道山の南斜面、檜洞丸の南斜面は関東地震による斜面崩壊の分布密度が大きく、当流域はその後の昭和47年（1972年）7月の豪雨災害でも多くの被害が発生した場所である²⁾、⁴⁾。標高は300~1600mの間に位置しており、標高500~1000mの間に占める面積の割合が全体の62.5%を占めている。傾斜角は35°~50°を有する面積が48%を占め、非常に急峻な地形であることがわかる。地質は新第三紀層の石英閃緑岩・結晶片岩・トナーライトから構成されている²⁾。これらは風化に弱く、尾根部ではマサ状になっているため、山の頂上付近が丸みをおびているのが確認できる²⁾。このことが当流域で地震や豪雨の際に崩壊が多発する原因の一つと考えられており、また当流域で全斜面の半分を占める傾斜角35°~50°の間に位置する傾斜角40°~50°の斜面でよく崩壊がおきている。⁵⁾これらのことから中川川流域は崩壊が起きやすい地形だといえる。

結果と考察

1. 崩壊地の個数と面積の推移

表-1 各年代ごとの崩壊地の推移

	関東地震	1967年	1978年	1988年	1999年
面積(ha)	906.537	43.761	82.362	40.435	18.266
個数(個)	752	410	604	326	157
崩壊率(%)	21.449	1.035	1.949	0.957	0.432
平均面積(ha)	0.030	0.104	0.134	0.123	0.113
最大面積(ha)	41.023	2.294	2.318	1.894	2.092
最小面積(ha)	1.206	0.003	0.005	0.005	0.004

表-1より76年間の崩壊地個数の変動をみると関東地震の752個を最大に、1967年の410個、1978年の604個、1988年の326個、1999年の157個と1978年から崩壊地個数が減少している。1978年において増加がみられたのは1972年に昭和47年7月豪雨災害の影響と考えられる。関東地震の値が各測定項目共に、他の4年代より大きく上回り、当流域が関東地震の影響を大きく受けたことが知見できる。個数や面積の推移をみると、1988年、1999年よりも1967年の崩壊個数の方が多いため、

Nobuko HIRUMA, Waka OKAWA, Kazutoki ABE, Ituro ISHIGAKI, (Coll. of Bioresource Sci. Nihon Univ. Kanagawa 252-8510)

Time series changes of the landslide in Nakagawagawa basin, the western Tanzawa.

山崩れが 100 個以上発生した豪雨災害が 1978～1999 年の間は 1 つなのに比べて関東地震～1967 年の間には 6 つもあったためと考えられる。1978 年以降の減少傾向は当流域に災害をもたらす大きな気象事象が少なかったため崩壊地における植生の侵入が容易になったこと、緑化などの治山工事がなされたことが大きな要因として考えられる。

2. 崩壊地の拡大・縮小・消滅の個数の推移

表-2 崩壊個数の時系列的推移

	新規	消滅	拡大	縮小
関東地震～1967 年	278	619	0	133
1967～1978 年	417	217	76	55
1978～1988 年	71	353	147	77
1988～1999 年	59	226	20	40

崩壊地を時系列的にみていくと拡大・縮小・消滅への過程を経て植生の回復が行われ、形状の違いによって回復までの時間に差が生じる。本解析において関東地震時、1967 年、1978 年、1988 年、1999 年の 76 年間の崩壊地変移について、関東地震～1967 年、1967～1978 年、1978～1988 年、1988～1999 年の 4 期間の推移を検討し、その結果を表-2 にまとめた。関東地震～1967 年で消滅 619 個、縮小 133 個と全体の中で最も多く、新規も 278 個と高い値を示しているのはこの期間が 40 年と他に比べて 4 倍近く長いこと、豪雨災害が 6 つあったにもかかわらず、植生回復したことがあげられる。1978 年以降、当流域に大きな被害をもたらした災害がないため、1978 年以降は新規崩壊地数が少なく植生回復が進行し、1978～1988 年の縮小崩壊地数が多くなったことがわかる。1978～1988 年の拡大崩壊地数が 147 個という最も高い値を示しているのは、崩壊部における植生侵入の地形回復条件が大きく左右したものと考えられる。

3. 新規崩壊地の面積分布 図-1 は、新規崩壊地の面積分布を表したものであり、2 つの傾向がみてとれる。1 つめは 0～0.05ha 以下の崩壊地が 50%以上存在し、0.11ha から面積が増加するにつれ極端に減少していくものであり、1967 年・S47 年災害・1988 年・1999 年がこれにあてはまる（これを①とする）。2 つめは 0～0.05ha 以下の崩壊地が 5%以下と 1 つめと比較してかなり低い値を示し、0.71ha 以上の大きな崩壊地が 30%以上と面積が増加するにつれて値が増加していくものであり、関東地震がこれにあたる。解析に用いた 5 年代は、中川流域という同じ場所で崩壊が起こったもので、地質や地形による傾向の違いは考えられなく、この 2 つの傾向がみられる原因として気象事象が関係していると考えられる（これを②とする）。5 年代の気象事象につ

てみていくと、1967 年・S47 年災害・1988 年・1999 年の①の傾向があてはまる 4 年代は、被害の大きな地震がなかったことから降雨が、②の傾向があてはまる関東地震は地震が主な原因としてみられた。①の傾向は対象が 4 年代あり、降雨を原因とする崩壊の現象として考えることができ、②の傾向は 1 年代と対象は少ないが、降雨が原因と考えられる 1 つめと異なる傾向を示すこと、他の 4 年代と比較して崩壊原因が明確であることから地震を原因とする崩壊の現象としてみることができると考えられる。当流域の地質は風化に弱くマサ化しやすいこと、関東地震によって表層土の多くが流されたことから①の傾向は西丹沢山地での関東地震後の降雨が原因とされる新規崩壊地、②の傾向は西丹沢山地での地震が原因とされる新規崩壊地の傾向を表しているとみられる。

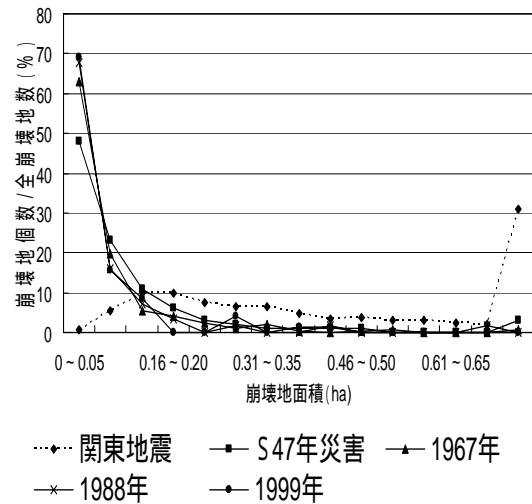


図-1 各年代ごとの新規崩壊地面積分布

4. 標高別の崩壊地密度 崩壊源頭部を崩壊地の標高として計測し、図-2 に標高別崩壊密度を示した。図-2 より、関東地震時の標高別崩壊傾向を見ると標高 1500～1600m の間で密度 0.4 以上と高い値を示した。これは地震によって山頂から崩壊が起ったためである。一般に地震による崩壊は地震波の増幅により標高の高いところが崩れやすく¹⁾、当流域においても同様の現象が生じたものと考えられる。その後 1967 年において標高 1500～1600m が極端に低くなり、標高 1400～1500m が関東地震のときより高くなったのは、関東地震時に標高 1500～1600m で発生した崩壊地上部が植生回復したためだと考えられる。稜線近傍の崩壊上部から植生回復が行われた理由として、丹沢山地の山頂や尾根に平坦斜面や暖傾斜面があることがあげられる²⁾。1967 年以降も標高 1400～1500m の密度が変わらずに高いのは、崩壊部における植生侵入の地形条件が植生の自然侵入を難しくしているのではないかと推察し、この標高区間は植生回復にし

くい場所だといえる。関東地震時に目立たなかった標高 900~1000m の密度が 1967 年以降高くなったのは、降雨が原因の崩壊が標高 900~1000m で発生しやすいことを表している。

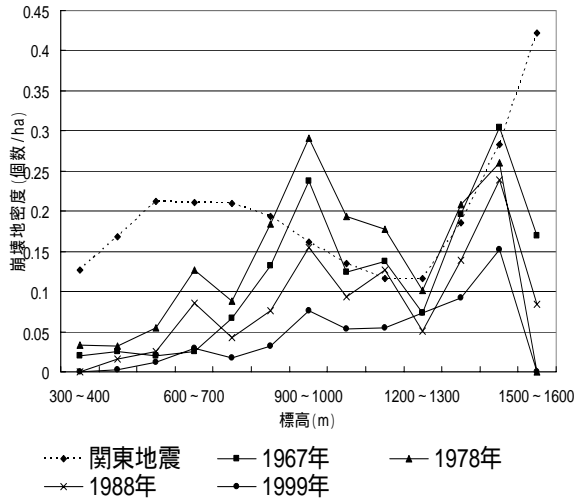


図-2 標高別崩壊地密度

5. 傾斜方位別の崩壊地密度

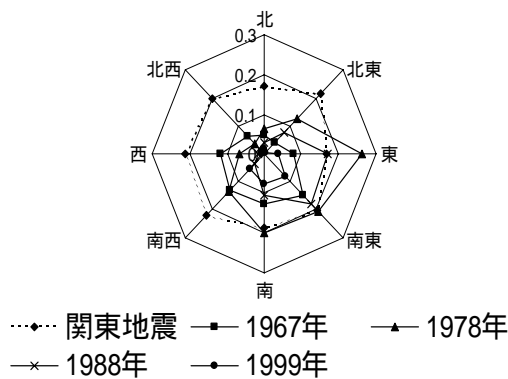


図-3 傾斜方位別崩壊地密度

図-3の傾斜方位別崩壊密度から、1967年・1978年・1988年・1999年の4年代をみると南斜面で密度が高いことがわかる。これは、丹沢山地に降る雨が南から北へと向かって降るためであると考えられ、南斜面に降雨が多くあたるため、南斜面で発生する崩壊が多いといえる。関東地震は八方位全てにおいて高い値を示していることから地震が原因の崩壊地において崩壊が発生しやすい方位は限定できないことがわかる。

6. 傾斜角別の崩壊地密度 図-4は傾斜角別崩壊地密度を示したものであり、関東地震は傾斜角 10° 以下において他より高い値を示しており、その他の傾斜角ではほとんど違いがみられない。丹沢山地を特徴づける山地地形として、山頂や尾根にみられる丸みを帯びた平坦斜面や暖傾斜面があるということ²⁾から、傾斜角 10° 以

下の崩壊は山頂などの稜線近傍から発生したと考えられる。1967年・1978年・1988年・1999年の4年代は傾斜角 15° 以降で崩壊の発生がみられ、傾斜角 25° ~ 40° の間で特に高い値を示し、その後は一定の値を保っている。傾斜角 25° ~ 40° の間にピークがみられるのは、普段土砂礫は 40 度以上の急斜面では砂礫だけでも移動し、38 度以下の傾斜ではブレーキがかかって停止しようとするため、傾斜角 38° 以下は土壌が堆積しやすく降雨によって崩壊が促されたためだと考えられる⁶⁾。土壌の堆積がほとんどみられない傾斜角 40° 以上において一定の値が続くのは、関東地震によって発生した崩壊が未だに回復していないことを表していて、傾斜角 40° 以上の斜面は土壌が堆積しにくく植生回復がしにくい場所だといえる。

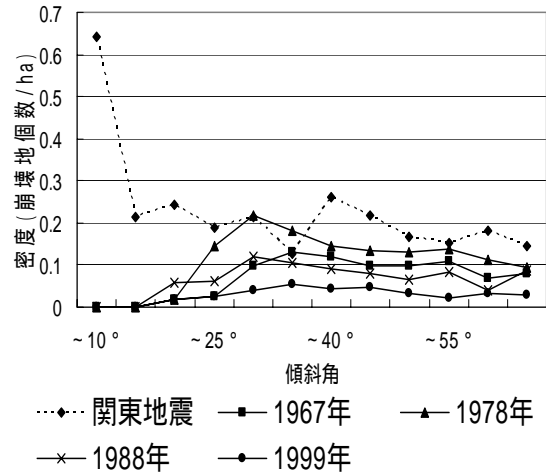


図-4 傾斜角別崩壊地密度

7. 山腹横断斜面型 凹型、平滑型、凸型の3つに分類した山腹横断斜面型を図-5に示した。

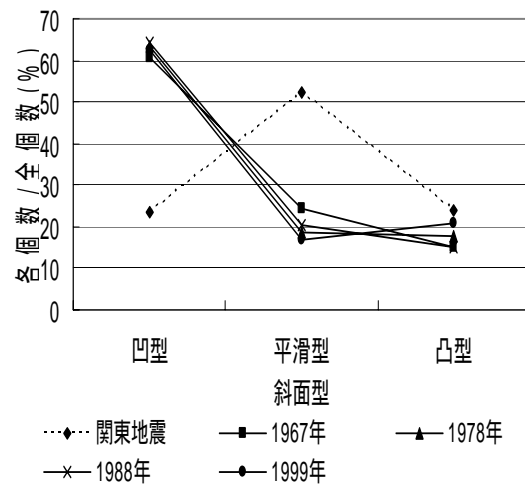


図-5 山腹横断斜面型

斜面の横断形状では、表層崩壊は凹型斜面に多く発生する。これは、凹型斜面では土層が集積しやすくその厚さが大きいこと、雨水が集中し土層内の間隙水圧が高まりやすいためである。地震時の崩壊は豪雨の場合とは性格を異にし、斜面形状では凸型斜面にも多く発生する⁷⁾。図-5をみると、1967年・1978年・1988年・1999年のデータは凹型が一番多いという傾向がみられ、表層崩壊が多いことがわかる。関東地震のデータは地震が崩壊の原因であるため凸型が多いと思われるが、実際は平滑型が多い。西丹沢地域において崩壊分布密度の高い地域では直線型斜面に崩壊が多いことを示しており、このことは中川川流域における地震が原因の崩壊地での特徴であると考えられる⁸⁾。

おわりに

西丹沢山地中川川流域における地形特性と崩壊との関係、地震と降雨が崩壊にどのような影響を与えているかについて、航空写真判読に基づいて検討し、次のような結果が得られた。

- (1) 標高 1500～1600m で地震による崩壊、標高 900～1000m で降雨による崩壊が発生しやすい。標高 1400～1500m は関東地震の影響が現在でも残っており、植生が回復しにくい。
- (2) 丹沢山地は降雨が南から北に向かって降るため、降雨が原因の崩壊は南斜面で発生しやすい。一方、地震が原因となる場合、八方位全てにおいて等しく発生し、斜面方位ごとの差はみられなかった。
- (3) 地震が原因の崩壊は傾斜角 5～10° の暖傾斜地、降雨が原因の崩壊は傾斜角 25～35° の傾斜地で密度が高い。傾斜角 40° 以上では土壌が堆積しにくく、植生回復がしにくい。
- (4) 山腹横断斜面型は地震が原因の崩壊は平滑型、降雨が原因の崩壊は凹型に多く分布している。

(5) 地震が原因となる崩壊地は面積が大きく、降雨が原因の崩壊は面積が小さいという特徴に基づいて、新規崩壊地面積をまとめると、地震と降雨によつての差ははっきりと表れ、地震と降雨、2つの崩壊原因を知るための指標となる。

今後は崩壊の形状形態の推移を拡大・縮小・消滅だけでなく、分離も視野にいれて解析を行う必要がある。また、地震と降雨による違いをみるために、新規崩壊地の詳しい崩壊地データを崩壊地面積・崩壊方位・崩壊斜面傾斜・崩壊標高・崩壊斜面の横断形状から検討する必要がある。

最後に、本研究を遂行するにあたり、解析に協力していただいた岡田祐一、川越小耶加、佐藤崇幸の諸氏に厚くお礼申し上げます。

引用文献

- (1) 地震砂防研究会：地震砂防，古今書院，pp190，2000
- (2) 神奈川県：丹沢大山自然環境総合調査報告書，pp635，1997
- (3) 砂防学会監修：砂防学講座第3巻斜面の土砂移動現象，山海堂，pp357，1992
- (4) 竹腰正保：47.7 豪雨災害—神奈川県—：新砂防，vol. 25, No. 3：p35-43，1973
- (5) 東三郎・高谷精二：砂防学概論，鹿島出版会，pp248，1991
- (6) 塚本良則ら：新砂防工学，朝倉書店，pp185，1991
- (7) 砂防学会監修：砂防学講座第2巻土砂の生成・水の流出と森林の影響，山海堂，1992
- (8) 田中真吾：崩壊団地とその形成機構—西丹沢大又沢流域を例として—：地理学評論，35(6)：p263-271，1962
- (9) 難波宣士ら：昭和47年7月豪雨災害に関する特別研究報告書，森林特性に関する研究，科学技術庁，p151-196，1975

西丹沢山地玄倉川流域における崩壊地の時系列変遷

松崎紀雅・米山賢一・蛭間敦子・大河和夏・石垣逸朗・阿部和時（日大生物資源）

はじめに

神奈川県北西部にあたる丹沢山地は 1923 年に起きた関東地震発生直後やその後の降雨などによって、崩壊や地すべり、土石流などによる土砂災害が多発した場所である¹⁾。現在見られる崩壊地はその後の豪雨などにより、関東地震時に発生した崩壊の回復あるいは拡大したもので、関東地震による土砂災害の影響が大きかったことがわかる。崩壊地の崩壊特性に関する研究は小流域内や 2~3 の崩壊地を対象とした解析例は見られるが、大流域を対象とした解析例はあまり見られず、特に関東大震災で発生した丹沢山地の崩壊履歴調査は少ないのが現状である。¹⁾

本研究では、西丹沢山地を形成する 3 流域（中川川・玄倉川・世附川）の中から玄倉川流域を取り上げた。震災後約 80 年を経た流域内の崩壊地がどのように変移してきたかを崩壊地の植生回復プロセスを踏まえながら、その地形特性と崩壊との関係について解析を行った。

解析対象地と解析方法

解析方法と計測項目

1. 解析は 1967 年・1999 年の 2 年代の航空写真、1923 年の崩壊地データは神奈川県震災荒廃林野復旧事業図（神奈川県林務課、原図は昭和 4 年時点のもの）を使用した。計測項目は、崩壊地面積・崩壊方位・崩壊斜面傾斜・崩壊地標高の 4 項目である。さらに一部の流域を対象に形状変化をみた。なお、航空写真から崩壊地の時系列的変移を判読するために使用する航空写真で異なる縮尺、歪みを補正するにあたり、簡易オルソ化手法を用いた。²⁾なお崩壊地と等高線のデータをデジタルで入力し、Arc View3.2 を用い解析を行った。航空写真上の崩壊地は航空写真上の白色部分を崩壊地と判断し入力を行った。

2. 解析対象地 解析対象地である玄倉川流域は総面積約 4800ha で西丹沢山地の東側に位置している。上流域の檜丸の西側、丹沢山 蛭ヶ岳にかけての主稜線の南斜面は斜面崩壊の分布密度が大きく、昭和 47 年（1972 年）7 月の

豪雨災害でも下流域の小毛坊沢で土砂災害が発生した。²⁾当流域は丹沢山地の主峰をなす蛭ヶ岳（1673m）、丹沢山（1567m）の南または西斜面にあたり、標高 300~1600m の間に位置する²⁾。地質は新第三紀の火山岩と火山砕屑岩から構成されており、塔ヶ岳層群と石英閃緑岩からなる²⁾。石英閃緑岩は風化に弱く、尾根部ではマサ状を呈し、山頂付近が丸みをおびている。²⁾また、図-1 の流域全斜面の傾斜 30~50° の総面積が斜面の約 65% を占めることから、流域には急斜面が多く分布することがわかる。これらが当流域で地震や豪雨の際に崩壊が多発する原因の一つと考えられる。

表-1 使用した航空写真と関連資料

撮影年月日	縮尺	撮影機関
1967年5月31日	約1/20000	国土交通省国土地理院
1999年11月17日	約1/30000	国土交通省国土地理院
1926年	約1/50000	神奈川県震災荒廃林野復旧事業図

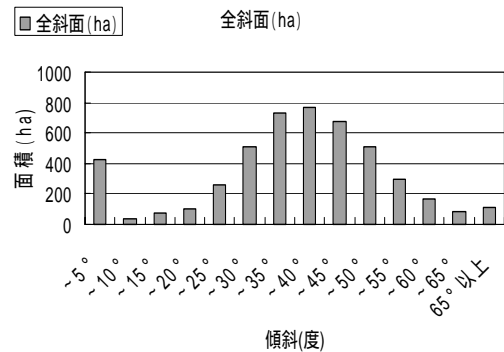


図-1 傾斜角と流域面積分布

結果と考察

1923 年、1967 年、1999 年の 3 年代の崩壊地の基本統計量（崩壊面積・崩壊の個数・平均崩壊面積・崩壊面積率・最大最小崩壊面積）を表-2 に示す。この表により 1923 年関東大震災時の崩壊面積が、玄倉川流域全面積の約 1/4 が崩壊しており崩壊の規模の大きさが確認できる。以下の崩壊

Norimasa MASTUZAKI, Keniti YONEYAMA, Nobuko HIRUMA, Waka OKAWA, Kazutoki ABE, Ituro ISHIGAKI, (Coll. of Bioresource Sci. Nihon Univ. Kanagawa 252-8510)

Time series changes of the landslide in Kurokuragawa basin, the western Tanzawa.

地特性を考察する。1. 玄倉川流域での崩壊地面積と個数の推移 表-2 より崩壊地面積と個数の年代別推移は両因子共、年代と共に減少していることが確認でき、1923年から1967年にかけて崩壊個数が約200個の減少に対し、崩壊面積では、1923年の約1200haが1967年では60haと、約1/20と大きく減少している。この原因として、1923年に見られた大規模な崩壊地が、44年間の植生の侵入により一つの崩壊地が分散分割され幾つかの小規模な崩壊地へと変化したものと考えられる。一方、1923年時の小規模な崩壊地は植生の侵入と緑化努力により回復したと考えられる。このことが崩壊面積に大きな変化を示し、崩壊個数には変化がみられなかったと思われる。さらに、1967年から1999年にかけて最小崩壊面積が拡大しているが、これは1972年の集中豪雨が関与したものと考えられる。この豪雨は連続雨量500mmを超え、崖崩れが1291箇所発生したことが確認されている³⁾。そのため、集中豪雨による新規崩壊地や崩壊地の拡大により、規模の大きな崩壊地が発生したため最小崩壊地が大きく変化したと思われる。

表-2 各年代の崩壊地の推移

	1923年	1967年	1999年
面積 (ha)	1196.358	60.226	29.651
個数 (個)	893	678	259
崩壊面積率 (%)	24.8	1.3	0.6
平均崩壊面積 (ha)	1.34	0.089	0.115
最大崩壊面積 (ha)	28.86	4.697	3.955
最小崩壊面積 (ha)	0.038	0	0.004
流域面積 (ha)	4818.01		

2. 標高別に見た崩壊個数分布と崩壊密度 図-2の、標高別の崩壊個数の結果を見ると、1923年の標高別崩壊個数が流域全斜面(ha)の面積に比例して発生していることが確認できる。これは、図-3より示す1923年の各標高における崩壊密度の値が他年代に比べほぼ一定であることから、面積の増減と崩壊個数の増減が比例していることがわかる。また、標高300~900mにかけて崩壊地個数が1923年から1999年と順当に減少している。この理由として、約70年間で植生の侵入、緑化努力により回復したと思われる。さらに、図-2より標高1000~1500mにかけ、1923年と1967年で崩壊地個数に変動が見られる。また、1967年から1999年の標高1300~1500mの範囲でも同様な傾向が見られ、図-3の崩壊発生率も3年代の標高1100~1600mで大きな値が確認できた。この理由として、高標高に急傾斜が集中しているため植生の回復速度が遅く、さらに新規崩壊地が増加したことが一因と考えられる。また、特に1967年の標高1200~1400mに崩壊地個数、崩壊密度共に

大きな値を示しているが、これは、昭和31年10月と昭和32年6月に観測されている降雨(200~280mm)により総計355個の多数の崖崩れが大きく影響を与えたものと推測される³⁾。

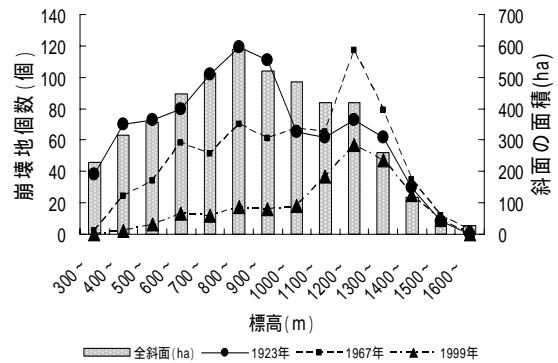


図-2 標高別の崩壊地個数分布

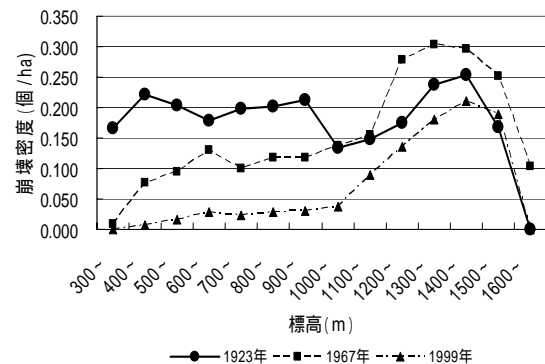


図-3 標高別の崩壊発生率分布

3. 傾斜方位に見た崩壊個数分布と崩壊密度 図-4の方位別に見た崩壊地個数分布図から、3年代共に東斜面から北西斜面にかけ崩壊が多発していることがわかる。また、1923年の関東大震災時の崩壊地を方位別に見ると、東、南東、南斜面での崩壊個数が多い。これら斜面の崩壊個数を年代別に見ると、年々減少していることが確認できる。図-5では、東、南東、南斜面での崩壊地密度が崩壊個数同様年々減少していることがわかる。これは発生した崩壊地の内、規模の小さな崩壊地が、70年間の植生の侵入や緑化努力により回復したと考えられ、規模の大きな崩壊地は規模の小さなものへと縮小したと考えられる。さらに、南西、西斜面の崩壊個数を見ると、1923年~1967年にかけて数値に大きな差が見られない。この理由として、南西、西斜面で発生した崩壊地に大規模、小規模の崩壊が多数確認され、大規模な崩壊地が植生の侵入により分散分割され小規模の崩壊地へと変化した。発生した崩壊が小規模なものであり、崩壊が多発し地形、地質、気象などの条件によ

り回復が遅れているため崩壊個数、密度共に大きな変化が見られない。回復に適した地形、地質、気象などの条件にも関わらず、その後の地震、豪雨により、回復が遅れが生じているものや、新規に発生した崩壊により、崩壊個数、密度共に大きな変化がなかった。等が推測される。なお図-4の1999年の南東、西斜面の崩壊個数の推移を見ると、1923年、1967年では崩壊地個数が西斜面で最高値を示し、南東斜面で低い値を示した。しかし、1999年では西斜面で低い値を示し、南東斜面で最高値を示した。これも、32年間に植生の侵入や緑化努力により南西、西斜面での崩壊地個数が大幅に減少したものと思われる。

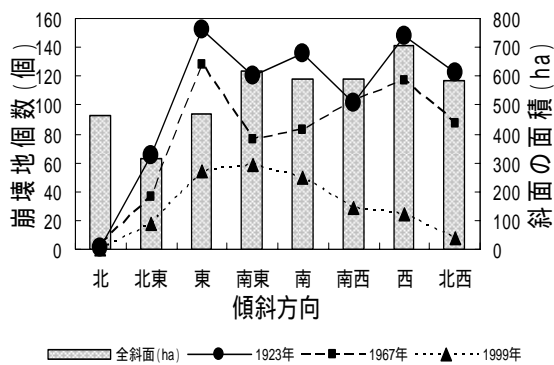


図-4 崩壊方位別の崩壊個数分布

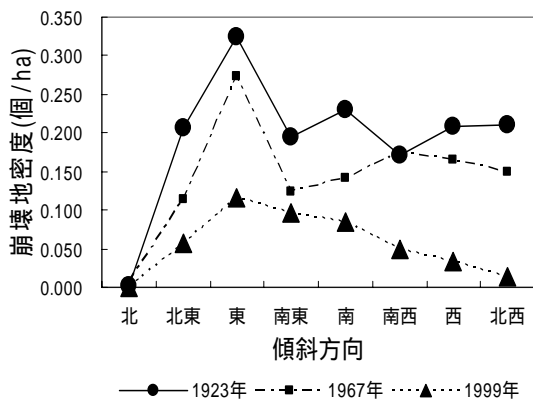


図-5 崩壊方位の崩壊密度分布

4. 崩壊斜面傾斜別にみた崩壊個数分布と崩壊密度 図-6に各年代の崩壊斜面傾斜の傾斜 0~5° に崩壊地が表示されている。これは丹沢山地を特徴づける山地地形として、山頂や尾根にみられる丸みを帯びた平坦面や緩斜面が存在していること、また玄倉川下流域付近で結晶片岩が分布し、傾斜角 5~25°、平均傾斜角 15° の地すべり地が確認されたことが、表示されたものと思われる。²⁾本解析においては、航空写真上の崩壊地の特定方法として、航空写真上で識別されるすべての白色部分を崩壊地とした。ここで

は傾斜 6~10° 以降のデータを用いて解析を行った。図-6より崩壊地個数分布を見ると、緩傾斜では個数が少なく、傾斜の増加に伴って崩壊個数も増加し傾斜 35~40° でピークを示した。解析対象地では傾斜 30~45° の範囲で全体の約 35%を占めていた。図-7の、傾斜角と崩壊密度の関係を見ると1923年の傾斜 10~65° の値がおおよそ一定にあることがわかる。このことは、1967年や1999年ではみられない緩傾斜や急傾斜に崩壊地が発生し密度が上昇していると考えられる。

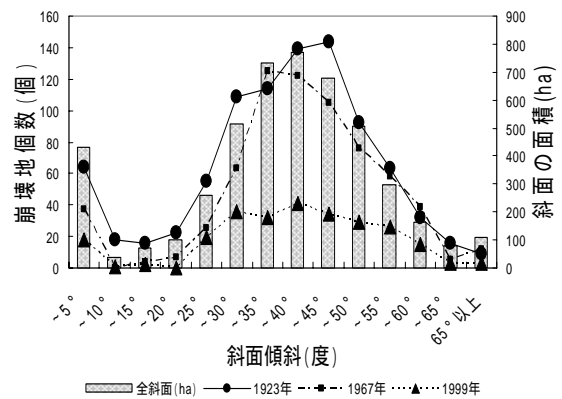


図-6 崩壊斜面傾斜の崩壊個数分布

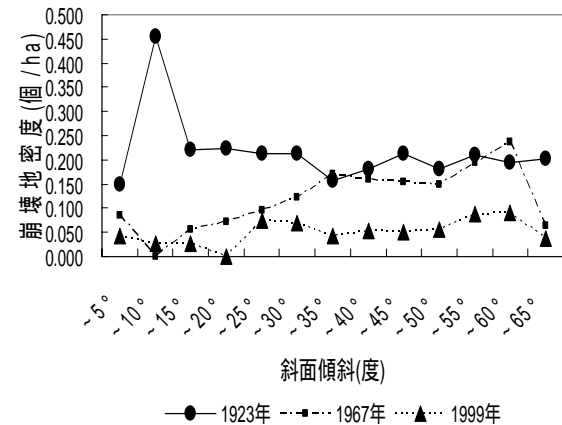


図-7 崩壊斜面傾斜の崩壊地密度分布

・形状変化と崩壊地個数分布 解析対象地を玄倉川流域の北西に位置する松洞丸(標高 1594m)山頂より南方面に位置するテシロ沢と松洞沢に限定し解析を行った。ここでは、新規崩壊地・増加型崩壊地・減少型崩壊地・植生回復による崩壊地の消滅を時系列的に検証した。表-3より崩壊個数は1967年が最も多い。また1967年の分離型の個数が新規崩壊に続いて多く1923年の崩壊数90個が数多く分割されたことが確認できる。また、1999年の拡大、結合の崩壊地

個数が増加している原因として 1972 年に発生した集中豪雨やその他の災害が関係していると考えられる。また、1999 年の植生回復の値が増加しているが、これも時間の経過による植生の侵入や緑化努力によるものである。

表-3 新規崩壊地・増加型崩壊地・減少型崩壊地・植生回復個数の推移

	23 年	67 年	99 年
新規崩壊地	90	71	57
拡大（増加型崩壊地）		2	20
結合（増加型崩壊地）		0	6
縮小（減少型崩壊地）		15	15
分離（減少型崩壊地）		65	3
崩壊数（合計）	90	153	101
植生回復		41	105



図 8- 解析対象地檜洞丸山頂付近

まとめ

以上の結果をまとめると、標高別に崩壊地個数をみると全体的に減少傾向がみられるが、標高 1100～1600m の範囲には現在でも多数の崩壊地が存在している可能性がある。また、崩壊方位と崩壊個数の分布をみると東斜面、西斜面に多数の崩壊地があり、特に流域面積が西斜面に比べ東斜面が狭く崩壊地個数が多いため密集していることが確認された。これより西斜面では崩壊地が回復しやすく、東斜面では回復しにくいことが特徴と言える。さらに、傾斜別に崩壊地個数をみると傾斜 30～45° の範囲で個数が全体の約 35% を占めているが、1923 年の結果をみると緩傾斜や急傾斜に該当する場所にも流域面積に対して多数の崩壊地が確認された。結果として 1923 年～1999 年にかけて崩壊面積をはじめとする 4 項目(崩壊地面積・崩壊方位・崩壊

斜面傾斜・崩壊地標高)で崩壊地個数などに減少傾向が見られた。

今後の研究課題として、調査解析する年代を増やし短期間での崩壊地の回復過程をみるため、1967 年から 1999 年の範囲で 10 年間隔毎に調べ、特に 1972 年での集中豪雨による被害がある年代についても考察を加える必要がある。また、崩壊地の形状変化を解析するにあたり流域全体での解析が必要であると考えられる。

最後に、本研究を進めるにあたり、調査解析を協力して頂いた岡田祐一、川越小耶加、佐藤崇幸の諸氏に厚くお礼申し上げます。

引用文献

- (1) 地震砂防研究会：地震砂防、古今書院、pp190,200
- (2) 神奈川県：丹沢大山自然環境総合調査報告書、pp635,1997
- (3) 神奈川県土木部河港(1987)神奈川県水害誌 1-393

西丹沢玄倉川仲ノ沢流域における崩壊跡地の現存植生状況

山口沙緒莉・沼端香穂里・蛭間敦子・中野景太・大河和夏・石垣逸朗・阿部和時（日大生物資源）

内山佳美（神奈川県自然環境保全センター）

はじめに

神奈川県北西部に位置する丹沢山地は、1923年の関東大震災やその後の豪雨により多くの崩壊地が発生した。その後、現在までの治山緑化事業の努力などによって多くの崩壊斜面で緑の回復が進行し、当時の様子を想像することが難しい状況になった。空中写真で丹沢山塊を調査すると全域が樹冠で覆われ昔からの崩壊地は確認することができない。しかし、当地域は崩れやすい地質、急峻な地形のため、現地調査を行うと未だに緑の回復速度が遅く、土砂の流出が継続している崩壊地も残存していることが確認できる。本研究では丹沢山地の流域・森林管理に役立てるために関東大震災で発生し80年を経た崩壊地を対象に、現存植生の侵入状況を地形・地質面を考慮しながら検討することを目的とした。

調査地と調査方法

調査地は玄倉川仲ノ沢流域内の崩壊地と崩壊地を取りまく集水域である。崩壊地は標高約800mに位置し、面積約1976.8m²、平均斜面傾斜角44.28度で急傾斜を呈し、母岩の石英閃緑岩が随所で露出している。この石英閃緑岩は新第三紀層に属し風化しやすく崩れやすい特徴を持っているため、調査崩壊地内にも基岩の露出箇所や、凹地では侵食された土砂の堆積が見られた。崩壊地周辺にはヒノキ人工林が存在するが、集水域の上部斜面には広葉樹が多く生育している。崩壊地内部には広葉樹の侵入が始まっている。これら植生によって調査崩壊地はほとんど林冠によって覆われている。

調査は地形測量と植生調査を実施した。地形測量は調査崩壊地とそれを取りまく集水域を対象に行い、1m間隔の等高線を描くことで詳細な地形を表現できるようにした。集水域内に存在する崩壊地の範囲は滑落崖の位置を参考に決めた。

植生調査は崩壊地を傾斜度別に9つのブロックに分割し、ブロックごとに毎木調査を行い、樹種・樹高・胸高直

径・樹冠の大きさを測定した。調査地の模式図を図1 a, bに示す。

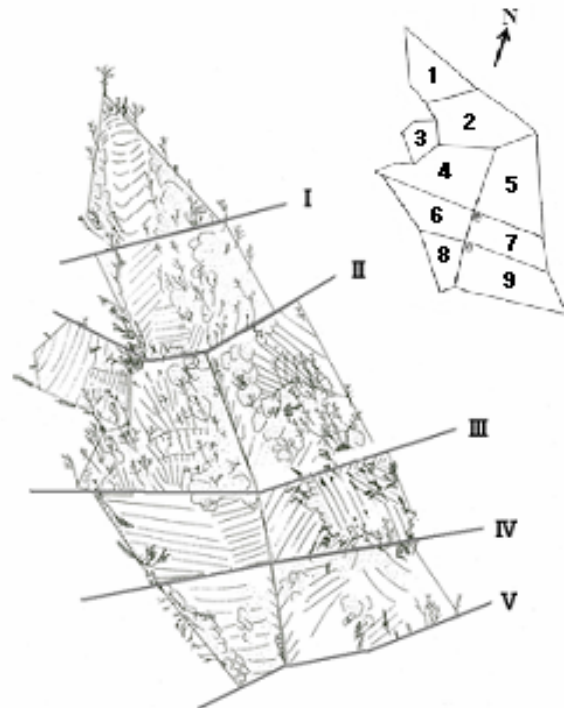


図-1-a 調査地概況（全体図）

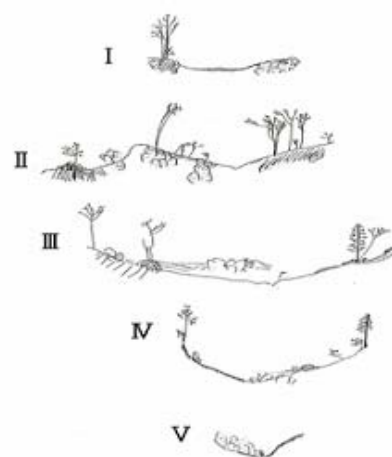


図-1-b 調査地概況（断面図）

Saori YAMAGUCHI, Kahori NUMAHATA, Nobuko HIRUMA, Keita NAKANO, Waka OOKAWA, Ituro IISHIGAKI, Kazutoki ABE (Coll. of Bioresource.Sci, Nihon Univ, Kanagawa 252-0813) Yoshimi UCHIYAMA (Kanagawa Pref. Nat. Env. Cons. Center. Atsugi 243-0121) Existent vegetation at the site of the land slide in Nakanosawa watershed, Nishitanzawa Kurokura basin.

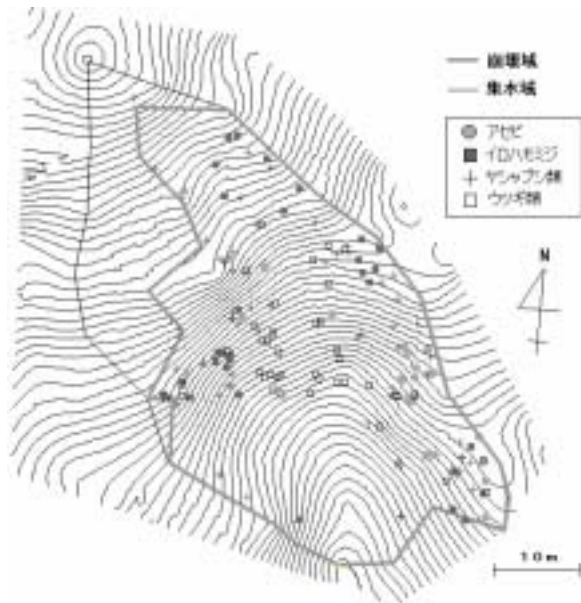


図-2 主な樹種の樹種別分布図

結果

本調査地は中心が谷筋となった凹型の崩壊地である。崩壊域上部のプロット 1、3 の源頭部に滑落崖が見られる。崩壊域上部に位置するプロット 1、2、3 の平均傾斜角度は 44.3 度であり、中部のプロット 4、5 は平均傾斜角 49.9 度であり崩壊域内で最も急である。崩壊域下部のプロット 6、7、8、9 の平均傾斜角は 41.5 度で比較的緩やかになっている。

崩壊域の上部・中部・下部別の平均立木密度は上部 0.16 本/m²、中部 0.25 本/m²、下部 0.12 本/m²であった。中部が最も急傾斜であるのに対して木本数が割に多いのは、岩石の露出によって階段状になっており、木本が定着しやすい平面が存在するためである。下部には、中部のように階段状になるような基岩の露出がなく、尾根から谷に向かって一続きの長い斜面になっているため、木本がひっかかって定着する場所がなく、尾根の周辺にしか木本が存在しない。

現存植生の侵入状況を知るためにプロット毎の樹種、木本数、耐陰性、調査地全体で見た常在度、優占度表を後記に、主な樹種の樹種別分布図を図-2 に示す。崩壊域内の主な構成樹種は、ヤシャブシ類、イロハモミジ、ヒノキ、イヌブナ、クマシデ、ウツギ類、アセビであった。乾燥地や急傾斜地でも耐え育つ先駆樹種や陽樹が多く見られた。崩壊域中心の凹部周辺では平均樹高が 3m 程のウツギ類が優占し、崩壊地周縁ではヤシャブシ類やイロハモミジ、ヒノキ、アセビ、イヌブナ、クマシデ、トウゴクミツバツツジなど様々な樹種が見られる。

調査崩壊地全体の陽樹・中庸樹・陰樹の木本数を樹高階別と胸高直径階別に表すと、図 - 3、図 - 4 となる。調査崩壊地内の構成樹種の大部分は陽樹と中庸樹で占められており、全体の木本数に占める陽樹の割合は 54%、中庸樹は 36%、陰樹

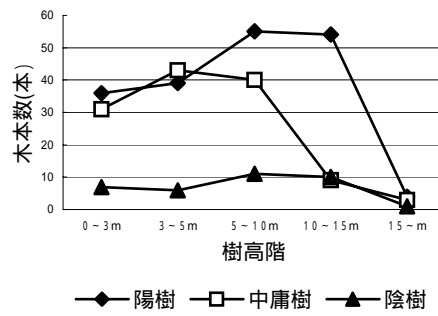


図 - 3 樹高階別の木本数

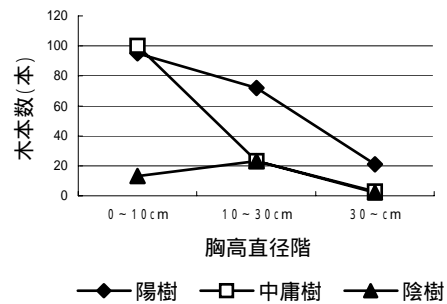


図 4 胸高直径階別の木本数

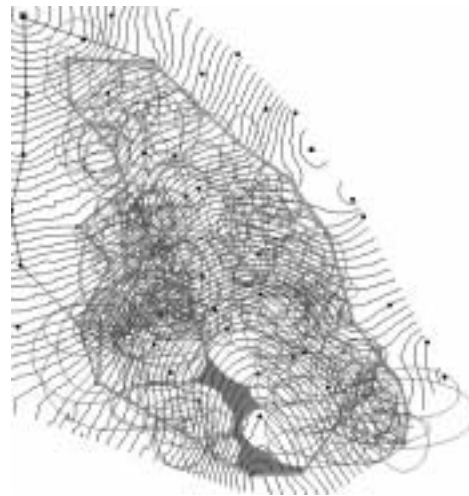


図 - 5 樹冠投影図

は 10%である。陽樹の木本数は、樹高 5~10m に 55 本、樹高 10~15m に 54 本と集中しており、中庸樹は樹高 3~10m に木本数が多い。高木層は陽樹が優占し、亜高木層、低木層と樹高が低くなるにつれ、中庸樹の割合が増加している。これらのことから本調査地は優占種が陽樹から中庸樹に移行している遷移段階に位置していると考えられる。胸高直径階別に見た陽・中・陰樹別の本木数は、10cm 以上では陽樹が多く、10cm 以下では陽樹と中庸樹がほぼ同じ本数であり、樹高階別に見た場合と同様の遷移段階を示している。

図 - 5 に示す樹冠投影図では、崩壊域内のほとんどが樹冠に覆われているが、これらの樹冠はほぼ尾根部の木本による

ものである。開空部分は、崩壊域中心部下方の凹部に見られる。凹部の谷では、降雨により斜面上方で侵食生産された土砂の供給が絶えずなされるため、厳しい環境下に耐え育成成長が速いウツギ類以外の樹種の定着が困難な状況と思われる。

図-6、図-7に尾根からの平均水平距離と樹高階、胸高直径階との関係を示す。図のように、尾根から離れるほど樹高、胸高直径が小さくなる関係が認められ、植生の侵入は尾根側から凹部に向かって徐々に侵入しているものと考えられる。ただし、樹高が10m以上の中庸樹と陰樹の全体では、尾根からの距離と樹高が陽樹のような比例関係にない。これはその部分の木本数が少ないことが要因だと考えられる。木本数が多くデータが十分に得られた樹高10m以下の陽樹と中庸樹を比較すると、陽樹の方がより崩壊域中心部まで侵入していることが分かる。胸高直径が30cm以下の木本でも同じように陽樹がより中心部まで侵入している。また、胸高直径が30cm以上の中庸樹と陰樹の全体では木本数が少なく、明瞭な傾向は得られていない。

おわりに

本調査地の木本の侵入状況は、全体的に陽樹・中庸樹の先駆樹種が多く、崩壊域中心部には木本の侵入が見られない部分も残されている。この原因は崩壊域上部の急傾斜地から土砂の流出が続いているためであり、木本は地表が安定している尾根部から徐々に侵入していた。地震から約80

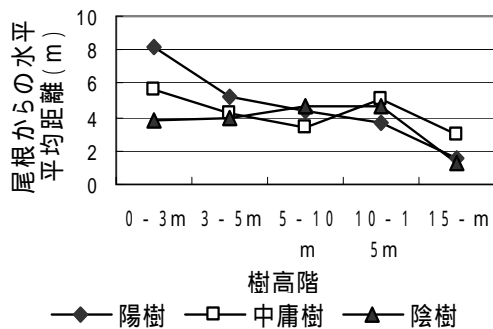


図 6 尾根からの平均水平距離と樹高の関係

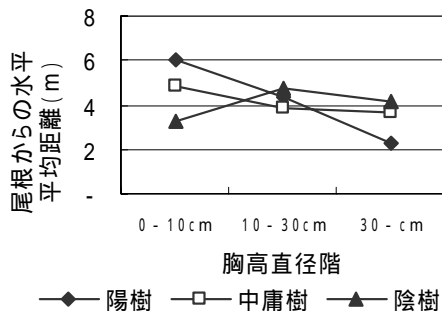


図-7 尾根からの平均水平距離と胸高直径の関係

年を経た現在でも丹沢山地の小規模な崩壊地でも先駆樹種以外の植物の侵入が困難な厳しい環境が残されていると言える。

引用文献

- (1) 有本一登ほか：丹沢大山自然環境総合調査報告書、神奈川県：103 - 318、1997
- (2) 林弥栄ほか：原色樹木大図鑑、北隆館、1985
- (3) 有光一登ほか：森林立地調査法、博友社：43 - 57、1999
- (4) 小野裕ほか：日緑工誌 24:3・4、192 - 200、1999

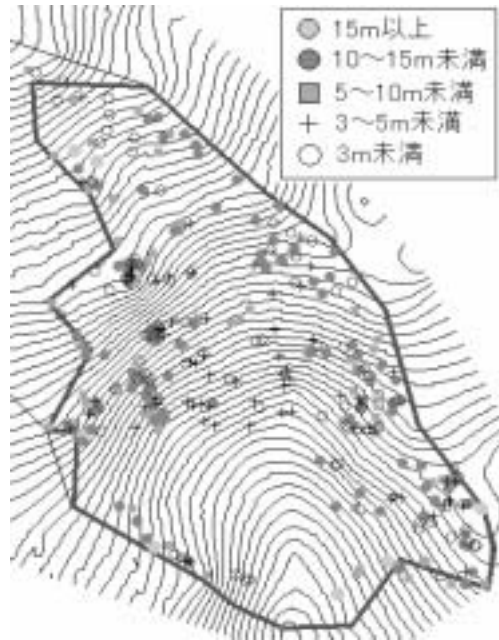


図 8 樹高階別樹木分布図

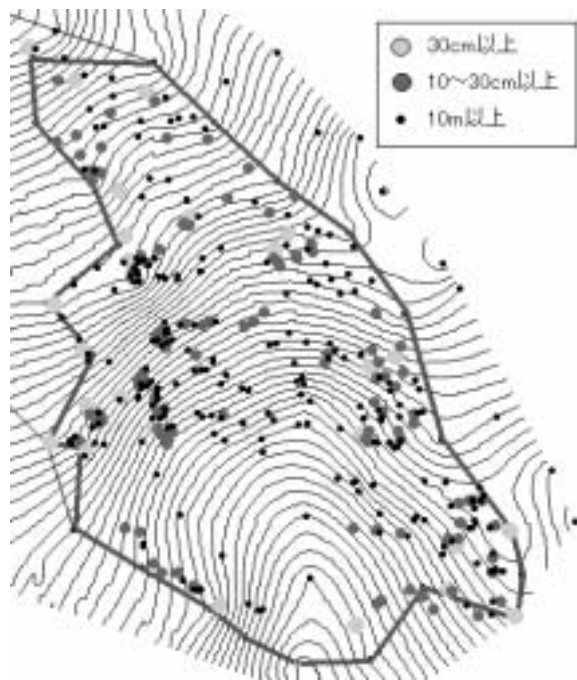


図 - 9 胸高直径階別樹木分布図

表 1 調査地の樹種、木本数、常在度、優占度、耐陰性

ブロック番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9				
樹種名	本数									合計本数	常在度	優占度(%)	耐陰性
イロハモミジ	4	4	-	12	5	-	1	1	4	31		8.8	中庸
オオバヤシャブシ	5	1	1	12	3	-	3	-	3	28		8.0	陽
ヒノキ	-	-	2	1	7	2	6	1	7	26		7.4	陽
イヌブナ	4	7	1	2	4	-	3	1	3	25		7.1	陰
ヒメヤシャブシ	-	6	3	1	6	2	5	1	1	25		7.1	陽
クマシデ	1	3	1	4	3	-	3	1	3	19		5.4	中庸
アセビ	1	2	-	3	12	-	6	-	2	26		7.4	中庸
ヤシャブシ	3	7	-	4	-	1	2	-	1	18		5.1	陽
エンコウカエデ	1	3	-	3	1	-	1	-	2	11		3.1	陽
ウツギ	-	5	-	24	4	-	6	-	3	42		12.0	陽
トウゴクミツバツツジ	5	5	1	3	4	-	1	-	-	19		5.4	中庸
シロヤシロ	2	1	-	10	2	-	-	-	-	15		4.3	中庸
マメザクラ	2	3	1	1	-	-	1	-	-	8		2.3	陽
ミズメ	-	-	1	1	3	1	1	-	-	7		2.0	陽
カヤ	-	-	-	2	1	-	1	3	-	7		2.0	陰
コハウチワカエデ	1	2	-	1	-	-	-	-	2	6		1.7	中庸
リョウブ	2	7	-	-	-	-	-	-	-	9		2.6	陽
アカメガシワ	-	-	-	5	1	-	-	-	-	6		1.7	陽
ケヤキ	-	-	-	5	-	-	1	-	-	6		1.7	陽
イヌシデ	-	-	-	3	2	-	-	-	1	6		1.7	中庸
タブノキ	-	-	-	1	-	-	-	1	-	2		0.6	中庸
ブナ	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3		0.9	陰
ミズキ	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2		0.6	中庸
イヌツゲ	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2		0.6	中庸
ハリギリ	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1		0.3	陽
ミズナラ	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1		0.3	陽
合計	31	56	11	101	58	7	41	12	34	351	-	100	

常在度；出現ブロック数÷全ブロック数×100の値を1～20=、21～40=、41～60=、61～80=、81～100= に分類した。

優占度；木本数÷全木本数×100

耐陰性；原色樹木大図鑑(北隆館)を参照した。

森林施業方法の異なる流域での溪畔林が浮遊砂に及ぼす影響について

○原名奈子、伊藤かおり、石垣逸朗、阿部和時、井上公基（日大生物資源）

はじめに

近年、河川などの水辺域に成立する水辺林（河川、湖沼、湿地などの周辺に成立する森林群集）は開発や砂防事業などにより、その機能が十分に発揮されない事例が数多くある。水辺林の中でも溪畔林は河川上流の狭い谷底及び隣接する谷壁斜面に成立する¹⁾。これまでの研究から溪畔林には河川への土砂流入を抑える緩衝帯の役割を有していることが明らかにされてきた。

そこで本研究では、溪流内の浮遊砂量を測定し、皆伐跡地と溪流との間に存在する溪畔林が溪流への土砂流入をどの程度抑制しているかを明らかにすることを目的とした。さらに、溪流への土砂流入を抑制する為の有効な溪畔林帯幅を検討した。

調査流域と研究方法

1. 調査流域の概況 調査流域は図-1 に示すように、神奈川県山北町の西丹沢地域にあるシキリ沢、白水沢、大棚沢の3流域である。各流域の概況は次のとおりである。

シキリ沢：流域面積 30.8ha(森林流域)、川幅 1.05m

白水沢：流域面積 69.9ha、皆伐面積 3.3ha(皆伐後 12年)、川幅 1.48m、溪畔林帯(溪流沿いに生育する天然性の広葉樹林帯)幅 20m

大棚沢：流域面積 72.1ha、皆伐面積 1.4ha(皆伐後 2年)、川幅 2.07m、溪畔林帯幅 5m



図-1 西丹沢の調査流域の位置

2. 調査方法 流水による土砂礫の輸送は、その移動形式から掃流砂と浮遊砂に大別される。掃流砂とは、流路床上を滑動、転動、または河床に沿って跳躍などして移動する粒径の比較的大きな流砂であり、浮遊砂

(suspended solid 以下、ssとする)とは流水中を浮遊運搬される細粒の流砂である²⁾。

ss量の測定には、流域ごとに流域出口から 200m おきに森林施業方法の異なる4地点(上流から①~④とした)を採水地点に設定し、地点ごとに溪流中央で1リットルずつ採水した。採水時期は5,7月(平水時)、8,9,10月(降雨後)である。採水した試料水は吸引濾過器で濾過し残留物を計測する方法を用いた。濾紙上の残留物にはssのほかには有機物が含まれているが、今回の計測ではその量は微量で大きな影響を受けないものと考え、有機物を含めた残留物をssとして計測した。

また、流速は簡易流速測定法を用い、流量は川幅と水深を測定し、断面積と流量の積によりそれぞれ算出した。

結果・考察

1. 皆伐の影響 シキリ沢の浮遊砂量は図-2 に示すように当流域全体が森林状態であるために、採水地点のss量は上流から下流にかけて徐々に減少していることがわかる。

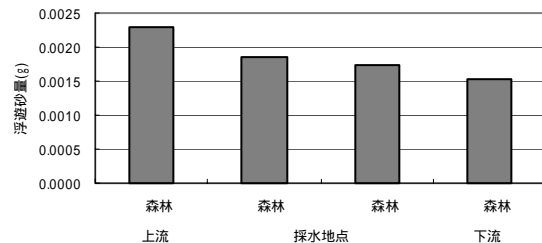


図-2 シキリ沢ss量

これに対し、調査流域内に皆伐跡地が存在する大棚沢(図-3)と白水沢(図-4)を見ると、大棚沢では溪畔林背後の植生が皆伐跡地である③の地点でss量が増加している。このことから大棚沢は少なからず皆伐跡地の影響を受けていると考えられる。

一方、白水沢では植林地である③の地点でss量が増加している。ただし、白水沢は採水地点③と④の間に堰堤が設置されているために、この堰堤の存在が浮遊砂の沈殿作用の役割を果たし、地点③から④にかけて

ss量が減少したものと考えられる。また地点①でのss量が少ないのも地点①のすぐ上流に設置されている堰堤の効果が働いたものと考えられる。

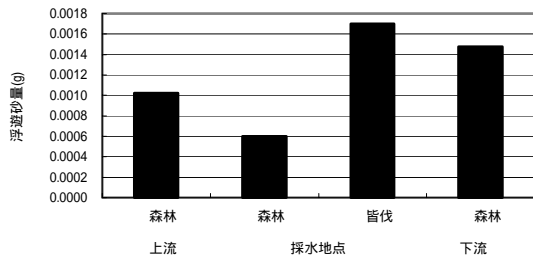


図-3 大柵沢 s s 量

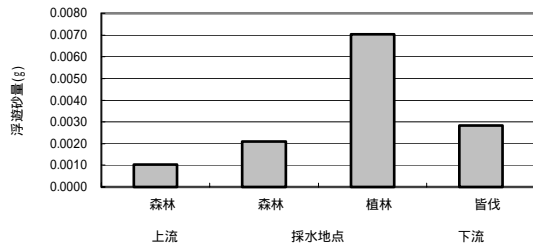


図-4 白水沢 s s 量

2 降雨による影響 平水時と降雨後のss量の変化を図-5に示す。これより白水沢、大柵沢においてss量が平水時より降雨後にそれぞれ1.03, 1.37倍増加しているのに対して、シキリ沢は2.78倍と大きく増加している。これはシキリ沢が3流域の中で最も川幅が狭く、流速(図-6)、流量(図-7)の変化を見ても他の2流域に比べ流速・流量が共に大きく増加したために、渓流水が攪乱されたと考えられる。

白水沢は大柵沢に比べ流入するss量が多いが、これは、白水沢は大柵沢より皆伐跡地の面積が大きく、このため流入する土砂量が多くなると考えられる。平水時と降雨後とでssの変化量が少ないのは川幅が広く流速・流量にほとんど変化がないことから渓流水が攪乱されにくいと考えられる。これは大柵沢にも同じことが考えられる。大柵沢の流速・流量は3流域の中で最も大きな値を示しているが、川幅が最も広く、流速・流量の変化が少ないため、平水時と降雨時のss量の変化がそれほど大きくないと思われる。

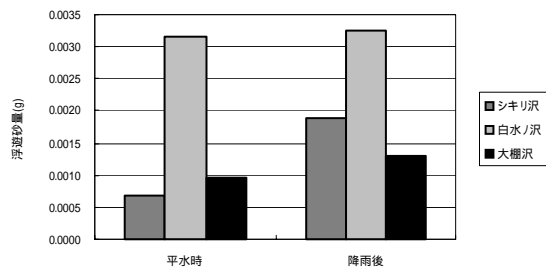


図-5 平水時と降雨後の s s 量

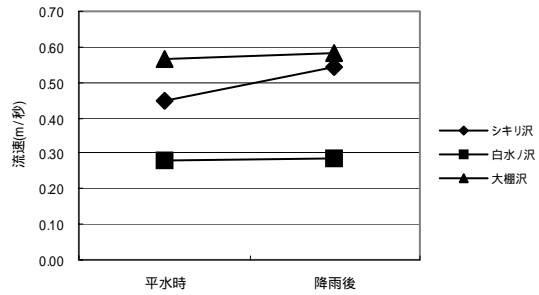


図-6 各流域の流速変化

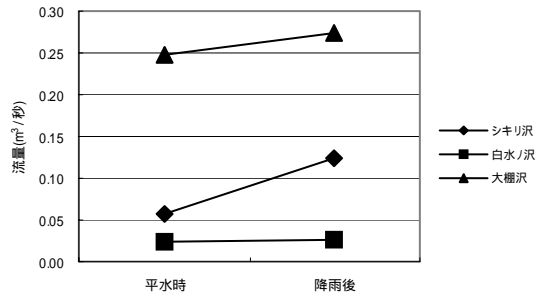


図-7 各流域の流量変化

おわりに

皆伐が渓流内のss量に及ぼす影響は、今回の結果からは断定できない。流速・流量・川幅の他に様々な因子が複雑に関係しているものと思われる。しかし、今回の調査結果から皆伐跡地があることでss量が増加している傾向が確認されたことから、森林施業方法の違いがss量に影響を与えている可能性があると考えられる。今後、より正確な調査結果を得るため、渓流に流入する斜面からの側流に含まれるss量を測定することが必要であると考えられる。

また、流入する浮遊砂量を緩和するために必要な溪畔林帯幅は、幅20mの白水ノ沢のほうが幅5mの大柵沢よりss量が多い値を示している。これは白水ノ沢において溪畔林背後の植生の傾斜が急峻なため現在の林帯幅では土砂流出を抑える機能は発揮できていないものと考えられる。今後、同じ傾斜で溪畔林帯幅が異なる流域、同じ溪畔林帯幅で傾斜が異なる流域の2種類の調査が必要であると考えられる。

引用文献

- (1) 溪畔林研究会:水辺林管理の手引き ―基礎と指針と提言―:19-22, 2001
- (2) 神奈川県, 東京農工大学:平成16年度自然公園等施設整備委託治山流域総合調査報告書(水流出過程調査・水循環既存データ調査):1, 2005

森林施業方法の異なる流域での溪畔林が付着性藻類に与える影響について

山崎麻子、伊藤かおり、石垣逸朗、阿部和時、井上公基（日大生物資源）

はじめに

溪畔林とは、河川上流の狭い谷壁斜面に成立する森林群集のことを指す¹⁾。溪畔林は河川生態系の環境形成に直接影響を及ぼす森林群集と定義されている。溪畔林の機能として、日射遮断・落葉落下昆虫の供給・栄養素の交換・粒状流下物の捕捉・野生動物の生息場環境がある。これらの機能から、溪畔林は生物多様性保全の重要な場所と考えられている。本研究では溪流沿いに生育している天然性の広葉樹林を溪畔林とした。

本研究では、皆伐跡地のない流域と溪畔林帯5mを残して皆伐された流域、20mを残して皆伐された流域の3流域において、付着性藻類現存量と藻類の増減を左右する因子の日射量、流速、流量²⁾を測定した。これらが付着性藻類にどのように影響を与えているかを明らかにし、また浮遊砂量の変化が付着性藻類に与える影響と皆伐の影響を緩和するために必要な溪畔林帯幅を検証した。付着性藻類とは、溪流内の石礫に付着している藻類を指し、光合成を行って有機物を生産する溪流内の一次生産者である。また、付着性藻類量の増加は、水生昆虫の増殖を促すことが明らかになっている³⁾。

調査流域の概要

調査対象流域は、神奈川県山北町の西丹沢地域にあるシキリ沢流域（皆伐跡地なし）・白水沢流域（皆伐跡地＋溪畔林帯20m）・大柵沢流域（皆伐跡地＋溪畔林帯5m）の3流域である。調査流域の位置図を図-1に示す。

各調査流域の特徴をあげると、シキリ沢の流域面積は30.8haで、林道から溪流までの距離は約500mで、護岸工事が施されている。

白水沢の流域面積は69.9ha、皆伐面積1.4ha、新植地面積1.9haで、林道から溪流までの距離は500～1000mであり、流域上部と下流部に堰堤が存在している。

大柵沢の流域面積は72.1ha、皆伐面積1.4haであり、林道から溪流までの距離は500mである。3流域ともに溪流にかかる人的インパクトには、大きな差はないと推測される。調査は、2005年5月、7月、8月の3ヶ月間行

った。



図-1 調査流域の位置

測定方法

測定地点は、流域ごとに下流から200mおきに森林施業方法の異なる4地点(上流から①～④とした)を設定した。

1. 付着性藻類現存量 溪流内の石礫の一定面積表面に付着している藻類をブラシで剥離し採取した。これを濾過して色素を抽出し、波長750, 663, 645, 630, 480nmにおける抽出液の吸光度を分光光度計で測定し、以下のクロロフィルa量換算式より数値を求めた⁴⁾。

$$\text{クロロフィルa}(\mu\text{g/ml}) = 11.64E_{663} - 2.16E_{645} + 0.10E_{630}$$

E: 補正済み吸光度

2. 日射量 溪畔林の樹冠下に日射量計(アレック電子(株)製, MDS MKV-L)を設置し、10分間隔で計測した。

3. 流速 簡易流速測定法をより計測した。

4. 流量 川幅と水深を測定し次式により求めた⁵⁾。

$$\text{流量}(\text{m}^3/\text{s}) = \text{断面積}(\text{m}^2) \times \text{流速}(\text{m/s})$$

5. 浮遊砂 溪流中央で採水し、これを濾過して重量を測定した。

結果と考察

1. 流速・流量の月変化 図-2から大柵沢の流量は他の2流域の2倍以上あり、流速が最も速い値を示している。一方、シキリ沢の流量が0.05(m³/s)以下で最も少なく、流速が最も遅い。白水沢は、流量・流速ともにシキリ沢と大柵沢の中間の値を示している。これらのことからシキリ沢、白水沢、大柵沢の順に溪流の規模が大きくなっていると言える。

Asako Yamazaki, Kaori Ito, Ituro Ishigaki, Kazutoki Abe, Koki Inoue (Coll. of Bioresource Sci., Nihon Univ., Kanagawa 252-0813)

Influences of riparian forests on suspended periphyton in three watersheds.

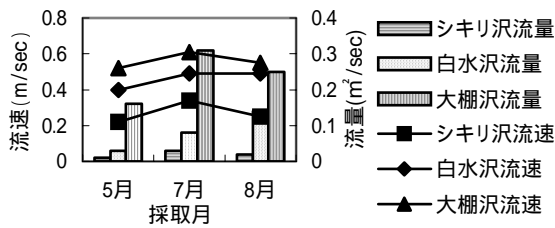


図-2 流域別流速・流量の月変化

2. 日射量の月変化 図-3 から大棚沢と白水沢は5~7月にかけて日射量が減少し、7~8月は変化が見られない。しかし、シキリ沢は季節変化もなく低い値を示している。このことからシキリ沢は溪流の規模が小さく、樹冠に覆われているため溪流内に日射が到達しにくいことがわかる。

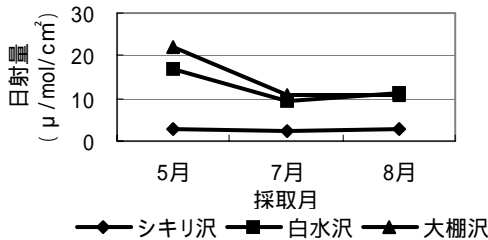


図-3 流域別日射量の月変化

3. 藻類と浮遊砂の関係 図-4 にシキリ沢における藻類と浮遊砂の関係を示した。シキリ沢の浮遊砂は下流に行くほど減少を示しているが、その一方で藻類は増加傾向にあることがわかる。このことから、浮遊砂の減少が藻類の増加に寄与しているものと示唆される。また、図-5 から白水沢は浮遊砂量が多く、藻類が少ない。これは、流速と浮遊砂がシキリ沢よりも多いことから、藻類の現存量を減少させているためと考えられる。図-6 から大棚沢は白水沢と比べ浮遊砂量が少ない。また、流速は速いが溪流規模が大きいため、河床が安定し藻類が多く存在する。

以上の結果から、付着性藻類は流速と浮遊砂量の影響を受け石礫表面から剥離されると言える。また、浮遊砂量は皆伐跡地・新植地が存在することで増加すると推測される。

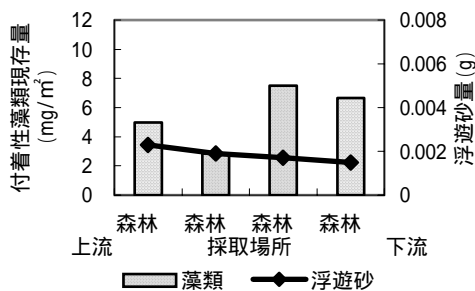


図-4 シキリ沢の藻類と浮遊砂の関係

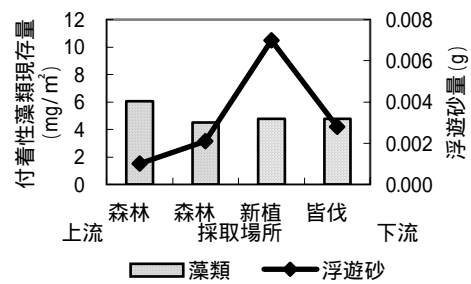


図-5 白水沢の藻類と浮遊砂の関係

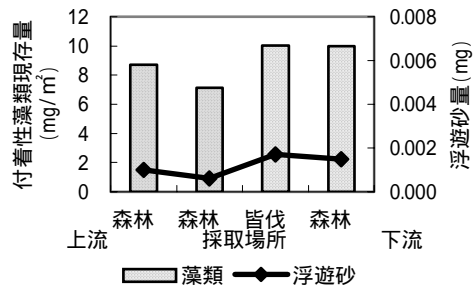


図-6 大棚沢の藻類と浮遊砂の関係

まとめ

皆伐跡地や新植地の存在は溪流内の浮遊砂を増加させていることが推測される。このことが流速の影響と重なり、流速と浮遊砂の増加が付着性藻類の減少に起因していることが示唆される。よって、溪流周辺の皆伐は、付着性藻類の減少を促す可能性があると考えられる。白水沢は溪畔林帯 20m を残しているが、傾斜がきつ小規模な表層崩壊が起こっている。このことから、20m 幅の溪畔林は皆伐による土砂流出を抑制しきれていないと考えられる。大棚沢は溪畔林帯 5m だが傾斜が緩く安定しており、その機能を発揮していると言える。今後は、溪畔林の機能を発揮するために必要な溪畔林帯は皆伐跡地・新植地面積の大きさと、溪流側面の傾斜を考慮に入れて幅を検証すべきである。

引用文献

- (1) 溪畔林研究会：水辺林管理の手引き, 2001
- (2) 秋山優ほか：藻類の生態, 1986
- (3) 伊藤かおり, 井上公基, 石垣逸朗：溪畔域環境の違いが日射量・水温・一次生産量・水生昆虫に与える影響 107 頁, 2004
- (4) 日本分析化学会北海道支部：水の分析, 1994
- (5) 小倉紀雄：調べる身近なこと, 1996

