

清里野外教育実習施設構内のミズナラ二次林の動態

佐野哲也¹・川瀬 彩²・横山一郎³・持田幸良⁴

Development of oak dominated secondary forest
at Kiyosato Institute of Field Education(YNU), Central Japan
Tetsuya SANO¹, Aya KAWASE², Ichiro YOKOYAMA³, Yukira MOCHIDA⁴

1. はじめに

横浜国立大学大学院環境情報研究院植物生態学研究室(旧教育学部および教育人間科学部)では、山梨県北杜市高根町清里にある教育人間科学部野外教育実習施設を拠点に、周辺植生の生態学的研究を行ってきた。教育学部時代は、植物社会学的な研究が中心に行われ(小沢・遠山 1983, 芦立ほか 1984, 高尾・遠山 1985, 杉山・遠山 1987, 宮尾・遠山 1988, 松井・遠山 1989, 田中・遠山 1990, 山田・遠山 1990, 永峯ほか 1994, 95, 菊池ほか 1994, 持田ほか 1997, 星・遠山 1998, ほか)、施設周辺の詳細な植生図が描かれ(星 1999)、植物相がまとめられた(上田 1985, 大泉ほか 1987, 田中・遠山 1991, 田中ほか 2016)。そして、教育学部が教育人間科学部と名称を変えたちょうど 20 世紀から 21 世紀へと時代が変わる頃からは、実習施設内にあるミズナラが優占する林分を対象に林分構造や動態に関する研究が続けられてきた(土畑ほか 2000, 横山ほか 2000, 持田ほか 2000, Sano & Ohsawa 2008 ほか)。この研究は、施設構内の林に永久コドラートを設置し、存在する立木 1 本 1 本にマークをつけ、位置を測量し、樹高と太さの測定を定期的に行うという地道なもので、卒業研究、修士論文研究の他、夏季休業期間中に行われる大学の野外実習や神奈川県小中高等学校理科教員を対象とした科学教育研究室の中で取り組まれてきた。

20 世紀末から始められた調査の目的は大きく次の 2 つにまとめられる。一つは、(1)「立地環境による構成種の分布の違いを明らかにする」ことである(土畑ほか 2000)。実習施設は、起伏の変化に乏しい火山麓特有の緩斜面上に位置しているのであるが、枯れ沢や湿原など、微妙な地形の変化によって現れる多様な立地環境に対応して植生構造の変化が観察されていたので、この様子を詳細に記述することを目的とした。もう一つは、(2)「林分の遷移過程を明らかにする」ことである(横山ほか 2000)。研究開始時は、アカマツなど陽樹の倒木が目立っており、生き残った個体の林冠もクリやミズナラといった樹種の林冠に圧迫され衰退縮小し、いずれ枯死して行くことが予想された。ミズナラは、八ヶ岳の冷温帯域の極相林を構成する樹種であると考えられている(星・遠山 1998, 星 1999)が、先駆樹種がその地域の極相林を構成する樹種に取って代わられる様子を詳細に記述することを目的とした。

施設構内の林は、かつて薪炭林として繰り返し伐採され利用されてきた林が放置されたものであ

¹ 東北工業大学工学部 Faculty of Engineering, Tohoku Institute of Technology

² 横浜国立大学大学院環境情報学府 Graduate School of Environment and Information Sciences, Yokohama National University

³ 湘南学園中学校高等学校 Shonan Gakuen Junior & Senior High School

⁴ 横浜国立大学大学院環境情報研究院 Graduate School of Environment and Information Sciences, Yokohama National University

り（前施設管理人・小林昭治氏 持田私信）、株立ちしたミズナラの個体が目立つ。このような伐採跡地や山火事跡地など、既に土壌が形成された場所で起こる遷移は二次遷移とよばれ、土壌中に残っていた種子や根、切り株から新しい芽が伸びて再生が始まるので、土壌の形成からスタートする一次遷移に比べて安定した森林状態に達するまでのスピードは速い。本報では 20 世紀末から継続的に調査してきた森林動態に関するデータをまとめ、実習施設構内の森林が、現在二次遷移のどの段階にあるのか明らかにし、今後どのように変化するか予測してみたい。

森林動態の解析方法には、永久コドラート内で個体の生残やサイズを定期的に測定する調査法のほかに、生育個体の年輪を解読する方法もあり、施設構内の森林でも調査が行われてきた。年輪数を数えることによって構成個体の侵入時期が分かるほか、年輪幅の経時変化を追うことによって、被圧された時期や、被圧から解放された時期など、構成個体の成長履歴を大まかに予測することが可能になる。そこで本報では、年輪解析の結果をもとに定期調査を始める前の森林の履歴についても検討する。横山ほか(2000)は調査地内のミズナラおよびアカマツの高木数個体から年輪サンプルを採取し、実習施設校内の森林が終戦直後に伐採されたのちに放置された二次林であること、およびアカマツ個体の生長が近年衰退傾向にあることを明らかにした。施設構内の森林には、この時に調査した個体よりも幹直径が太い個体が針葉樹を中心に数本存在しているので、本報ではこれらの年輪を解読し、まず (1) 最後の伐採時期の特定とそれ以前の攪乱の履歴の解明を試みる。また、ミズナラ、アカマツ以外の高木種、亜高木種を対象とした年輪調査を行うことによって階層構造の分化過程など (2) 終戦直後の伐採から現在に至る森林の再生過程を明らかにする。続いて、20 世紀末からの追跡調査データをもとに (3) 20 世紀末からおよそ 10 年間の動態をまとめ現在の施設構内の状態が二次遷移のどの段階にあるのか明らかにする。さらに、追跡調査を始めたころから八ヶ岳山麓ではニホンジカの個体密度が増加し始めその食害の影響が顕著になってきた。川瀬・持田 (2016) は八ヶ岳南東麓において、シカの不嗜好性樹種であるミズナラまでもが冬期に大剥皮を受けている事例を確認している。施設構内の森林についても剥皮被害が認められ、その動態には樹木個体間の競争だけでなくシカの影響も無視できなくなってきた。そこで (4) 施設構内の樹木についてニホンジカによる剥皮被害の状況を調べ、被害を受けやすい樹種を特定する。そして最後に、以上の結果をもとに施設構内の林がこれまでどのような経過をたどり現在の状況に至り、今後どのように変化するか予測する。

2. 調査地および調査方法

2-1 調査地の位置

横浜国立大学教育人間科学部野外教育実習施設は八ヶ岳山塊主峰赤岳（標高 2,899m）の南東麓、山梨県北杜市高根町清里の標高 1,380m に位置している。昭和 30 年代に山梨県が学校寮地区とした一角にあり、施設の面積は約 2ha である。その施設構内（北緯 35° 56′ 19″、東経 138° 26′ 39″）に林分調査のための永久調査区を設置した（図 1-A）。温量指数は $WI = 59.7^{\circ}\text{C}\cdot\text{月}$ 、 $CI = -34.3^{\circ}\text{C}\cdot\text{月}$ （気象庁・野辺山地域気象観測所、標高 1,350m の 2000～2014 年、15 年間の月平均気温より算出）となり、植生帯としては冷温帯で夏緑樹林が優占する森林帯（ブナクラス域）に位置していることになる。

2-2 調査区の設置と立地区分

調査区面積はおよそ 1.025ha で、傾斜が緩やかな平坦地と傾斜がやや急になる斜面で構成され、平坦地には、湿原や小川が存在する（図 1-B）。調査区内では微妙な地形の変化に対応した特徴的な構

成種の分布様式が見られることが土畑ほか（2000）の研究により明らかにされており、種の分布を規定する主要な立地として、「湿地」、「平坦地」、「斜面」の3つの立地環境を区分した（図1-C）。

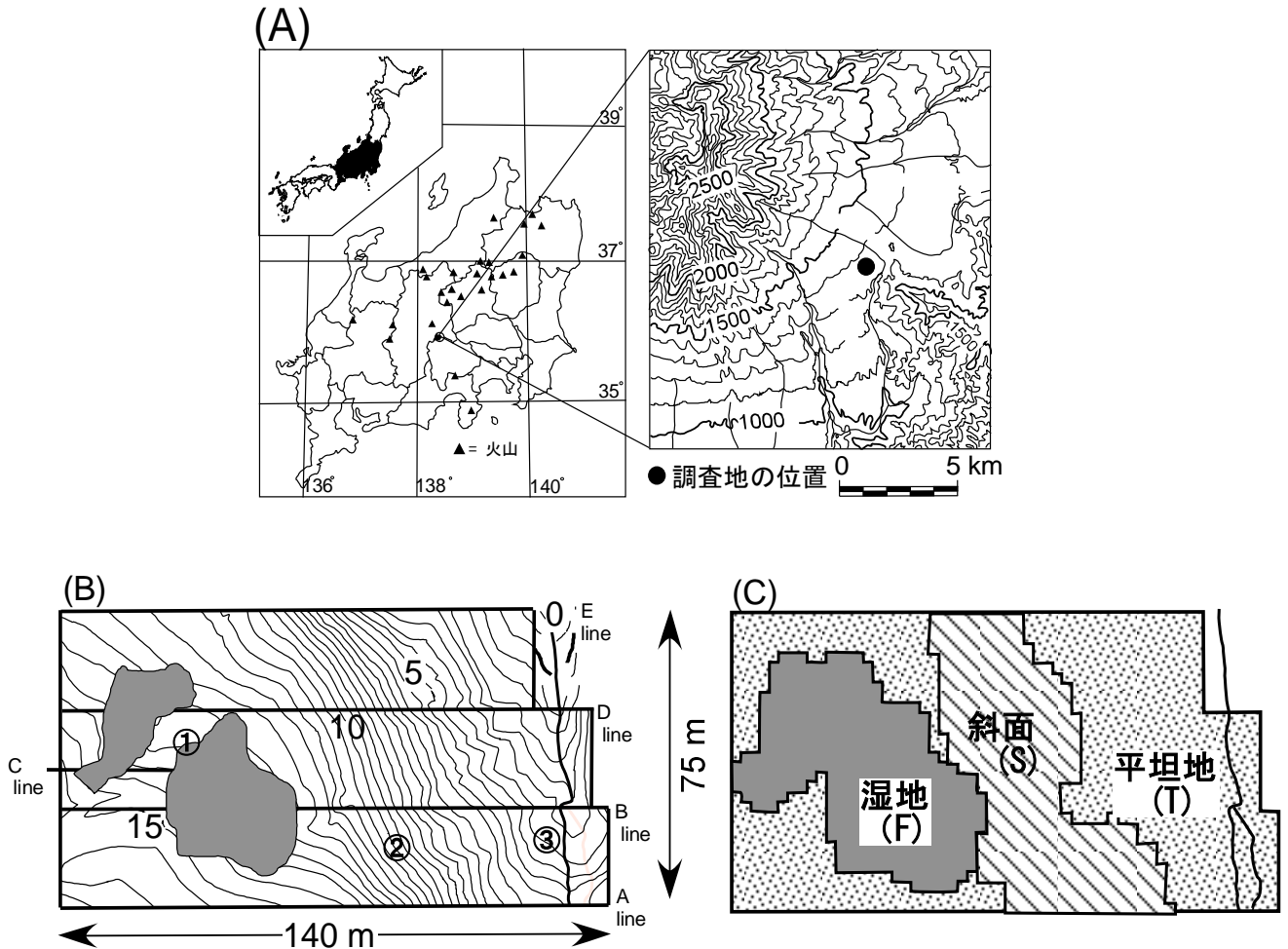


図1 調査地概況

(A) 調査地の位置 (B) 調査区の地形図 (C) 調査区の立地環境区分
 調査区の地形図(B)の等高線は50 cm間隔で描かれている。また①、②、③は温度測定位置を示す。

2-3 立地環境の違いによる気温、地温、土壌水分の差異

図1-Bに示した調査区内の3箇所(①平坦地、②斜面、③平坦地-谷底面)で林内気温(+120cm、+20cm)、地温(-1cm、-10cm、-30cm)を測定した。また対照観測点として施設正門近くの開けた場所に百葉箱を設置して気温と湿度(+150cm)を年間通じて測定した(表1)。

表1 観測地点①、②、③での最高最低温度(観測期間2002年4月~2004年8月)

測定位置 (地表面からの位置)	+1.2m		+20cm		-1cm		-10cm		-30cm	
	最高	最低	最高	最低	最高	最低	最高	最低	最高	最低
百葉箱(+1.5m)	28.4	-18.2	—	—	—	—	—	—	—	—
①上部平坦地	25.6	-18.3	23.7	-15.8	23.7	-1.8	20.6	-0.4	19.4	+1.3
②斜面地	26.6	-18.4	28.5	-12.1	21.0	-1.8	18.8	+1.0	17.6	+2.1
③下部平坦地(谷底)	26.2	-20.2	27.0	-14.3	22.1	-0.9	18.5	+1.0	16.9	+2.2

最高 最低 欄の数値単位は(°C)である

この期間での日最高気温は百葉箱で 28.4℃、林内で 26.6℃であった。また日最低気温は百葉箱で -18.2℃、林内で -20.2℃（下部平坦面）であった。地温は最高温度が-1cm で 23.7℃、-10cm で 20.6℃、-30cm で 19.4℃最低温度は-1cm で -1.8℃、-10cm で -0.4℃、-30cm で +1.3℃であった。観測期間中 -30cm の地温が +1.3℃以下になることはなかった。また③（下部平坦地－谷底面）では夏期の気温が他の地点と比べて 1℃ほど低かった。

また図 2 に示すとおり、各立地は土壤水分環境において大きな違いがあり、「湿地」は常に地下水位の高い過湿状態となっている。「平坦地」は、降雨時に地表面近くまで地下水位が上昇する水はけの悪い環境であるのに対し、「斜面」は水はけが良く夏季に乾燥する。

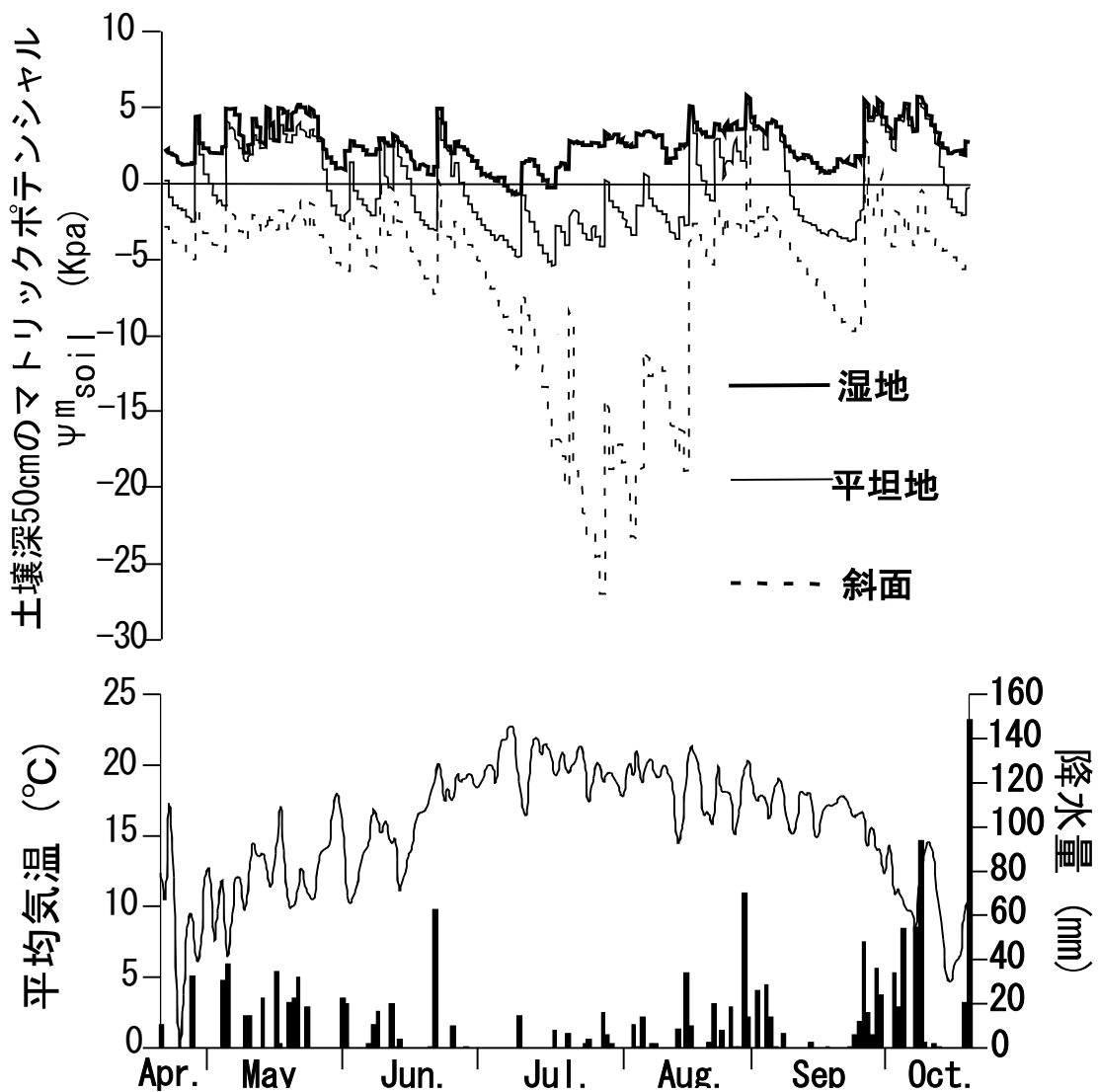


図 2 立地環境による土壤水分特性の違い
(2004 年の観測値をもとに作成)

土中水のマトリックポテンシャルは、深さ 50 cm のところに埋めたテンションメータで測定した値、平均気温、降水量は野辺山気象台の観測値である。

2-4 毎木調査

1回目の毎木調査は、1999年から2001年にかけて実施された。調査区は図1-B示すように3分割され、1999年はAラインとBラインに挟まれた範囲、2000年はBラインとDラインに挟まれた範囲、2001年はDラインとEラインに挟まれた範囲と各年順番に測定を行った。範囲内に生育する1.3m以上のすべての樹木個体につき、位置と樹種を記録し、胸高直径（DBH）と樹高（H）を測定した。DBHは高さ1.3mの位置で測定し、高さ50cm以上の位置で株分かれている幹は萌芽と扱い、すべての萌芽幹のDBHとHを測定した。2回目の毎木調査は、各範囲で10年後、すなわち2009年から2011年に3か年かけて順に実施し、個体の生残、生残幹のDBHとHの追跡測定をおこなった。また新規に1.3m以上に達した個体についても位置と樹種を記録しDBHとHを測定した。

2-5 年輪解析

終戦直後に行われた最後の伐採以前の森林利用履歴を明らかにするため、調査地内に設置した永久コードラートに生育する個体の中で最大の胸高直径（DBH）を示したカラマツ個体（識別番号 Line B-D 793）と、コードラート内に生育しているアカマツのなかで最大のDBHを示したアカマツ個体（識別番号 Line A-B 1116）を選択し、年輪解析を行った。選択個体を対象に地際から40cmの高さで成長錐サンプルを得た。採取した成長錐サンプルは、割りばし上に木工用ボンドで固定し紙やすりで表面を整えた後、実体顕微鏡で年輪を観察した。年輪幅は、年輪の位置が分かりやすいようにペンで印をつけ、スキャナーで画像として保存したのち、その画像を年輪解析用ソフト WinDENDRO で解析することによって測定した。

また、最後に行われた伐採以降の森林再生過程を明らかにするため、永久調査区内に年輪解析用のサブ調査区（5m×20m）を斜面と水路が流れている平坦地の2カ所に設置し、その中に存在する高木層と亜高木層を形成している個体すべてについて成長錐サンプルを採取し、年輪数と幅を上述の手法で計測した。

2-6 シカ剥皮調査

(1) 調査区の設定

施設構内森林のシカ食害状況を調べるため、調査区のEラインとDライン上の平坦地に2つの調査区を設置し（調査区Ⅰ：Eライン上の上部平坦地に面積600m²の大きさに設置、調査区Ⅱ：Dライン上の下部平坦地に面積300m²の大きさに設置）、調査区内に出現した1.5m以上の樹木について剥皮調査を実施した。調査は、2013年8月に実施し、樹種、胸高周囲、剥皮があれば剥皮面積を計測し記録した。剥皮面積は、剥皮痕の形にしたがって以下の楕円近似または長方形近似により算出した（図3）。



図3 剥皮面積の算出法

$$\text{剥皮面積 (楕円近似)} = 1/2 \alpha \times 1/2 \beta \times \pi$$

(αは長径、βは短径)

(2) 剥皮強度の算定

記録した剥皮面積をもとに剥皮強度という以下の式によって算定される指標 (Ando *et al.* 2003) を用い、各調査区における剥皮の激しさを評価した。

$$\text{剥皮強度} = \text{剥皮面積} / \text{利用可能樹皮面積}$$

剥皮強度とは、シカが利用可能な樹皮面積に占める実際の剥皮面積であり、今回はシカが利用可能な高さの上限を約 1.8 m とし、これを測定した胸高周囲に乗じて近似的に求めた面積を、利用可能樹皮面積とした。

(3) 選択性指数の算定

シカの剥皮における樹種嗜好性を評価するために、Ivlev の選択性指数を用いた (Ivlev 1965)。これは各樹種の利用可能樹皮面積と剥皮面積の値から、以下の式によって算出される (Ando *et al.* 2003)。

$$E = (r_i - P_i) / (r_i + P_i)$$

※ E : 選択性指数

r_i : 全樹種の剥皮面積に対する樹種 i の剥皮面積の割合、

P_i : 全樹種の利用可能樹皮面積に対する樹種 i の利用可能樹皮面積の割合

この選択性指数は -1 から 1 の間の値をとり、値が大きいほど嗜好性が高いことを示す。

本研究では選択性指数が正の値をとり、かつ出現本数が全出現本数の 5% 以上だった樹種を嗜好性樹種と定義した。

3. 結果および考察

3-1 年輪解析に基づく最後の伐採時期の特定とそれ以前の攪乱履歴の解明

図 4 は、年輪解析を行った個体のうち選択した 5 樹種 6 個体について (A) 累積年輪幅曲線と (B) 年輪幅変動を示したものである。

Line B-D 「793 カラマツ」と Line A-B 「1116 アカマツ」は追跡調査を実施している場所で最も太いカラマツ (2000 年調査の DBH=68.5 cm、H=17.5 m) とアカマツ (1999 年調査の DBH=43.0 cm、H=11.0 m) の個体で、「793 カラマツ」は 1902 年まで、「1116 アカマツ」は 1922 まで年輪を観察することができた。いずれも陽樹であり、大きな攪乱に依存して侵入定着する樹種であるため、それぞれの樹種が侵入した 1902 年頃と 1922 年頃に調査地域内で大規模な伐採が行われたことが予測される。

Line D-E 「722 ヤエガワカンバ」と Line D-E 「572 アカマツ」は、平坦地と斜面にそれぞれ設置した年輪解析用サブ調査区内で最も古くまで年輪が確認できた高木個体で、前者は 1946 年、後者は 1947 年まで年輪を観察することができた。ちなみに、年輪解析用サブ調査区で高木層を形成する樹木は 20 個体存在し、一番古い年輪が形成された年をそれぞれ調べてみると、1947 年まで年輪を観測できたのは 8 個体と最も多く、一番若い個体でも 1955 年以前には存在していた。これより調査区内の森林は 1940 年代中ごろ頃に大きな伐採利用がなされた後は、大きな攪乱を受けていないことが明らかとなった。最後の伐採以前から存在していた「1116 アカマツ」では、1945 年に、前後の年と比較して 2 倍程度年輪幅が広がるピークが認められ何らかの環境の変化があったことが示唆された。伐採攪乱に依存して新規侵入もしくは萌芽再生した個体が、成長錐サンプルを採取した高さ 40

cmの位置まで成長するのに1、2年かかるとすると、調査区の森林が最後に伐採利用されたのは終戦の年である1945年頃であると推察される。

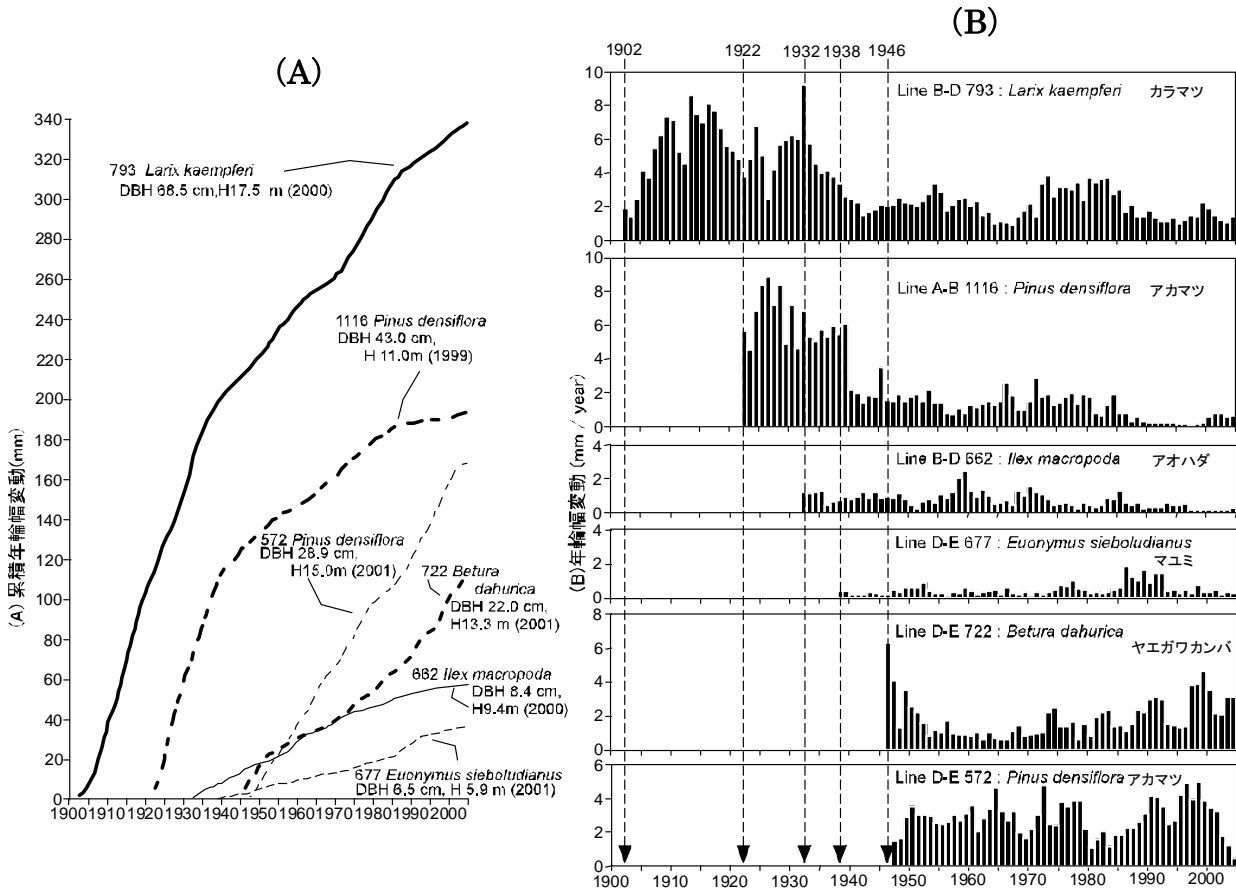


図4 調査区内に生育する最も古いカラマツとアカマツ個体と年輪解析コードラート内4樹種の年輪解析結果 (A)は累積年輪幅曲線 (B)は年輪幅変動を示す

以上、カラマツ、アカマツ、カンバなど林冠を形成する陽樹の侵入時期から予測された攪乱の時期は1902年頃、1922年頃、1945年頃であり、1945年以前の施設構内の森林は約20年間隔で繰り返し利用されてきた可能性が示唆される。とはいえ、1945年の最後の攪乱以前から生き残っていたと考えられる個体は数が少なく、すべて調査できたわけではないので、1902年から1922年の期間および1922年から1945年の期間に全く利用がなされなかったとは確証は持てない。高木層を形成するような樹種ではないのであるが、年輪解析用コードラート内ではLine B-D「662 アオハダ」やLine D-E「677 マユミ」のように1945年以前から存在している下層木もあり、それらが侵入した時期にも伐採利用がなされた可能性もある。例えば、「662 アオハダ」は1932年まで年輪が遡れるが、この年に「793 カラマツ」は約100年の歴史の中で一番の年輪幅を示しており、成長が促進されるような環境下にあったことがうかがえる。ただし、後述するが、アオハダやマユミのような森林の亜高木層や低木層を形成する樹種は攪乱後約20年までは新規参入個体が認められるので、1922年頃の攪乱に依存して侵入定着した個体である可能性もある。いずれにせよ、20世紀前半の施設構内の森林は、20~25年に少なくとも1回の頻度で繰り返し伐採利用がなされてきたことは確かなようである。

3-2 年輪解析に基づく最後の伐採から現在にいたる再生過程の復元

年輪解析用サブ調査区の (A) 植生断面図および (B) 生育個体の累積年輪幅曲線と平均年輪幅成長量の推移について、平坦地は図 5 に斜面部は図 6 に示す。(A) 植生断面図においては、上層に達している個体の識別番号を枠で囲って示した。

(1) 平坦地

平坦地のサブ調査区で上層を形成していた樹木は 8 個体で、最も古くまで年輪が確認できた個体は「722 ヤエガワカンバ」で 1946 年、最も若い個体は「676 シラカンバ」で 1955 年と、いずれも最後の伐採から 10 年以内に侵入・再生したと考えられる個体であった (図 4-B)。「676 シラカンバ」や「721 ヤエガワカンバ」など侵入が遅かったと考えられる個体は、林冠の幅が小さく樹勢が衰えていることが植生断面図から見てとれる (図 4-A)。最も古くまで年輪が確認できた「722 ヤエガワカンバ」は、初期の平均年輪幅成長量が他よりも大きく、累積年輪幅も伐採後約 10 年は最大であったが、それ以降は、「732 ミズナラ」など萌芽再生をしたミズナラの方が、累積年輪幅の値が大きくなる傾向が確認された。伐採後 20 年以降の平均年輪幅成長量は、ミズナラが 1.4 mm/year より大きい値を示しながら推移するのに対し、「676 シラカンバ」、「710 ヤエガワカンバ」、「721 ヤエガワカンバ」などカンバ類の多くは漸減する傾向がみられた。

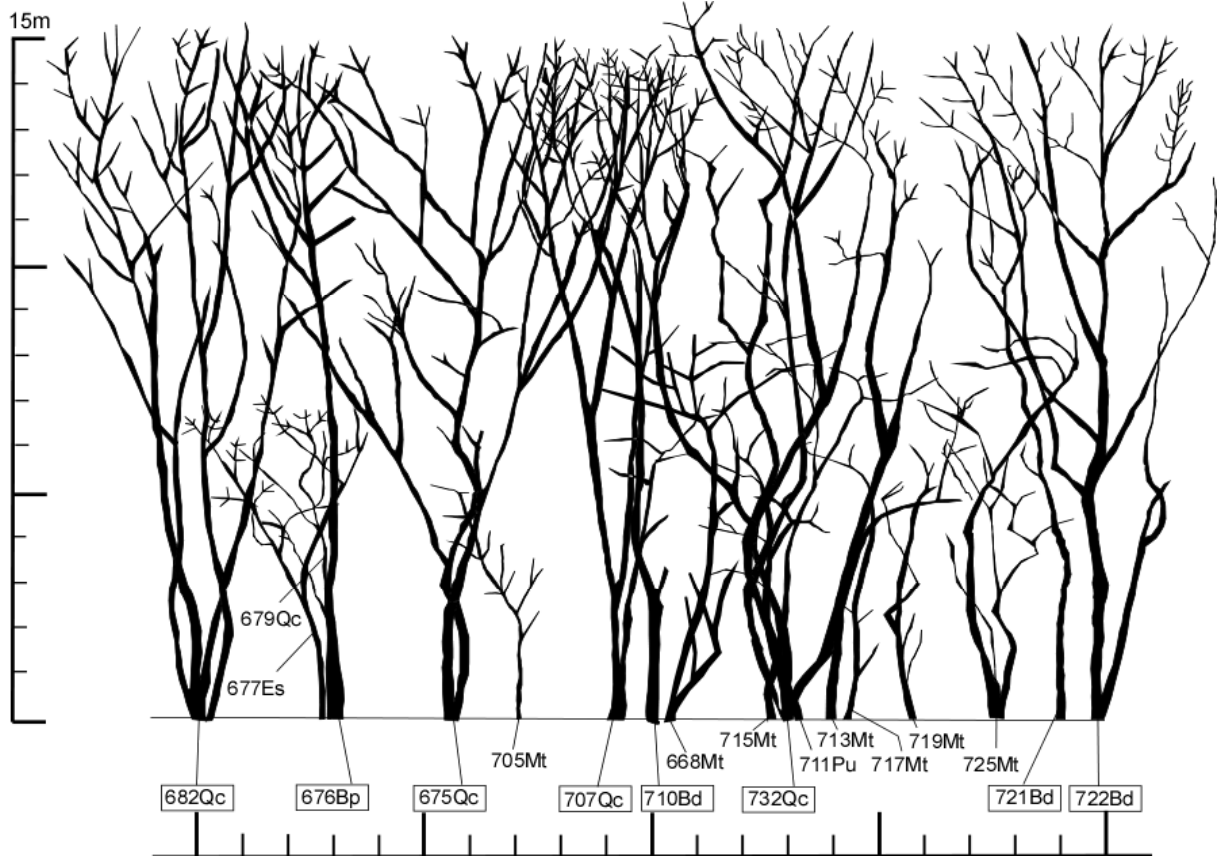


図 5-A 平坦地年輪解析サブ調査区の植生断面図

林冠層を形成する個体の識別番号は枠で囲った。樹種を表す略号は以下の通り。

Qc : ミズナラ、Bp : シラカンバ、Bd : ヤエガワカンバ、Es : マユミ、Mt : ズミ Pu : アオナシ

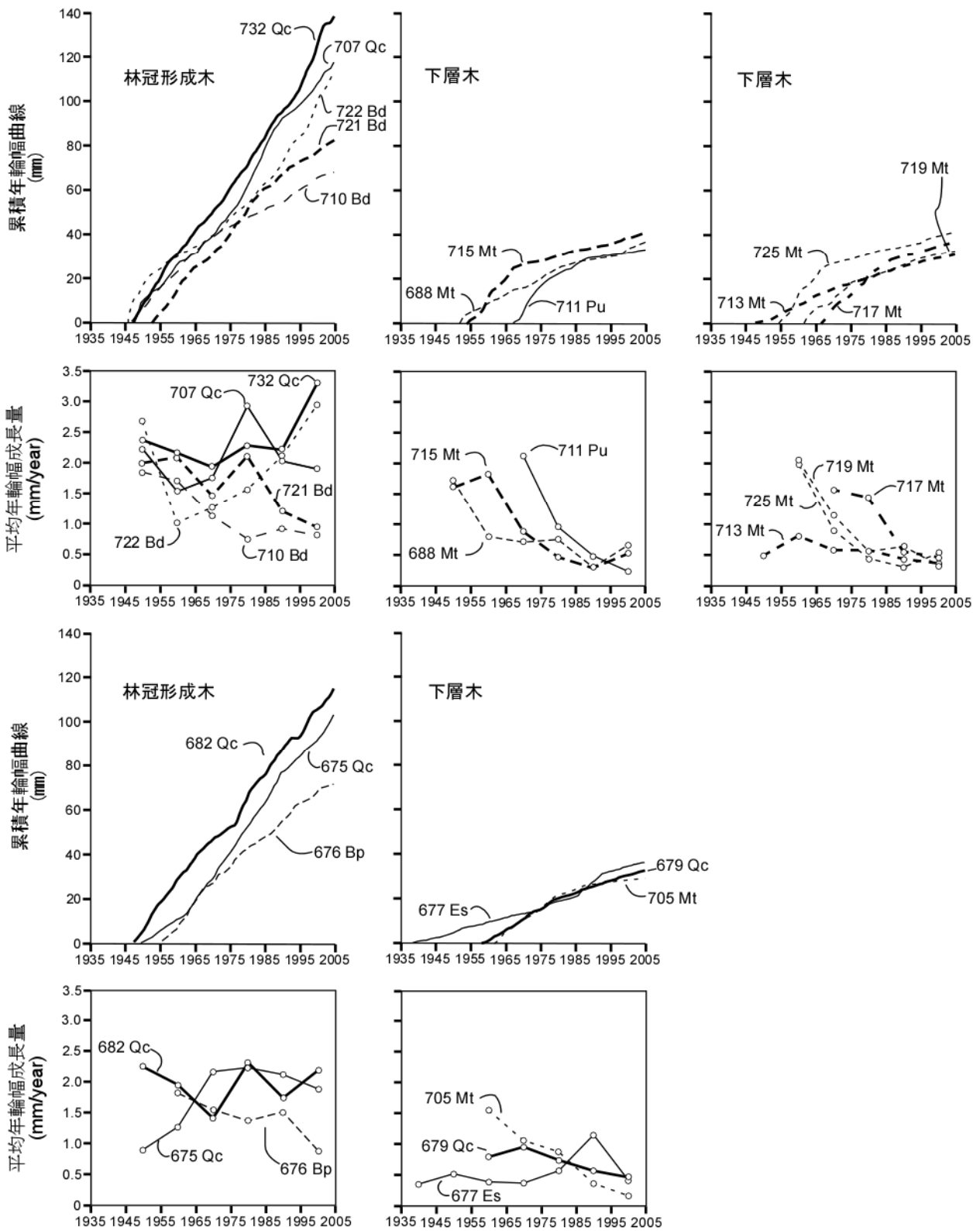


図 5-B 平坦地年輪解析サブ調査区に生育する個体の累積年輪幅曲線と平均年輪幅成長量
 平均年輪幅成長量は、1945～1955年、1955～1960年のように5年ごとの平均値を示している。

一方、下層（亜高木層）を形成している樹木は10個体存在し、最も古い個体は1945年頃の伐採で切り残されたと考えられる「677 マユミ」で1938年まで、最も若い個体は「711 アオナシ」と「717 ズミ」で1966年まで年輪が確認された。伐採後の侵入・再生期間は約20年であり上層を形成している個体よりも長くなっていた。樹高5.9m（1999年調査時）の「679 ミズナラ」は、1945年頃に行われた伐採の約10年後に再生した個体であった。下層木の平均年輪幅成長量は総じて漸減する傾向がみられた。

（2）斜面

斜面のサブ調査区で上層を形成している樹木は12個体存在し、最も古い個体は「572 アカマツ」ほか4個体で1947年まで、最も若い個体は「603 ミズナラ」で1954年まで年輪が確認され、平坦地と同様にいずれも最後の伐採からおよそ10年以内に侵入・再生したと考えられる個体であった（図6-B）。「542 ウワミズザクラ」、「663 ミヤマザクラ」、「669 ミヤマザクラ」などサクラ類は、伐採から30年ほど経過した1975年以降、平均年輪幅成長量が減少する傾向が認められたが、ミズナラ（666、603 および571）やクリ（664、594）にはそのような傾向は見られなかった。アカマツについては、「572 アカマツ」のように高い年輪幅成長量を維持している個体がある一方で、「604 アカマツ」のように平均年輪幅成長量が漸減する個体も存在していた。「501 アオダモ」は、侵入直後の年輪幅成長量は小さいものの伐採から20～40年後の期間は1.4 mm/year以上とミズナラやクリと同程度の値を示した。

一方、下層（亜高木層）を形成している樹木は15個体存在し、最も古い個体は1945年頃の伐採で切り残されたと考えられる「662 アオハダ」で1933年まで、最も若い個体は「578 ミズナラ」で1975年まで年輪が確認された。ただし、「578 ミズナラ」の次に若い個体は、1963年から年輪が確認できる「597 アオダモ」であり、ほとんどの下層木は、平坦地と同様に伐採からおよそ20年以内に侵入していた。

Oliver (1981)は、野火や伐採によって起きた大規模攪乱の後の二次遷移過程を、「Stand Initiation Stage」、「Stem Exclusion Stage」、「Understory Reinitiation Stage」、「Old growth Stage」という段階に区分した。「Stand Initiation Stage」は、攪乱された場所に新たな種と個体が侵入する段階をいう。

「Stem Exclusion Stage」は、新規侵入個体が次第に見られなくなり、前段階で侵入した個体の一部が競争によって枯死していく段階をいう。この段階では、生き残った個体が、競争の程度と種特性の違いに応じてさまざまな成長パターンを示し、階層構造を持った林相を形成するようになる。

「Understory Reinitiation Stage」は、林床に光が差し込むようになり、草本類、低木類、高木の幼齢木の類がわずかであるが再び侵入しはじめる段階をいう。「Old growth Stage」は、かなりの時間が経過した後、最上層を占める個体が倒れ始め、空いた空間を下層に存在していた個体の林冠が占めるようになる状況が不規則に生じるようになる段階をいう。

施設構内に設置した年輪解析サブ調査区では、高木層形成個体はすべての個体が伐採から10年以内に、下層（亜高木層）形成個体はほぼすべての個体が伐採から20年以内に、侵入・再生していた。したがって、最後の伐採が起きた1945年頃から1965年頃までの施設構内森林の様子は、Oliver (1981)が二次遷移の概念モデルで示した「Stand Initiation Stage」に相当する状態にあたり、1965年前後から「Stem Exclusion Stage」へと移行していったと考えられる。ただし、エリア全体で均一的に遷移が進行することはなく、早く「Stem Exclusion Stage」に移行した場所もあれば、

「Stand initiation Stage」が長く続いた場所も部分的に存在していたと考えられる (Oliver and Larson 1996)。

「Stem Exclusion Stage」は、攪乱によって空いた空間すべてが萌芽再生した個体や新たに侵入した個体によって再び占有され、新たな個体の侵入が見られなくなると同時に、一部は競争によって成長量が減少し、枯死するようになる段階である (Oliver and Larson 1996)。1965年頃は、年輪解析コドラート内で、高木層を形成するミヤマザクラ・カンバ類など陽樹を中心に累積年輪幅曲線の傾きが緩やかになる個体が増え始めたことから、林冠の空間が埋められ高木層形成個体間の空間を巡る競争が激しくなってきた時期と考えられる。また、下層（亜高木層）形成個体についても同様の傾向がみられることから、高木層と下層（亜高木層）の分化が始まった時期もちょうどこの時期であるとされる。すなわち、1945年頃の最後の伐採から20年ほど経過した1965年頃にミズナラなど高木層形成樹種の樹冠がズミやアオハダなど下層を構成する樹種の樹冠を完全に覆うようになったと推察される。

階層構造が発達した森林では、構成樹木のサイズのばらつきをもとに幅広い齢構成がみられると判断しがちであるが、伐採後に一斉に再生した二次林ではそのような判断は誤りであることが多い (Oliver 1980, Oliver and Larson 1996)。施設構内の森林においても、ミズナラやクリは、高木層にも下層にも出現する樹種であったが、必ずしも下層に生育する個体が、近年に侵入・定着した個体というわけではなかった。たとえば、平坦面コドラートの「682 ミズナラ」と「679 ミズナラ」はそれぞれの2001年測定時の樹高が、14.3mと5.9mで2倍以上の差が見られたが、観測可能な古い年輪はそれぞれ1947年と1958年で、下層の「679 ミズナラ」は「682 ミズナラ」より11年遅く侵入・再生したに過ぎない (図5-A, B)。斜面の「593 クリ」と「594 クリ」も同様の関係がみられる (図6-A, B)。また、斜面コドラートの「580 ミズナラ」は1945年頃に起こった攪乱直後に再生をスタートさせているが下層にとどまっており、むしろ1954年から年輪が観測される「603 ミズナラ」の方が上層に達していた (図6-A, B)。

ほぼ同時期に侵入・再生した個体のサイズ成長に差が生じるのは個体間の競争によるものであり、樹形や耐陰性などの種特性のほか侵入時期の差や競争個体との位置関係などが反映される (Oliver and Larson 1996)。高木層にも下層にも出現するミズナラやクリは、決して成長が遅い種ではないが、他の個体に成長で負けて被陰されたとしてもその樹冠下で生きていけるほどの耐陰性は持っている種であると考えられる。しかし、ほとんどすべての個体が1945年頃の伐採から20年以内に侵入していたので、閉鎖林冠下では更新が難しい種でもあるといえる。下層にあるミズナラやクリの個体は、萌芽再生ではなく、伐採から数年遅れ種子から再生した個体である可能性がある。また、萌芽再生した個体であっても樹高成長の速い他の個体が近くに存在しているために、成長が抑えられ下層木となっている可能性がある。

アカマツ、カンバ類、サクラ類など、下層に個体が存在せずミズナラやクリに比べ耐陰性がないと考えられる高木樹種には、近年成長量を減らし衰退傾向にある個体が多く見受けられた。しかし、年輪幅が漸減傾向に転じる時期は種によって様々であり、高い成長量を維持し続ける個体や、いったん漸減傾向に転じたのち再び成長量を上昇させる個体も一部存在していた。このような成長量の違いには、周辺個体との競争関係の差異が反映していると思われる。どのような状態にある陽樹が衰退し枯れ易かったのか追跡データをもとにさらなる解析が必要である。

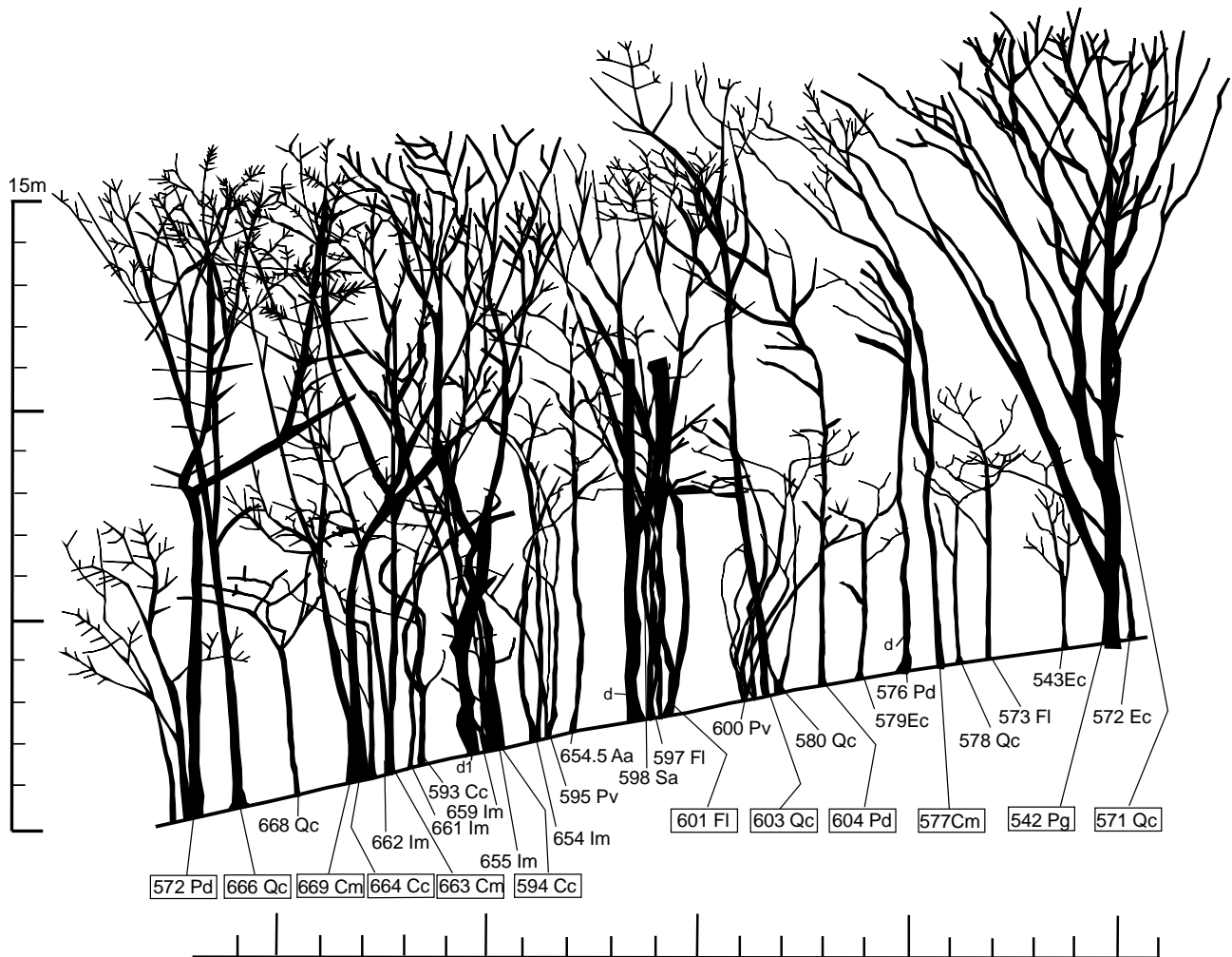


図6-A 斜面年輪解析サブ調査区の植生断面図

林冠層を形成する個体の識別番号は枠で囲った。樹種を表す略号は以下の通り（dは枯死個体）

Pd：アカマツ、Qc：ミズナラ、Cm：ミヤマザクラ、Cc：クリ、Fl：アオダモ、Pg：ウワミズザクラ、
Im：アオハダ、Pv：ワタゲカマツカ Aa：オオモミジ、Sa：アズキナシ、Ec：サラサドウダン

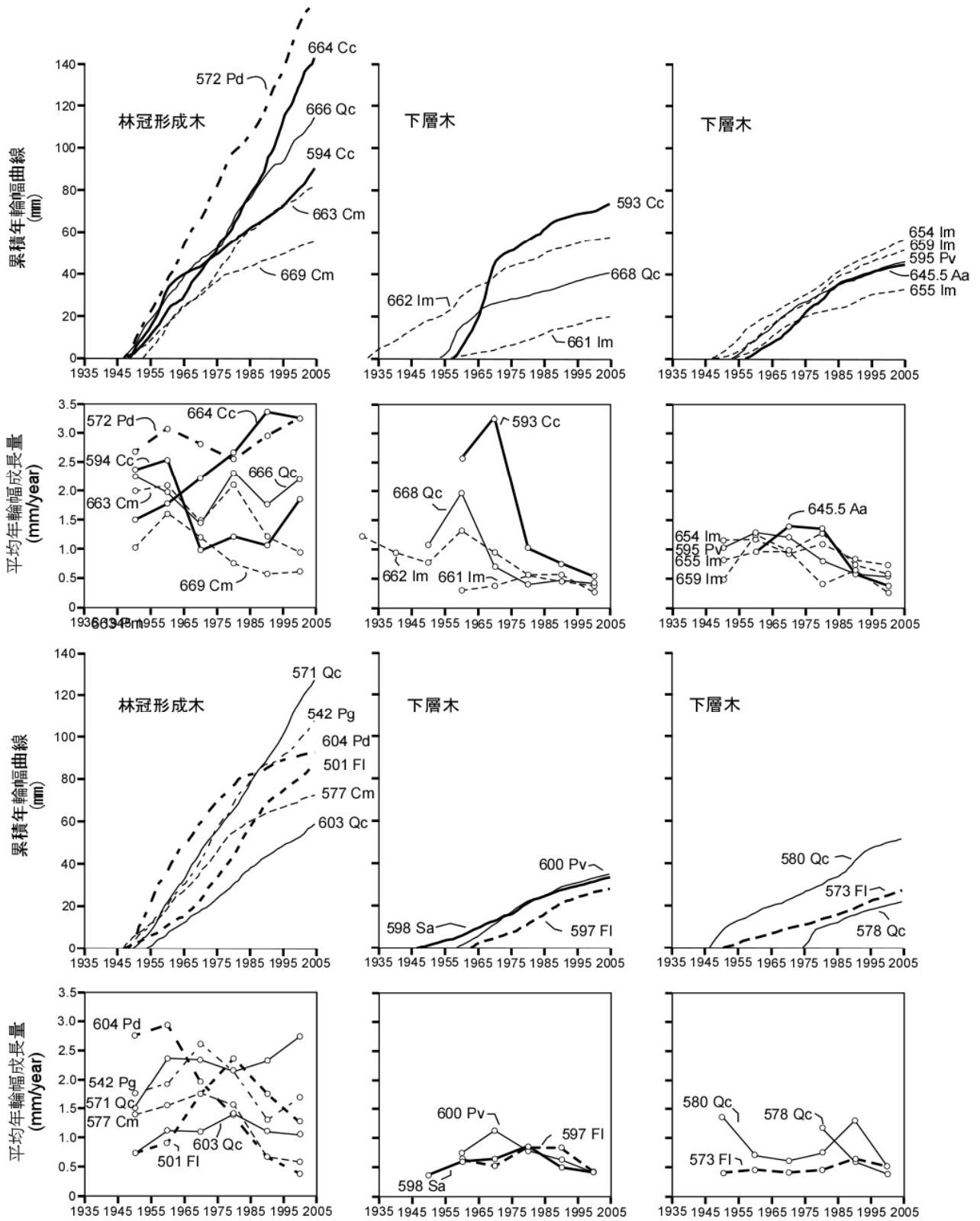


図6-B 斜面年輪解析サブ調査区に生育する個体の累積年輪幅曲線と平均年輪幅成長量

3-3 毎木調査結果に基づく 20 世紀末から 10 年間の動態の解明

(1) 立地環境別の種組成

調査区内に出現したすべての樹種について、立地環境別に胸高断面積合計 [Basal Area: BA]、相対胸高断面積合計 (RBA)、個体数密度 (個体/ha) をまとめたものを、1999~2001 年にかけての調査結果については表 2 に、2009~2011 年にかけての調査結果については表 3 に示す。

表 2 1999 年~2001 年にかけての出現樹種とその立地環境別の個体密度、胸高断面積合計 (BA)、相対胸高断面積合計 (RBA)

出現樹種	個体密度 (個体/ha)				胸高断面積合計: BA(m ² /ha)				相対胸高断面積合計: RBA(%)			
	湿地	平坦	斜面	全体	湿地	平坦	斜面	全体	湿地	平坦	斜面	全体
Canopy tree species 高木種												
<i>Abies homolepis</i> ウラジロモミ	-	10	8	7	-	0.301	0.059	0.169	-	1.09	0.17	0.60
<i>Alnus hirsuta</i> ケヤマハンノキ	54	4	-	15	0.087	0.143	-	0.094	0.39	0.52	-	0.33
<i>Betula davurica</i> ヤエガワカンバ	71	84	109	87	1.791	2.262	2.190	2.129	7.98	8.18	6.33	7.59
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i> シラカンバ	62	118	62	91	1.051	1.683	1.241	1.421	4.68	6.09	3.59	5.07
<i>Castanea crenata</i> クリ	8	11	125	39	0.246	0.666	4.869	1.620	1.09	2.41	14.07	5.77
<i>Cerasus maximowiczii</i> ミヤマザクラ	258	215	253	234	1.726	2.361	3.208	2.420	7.69	8.54	9.27	8.63
<i>Kalopanax septemlobus</i> ハリギリ	4	4	8	5	0.516	0.254	0.422	0.357	2.30	0.92	1.22	1.27
<i>Larix kaempferi</i> カラマツ	-	17	35	18	-	1.683	2.229	1.421	-	6.09	6.44	5.07
<i>Magnolia kobus</i> コブシ	-	4	-	2	-	0.146	-	0.075	-	0.53	-	0.27
<i>Padus grayana</i> ウワミズザクラ	17	21	27	21	0.485	0.450	0.586	0.491	2.16	1.63	1.69	1.75
<i>Phellodendron amurense</i> キハダ	-	4	-	2	-	0.057	-	0.029	-	0.21	-	0.10
<i>Pinus densiflora</i> アカマツ	150	42	144	93	4.732	1.682	6.710	3.655	21.08	6.08	19.39	13.03
<i>Quercus crispula</i> ミズナラ	175	282	331	268	4.327	9.882	6.553	7.726	19.28	35.74	18.94	27.54
<i>Salix caprea</i> バッコヤナギ	-	2	-	1	-	0.033	-	0.017	-	0.12	-	0.06
<i>Tilia japonica</i> シナノキ	4	2	12	5	0.044	0.049	0.849	0.248	0.20	0.18	2.45	0.88
Subcanopy tree and shrub species 亜高木および低木種												
<i>Fraxinus lanuginosa</i> f. <i>serrata</i> アオダモ	25	91	572	196	0.132	0.295	1.703	0.609	0.59	1.07	4.92	2.17
<i>Pyrus ussuriensis</i> var. <i>hondoensis</i> アオナシ	12	55	23	37	0.113	0.327	0.139	0.229	0.50	1.18	0.40	0.82
<i>Ilex macropoda</i> アオハダ	29	29	187	68	0.170	0.234	0.841	0.371	0.76	0.85	2.43	1.32
<i>Aria alnifolia</i> アズキナシ	166	204	276	213	0.639	0.874	1.105	0.875	2.85	3.16	3.19	3.12
<i>Acer amoenum</i> オオモミジ	-	6	27	10	-	0.011	0.091	0.028	-	0.04	0.26	0.10
<i>Acer sieboldianum</i> コハウチワカエデ	-	10	8	7	-	0.113	0.150	0.096	-	0.41	0.43	0.34
<i>Carpinus cordata</i> サワシバ	-	6	-	3	-	0.048	-	0.025	-	0.17	-	0.09
<i>Malus toringo</i> ズミ	507	498	121	405	2.038	2.183	0.252	1.661	9.08	7.89	0.73	5.92
<i>Acer japonicum</i> ハウチワカエデ	8	6	-	5	0.155	0.062	-	0.068	0.69	0.23	-	0.24
<i>Acer tenuifolium</i> ヒナウチワカエデ	-	13	16	11	-	0.070	0.049	0.048	-	0.25	0.14	0.17
<i>Euonymus sieboldianus</i> マユミ	46	30	12	29	0.358	0.150	0.029	0.168	1.60	0.54	0.08	0.60
<i>Clethra barbinervis</i> リョウブ	154	29	12	54	0.659	0.188	0.065	0.267	2.94	0.68	0.19	0.95
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>villosa</i> ワタゲカマツカ	179	116	105	128	0.765	0.603	0.416	0.562	3.41	2.18	1.20	2.00
<i>Sorbus commixta</i> ナナカマド	-	2	-	1	-	0.000	-	0.000	-	0.00	-	0.00
<i>Rhamnus japonica</i> クロウメモドキ	-	2	-	1	-	0.005	-	0.003	-	0.02	-	0.01
<i>Eleutherococcus divaricatus</i> ケヤマウコギ	4	-	-	1	0.000	-	-	0.000	0.00	-	-	0.00
<i>Euonymus alatus</i> var. <i>alatus</i> f. <i>striatus</i> コマユミ	191	217	179	201	0.163	0.204	0.102	0.134	0.72	0.74	0.30	0.48
<i>Enkianthus campanulatus</i> サラサドウダン	927	177	253	372	1.384	0.373	0.495	0.640	6.17	1.35	1.43	2.28
<i>Symplocos sawafutagi</i> サワフタギ	37	72	23	52	0.018	0.061	0.004	0.036	0.08	0.22	0.01	0.13
<i>Corylus sieboldiana</i> ツノハシバミ	17	86	144	84	0.045	0.072	0.154	0.086	0.20	0.26	0.44	0.31
<i>Euonymus oxyphyllus</i> ツリバナ	12	61	27	41	0.009	0.020	0.016	0.017	0.04	0.07	0.05	0.06
<i>Weigela decora</i> ニシキウツギ	4	8	12	8	0.004	0.002	0.008	0.004	0.02	0.01	0.02	0.02
<i>Hydrangea paniculata</i> ノリウツギ	407	51	27	129	0.369	0.042	0.013	0.111	1.64	0.15	0.04	0.40
<i>Ilex geniculata</i> フウリンウメモドキ	4	-	-	1	0.020	-	-	0.005	0.09	-	-	0.02
<i>Ligustrum tschonoskii</i> ミヤマイボタ	21	19	-	15	0.009	0.007	-	0.006	0.04	0.03	-	0.02
<i>Viburnum wrightii</i> ミヤマガマズミ	-	11	-	6	-	0.008	-	0.004	-	0.03	-	0.01
<i>Toxicodendron trichocarpum</i> ヤマウルシ	254	25	43	83	0.378	0.031	0.042	0.115	1.68	0.11	0.12	0.41
<i>Rhododendron kaempferi</i> ヤマツツジ	12	11	16	13	0.004	0.011	0.014	0.010	0.02	0.04	0.04	0.04
<i>Rhododendron molle</i> var. <i>glabrieus</i> レンゲツツジ	12	2	-	4	0.005	0.000	-	0.001	0.02	0.00	-	0.00
<i>Lonicera gracilipes</i> var. <i>glandulosa</i> ミヤマウグイスカグラ	8	11	8	10	0.003	0.004	0.000	0.000	0.01	0.01	0.00	0.00

調査区内に生育する全生育樹木の BA 合計値は、1999~2001 年にかけての調査では 28.05 m²/ha であったが、2009~2011 年にかけての追跡調査では 30.69 m²/ha に増加した。一方、個体密度は 3071 個体/ha から 2105 個体/ha に減少した。

表3 2009年～2011年にかけての出現樹種とその立地環境別の個体密度、胸高断面積合計 (BA)、
相対胸高断面積合計 (RBA)

出現樹種	個体密度(個体/ha)				胸高断面積合計:BA(m ² /ha)				相対胸高断面積合計:RBA(%)			
	湿地	平坦	斜面	全体	湿地	平坦	斜面	全体	湿地	平坦	斜面	全体
Canopy tree species 高木種												
<i>Abies homolepis</i> ウラジロモミ	-	10	8	7	-	0.462	0.093	0.260	-	1.53	0.27	0.85
<i>Alnus hirsuta</i> ケヤマハンノキ	50	4	-	14	0.206	0.275	-	0.189	0.83	0.91	-	0.62
<i>Betula davurica</i> ヤエガワカンバ	54	59	58	58	1.901	2.247	2.004	2.101	7.69	7.44	5.79	6.85
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i> シラカンバ	54	70	39	59	1.158	1.374	1.033	1.235	4.69	4.55	2.99	4.03
<i>Castanea crenata</i> クリ	8	11	109	35	0.401	0.903	6.466	2.178	1.62	2.99	18.69	7.10
<i>Cerasus maximowiczii</i> ミヤマザクラ	137	107	144	123	1.552	1.620	2.785	1.893	6.28	5.36	8.05	6.17
<i>Kalopanax septemlobus</i> ハリギリ	4	2	4	3	0.514	0.297	0.321	0.354	2.08	0.98	0.93	1.15
<i>Larix kaempferi</i> カラマツ	-	15	31	16	-	1.869	2.924	1.691	-	6.18	8.45	5.51
<i>Magnolia kobus</i> コブシ	8	8	4	7	0.001	0.224	0.000	0.115	0.00	0.74	0.00	0.37
<i>Padus grayana</i> ウワミズザクラ	21	19	23	20	0.612	0.614	0.803	0.660	2.48	2.03	2.32	2.15
<i>Phellodendron amurense</i> キハダ	-	4	-	2	-	0.065	-	0.034	-	0.22	-	0.11
<i>Pinus densiflora</i> アカマツ	100	30	74	58	4.118	1.596	4.913	3.016	16.67	5.28	14.20	9.83
<i>Quercus crispula</i> ミズナラ	145	245	245	221	6.232	12.692	7.967	9.968	25.22	42.00	23.02	32.49
<i>Salix caprea</i> バッコヤナギ	-	2	-	1	-	0.047	-	0.024	-	0.16	-	0.08
<i>Tilia japonica</i> シナノキ	4	2	12	5	0.073	0.076	1.426	0.413	0.30	0.25	4.12	1.35
Subcanopy tree and shrub species 亜高木および低木種												
<i>Fraxinus lanuginosa</i> f. <i>serrata</i> アオダモ	33	86	506	179	0.188	0.379	2.275	0.809	0.76	1.25	6.57	2.63
<i>Pyrus ussuriensis</i> var. <i>hondoensis</i> アオナシ	8	48	16	30	0.165	0.423	0.179	0.300	0.67	1.40	0.52	0.98
<i>Ilex macropoda</i> アオハダ	25	27	167	61	0.226	0.321	0.995	0.467	0.92	1.06	2.88	1.52
<i>Aria alnifolia</i> アズキナシ	150	186	245	192	0.929	1.121	1.409	1.146	3.76	3.71	4.07	3.74
<i>Acer amoenum</i> オオモミジ	-	6	27	10	-	0.025	0.154	0.051	-	0.08	0.44	0.17
<i>Acer sieboldianum</i> コハウチワカエデ	-	10	8	7	-	0.159	0.182	0.127	-	0.53	0.53	0.41
<i>Carpinus cordata</i> サウシバ	-	6	-	3	-	0.062	-	0.032	-	0.21	-	0.10
<i>Malus toringo</i> スミ	337	283	51	237	2.053	1.625	0.180	1.360	8.31	5.38	0.52	4.43
<i>Acer japonicum</i> ハウチワカエデ	8	6	-	5	0.275	0.103	-	0.117	1.11	0.34	-	0.38
<i>Acer tenuifolium</i> ヒナウチワカエデ	-	17	16	13	-	0.104	0.083	0.074	-	0.34	0.24	0.24
<i>Euonymus sieboldianus</i> マユミ	29	23	12	21	0.497	0.174	0.037	0.215	2.01	0.58	0.11	0.70
<i>Clethra barbinervis</i> リョウブ	137	29	12	50	0.888	0.195	0.075	0.327	3.59	0.64	0.22	1.07
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>villosa</i> ワタゲカマツカ	162	116	90	118	0.809	0.569	0.501	0.586	3.28	1.88	1.45	1.91
<i>Rosa multiflora</i> ノイバラ	-	2	-	1	-	0.000	-	0.000	-	0.00	-	0.00
<i>Rhamnus japonica</i> クロウメモドキ	-	2	-	1	-	0.004	-	0.002	-	0.01	-	0.01
<i>Eleutherococcus divaricatus</i> ケヤマウコギ	-	-	-	0	-	-	-	0.000	-	-	-	0.00
<i>Euonymus alatus</i> var. <i>alatus</i> f. <i>striatus</i> コマユミ	42	42	16	35	0.055	0.052	0.032	0.044	0.22	0.17	0.09	0.14
<i>Enkianthus campanulatus</i> サラサドウダン	615	126	218	263	1.167	0.377	0.611	0.620	4.72	1.25	1.77	2.02
<i>Symplocos sawafutagi</i> サウフタギ	42	48	23	40	0.024	0.044	0.002	0.029	0.10	0.15	0.01	0.09
<i>Corylus sieboldiana</i> ツノハシバミ	17	61	74	54	0.046	0.049	0.084	0.057	0.19	0.16	0.24	0.19
<i>Euonymus oxyphyllus</i> ツリバナ	8	11	-	8	0.009	0.012	-	0.008	0.04	0.04	-	0.03
<i>Weigela decora</i> ニシキウツギ	-	-	4	1	-	-	0.010	0.002	-	-	0.03	0.01
<i>Hydrangea paniculata</i> ノリウツギ	208	11	-	55	0.353	0.011	-	0.089	1.43	0.04	-	0.29
<i>Ilex geniculata</i> フウリンウメモドキ	4	-	-	1	0.032	-	-	0.007	0.13	-	-	0.02
<i>Ligustrum tschonoskii</i> ミヤマイボタ	46	25	4	24	0.006	0.005	0.000	0.004	0.02	0.02	0.00	0.01
<i>Viburnum wrightii</i> ミヤマガマズミ	-	8	-	4	-	0.007	-	0.003	-	0.02	-	0.01
<i>Toxicodendron trichocarpum</i> ヤマウルシ	87	13	4	28	0.207	0.026	0.004	0.063	0.84	0.09	0.01	0.20
<i>Rhododendron kaempferi</i> ヤマツツジ	8	11	12	11	0.004	0.011	0.007	0.008	0.02	0.04	0.02	0.03
<i>Rhododendron molle</i> var. <i>glabrieus</i> レンゲツツジ	37	4	-	11	0.003	0.000	-	0.001	0.01	0.00	-	0.00
<i>Lonicera gracilipes</i> var. <i>glandulosa</i> ミヤマウグイスカグラ	17	11	23	16	0.002	0.002	0.000	0.001	0.01	0.01	0.00	0.00

樹種別にみるとミズナラの RBA が最も高く、1999～2001 年にかけての調査では全体の 27.7%、32.8%となっていた。ミズナラは、どの立地環境でも高い優占度を示し、1999～2001 年にかけての調査では、「平坦地」で第 1 優占種、「湿地」と「斜面」で第 2 優占種、2009～2011 年にかけての追跡調査ではすべての立地環境で第 1 優占種となっていた。ミズナラ以外の高木層形成樹種としては、湿地ではアカマツ、平坦地ではミヤマザクラ、ヤエガワカンバ、シラカンバ、アカマツが、斜面ではアカマツ、クリ、ミヤマザクラの RBA が高くなっていた(表 2、表 3)。下層(亜高木・低木層)では、すべての立地環境においてアズキナシ、ワタゲカマツカの個体数が多く、湿っている湿原や平坦地ではズミが、水はけがよい斜面ではアオダモ、アオハダが多くなった。また、「湿原」ではリョウブや

サラサドウダンも多くなる傾向が見られた。このような立地環境と種組成の関係は、調査区の一部区域を解析した土畑 (1999) が示したものと同じであり、調査時期が異なっても大きな変化は見られなかった。とくに、下層木の分布と立地環境の対応関係については、調査区周辺の林分について立地環境と種組成の関係を調べた Sano & Ohsawa (2008) においても同様な傾向が示されており、地域周辺で広域的に認められる傾向であるといえる。

(2) 主要構成樹種の個体密度および BA の変化

図 7 に、調査区内に出現した主要な 15 樹種について、立地環境別に個体密度および BA の変化をまとめたものを示す。枯死個体数および新規参入個体数については図中に数字で示した。

いずれの種もすべての立地環境において 10 年間の枯死個体密度が新規加入個体密度 (すなわち 2009~2011 年にかけての追跡調査時点ではじめて 1.3m 以上に達した個体の密度) を上まわり、個体密度が減少していた。10 年間で新規に加入した個体はわずかで、ミズナラ、クリ、ミヤマザクラ、アズキナシではまったく見られなかった。アカマツ、シラカンバ、ヤエガワカンバ、ズミ、ノリウツギについては、林冠が空いている湿地ではわずかに新規加入個体が見られたが、林冠が閉鎖している平坦地と斜面では見られなかった。サラサドウダン、リョウブ、ヤマウルシ、ワタゲカマツカも湿地で新規加入個体の数がわずかに多くなった。一方、アオハダとアオダモは優占度が高くなる斜面において新規加入個体数が多くなった。

10 年間での BA の変化様式は、種および立地環境で異なっていた。ミズナラ、クリ、アズキナシ、アオハダ、アオダモ、リョウブについては、すべての立地タイプで BA の合計値が増加していた。一方、アカマツ、ミヤマザクラ、ノリウツギ、ヤマウルシはすべての立地タイプで BA の合計値が減少していた。シラカンバ、ヤエガワカンバ、ズミの BA 合計値は、湿地では増加していたが、平坦地、斜面では減少していた。ワタゲカマツカについては、斜面、湿地では増加していたが、平坦地では減少していた。サラサドウダンについては、斜面で増加していたが、湿地、平坦地では低下していた。

個体密度および BA の変化より、各種個体群の 10 年間の動態の傾向と今後を予測するため、それぞれの変化率を図 8 の散布図にまとめた。散布図上の個体密度変化率 (X 軸値) は、 $[(2009\sim 2011 \text{ 年の個体密度}) - (1999\sim 2001 \text{ 年の個体密度})] / (1999\sim 2001 \text{ 年の個体密度}) \times 100$ で計算し、BA 変化率 (Y 軸値) は $[(2009\sim 2011 \text{ 年の BA}) - (1999\sim 2001 \text{ 年の BA})] / (1999\sim 2001 \text{ 年の BA}) \times 100$ で計算した。それぞれ変化率は、調査区全体の個体密度および BA の値を用いて計算し、1999~2001 年の個体密度が 20 個体/ha 以上であった樹種について計算した。

散布図の右下側にプロットされる樹種は、個体密度減少率が大きく、かつ BA 減少率が大きい種で、高木層形成種ではヤエガワカンバ、シラカンバ、アカマツ、ミヤマザクラが、亜高木・低木層形成種ではサラサドウダン、サワフタギ、ズミ、ツノハシバミ、ノリウツギ、ヤマウルシ、ツリバナ、コマユミがそのような樹種に該当する。これら樹種は 10 年間で個体群の衰退傾向が顕著な樹種であり、今後も優占度を減らしていくことが予想される。

一方、散布図の左上側にプロットされる樹種は、個体密度減少率が小さく BA 増加率が高い樹種で高木層形成種のクリ、ミズナラ、ウワミズザクラ、亜高木・低木層形成種のアオダモ、アズキナシ、アオハダ、リョウブ、アオナシ、マユミ、ワタゲカマツカが該当した。これら樹種は、枯死個体数が比較的少なく個体の成長量が大きい樹種で、林分の発達につれて優占度が増加し、今後も個体群を維持し続けることが予想される。

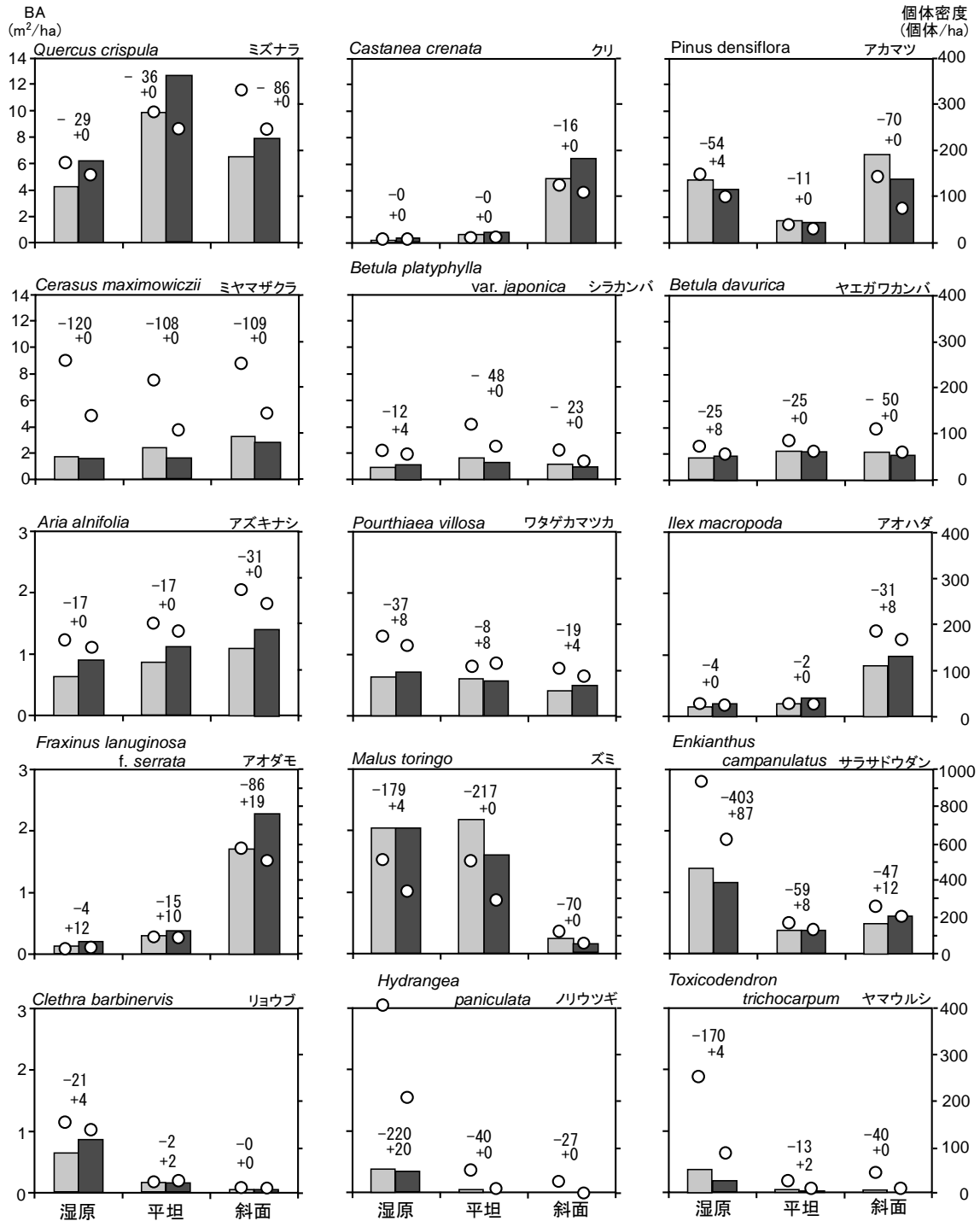


図7 調査区内に出現した主要15樹種の立地環境別の個体密度および胸高断面積合計(BA)の推移
 図中の○は個体密度を表し、棒グラフはBAを表す。図中の数字については、上段は枯死個体数密度、下段は新規参入個体密度を示す。

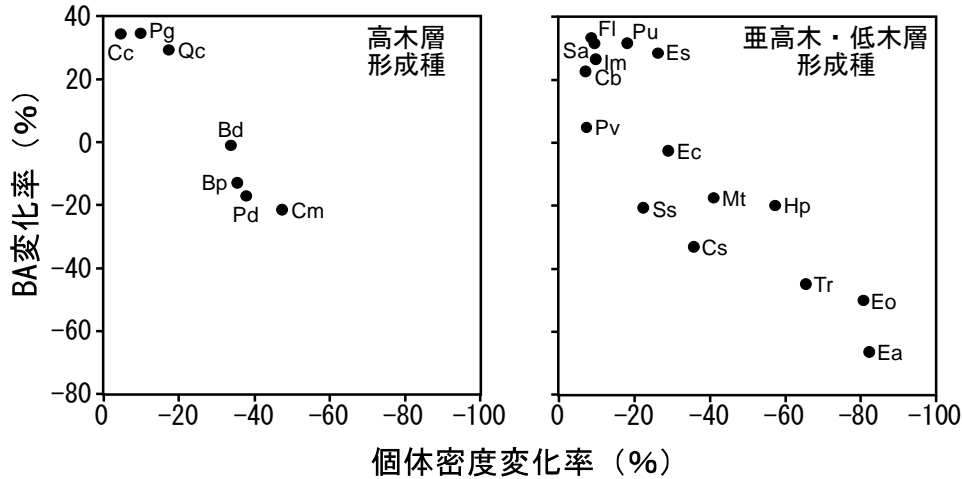


図8 調査区内に出現した主要 22 樹種の個体密度変化率と BA 変化率の関係

個体密度変化率は、 $[(1999\sim 2001\text{年にかけての個体密度}) - (2009\sim 2011\text{年にかけての個体密度})] / (1999\sim 2001\text{年にかけての個体密度}) \times 100$ で算出。BA 変化率は、 $[(1999\sim 2001\text{年にかけての BA}) - (2009\sim 2011\text{年にかけての BA})] / (1999\sim 2001\text{年にかけての BA}) \times 100$ で算出。それぞれ調査区全体の個体密度および BA で算出した。

図中の記号が示す樹種は以下の通り

Cc: クリ、Pg: ウワミズザクラ、Qc: ミズナラ、Bd: ヤエガワカンバ、Bp: シラカンバ、Pd: アカマツ、Cm: ミヤマザクラ、Sa: アズキナシ、Fl: アオダモ、Im: アオハダ、Cb: リョウブ、Pu: アオナシ、Es: マユミ、Pv: ワタゲカマツカ、Ec: サラサドウダン、Ss: サワフタギ、Mt: ズミ、Cs: ツノハシバミ、Hp: ノリウツギ、Tr: ヤマウルシ、Eo: ツリバナ、Ea: コマユミ

3-4 ニホンジカによる剥皮被害状況について

剥皮被害調査用サブ調査区 I および II に生育する樹木の剥皮被害状況をそれぞれまとめたものを表 4 と表 5 に示す。また、調査期間中に観察されたニホンジカによる剥皮および枝葉の採食の様子を図 9-A, B に示す。

調査した 275 本 (幹数) のうち 57 本が剥皮されており、全体的にサブ調査区 I の方が剥皮被害を受けている幹の本数が多かった。なかでもサラサドウダン、リョウブ、ワタゲカマツカの剥皮幹数が高く、嗜好性樹種と判断された。ちなみに、サブ調査区内では個体数が少なく嗜好性樹種とは判別されなかったが実習施設付近の他の森林で行った調査 (川瀬・持田 2014) では、ウラジロモミやアオダモも嗜好性樹種と判別されている。また、サブ調査区内に出現しなかったが、10 年間で個体数を減らしたツリバナやコマユミといったニシキギ科の低木種 (図 7) も被害が大きい樹種で剥皮のほか枝葉が採食され枯死した個体が多く観測された。

今回明らかになった八ヶ岳南東麓の嗜好性樹種について日本国内の他地域と比べると、栃木県の日光ではウラジロモミ、ミズナラ、リョウブが好んで剥皮されており、ミズナラ以外の樹種は施設付近の森と同じような選択性を示している (神崎ほか 1998)。また、奈良県の大台ヶ原でもウラジロモミ、リョウブが好まれているがミズナラの剥皮はあまり発生していない (安藤・柴田 2006)。一方、八ヶ岳に近い山梨県須玉で行われた樹木剥皮調査 (Hayashi & Nagaike 2003) と比較すると、ミズナラがあまり剥皮されていない点では調査区と共通するが、アオダモに関しては全く剥皮されおらず嗜好性が若干異なっていた。ただ、八ヶ岳南東麓の登山道や遊歩道脇の傾斜が急な南西斜面においてはミズナラの集中的な剥皮が確認されており、積雪や融雪を左右する立地環境特性との関係が示唆されている (川瀬・持田 2016)。このように同じニホンジカという種であっても嗜好性

には地域性があるということが改めて明らかとなった。

表 4 調査区 I における全出現樹種と剥皮状況

樹種名	出現本数	剥皮本数	利用可能 樹皮面積 (m ²)	剥皮面積 (m ²)	剥皮強度	* 選択性指数
ワタゲカマツカ**	44	14	9.55	0.2	0.021	0.25
サラサドウダン**	32	15	10.03	0.59	0.059	0.65
リョウブ**	28	10	6.8	0.14	0.02	0.25
ミズナラ	27	0	29.79	0	0	-1
ズミ	14	0	8.58	0	0	-1
ヤエガワカンバ	9	1	10.15	0	0	-1
アズキナシ	8	4	2.35	0.1	0.044	0.57
ミヤマザクラ	8	0	6.98	0	0	-1
ツノハシバミ	5	4	1.24	0.01	0.009	-0.15
アオハダ	5	1	1.88	0.05	0.025	0.33
アオナシ	4	1	1.54	0	0	-1
ケヤマハンノキ	3	1	4.66	0	0	-
シラカンバ	3	0	3.23	0	0	-
クリ	3	0	1.95	0	0	-
オオモミジ	2	0	1.2	0	0	-
ツルウメモドキ	2	0	0.68	0	0	-
カラマツ	2	0	3.22	0	0	-
アオダモ	2	2	1.14	0.21	0.186	-
ヤマブドウ	1	0	0.18	0	0	-
ウラジロモミ	1	0	0.22	0	0	-
総計	203	53	105.36	1.3	0.012	0

*出現本数は萌芽幹も別々にカウントし、出現本数 5%以下の樹種は選択性指数の算出から除外した。

**嗜好性樹種と判定されたものを示す

表 5 調査区 II における全出現樹種と剥皮状況

樹種名	出現本数	剥皮本数	利用可能 樹皮面積 (m ²)	剥皮面積 (m ²)	剥皮強度	選択性指数
ミズナラ	32	0	31.84	0	0	-1
アズキナシ	15	0	5.02	0	0	-1
サワフタギ	6	1	1.95	0	0.002	0.14
ズミ	6	2	2.27	0.02	0.007	0.59
クリ	5	0	2.25	0	0	-1
ヤエガワカンバ	2	0	1.94	0	0	-
サラサドウダン	2	0	0.48	0	0	-
アオナシ	1	0	0.63	0	0	-
ワタゲカマツカ	1	0	0.29	0	0	-
ニシキウツギ	1	1	0.24	0.06	0.265	-
ハウチワカエデ	1	0	0.21	0	0	-
総計	72	4	47.13	0.09	0.002	-

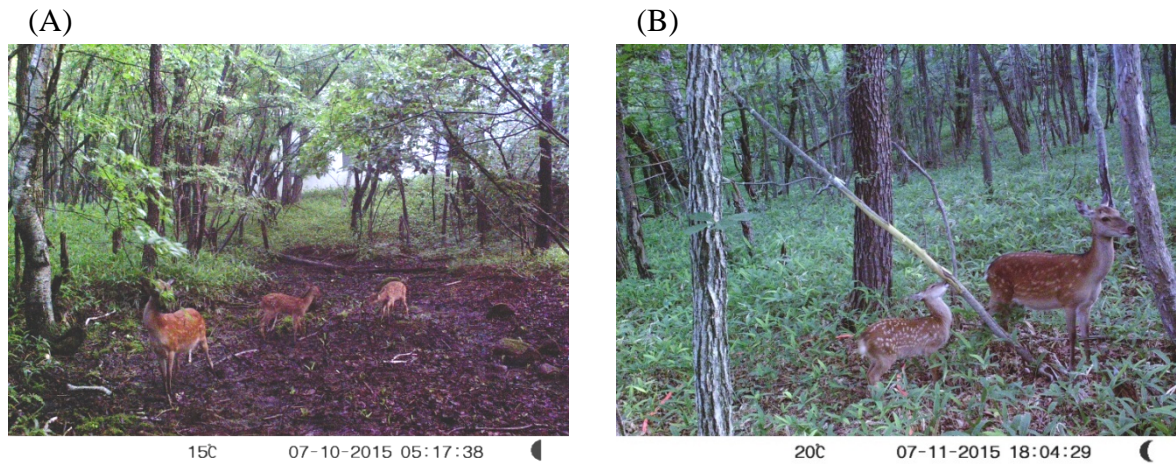


図9 実習施設森林におけるニホンジカの活動状況

撮影は森林内に設置した自動撮影カメラ（HGC SG-007）にて行った

- (A) 湿地にてミズバショウや樹木の枝葉を採食している様子 2015年7月10日 早朝撮影
 (B) サラサドウダンの樹皮を剥皮している様子 2015年7月11日 夕方撮影

4 まとめと今後の課題

本報では、20世紀末から野外教育実習施設構内の森林を対象にとられてきた年輪解析データおよび毎木調査データをもとに、その動態について明らかにすることを目的とした。年輪調査施設構内の森林は、かつては、約20年から25年に1回の頻度で繰り返し伐採され利用されていたが、終戦の1945年頃を境に利用されなくなり放置され、二次遷移が進行し現在に至ることが明らかになった。林冠を構成する高木種の多くは、最後の伐採から10年以内に、下層を構成する亜高木・低木種の多くは最後の伐採から20年以内に侵入したものであり、少なくとも最後の伐採から約20年経過した1965年頃には階層が分化して林冠が閉じ、Oliver (1981) が概念モデルで示した二次遷移段階のうちの「Stand Initiation Stage」から「Stem Exclusion Stage」段階へと移行したと考えられる。「Stem Exclusion Stage」は、「Stand Initiation Stage」に侵入した個体が、競争の程度と種特性の違いに応じてさまざまな成長パターンを示すようになり、一部が成長量を減じ競争によって枯死してゆく段階であるが、施設構内の森林の主要高木樹種では、クリやミズナラが遷移段階初期の成長量を維持する個体が多く個体数の減少率が小さい樹種であるのに対し、アカマツ、カンバ類、ミヤマザクラなどは成長量を減じる個体が多く、個体数の減少率も大きい衰退傾向にある樹種であった。一方、20世紀末からの10年間で新規に侵入が確認された個体は少なく、特に高木性樹種については解放空間である「湿地」以外は全く見られなかったため、「Stem Exclusion Stage」の次の遷移段階である「Understory Reinitiation Stage」にはまだ至っていないと考えられる。

また、本報では近年顕著となったニホンジカによる被害が森林の動態に影響を与えているという観点から、剥皮被害状況の調査も実施した。今回の調査や周辺の森林の調査で剥皮被害が多く嗜好性樹種と判断されたサラサドウダンやほかの低木の一部は、近年10年間の個体数の減少率が高く影響が示唆されたが、リョウブ、ワタゲカマツカ、アオダモといった嗜好性樹種の個体数減少率は小さく、剥皮被害はうけても致命的なダメージにはつながっていないことが示唆された。ただし、今回の調査は樹高1.5m以上の個体を対象にしたものであり、実生を扱ったものではない。10年間の追跡調査期間で新規に侵入が確認された個体が少なかった理由としては、実生段階における被害の影響も考え

られるが、この点についてはさらなる検証が必要である。シカの食害が樹木の更新に与える影響にも注意を払いながら、「Stem Exclusion Stage」から「Understory Reinitiation Stage」へ移行する様子を記述していくことが今後の追跡調査の課題である。

引用文献

- 芦立 恵・松田行雄・遠山三樹夫 (1984) 清里高原の湿原植生. 横浜国大野外教育研報. 2 : 9-18
- Ando M, Shibata E. and Yokota H. (2003) Bark stripping preference of sika deer, *Cervus Nippon*, in terms of bark chemical contents. *Forest Ecology and Management* 177 : 323-331.
- 安藤正規・柴田叡弼 (2006) なぜシカは樹木を剥皮するのか? 日本森林学会誌 88 : 131-136.
- 土畑正和・横山一郎・持田幸良 (2000) 野外教育実習施設構内における森林群落の植物生態学的研究 I - ミズナラ二次林の森林構造と立地との関係 -. 横浜国大野外教育研報. 18 : 27-36.
- Hayashi M and Nagaike T (2003) Bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) in *Larix kaempferi* plantations in central Japan. *Forest Ecology and Management* 175 : 563-572
- 星 直人 (1999) 八ヶ岳南東地域の森林植生. 横浜国大野外教育研報. 17 : 1-48.
- 星 直人・遠山三樹夫 (1998) 清里高原におけるコナラ林とミズナラ林の植物社会学的研究. 横浜国大野外教育研報. 16 : 1-20.
- Ivlev, B.C. (1975) 魚類の栄養生態学: 魚の摂餌についての実験生態学 児玉康雄, 吉原友吉 共訳, 27-31. たたら書房
- 神崎伸夫・小金澤正昭・谷口美洋子・丸山直樹 (1998) 栃木県日光のニホンジカによる樹木剥皮. 野生生物保護学会誌 3 : 107-116.
- 川瀬 彩・持田幸良 (2014) 八ヶ岳山地南東麓地域におけるニホンジカによる樹木剥皮の実態と樹種嗜好性の解析. 第 14 回自然環境復元学会全国大会講演要旨集 : 10-11
- 川瀬 彩・持田幸良 (2016) ニホンジカの不嗜好性樹種ミズナラの樹木剥皮と立地環境. 自然環境復元研究. 8 (1) 印刷中
- 菊池琢磨・持田幸良・坂井敦・遠山三樹夫 (1994) 清里龍泉峽にみられるブナ林の植物社会学的研究. 横浜国大野外教育研報. 12 : 17-25.
- 松井茂・遠山三樹夫 (1989) 清里高原のウラジロモミ林. 横浜国大野外教育研報. 7 : 7-23.
- 宮尾陽子・遠山三樹夫 (1988) ヤエガワカンバ林の群落学的研究. 横浜国大野外教育研報. 6 : 19-40.
- 持田幸良・土畑正和・佐野哲也・横山一郎・山内英嗣・石原修一・黒木志穂子・野本桂子・入山怜子・中島久美子 (2000) 野外教育実習施設構内の植生動態資料集 (1) - 夏緑広葉樹林その 1 -. 横浜国大野外教育研報. 18 : 53-74.
- 持田幸良・五十嵐あい・遠山三樹夫 (1997) 堰堤設置後の河床に発達した植物群落の動態 - 清里大門川の例 -. 15 : 47-59.
- 永峯聡子・持田幸良・遠山三樹夫 (1994) 清里大門川流域に見られるウラジロモミ群落とその立地 (第 1 報). 横浜国大野外教育研報. 12 : 1-15.
- 永峯聡子・持田幸良・遠山三樹夫 (1995) 清里大門川流域に見られるウラジロモミ群落とその立地 (第 2 報). 横浜国大野外教育研報. 13 : 1-21.

- 大泉順子・服部絵利子・遠山三樹夫 (1987) 清里・学校寮地区およびその周辺における樹木目録. 横浜国大野外教育研報. 5 : 9-29.
- Oliver C.D. (1980) Even-aged development of mixed-species stand, *Journal of Forestry* 78:201-203
- Oliver C.D. (1981) Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3:153-168.
- Oliver C.D. and Larson B.C. (1996) *Forest Stand Dynamics*. John Willy & Sons, Inc. New York.
- 小沢亜木・遠山三樹夫 (1983) 清里美森山付近の森林植生. 横浜国大野外教育研報. 1 : 49-60.
- Sano T. and Ohsawa M. (2008) Classification and comparison of oak dominated forests on the eroded fan remnant at the foot of Yatsugatake volcano, central Japan. *Forest Ecology and Management*. 255: 817-829.
- 杉山克之・遠山三樹夫 (1987) 西岳のヤツガタケトウヒとヒメマツハダの群落について. 横浜国大野外教育研報. 5 : 1-8.
- 高尾俊子・遠山三樹夫 (1985) 八ヶ岳のハイマツ群落の植物社会学的研究. 横浜国大野外教育研報. 3 : 15-24.
- 田中徳久・川瀬 彩・持田幸良 (2016) 清里高原の維管束植物. 横浜国立大学教育人間科学部紀要IV 自然科学 第18集 (印刷中)
- 田中徳久・遠山三樹夫 (1990) 八ヶ岳山塊における亜高山帯針葉樹林の植物社会学的研究. 横浜国大野外教育研報. 8 : 1-21.
- 田中徳久・遠山三樹夫 (1991) 清里・学校寮地区およびその周辺に産する草本植物. 横浜国大野外教育研報. 9 : 23-49.
- 上田明子 (1985) 清里学校寮地区およびその周辺に産するシダ植物. 横浜国大野外教育研報. 3 : 25-29.
- 山田浩子・遠山三樹夫 (1990) 野外教育実習施設構内の森林植生. 横浜国大野外教育研報. 8 : 23-37.
- 横山一郎・山内英嗣・持田幸良 (2000) 野外教育実習施設構内における森林群落の植物生態学的研究 II - アカマツの枯死と森林動態について - . 横浜国大野外教育研報. 18 : 37-52.