

多雪地におけるモウソウチク林皆伐後初期段階の植生の推移

大宮 徹・小林 裕之・中島 春樹・長谷川 幹夫

Early Stage Vegetation after Clear-cutting of Moso Bamboo Plantation
in a Heavy Snowfall Region

Tohru OHMIYA, Hiroyuki KOBAYASHI, Haruki NAKAJIMA, Mikio HASEGAWA

天然更新による広葉樹林化を目標として竹林が皆伐された富山県内の里山において、皆伐後の植生の推移を調査した。再発生するモウソウチクを駆除することにより、調査した5つのプロットのうち1つのプロットでは目標樹種である高木・亜高木種の平均植生高は皆伐1年後から低木種と草本種双方の植生高より有意に高く推移し、3つのプロットでは皆伐3年後から同様に高木・亜高木種が低木種と草本種双方より有意に高く推移した。1つのプロットにおいては皆伐5年後までの間に両者の平均植生高に有意な差はなく、高木・亜高木種が低木種および草本種と植生高において競合していたが、個体密度は十分あったことから、いずれのプロットにおいても下刈りは必要ないと判断された。

1. はじめに

放置竹林の整備にあたって竹を完全に除去し広葉樹等に転換することは、対象となる林分の景観を改善するだけでなく、爾後の竹林拡大の可能性を取り除く根本的な方法であると考えられる。放置竹林の林種転換には樹木の植栽という方法も提案されているが（とやまの竹資源利用・整備促進検討会2009）、植栽・保育といった作業を必要としない天然更新が可能であれば、大きくコストが削減される。石田ら（1999）は兵庫県三田市のモウソウチク林において、皆伐後に広葉樹とともに一年生・多年生草本が多く含まれた植分が形成されることを示した。また、藤井・重松（2008）は福岡県宗像市の侵入竹林でモウソウチクを除去しつづけた調査区でセイタカアワダチソウなどの草本とカラスザンショウなどの広葉樹の繁茂によりモウソウチクの再発生と成長が抑制されることを示した。さらに近藤ら（2014）は静岡県南伊豆町の竹林で、モウソウチク皆伐後に高木・小高木種の密度には経年変化が認められなかったのに対し、低木種の密度は4年目以降に増加したことを示した。しかしモウソウチクが駆除されつつあるなか、目標樹種である高木・亜高木種と、それに競合する低木種や草本種の成長過程の対応は明確にさ

れていない。放置期間が長い竹林では下層植生において高木種の密度が低く（小谷・江崎2012）、林床も耐陰性のある常緑樹以外はほとんどないため（鈴木2010）、高木・亜高木種の天然更新は皆伐後に発芽する埋土種子由来の実生か（鈴木ら2008）、皆伐後に生き残った数年生の前生樹からの出芽となると思われる。そのような小さなサイズの実生や稚樹が皆伐後に一斉に成長する機会を得た低木種や草本種との競争にさらされることを懸念し、更新を促進するため、下刈りなどの管理を検討することになるかもしれない。そこで、竹林皆伐後の高木・亜高木種の稚樹が低木種や草本種と高さや植被率でどのような関係にあるのかを知るために、大宮ら（2013）で報告した竹林皆伐後に再生竹の除去のみの管理によって広葉樹更新が進んだ多雪地のモウソウチク林跡で行った植生調査の結果を分析した。

2. 調査地と方法

調査地（図-1）は富山県砺波市寺尾地内（北緯36°36'13"、東経137°00'58" WGS84測地系）にあり、標高は150m、傾斜33°の北北西向き斜面で、メッシュ気候値2000から推定された年平均気温は12.5℃、平年の積雪深は130.9cmである。



図 - 1 調査地 (Terao)

この林分は、人が入りやすく、自然に親しみやすい広葉樹林への転換を目指して2007年（平成19年）の春に竹林が皆伐された。そして、皆伐翌年から地域住民を主体とした県民参加の森づくり活動により、表-1のとおり、広葉樹の幼樹や稚樹を注意深く残しながら再発生したモウソウチクを2012年まで繰り返し伐採し、広葉樹の天然更新を図ってきた。

表 - 1 モウソウチク再生程の除去作業

年	2007 (H19)	2008 (H20)	2009 (H21)	2010 (H22)	2011 (H23)	2012 (H24)
月/日	—	6/25	6/17	—	6/23, 8/9	6/23, 8/7
参加者数	—	10	14	—	12, 11	12, 13

調査は竹林が皆伐された斜面の上から下へ斜距離で10m前後の間隔をおいて4つの帯状プロットを設置し、さらにその最下部のプロットの端からほぼ水平に10mの間隔をおいてもう1つのプロットを設置して行なった。最も上に位置する尾根部のプロットから順にtt1, tt2, tt3, tt4とし、tt4と水平の位置にあるプロットをtt5とした。tt1, tt2, tt3は2m x 2mのコドラートを2m間隔で直線状に5個配置し、tt4, tt5は同様のコドラートを2m間隔で4個配置した（図-2）。

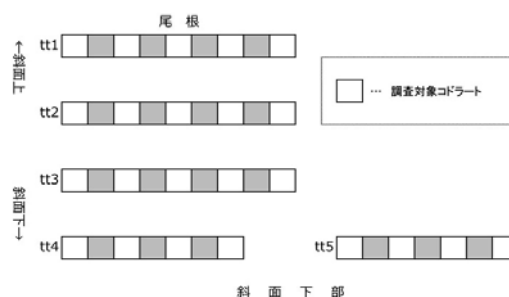


図 - 2 調査プロット

tt1：尾根部，tt2：斜面上部，tt3：斜面中部，
tt4・tt5：斜面下部。

皆伐が行われた2007年から2012年まで毎年秋にコドラート内に発生・生育していたすべての維管束植物について植生高と植被率を記録し、すべての高木・亜高木種について樹幹長と胸高直径を記録した。植生高 (h , cm) は各種についてコドラート内での最も上部にある葉の高さとし、植被率 (c , %) はその種がコドラートに占める面積の百分率とした。樹幹長 (l , cm) は高木・亜高木種の個体ごとの主幹の長さとし、胸高直径 (d , mm) は樹幹長130cmを超える個体について記録した。

生活型の分類は日本植生便覧（宮脇ら1978）によるガラウケアの休眠型区分を参考にMM:大型地上植物を高木，M:小型地上植物を亜高木，N:微小地上植物を低木，H:接地植物を草本として分類した。また，Ch:地表植物（ヤブコウジ，1種）はHに統合，タケ類については独自にB（モウソウチク，1種）と表記し，ツル性植物は一括してLとした。

最大植生高Hはコドラートに含まれる植物種の生活型ごとの最大の植生高とし、平均植生高 h_a はHの合計をその生活型の構成種が出現したコドラート数 f で除したものとした。平均植被率 c_a はcの合計を調査した全コドラート数 n で除したものとした。

$$h_a = \sum_{i=1}^f H_i / f$$

$$c_a = \sum_{i=1}^n C_i / n$$

これに対し、各種が出現したコドラートでどの程度の植被率を有していたかを示すため、植被率の合計を出現したコドラート数 f で除して植被サイズ s_a とした。

$$s_a = \sum_{i=1}^f C_i / f$$

3. 結果と考察

3.1 皆伐後に見られた植物と植生高および植被率の推移の概容

皆伐5年後までに見られた維管束植物は178種あった(付表)。(高木・亜高木(MM/M):42種, 低木(N):30種, 草本(H):83種, ツル植物(L):22種, モウソウチク(B):1種)

各生活型における植生高の推移の概容を示すため、平均植生高の推移を図-3に示した。TukeyHSD(R(ver. 2.15.2)以下同じ)による多重比較の結果、皆伐当年(2007年)に高木・亜高木種と草本種の平均植生高の間には5%水準で有意差があったが、高木・亜高木種と低木種の平均植生高の間には有意な差はなかった。皆伐1年後(2008年)からは高木・亜高木種の平均植生高は低木種との間にも有意な差が認められ、5年後の2012年には両者は2.4倍近くにまで差が開いた。一方、低木と草本の関係では平均植生高には皆伐後の5年間、有意な差はなかった。

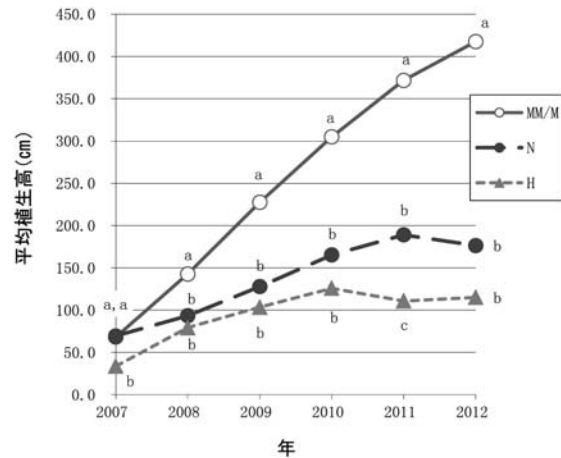


図-3 各生活型における平均植生高の推移
MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本.
同じ小文字のアルファベット間では有意差がないことを示す (Tukey, $p < 0.05$)

各生活型における1コドラートあたりの植被率の推移を図-4に示した。皆伐当年(2007年)に高木・亜高木, 低木, 草本ともほぼ同じであったが、皆伐1年後(2008年)には高木・亜高木が低木, 草本の約2倍になり、皆伐5年後の2012年には低木の約2.5倍, 草本の4倍以上にまで差が開いた。一方、草本の平均植被率は皆伐1年後に低木よりも大きくなったが、2年後以降は小さいまま推移した。

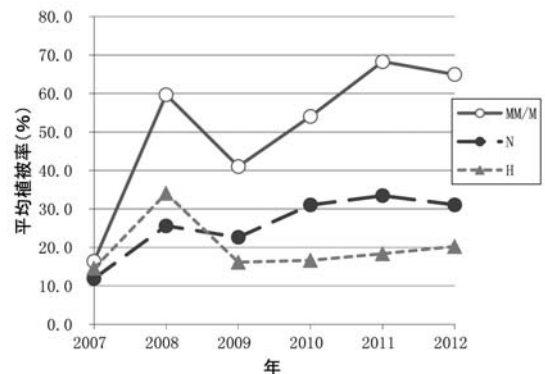


図-4 各生活型における平均植被率の推移
MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本.

3.2 植生高・植被率のプロット間の比較

高木・亜高木についてプロットごとの平均植生高の推移を図-5に示した。高木・亜高木の平均植生高は、皆伐当年にはプロット間で有意な差はなかったが、皆伐1年後以降、斜面中部 (tt3) と下部 (tt4) がもっとも大きく推移し、斜面上部 (tt1, tt2) は中程度、斜面下部 (tt5) で最も小さくなっていった。5年後にはtt2, tt3およびtt4がtt5に対して5%水準で有意差があった (図-5)。

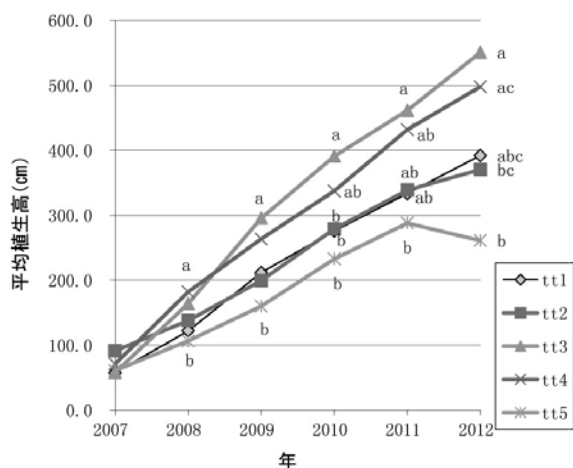


図 - 5 各プロットにおける高木・亜高木 (MM/M) の平均植生高の推移
 tt1：尾根部，tt2：斜面上部．
 tt3：斜面中部，tt4・tt5：斜面下部．
 同じ小文字のアルファベット間では有意差がないことを示す (Tukey, $p < 0.05$)

同様に低木についてプロットごとの平均植生高の推移を図-6に示した。斜面下部のtt5は最も大きく推移して皆伐4年後 (2011年) に最大となり、他のプロットは同年にその1/2前後であった。低木のコードラートごとの平均植生高は、皆伐当年にはプロット間で有意な差はなく、4年後にはtt5に対してtt1, tt3, tt4に5%水準で有意差があったが、5年目にはすべてのプロットで有意な差がなくなった (図-6)。

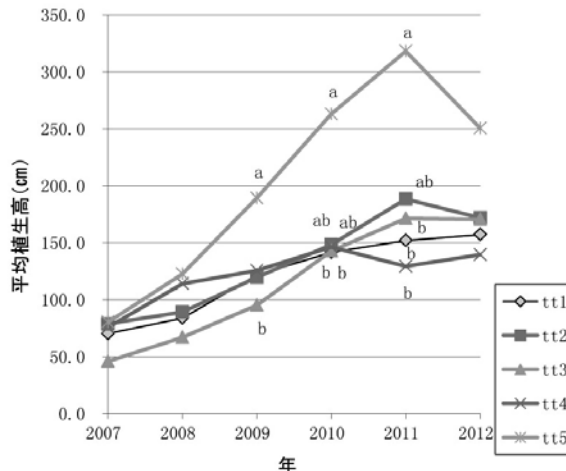


図 - 6 各プロットにおける低木 (N) の平均植生の推移
 tt1：尾根部，tt2：斜面上部，
 tt3：斜面中部，tt4・tt5：斜面下部．
 同じ小文字のアルファベット間では有意差がないことを示す (Tukey, $p < 0.05$)

草本について平均植生高は斜面下部 (tt4, tt5) で、斜面上部・中部 (tt1, tt2, tt3) の2倍程度で推移していた (図-7)。

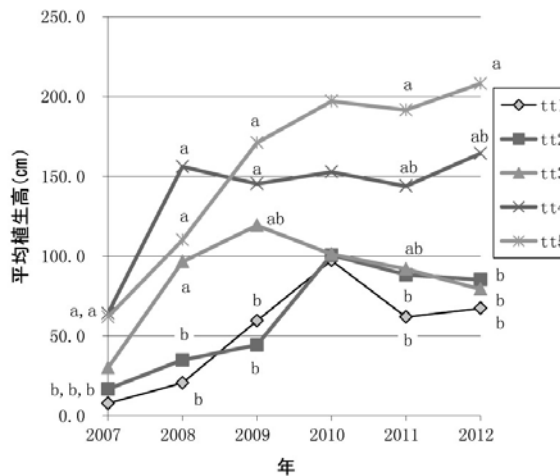


図 - 7 各プロットにおける草本 (H) の平均植生高の推移
 tt1：尾根部，tt2：斜面上部，
 tt3：斜面中部，tt4・tt5：斜面下部．
 同じ小文字のアルファベット間では有意差がないことを示す (Tukey, $p < 0.05$)

草本のプロットごとの平均植生高は、皆伐当年にはtt4, tt5とtt1, tt2, tt3双方の間に5%水準で有意差があり、5年後ではtt5に対してtt1, tt2, tt3の間のみ有意差があった (図-7)。

一方、プロット間で平均植被率の推移を比較すると、高木・亜高木については斜面下部のtt5だけが他のプロットの1/3~1/4程度の小さい値で推移しtt1, tt3においては皆伐1年後の2008年に突出したピークがあった(図-8)。

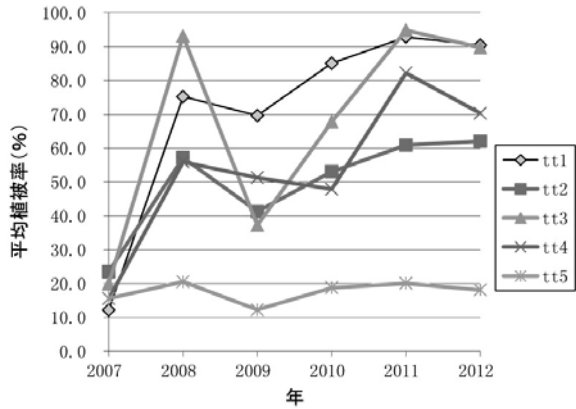


図-8 各プロットにおける高木・亜高木 (MM/M) の平均植被率の推移
tt1: 尾根部, tt2: 斜面上部,
tt3: 斜面中部, tt4・tt5: 斜面下部。

そこで毎木調査で得られた各プロットの高木・亜高木種の稚樹の個体密度(図-9)で植被率を割ると図-10のようにtt1, tt3における皆伐1年後の突出は緩和された。植被率の突出は個体ごとの植被率の増加だけでなく、皆伐翌年の稚樹個体数の増加も一因となって起きたと推察される。

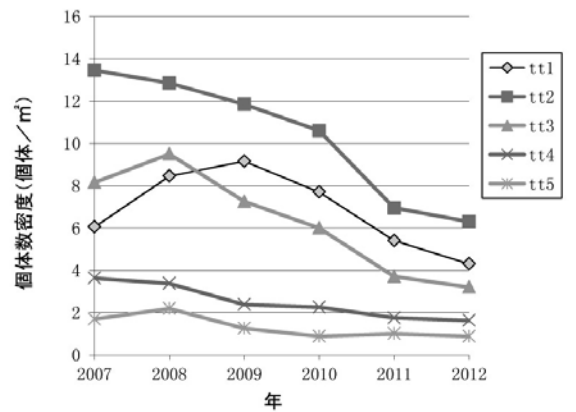


図-9 各プロットにおける高木・亜高木の個体密度 (1 m²あたり) の推移

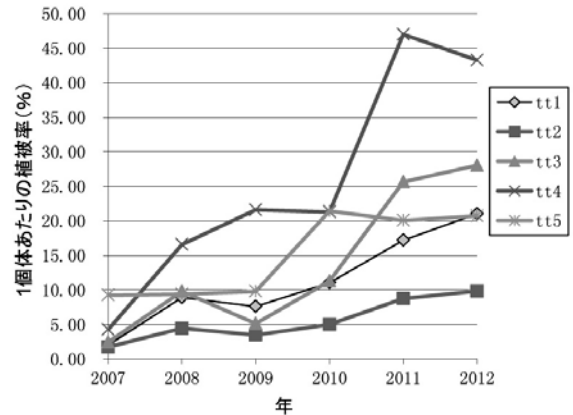


図-10 各プロットにおける高木・亜高木 (MM/M) の稚樹 1 個体あたりの植被率の推移
tt1: 尾根部, tt2: 斜面上部,
tt3: 斜面中部, tt4・tt5: 斜面下部。

低木について同様にプロットごとに植被率を比較すると(図-11), 斜面下部のtt5で最も大きく推移し、他のプロットの間では差が見られなかった。

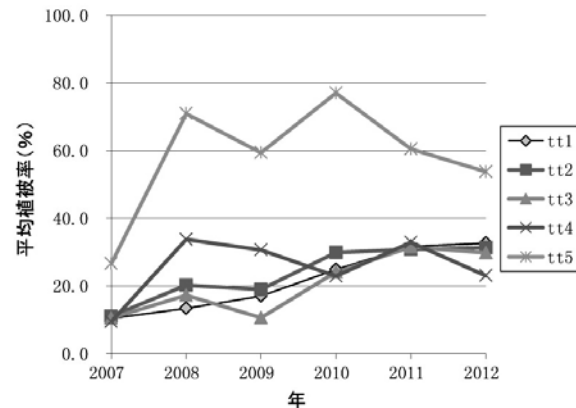


図-11 各プロットにおける低木 (N) の平均植被率の推移
tt1: 尾根部, tt2: 斜面上部,
tt3: 斜面中部, tt4・tt5: 斜面下部。

草本では植被率は斜面下部 (tt4, tt5) で、尾根部・斜面上部・中部 (tt1, tt2, tt3) の4倍程度で推移していた(図-12)。草本においても皆伐1年後に植被率のピークがあったが、これは前年には発生していなかったか、ごく小さな植被率であった草本種(モミジイチゴ、クサイチゴなど)がこの年に植被率を大きくしたものがあつたことを反映している。

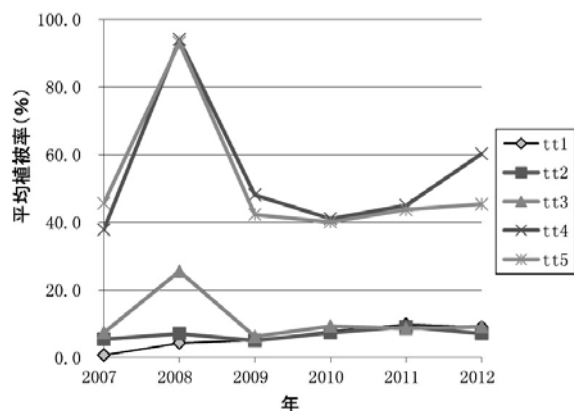


図 - 12 各プロットにおける草本 (H) の平均植被率の推移
 tt1: 尾根部, tt2: 斜面上部,
 tt3: 斜面中部, tt4・tt5: 斜面下部.

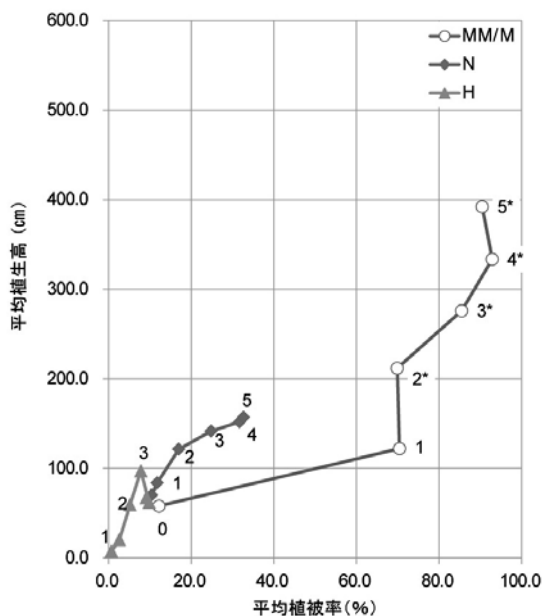


図 - 13 プロットtt1における各生活型の平均植生高と平均植被率の推移
 MM/M: 高木・亜高木, N: 低木,
 H: 草本.
 ラベルの数字は皆伐後の年数, MM/Mの数字に付した*はN,H双方の平均植生高の間に5%水準で有意差があったことを示している

3.3 植生高・植被率の生活型間の比較

プロットごとに平均植生高と平均植被率の推移を生活型間で比較すると、尾根部のtt1では皆伐当年には3つの生活型で平均植生高、平均植被率ともに接近していたものが、皆伐1年後には高木・亜高木が植被率で大きく差をつけ、その後も高木・亜高木の植生高は増加していた(図-13)。皆伐2年後以降、高木・亜高木の平均植生高はTukeyHSDによる多重比較の結果、低木および草本双方の平均植生高と5%水準で有意差があった。

平均植被率が1%を超える主な構成種を比較すると、皆伐当年には(図-14 左上)モウソウチクの植生高が最も高く、ウワミズザクラ、アカメガシワなどの高木・亜高木種はハイヌツゲ、ユキツバキといった低木種よりも低かったが、皆伐1年後(図-14 右上)にはアカメガシワが平均植生高や植被サイズで低木種や草本種を大きく上回り、3年後にはカラスザンショウ、ウワミズザクラなども低木種や草本種の植生高から抜け出してきた。そして皆伐5年後には高木・亜高木種と低木種・草本種とは150cm前後を境にして平均植生高で2層に分離した様相となった。その最上層はカラスザンショウ、キンキマメザクラ、ウワミズザクラ、アカメガシワを中心とした平均3m以上の樹冠となった(図-14 左下)。tt1でモウソウチクは皆伐当年、1年後から3年後でも毎年再発生し、モウソウチクは毎年初夏に除去され、夏以降に再生した稈が調査時に残って、他の低木種や草本種を上回る平均植生高あるいは植被サイズを有していたが、5年後には再発生していなかった。皆伐当年、低木のハイヌツゲ平均植生高が90cm前後であったが皆伐1年後には50cmに下がった。その後5年後には100cm前後に回復し、ユキツバキなどとともに林床構成種として定着しつつあるようであった。

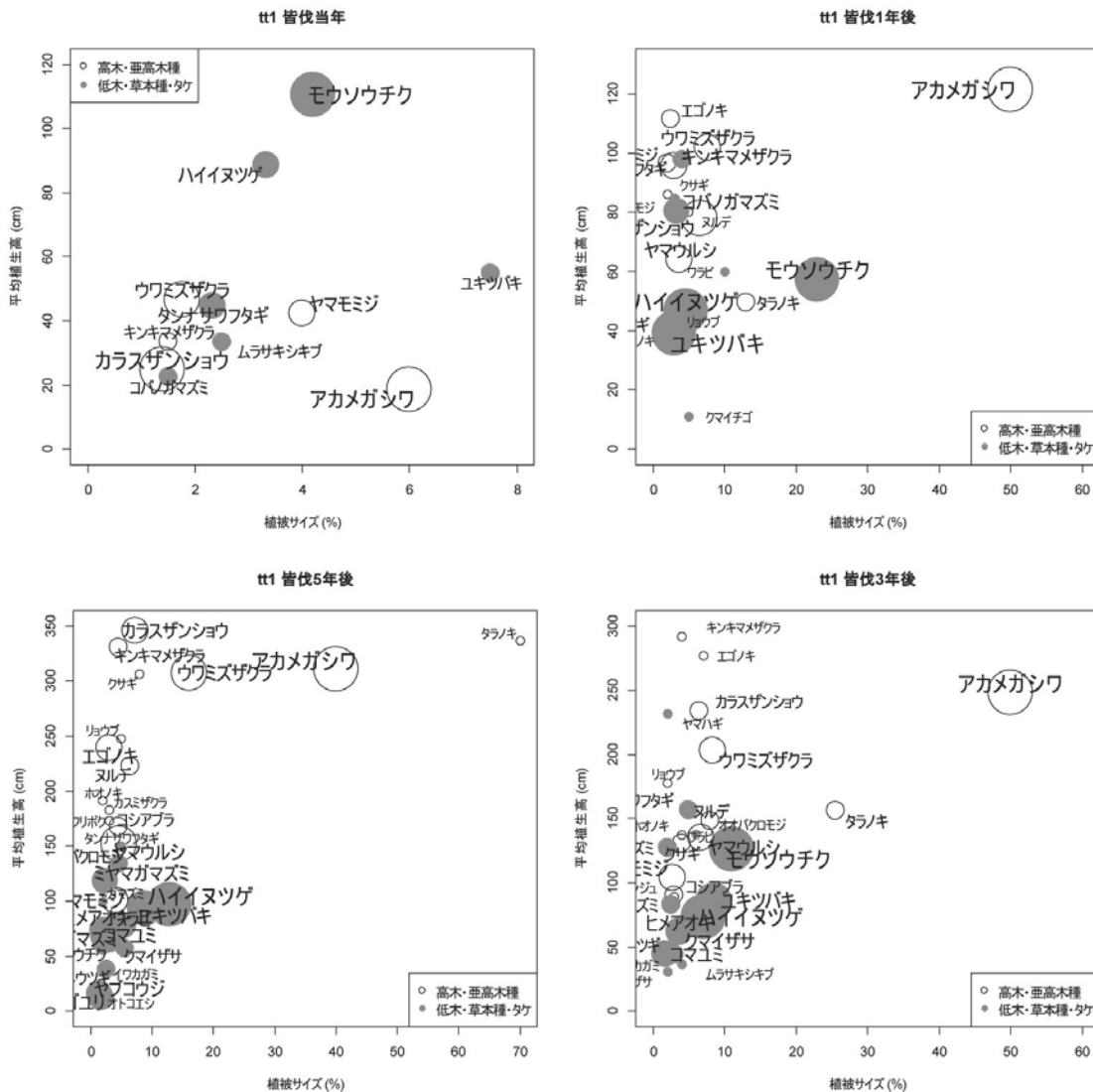


図 - 14 プロットtt1における平均植生高が1%を超える高木・亜高木種（MM/M，白抜きのパネル）とその他の生活型の種（N, H, B, 塗りつぶしのパネル）との植生サイズと平均植生高の関係．円の大きさは出現頻度を相対的に示す．左上の伐採当年から時計回りに1年後，3年後，5年後．MM/M：高木・亜高木，N：低木，H：草本，B：モウソウチク（翌年の調査前には除去される）．

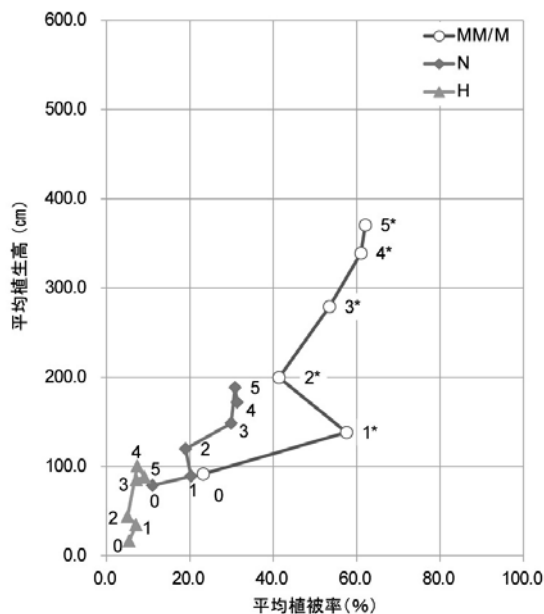


図 - 15 プロットtt2における各生活型の平均植生高と平均植被率の推移
MM/M：高木・亜高木，N：低木，H：草本。
ラベルの数字は皆伐後の年数，MM/Mの数字に付した*はN,H双方の平均植生高の間に5%水準で有意差があったことを示している

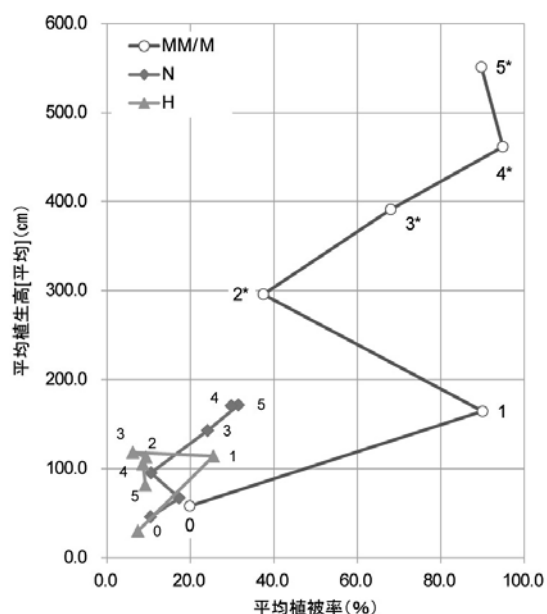


図 - 16 プロットtt3における各生活型の平均植生高と平均植被率の推移
MM/M：高木・亜高木，N：低木，H：草本。
ラベルの数字は皆伐後の年数，MM/Mの数字に付した*はN,H双方の平均植生高の間に5%水準で有意差があったことを示している

同様に，斜面上部のtt2でも皆伐翌年に高木・亜高木の平均植生高が他の生活型よりも有意に大きくなり，平均植被率も増加した（図-15）。

平均植被率が1%を超える主な構成種を比較すると，皆伐当年に（図-17 左上）高木・亜高木種としてはウラジロガシ，リョウブが平均植生高あるいは植被サイズで上位にあったが頻度は小さかった。他のウワミズザクラ，ヤマモミジ，アカメガシワといった高木・亜高木種に対しては，低木のユキツバキやヒメアオキなどが平均植生高あるいは植被サイズにおいて優位にあった。皆伐1年後にウワミズザクラ，アカメガシワ，エゴノキは低木種の上に出た。これらは皆伐3年後（図-17 右下）までは低木のオオバクロモジと平均植生高が近かったが，5年後（図-17 左下）には高木・亜高木種とオオバクロモジをはじめとする低木種・草本種とは180cm前後を境に2層に分かれた様相となった（図-17 左下）。林床はオオバクロモジとその下にユキツバキ，ヒメアオキが高い頻度で出現していた。モウソウチクは皆伐3年後も再発生を繰

り返していた。

斜面中部のtt3では，皆伐2年後に高木・亜高木の平均植被率が一度小さくなったが，その後回復した（図-16）。

平均植被率が1%を超える主な構成種を比較すると，皆伐当年から（図-18 左上）モウソウチクが優位にあるものの，アカメガシワ，カラスザンショウ，シロダモなどが草本種・低木種よりも優位にあり，皆伐1年後には（図-18 右上）ベニバナボロギクなどの草本種，オオバクロモジなどの低木種も急速に成長したが，カラスザンショウをはじめとする高木・亜高木種は3年後にはさらに大きく成長して優位を保ち，皆伐5年後にはタラノキ，アカメガシワ，クサギ，カラスザンショウなどが4，5mの樹冠となり，植生では平均植生高300cm前後に空白のある2層構造の様相となった（図-18 左下）。低木種，草本種では，ムラサキシキブを上位にヒメアオキ，ユキツバキ，ヒロバスケなどが中心となって林床を形成していた。モウソウチクは皆伐3年後まで再発生した。

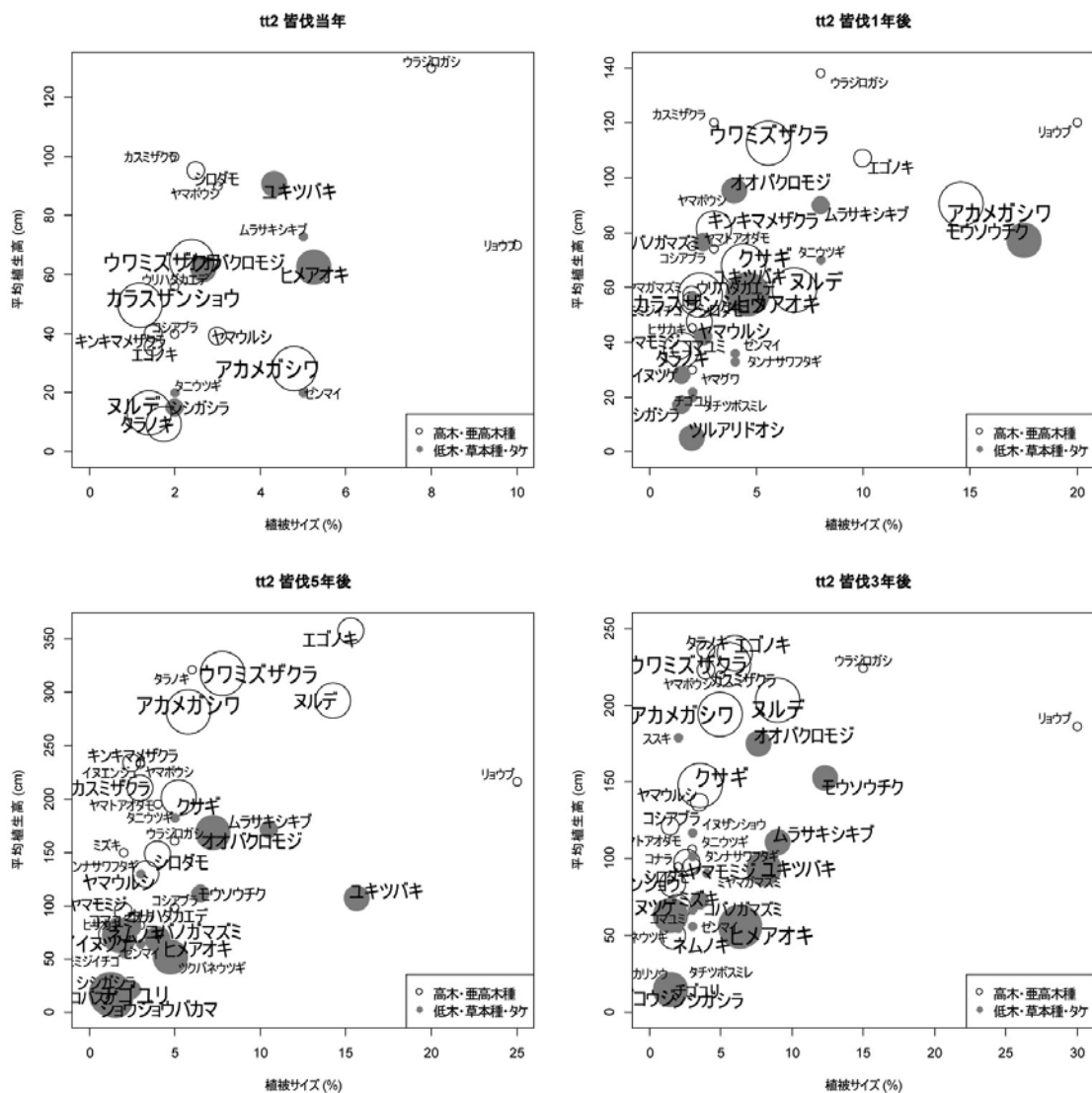


図 - 17 プロットtt2における平均植被率が1%を超える高木・亜高木種 (MM/M, 白抜きのみ) とその他の生活型の種 (N, H, B, 塗りつぶしの円) との植被サイズと平均植生高の関係。円の大きさは出現頻度を相対的に示す。左上の伐採当年から時計回りに1年後, 3年後, 5年後。MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本, B: モウソウチク (翌年の調査前には除去される)。

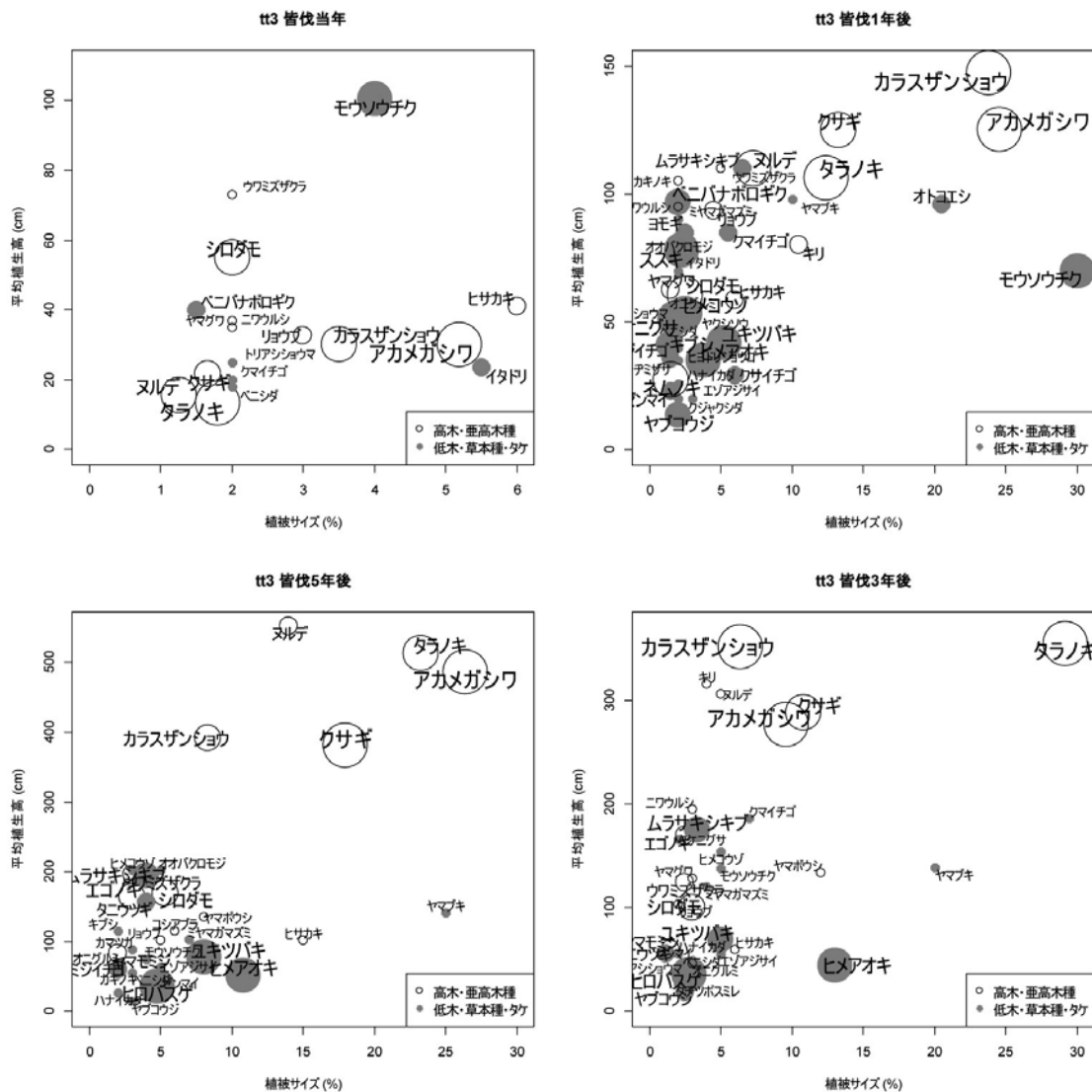


図 - 18 プロットtt3における平均植被率が1%を超える高木・亜高木種 (MM/M, 白抜ききの円) とその他の生活型の種 (N, H, B, 塗りつぶしの円) との植被サイズと平均植生高の関係。円の大きさは出現頻度を相対的に示す。左上の伐採当年から時計回りに1年後, 3年後, 5年後。MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本, B: モウソウチク (翌年の調査前には除去される)。

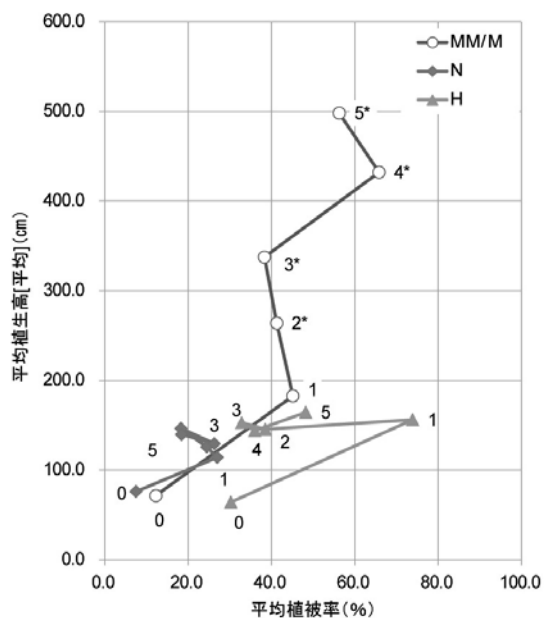


図 - 19 プロットtt4における各生活型の平均植生高と平均植被率の推移
MM/M：高木・亜高木，N：低木，H：草本。
ラベルの数字は皆伐後の年数，MM/Mの数字に付した*はN,H双方の平均植生高の間に5%水準で有意差があったことを示している

斜面下部のtt4では、皆伐2年後から高木・亜高木種の平均植生高が他の生活型よりも大きくなったが、平均植被率では草本と同程度に推移した(図-19)。

主な構成種を比較すると、皆伐当年(図-21左上)からカラムシやエゾアジサイなどの草本種や低木種が優勢で、高木・亜高木種ではケヤキ、クサギ、カラスザンショウがこれらより上位に出現したが、頻度は低かった。アカメガシワの平均植生高がこれらの低木および草本を上回るのは3年後からで、5年後には植生高230cm前後を境に高木・亜高木層と低木層・草本層とが2層に分かれた様相となった。低木はエゾアジサイなど、草本もカラムシ、モミジイチゴなど多くの種が出現した。モウソウチクは皆伐3年後にも再発生していた。

斜面下部でtt4と並んだプロットtt5では伐採当年から5年後まで高木・亜高木種の平均植被率はつねに低木種、草本種のそれよりも小さい値で推移していた。また高木・亜高木種の平均植生高も低木種、草本種の平均植生高とほぼ並行して推移した(図-20)。

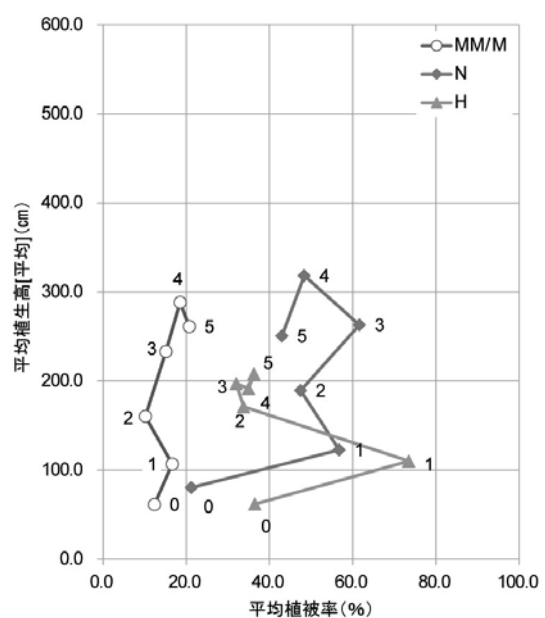


図 - 20 プロットtt5における各生活型の平均植生高と平均植被率の推移
MM/M：高木・亜高木，N：低木，H：草本。
ラベルの数字は皆伐後の年数，MM/Mの数字に付した*はN,H双方の平均植生高の間に5%水準で有意差があったことを示している

平均植被率が1%を超える主な構成種を比較すると、皆伐当年(図-22左上)からヒメコウゾ、エゾアジサイなどの低木種やカラムシ、ゼンマイなどの草本種が優勢で、高木・亜高木種はそれらに埋没するかたちで皆伐当年から2年後まではヒサカキやシロダモが、3年後(図-22右下)からはオニグルミなどが上部に見られ、5年後にはヌルデ、オニグルミが低木種の平均植生高を上回ったが、いずれも頻度は低かった。個体密度においてもtt5の高木・亜高木種は1㎡あたり0.875本で、5つのプロットのうちもっとも低かったが、皆伐3年後以降の減少率は小さかった(図-9)。皆伐3年後にはモウソウチクの再発生が見られなくなった。

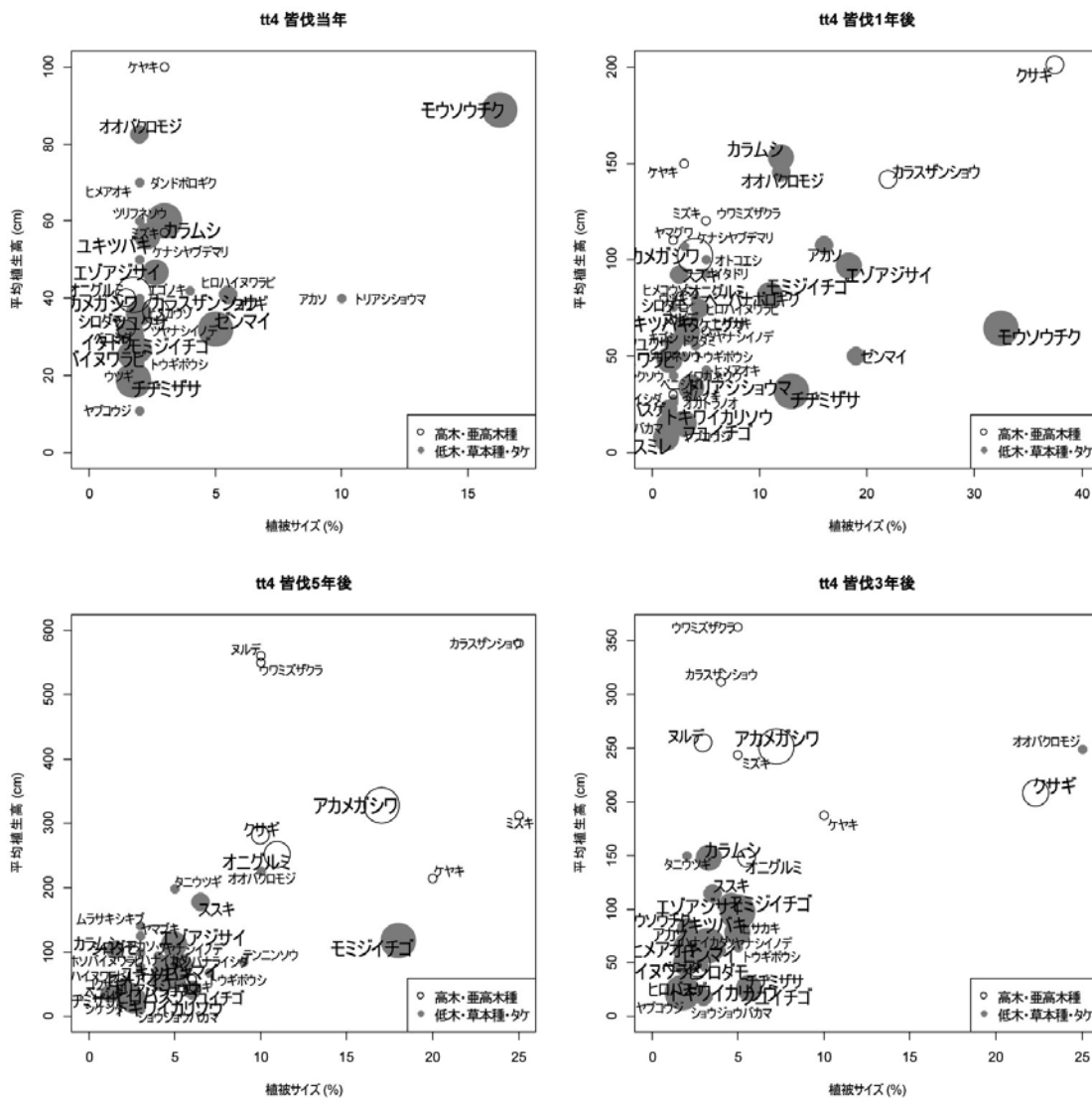


図 - 21 プロットtt4における平均植被率が1%を超える高木・亜高木種 (MM/M, 白抜きの円) とその他の生活型の種 (N, H, B, 塗りつぶしの円) との植被サイズと平均植生高の関係。円の大きさは出現頻度を相対的に示す。左上の伐採当年から時計回りに1年後, 3年後, 5年後。MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本, B: モウソウチク (翌年の調査前には除去される)。

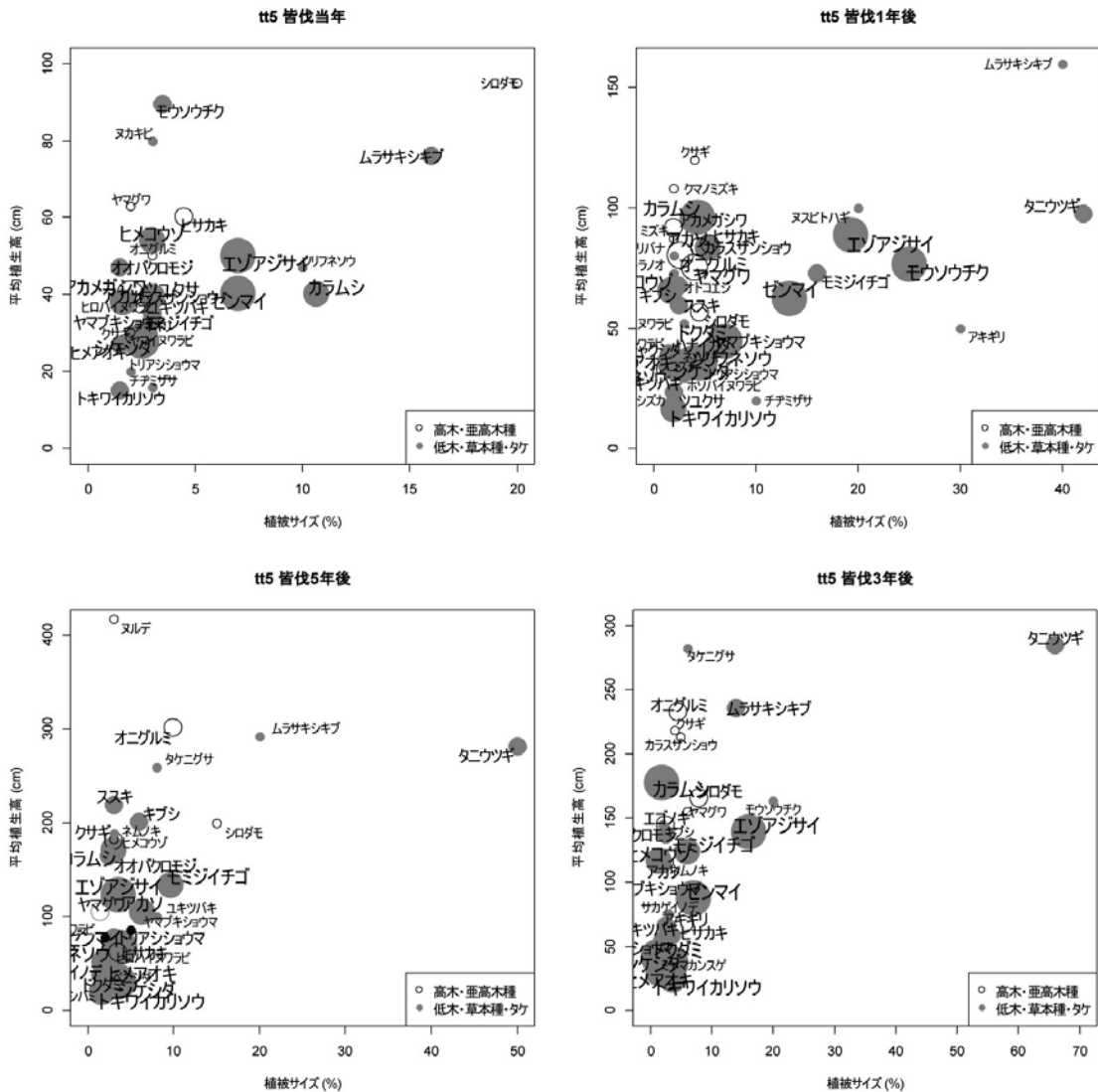


図 - 22 プロットtt5における平均植被率が1%を超える高木・亜高木種 (MM/M, 白抜きの円) とその他の生活型の種 (N, H, B, 塗りつぶしの円) との植被サイズと平均植生高の関係。円の大きさは出現頻度を相対的に示す。左上の伐採当年から時計回りに1年後, 3年後, 5年後。MM/M: 高木・亜高木, N: 低木, H: 草本, B: モウソウチク (翌年の調査前には除去される)。

4. まとめ

本調査地は全体として広葉樹林への更新が進んでいたが、プロットによってその経過には異なった展開が見られた。尾根部 (tt1) から斜面上部 (tt2), 中部 (tt3) にかけてはモウソウチク皆伐の1年後にはアカメガシワ, ウワミズザクラ, カラスザンショウ, クサギなどの高木・亜高木種が平均植生高あるいは植被サイズで低木種や草本種を上回って成長していた (図-14, 17, 18)。これに対し, 斜面下部のtt4では皆伐2年後に高木・亜高木種は平均植生高で草本種や低木種を凌ぐものの, 平均植被率では草本種と大きく違わなかった (図-19)。これはtt4のプロット内の高木・亜高木の個体密度がtt1, tt2, tt3と比べて低く (図-9), 平均植被率も皆伐1年後から3年後までは40%前後で推移しており, 下層が明るいために草本種が繁茂しやすかったと考えられる。同じ斜面下部に位置するtt5では皆伐当年から高木・亜高木種の個体密度は低く (図-9), 皆伐後の5年間よく成長したエゾアジサイなどの低木種やカラムシなどの平均植生高が1 m前後になる大型の草本種に被圧されつづけたと考えられる (図-20)。

こうした草本種や低木種による被圧を取り除き天然更新を促進するための方策として下刈りを行うことが考えられる。しかし, 下刈りには誤伐という負の効果も多く (前田1999) とりわけ出現する高木・亜高木の樹種も多い天然更新では, 高木・亜高木種と草本種との植生高が重なっている初期の段階では, これらを区別しながらの作業は困難で効率が悪い。ましてや植生高の高い草本の陰にかくれた高木・亜高木種の稚樹の誤伐を避けることは不可能と思われる。藤井・重松 (2008) は竹林皆伐後にモウソウチクを含め他のすべての植物を刈り取る処理を行った結果, 広葉樹は衰退し, モウソウチクの再発生が残ったことを示した。誤伐が避けられない下刈りは, この全刈りに近い結果となる危険性が考えられる。本調査地については最も高木・亜高木性広葉樹の稚樹が少なかったプロットtt5においても1 haあたりの稚樹数は皆伐5年後でも8750本/haあり (図-9), 一般的な高木性広葉樹の更新基準である2000~10,000本 (田内2010) は満たしている。また, 植被率では低木種・草本種に負けているとはいえ期間後半では個体密度の低下も少なく安定しており, 植生高も低木

種や草本種と揃って伸びていることから, 強いて下刈りを行う必要はないと思われる。

竹林伐採地では光環境の急激な改善による外来植物の繁茂が問題となることもある (鈴木ら2008)。今回の調査区では木本ではキリ, ニワウルシが, 草本ではオオアワダチソウ, ダンドボロギク, ヒメムカシヨモギ, ベニバナボロギクが出現したが, いずれも皆伐5年後にはすでに枯死して見られなくなっていた。

里山再生整備においては従来の薪炭林として管理されていたコナラ林を前提に考えることがしばしばあるが, 竹林整備後の天然更新によるコナラ林への誘導は困難であることが報告されている (豊嶋ら2013)。本調査区でもコナラの稚樹は皆伐直後に330本, 5年後でも490本にとどまった。本調査地では天然更新によって発生する高木・亜高木種を特に条件をつけずに目標樹種としていたが, その結果について検討すると, 本調査区で皆伐5年後までに少なくとも1回1,000本/ha以上出現したことがある高木性広葉樹は14種で (大宮ら2013)。皆伐直後, 最も大量に発生したのはアカメガシワ, 次いで多く発生したのはカラスザンショウであった。皆伐5年後にはカラスザンショウが減少し, アカメガシワに次ぐ密度となっていたのはウワミズザクラであった。それにつづいてシロダモ, クサギ, ヌルデ, エゴノキ, リョウブ, ヤマウルシ, ミズキ, クマノミズキがあり, 密度は1,000本を切るがタラノキが最も大きく356cm (密度は約700本/ha) であった。このうちカラスザンショウ, アカメガシワ, クサギ, ヌルデは先駆種である。その他の樹種も比較的若い森林に出現するものが目立つ。アカメガシワやクサギは高木性広葉樹の中で成長が速く (長谷川2004), 竹林皆伐地では, 更新樹は再発生するササ状の竹を被圧する効果があると考えられる。また, ウワミズザクラは遷移後期種が出現・成長するまでの間, 林分を被覆して一定の公益的機能を維持することが期待される。本調査地のように, 人が入りやすく, 親しみやすい広葉樹林を目指す里山としては文化的側面も評価されるべきと考える。比較的高い密度で出現したヌルデ, エゴノキはアカメガシワとともに万葉集にも詠まれた樹木であり (服部ら2010), 古くから里山を代表する植物であることは間違いない。また同様に, 高密度で出現したクサギも, 富山県氷見市では

重要な伝統食材である（氷見市2012）。そうした付加価値を発掘しながら里山の管理を進めることは、地域住民がさらに身近なものとして里山を再発見してもらうきっかけになり、放置竹林に代表されるような里山の荒廃を食い止める楽しい動機づけとなると思う。

田内（2010）は広葉樹林化の更新対象樹種について、先駆種は長期間の公益的機能に対しては一時的な効果にとどまることから、アカメガシワのような先駆種は目標達成に対して限定的なものと考えべきとしている。今後、遷移後期種がどのように発生し、成長するかについて、引き続き調査が必要と考える。

謝辞

雄神地区森林振興会の皆様，ならびに富山県林務関係職員，同森林研究所の各位には現地調査にご協力いただくとともに貴重なご意見を賜った。ここに記して深く感謝の意を表する。

引用文献

藤井義久・重松敏則（2008）継続的な伐竹によるモウソウチクの再生力衰退とその他の植生の回復．ランドスケープ研究71（5）：529-534
長谷川幹夫（2004）富山県の天然林とその管理実践編．富山県林業技術センター研究報告17号別冊．122pp
服部保・南山典子・小川靖彦（2010）万葉集の植生学的研究．植生学会誌27：45-61
氷見市（2012）氷見市トップページ 食文化・食育 秘味ごっつお帖 里山の幸・クッキングレシピ 里山 夏（くさぎとうちまめの煮物）．<http://www.city.himi.toyama.jp/hp/page000003700/hpg000003601.htm>（最終アクセス日：

2015年1月1日）

石田弘明・服部保・今西朋子・加藤文・高比良響・豊木麻由・山田真紀子・山崎香陽子（1999）三田市フラワータウンにおけるモウソウチク林の皆伐後の植生動態．人と自然10：29-40
小谷二郎・江崎功二郎（2012）放置期間の違いが竹林の下層植生の発達に与える影響．森林立地54(1)：19-28
近藤晃・加藤徹・伊藤愛（2014）モウソウチク林の皆伐後における再生竹の持続的な刈り取りが広葉樹林化に及ぼす影響．静岡県農林技術研究所報告7：71-76
前田雄一（1999）広葉樹人工林の成林阻害要因について 大面積造林地で発生する下刈り時の誤伐被害．森林応用研究8：125-128
宮脇昭・奥田重俊・望月陸夫編（1978）日本植生便覧．910pp，至文堂，東京
大宮徹・小林裕之・中島春樹・長谷川幹夫（2012）多雪地におけるモウソウチク林皆伐後の管理と再生する広葉樹の更新初期段階の動態．富山県農林水産総合技術センター 森林研究所研究報告5：26-33
鈴木重雄・菊池亜希良・中越信和（2008）モウソウチク稈の除去後に再生した植生の構造と種組成の変化．景观生態学12(2)：43-51
鈴木重雄（2010）竹林は植物の多様性が低いのか？ 森林科学58：11-14
田内裕之（2010）広葉樹林化の目標林型と更新基準．森林科学59：22-25
とやまの竹資源利用・整備促進検討会（2009）とやまの竹資源利用・整備促進検討会報告書
豊嶋勲・小笠原祐介・中井亜理沙（2013）里山林における竹皆伐後の植生回復について．中森研61：97-98

Summary

In order to examine proper management for natural regeneration after clear-cutting of Moso bamboo (*Phyllostachys heterocycla*) plantation in heavy snowfall region, we investigated early stage of change in the vegetation. We set up five observation plots. By simple removal of emerging bamboo shoot repeatedly, in one plot, arbors grew taller than shrubs and herbs by significant difference within one year after clear-cutting. And in three plots, significant difference appeared three years after clear-cutting. In another one plot, there was no significant difference in the growing among them during five researching years. Although young arbors seemed suppressed by shrubs and herbs in this plot, mowing would not be necessary as they gained enough height and density for their survival.

生活型	種名	生活型	種名	生活型	種名	生活型	種名
MM/M	アオハダ	N	エゾアジサイ	H	クマイザサ	H	ベニバナボロギク
	アカメガシワ		オオバクロモジ		クマイチゴ		ホウチャクソウ
	イイギリ		オオバスノキ		コウゾリナ		ホソバヌワラビ
	イタヤカエデ		ガマズミ		コシノホンモンジスゲ		ミズヒキ
	イヌエンジュ		カマツカ		コナスビ		ミヤマカンスゲ
	ウラジロガシ		キブシ		コブナグサ		ミヤマナルコユリ
	ウリハダカエデ		ケナシヤブデマリ		サカゲイノデ		モミジイチゴ
	ウワミズザクラ		コクサギ		ササユリ		ヤクシソウ
	エゴノキ		コバノガマズミ		シケシダ		ヤブラン
	エゾエノキ		コマユミ		シシガシラ		ヤマイヌワラビ
	オニグルミ		サンショウ		ジャノヒゲ		ヤマハギ
	カキノキ		タニウツギ		シュロソウ		ヤマブキシオウマ
	カスミザクラ		タンナサワフタギ		ショウジョウバカマ		ヤマホロシ
	カラスザンショウ		ツクバネウツギ		シロヨメナ		ヤワラシダ
	キリ		ツノハシバミ		ススキ		ユキザサ
	キンキマメザクラ		ノイバラ		スミレサイシン		ヨツバヒヨドリ
	クサギ		ハイヌガヤ		ゼンマイ		ヨモギ
	クマノミズキ		ハイヌツゲ		タケシマラン		リョウメンシダ
	ケヤキ		ハナイカダ		タケニグサ		ワラビ
	コシアブラ		ヒメアオキ		タチツボスミレ		ヤブコウジ
	コナラ		ヒメコウゾ		ダンドボロギク		B モウソウチク
	コハウチワカエデ		ミツバウツギ		チゴユリ		L アオツツラフジ
	ゴンズイ		ミヤマガマズミ		チヂミザサ		アケビ
	ザイフリボク		ムラサキシキブ		ツヤナシイノデ		イワガラミ
	シロダモ		ヤマツツジ		ツユクサ		エビヅル
	スギ		ヤマブキ		ツリフネソウ		オニドコロ
	ソヨゴ		ユキツバキ		ツルアリドオシ		キツタ
	タラノキ		H アカソ		テンニンソウ		クズ
	ニワウルシ		アキギリ		トウギボウシ		コカモメヅル
	ヌルデ		アキノノゲシ		トキワイカリソウ		サルトリイバラ
	ネムノキ		イタドリ		ドクダミ		ツタ
	ヒサカキ		イノコズチ		トリアシショウマ		ツルニンジン
	ホオノキ		イワカガミ		ナルコユリ		テイカカズラ
	マルバアオダモ		イワガネソウ		ヌカキビ		トリガタハンショウヅル
	ミズキ		イワヒメワラビ		ヌスピトハギ		ノササゲ
	ヤマウルシ		ウマノミツバ		ヒメカンスゲ		ノブドウ
	ヤマグワ		オオアワダチソウ		ヒメムカシヨモギ		フジ
	ヤマザクラ		オカトラノオ		ヒヨドリジョウゴ		ヘクソカズラ
	ヤマトアオダモ		オクノカンスゲ		ヒヨドリバナ		ポタンヅル
	ヤマボウシ		オトギリソウ		ヒロハイヌワラビ		マツブサ
	ヤマモミジ		オトコエシ		ヒロバスゲ		ミツバアケビ
	リョウブ		カラムシ		フキ		ヤブツルアズキ
	N		アクシバ		ガンクビソウ		ヤマノイモ
			イヌザンショウ		クサイチゴ		
			ウツギ		クジャクシダ		