

三重県の里山における主要群落の林分構造と種組成

Characteristics of SATOYAMA forests in Mie Prefecture

島田博匡¹⁾・谷 秀司^{1), 2)}

Hiromasa Shimada¹⁾ and Hideshi Tani^{1), 2)}

要旨：三重県内の里山における主要群落の林分構造や種組成などの特徴を把握するために 112 箇所の里山において植生調査を実施した。得られた結果をもとに里山生態系や生物多様性の保全の観点から里山の保全・管理策に関して若干の検討を行った。DBH \geq 4 cm クラスの相対優占度を用いたクラスター分析により、調査地は 16 の群落型に分類された。そのうち主要群落であるコナラ型、アカマツ型、ウバメガシ型、シイ型、ヒノキ型、スギ型、モウソウチク型について検討を行ったところ、コナラ型は最も種多様性が高かったが、下層では常緑広葉樹やササ類が繁茂しており、種多様性の低下が懸念されるとともに、将来は常緑広葉樹林へと変化する可能性があると考えられた。アカマツ型の種組成はコナラ型と類似しており、マツノザイセンチュウによってアカマツが枯死した後にはコナラ型へと変化していくことが予想された。ウバメガシ型とシイ型は比較的安定した群落型であったが、林床植生の種数が少ない傾向がみられた。ヒノキ型、スギ型では林床植生の種数や多様性指数 H' が比較的大きかった。なかには林床植生が乏しい箇所もみられたが適度な管理を行うことで動植物にとって重要な生息地となりうる可能性があり、里山景観全体の保全・管理を考える上で無視できない群落であると考えられた。モウソウチク型は種多様性が低く、分布拡大による他の群落型への影響が懸念された。DCA による序列化から、これらの主要群落型の成立には立地要因や気象要因と人為攪乱の程度が影響しているものと考えられた。いずれの群落型でも、個々の現場の林分構造や種組成に応じた保全・管理策の検討と実施が不可欠であり、順応的管理や景観レベルで里山生態系を保全することについても検討する必要がある。

はじめに

里山は適度な人為攪乱によって維持されてきた二次的な森林である。1960 年代以降、燃料革命や化学肥料の普及により里山の管理放棄が進み、大規模開発にもさらされたことから里山の景観や生物相は急激に変化してきている。しかし近年になって里山において独特の生物相が発達し、生物多様性が高く、多くの希少種にとってのレフュージア (refugia) となっていることが明らかになったことや (守山 1988, 田端 1997), 身近な自然の保全への関心の高まりから (武内 2001), 里山に対する注目が集まり、その重要性が認識されてきている。

今後、里山を保全・管理あるいは利用していくことを考える上で、まずは現在の里山の分布やその植生について現況の把握を行い、それに基づく方策を決定する必要がある。しかし三重県において里山の分布や植生についてその実態は不明であり、早急に里山の現況を明らかにしなければならない。

1) 三重県科学技術振興センター林業研究部

2) 現所属：三重県紀北県民局生活環境森林部

そこで、我々は前報において土地分類図と各種の基準地域メッシュデータを利用した解析を行い、三重県の里山の分布、里山を構成する群落とその分布の広域的な特徴を明らかにした(島田・谷 2005)。今回、本研究では三重県の里山において広域的に植生調査を実施し、その結果から三重県の里山にみられる主要な群落の林分構造や種組成などの特徴を把握することを目的とした解析を行った。さらには里山生態系や生物多様性保全の観点から、三重県における里山の保全・管理策に関して若干の検討を行った。

なお、本研究は平成 11～12 年度緊急地域雇用特別基金事業による「三重の里山実態調査」[委託先(財)三重県環境保全事業団]によって得られた植生調査資料について解析を行い、とりまとめたものである。調査にご協力いただいた北勢町自然の会、亀山市自然に親しむ会、中勢里山調査会、22 世紀型の森林利用を考える 木林、熊野の自然を考える会、(財)三重県環境保全事業団の皆様にご心より感謝申し上げます。

調査地および調査・解析方法

1. 調査地の選定

調査地の選定にあたって、前報(島田・谷 2005)により里山とされた区域内から、スギ・ヒノキ人工林、アカマツ群落、アカマツ植林、シイ・カシ萌芽林、クヌギ・コナラ群落など前報で特定された里山における様々な群落や、山地林、平地林、河畔林、海岸林、社寺林など様々な条件の箇所を含むよう 115 箇所選定し、調査地を設定した(図-1)。調査地選定にあたっては、基本的に調査地面積が同一植生で 0.25ha 以上あり、林齢 20 年以上の箇所を選定した。

また、標高と緯度・経度(日本測地系)を国土地理院発行の 1/50,000 地形図より読み取った。年平均気温、年間降水量、暖かさの指数(以下、WI と称す)、寒さの指数(以下、CI と称す)はメッシュ気候値 2000(気象庁 2002)より算出した。選定した調査地の標高は 2～500 m の範囲にあり、年平均気温が 11.4～16.4 °C、WI は 88.9～136.8 °C・month、CI は -12.2～0 °C・month、年間降水量が 1363.4～3369.9 mm であった。各調査地の詳細は付表-1 に示す。

2. 調査方法

2000 年から 2001 年にかけて、選定された調査地のうち森林であった 112 箇所において、調査地の中心付近に円形の調査プロットを設定した。調査プロットの面積は 0.10 ha とし、次の 3 つの異なる同心円によって大円部(0.06 ha)、中円部(0.03 ha)及び小円部(0.01 ha)に分けた。

設定した調査プロットで毎木調査を行い、小円部については樹高 1.3 m 以上、中円部においては胸高直径(地上高 1.2 m) 4 cm 以上、大円部では胸高直径 18 cm 以上の全ての木本種について直径巻尺を用いて胸高直径(以下、DBH と称す)を調査した。また、小円部において確認された高さ 1.3 m 未満の木本種、草本種について種名と被度を記録した。被度は小円部の面積占有率が 76%以上の場合 V、51～75%で IV、26～50%で III、11～25%を II、1～10%を I、1%以下を + とした。

同時に調査プロットの傾斜方位、斜度、微地形について記録した。林齢については調査地の上層木の年輪調査、聞き取りや既存資料により推定した。過去の施業履歴についても聞き取りによりできる限り把握した。

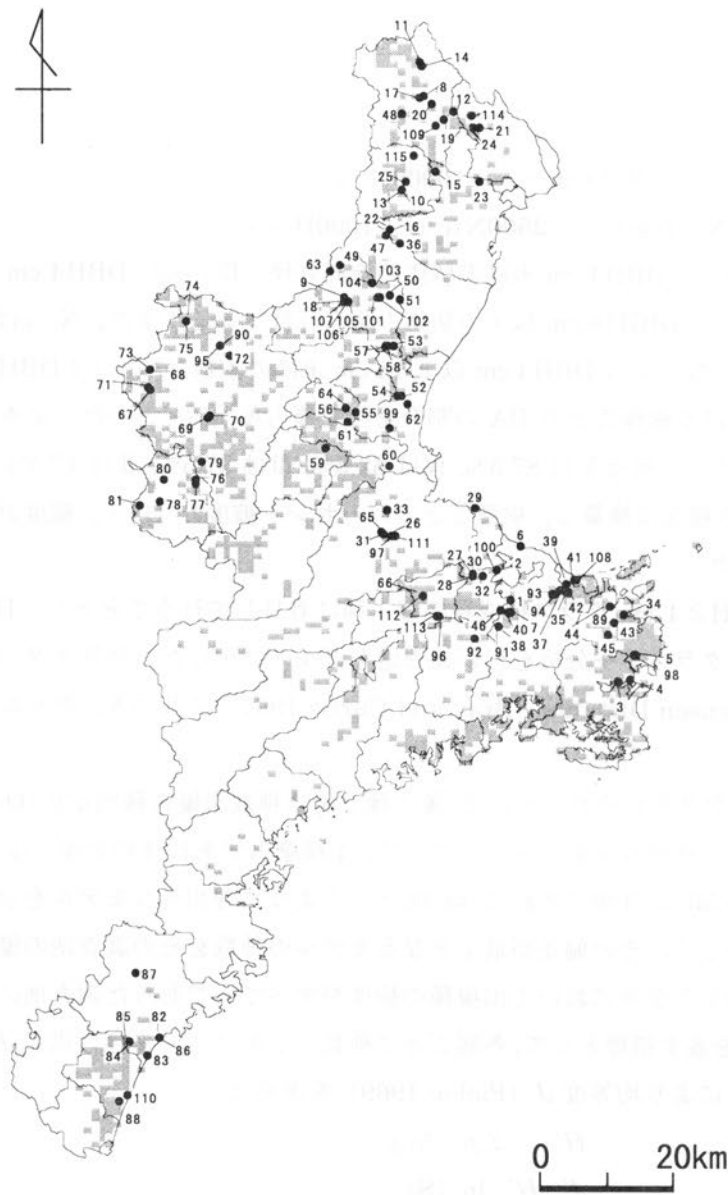


図-1. 調査地の位置. 市町村境界は 2005 年 3 月 1 日現在のものである. 図中の数字は調査地の番号を示す. 着色部分は島田・谷 (2005) による里山の区域を示す.

3. 解析方法

各調査地における林分構造, 種組成を比較検討し, 群落型分類と各群落型の特徴づけを行った. ここで林分構造とは胸高断面積合計 (以下, BA と称す) をもとにして得られる樹種構成のことである. 本報告では個体の DBH を基準として, DBH4 cm 以上の個体を高木層から亜高木層を構成するクラス (以下, DBH \geq 4 cm クラスと称す), 高さ 1.3 m 以上 DBH4 cm 未満の個体を低木層を構成するクラス (以下, DBH<4 cm クラスと称す) として, 4 cm を境界にクラス分けを行った. また, 高さ 1.3 m 以下の林床植生については草本層を構成するクラス (以下, 林床植生クラスと称す) とし, それぞれのクラスごとに解析を行った.

まず, 各調査プロットの毎木調査結果から, DBH4 cm 以上の個体と 4 cm 未満の個体に分けて, それぞれ式 (1), 式 (2) を用いて樹種ごとに ha 当たりの BA (m²) を求めた. また, 式 (3), (4) から本数 (幹数) N を求めた.

$$BA (4\text{cm} >) = 10000 \sum \pi (D_{(-4)}/2)^2 \quad (1)$$

$$BA (4\text{cm} \leq) = 2500 \sum \pi (D_{(4-18)}/2)^2 + 1000 \sum \pi (D_{(18-)/2})^2 \quad (2)$$

$$N(4\text{cm} >) = 10000N_{(-4)} \quad (3)$$

$$N(4\text{cm} \leq) = 2500N_{(4-18)} + 1000D_{(18-)} \quad (4)$$

ただし、 $D_{(-4)}$ は樹高 1.3 m 以上、DBH4 cm 未満の個体の胸高直径、 $D_{(4-18)}$ は DBH4 cm 以上 18 cm 未満の個体の胸高直径、 $D_{(18-)}$ は DBH18 cm 以上の個体の胸高直径である。また、 $N_{(-4)}$ は樹高 1.3 m 以上、DBH4 cm 未満の本数、 $N_{(4-18)}$ は DBH4 cm 以上 18 cm 未満の本数、 $N_{(18-)}$ は DBH18 cm 以上の本数である。各調査地における樹種ごとの BA の割合を相対優占度 (%) とした。草本層については小円区の植生調査結果について、被度 V は 87.5%、IV は 62.5%、III は 37.5%、II は 17.5%、I は 5%、+ は 0.5% のようにパーセント被度に換算し、樹種ごとのパーセント被度計 (以下、被度計と称す) の割合を相対優占度 (%) とした。

調査地の群落型分類を DBH \geq 4 cm クラス構成種の優占種に着目して行うこととし、DBH \geq 4 cm クラスの相対優占度を用いてクラスター分析を行い調査地をグループ化した。クラスター分析において、調査地間の類似度は Sørensen Distance (Bray and Curtis 1957) に基づき、群平均法によって連結した。

各調査地の 3 つのサイズクラスそれぞれについて、優占種と優占種数を優占種判定法 (Osawa 1984) により求めた。この手法は優占種構成種数の違いによって、1 種優占であれば相対優占度は 100%、2 種優占であれば、それぞれが 50%、3 種であれば 33.3% というように理想的なモデルを設定し、モデルと現実の相対優占度を比較して、その偏差が最小となるモデルの種数をその調査地の優占種数とするものである。なお、林床植生クラスにおいて出現種の被度がすべて + であった調査地については優占種なしとした。種の多様度を表す指標として、各層ごとに種数、式 (5) により多様性指数 H' (Shannon and Weaver 1949)、式 (6) により均等度 J' (Pielou 1969) を求めた。

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad (5)$$

$$J' = H' / \ln (S) \quad (6)$$

ただし、 p_i は種 i の相対優占度、 S は種数である。このほか、各種の植物図鑑 (宮脇 1994, 佐竹ほか 1989a, 1989b, 高橋・勝山 2000a, 2000b, 2001 など) に基づき、現地での生育状況を考慮しながら出現種を常緑・落葉高木 (樹高 10 m 以上になるもの)、常緑・落葉亜高木 (6~10 m)、常緑・落葉低木 (6 m 以下)、常緑・落葉藤本、多年草、シダ植物、1~2 年草に分類し、調査地、サイズクラスごとに BA に占める常緑木本率、林床植生クラスについては被度計に占める木本率と木本被度計に占める常緑率を算出した。これらの特性値によりクラスター分析によって分けられた各群落型を特徴づけることを試みた。

次にクラスター分析で分類された後述する主要群落型に属する調査地についてのみ、主要群落型相互間や各群落型に属する調査地相互間の関係、それらと環境要因との関係を把握するために DCA (Detrended correspondence analysis; Hill 1979) による序列化を行った。DCA は反復平均法を改良した序列化手法であり、群集と群集構造成立に影響している様々な要因との対応関係の軸を仮想することで各群集を軸上に配列するものである。座標軸は群落組成に基づく地点間の近似性、傾向性を表し、データの分布の原因を最も良く説明できる要因は I 軸上の傾度で表わされ、それより弱い要因は II 軸上の傾度で説明される。解析はサイズクラスごとに行い、低出現頻度種の解析への影響を避けるために、いずれかの調査地で 1 度でも優占種と判定された種のみ相対優占度を用いて行った。これにより、解析対象調査地における常在率が 5% 以下の種がおおむね除かれた。また、DBH < 4 cm ク

ラスと林床植生クラスの解析において、出現した種数と本数あるいは被度のごくわずかであった調査地についても解析から除外した。なお、クラスター分析と DCA による序列化には群集解析プログラム PC-ORD for Windows Ver4.33 (McCune & Mefford 1999) を用いた。

結 果

1. クラスター分析による群落型の分類

調査の結果、1 調査地当たり 4~69 種の植物種が出現し、全 112 調査地で 413 種が出現した。その生活形別内訳は木本種が落葉高木 34 種、落葉亜高木 22 種、落葉低木 52 種、落葉藤本 13 種、常緑高木 33 種、常緑亜高木 22 種、常緑低木 33 種、常緑藤本 10 種であった。草本種は多年草 121 種、シダ植物 57 種、1~2 年草が 16 種であった。サイズクラス別には DBH \geq 4 cm クラスでは 120 種、DBH<4 cm クラスは 141 種、林床植生クラスでは 367 種がみられた。また、レッドデータブック記載種 (環境庁 2000, レッドデータブック近畿研究会 2001) は絶滅危惧種 C (レッドデータブック近畿研究会 2001) のオケラが 1 箇所のみであった。今回の調査は 1 時点のみの調査であり、春植物や腐生植物、寄生植物など短期間しか目立たない草本種は十分に把握できなかった可能性もある。

DBH \geq 4 cm クラスの相対優占度によるクラスター分析の結果、調査地は 16 の群落型に分類された (図-2)。優占種判定法で判定された優占種から、それぞれの群落型はアカガシ型 (2 箇所)、コナラ型 (20 箇所)、アカマツ型 (23 箇所)、ウバメガシ型 (4 箇所)、シリブカガシ型 (1 箇所)、イチイガシ型 (1 箇所)、シイ型 (15 箇所)、ヒノキ型 (15 箇所)、スギ型 (8 箇所)、多種優占型 (2 箇所)、マダケ型 (3 箇所)、モウソウチク型 (11 箇所)、クロマツ型 (3 箇所)、ムクノキ・ケヤキ型 (1 箇所)、タチヤナギ型 (1 箇所)、ハンノキ型 (2 箇所) と定義された。なお、シイ型はツブラジイ優占とスダジイ優占の 2 つのタイプを合わせたものである。これらのうち箇所数が少なかった群落型についてはそれぞれ特殊な立地条件に成立しているものが多かった。アカガシ型の調査地については標高 330~500 m と三重県の里山ではやや標高が高い箇所 (島田・谷 2005) にみられたものであった (附表-1)。イチイガシ型は社寺林において過去に植栽されたものであり、クロマツ型についても海岸に植栽されたものであった。ムクノキ・ケヤキ型、タチヤナギ型は河畔に成立した河畔林であり、ハンノキ型は湿地に成立した湿地林であった。シリブカガシ型、多種優占型、マダケ型については出現した箇所の微地形に特徴はみられず、過去の人為の履歴も不明であった。これらの低出現頻度の群落型を除いたコナラ型、アカマツ型、ウバメガシ型、シイ型、ヒノキ型、スギ型、モウソウチク型の 7 群落型を主要群落型とし、以後はこれらの群落型について林分構造と種組成の特徴を調査により得られた特性値から検討する。

2. 林分構造と種組成

表-1 には主要な群落型に分類された調査地の林齢、各種の地形、気象因子の平均値を群落型別に示す。様々な立地環境上に成立する調査地を選定していることから、いずれの群落型においても各因子のレンジは幅広く、群落型間に有意な差はみられなかった (Scheffe の方法による多重比較, $P > 0.05$)。林齢ではシイ型とヒノキ型は社寺林の調査地を含むため最大値が大きくなった。

表-2 には主要群落型に分類された調査地において、DBH \geq 4 cm クラスで 1 回以上優占種と判定された種のうち、いずれかの群落型において 30%以上の常在率がみられた 27 種について群落型ごとに常在率と平均相対優占度を示す。他のサイズクラスについても同様の方法で種を選定し、表-3 に

DBH<4 cm クラスの 27 種, 表-4 には林床植生クラスの 46 種について示す。また, 表-5 には各群落型における各調査地の全出現種数と DBH \geq 4 cm クラスの本数, BA, H' , J' , BA に占める常緑木本率, 出現種数, 生活形別種数の平均値を示す。同様に, 表-6 には DBH<4 cm クラス, 表-7 には林床植生クラスについて示す。これらより明らかとなった林分構造と種組成の特徴を群落型別に述べる。

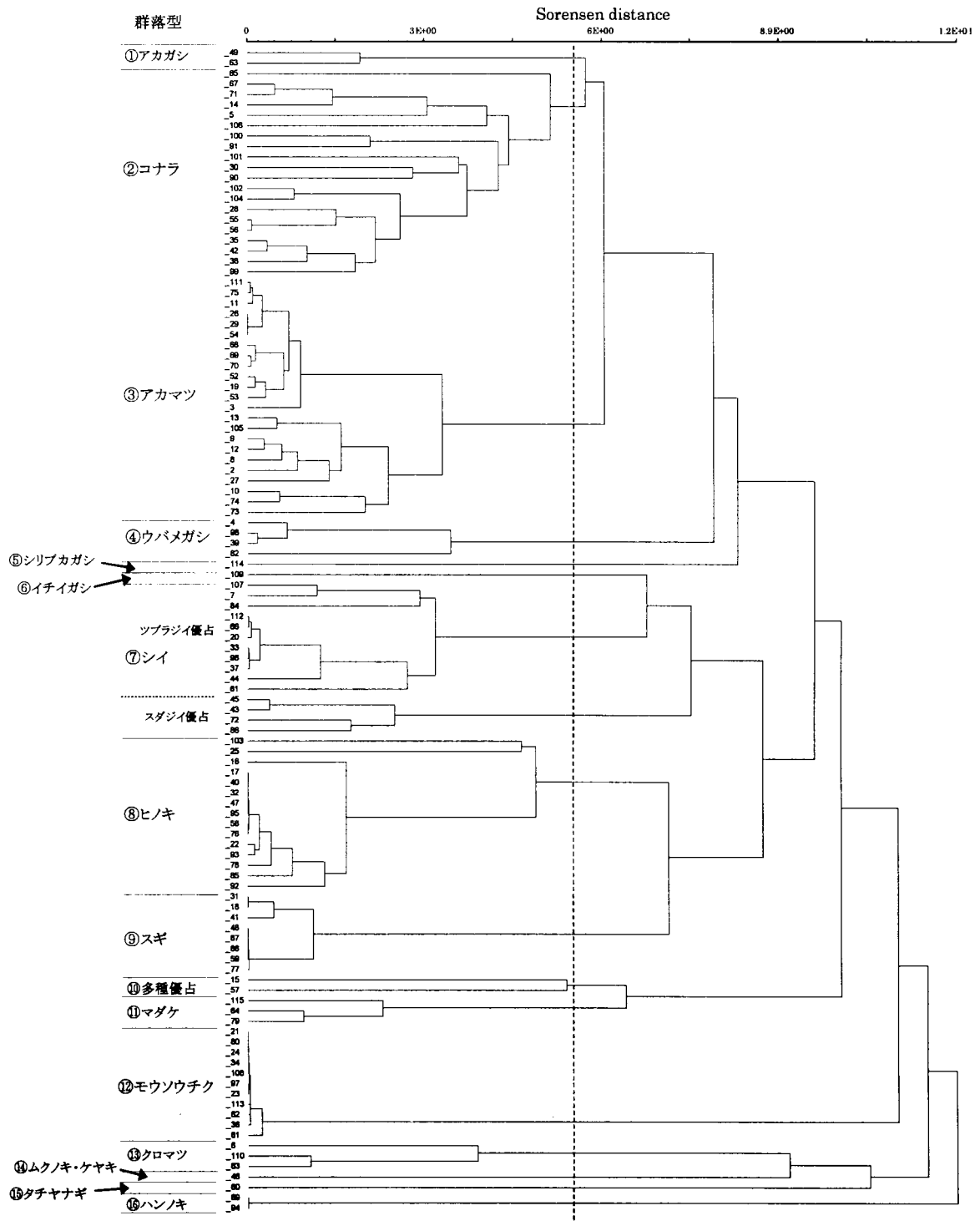


図-2. 各調査地における DBH \geq 4cm クラスの相対優占度を用いたクラスター分析による群落型分類。数字は調査地の番号を示す。

表-1. 主要群落型における林齢, 地形因子と気象因子

群落型	コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11
林齢	35.7 ±2.0 (18 ~50)	41.2 ±2.7 (20 ~70)	30.0 ±4.7 (20 ~45)	64.0 ±10.6 (25 ~175)	51.8 ±6.9 (25 ~125)	36.3 ±3.0 (25 ~50)	35.0 ±5.9 (5 ~60)
標高(m)	100.0 ±15.1 (15.0 ~220.0)	131.8 ±18.5 (2.0 ~350.0)	57.5 ±26.8 (20.0 ~150.0)	87.2 ±17.8 (10.0 ~220.0)	131.0 ±18.7 (40.0 ~280.0)	160.7 ±37.1 (10.0 ~290.0)	87.9 ±18.4 (20.0 ~220.0)
傾斜(°)	23.6 ±2.4 (7.0 ~45.0)	13.1 ±1.6 (0.0 ~28.0)	14.2 ±6.0 (0.0 ~29.6)	25.0 ±2.2 (4.3 ~34.0)	17.4 ±2.2 (0.0 ~37.0)	11.8 ±4.3 (0.0 ~38.0)	14.2 ±2.8 (2.0 ~35.0)
斜面方位箇所数							
N	7	4	1	2	6	2	4
E	4	5	1	3	4	2	4
S	1	8	1	9	3	1	2
W	8	4	1	1	1	0	0
平坦部	0	2	0	0	1	3	1
地形箇所数							
尾根	4	4	1	4	5	1	1
斜面	11	14	0	9	7	3	3
谷・平坦部	5	5	3	2	3	4	7
年平均気温(°C)	14.2 ±0.2 (13.0 ~15.4)	14.0 ±0.2 (12.4 ~15.6)	15.7 ±0.2 (15.3 ~16.3)	14.5 ±0.2 (12.6 ~16.3)	14.0 ±0.2 (12.7 ~15.2)	14.1 ±0.4 (12.6 ~16.3)	14.5 ±0.2 (13.2 ~15.5)
WI(°C・month)	113.3 ±1.6 (101.5 ~124.4)	111.6 ±1.9 (96.6 ~127.4)	127.8 ±2.2 (123.8 ~135.1)	116.0 ±2.3 (98.0 ~135.1)	111.3 ±1.6 (99.3 ~121.9)	112.5 ±4.1 (98.0 ~135.1)	116.1 ±2.1 (103.2 ~126.2)
CI(°C・month)	-2.4 ±0.4 (-5.6 ~-0.0)	-3.1 ±0.5 (-7.5 ~-0.0)	0.0 ±0.0 (0.0 ~0.0)	-1.9 ±0.5 (-7.2 ~-0.0)	-2.9 ±0.5 (-6.9 ~-0.0)	-3.2 ±1.0 (-7.2 ~-0.0)	-2.0 ±0.5 (-5.1 ~-0.0)
年間降水量(mm)	1861.0 ±43.4 (1443.6 ~2236.6)	1829.2 ±58.8 (1467.2 ~2446.2)	2037.4 ±103.3 (1894.7 ~2393.7)	1979.4 ±80.1 (1633.0 ~2897.9)	2067.4 ±109.2 (1437.6 ~2897.9)	2216.9 ±199.3 (1454.0 ~3369.9)	1774.1 ±74.2 (1363.4 ~2369.2)

平均値±標準誤差。括弧内はレンジ。いずれの因子においても群落型間で有意差はみられなかった(Scheffeの方法による多重比較, $P>0.05$)。地形は各調査地の微地形(付表-1参照)を尾根、斜面、谷・平坦部の区分に分類して示す。

2. 1 コナラ型

群落型を特徴づける DBH \geq 4 cm クラスにおいて、コナラの常在率が 100%、平均相対優占度も 44% と最も高く、コナラが共通して優占していた(表-2)。比較的多くの樹種から構成されており、コナラの他に DBH \geq 4 cm クラスでは高木種のアオハダ、アカマツ、ヒノキ、亜高木種ではネジキ、リュウブ、ヒサカキ、ソヨゴなどの常在率が高かった。また、DBH<4 cm クラスでは亜高木種のヒサカキ、ネジキの常在率が高く、特にヒサカキは 95%とほとんどの調査地に出現し、平均相対優占度も 38% でこのサイズクラスで最も優占していた(表-3)。林床植生クラスについてもヒサカキが全ての調査地に出現し、他にもアラカシ、イヌツゲなど常在率が 50%以上の種が多かった。このサイズクラスでは他の群落型と比較してコウヤボウキ、コバノガマズミなどの落葉低木の常在率が高い傾向がみられた(表-4)。調査地当たりの全出現種数は他の群落型と比較して最も多く、平均 39.2 種がみられた(表-5)。H' についても全てのサイズクラスにおいて最も高い値を示し、里山において最も種多様度の高い植生タイプであった(表-5~7)。

DBH<4 cm クラス、林床植生クラスでは常緑樹の相対優占度が落葉樹のそれよりも高い傾向がみられ、BA に占める常緑木本率は DBH \geq 4 cm クラスでは平均 32.2%と 7つの群落型のうち最も低かったものの(表-5)、DBH<4 cm クラスでは 74.5%まで上昇した(表-6)。さらに林床植生クラスでは木本被度計に占める常緑率が 78.6%となり、サイズクラスが小さくなるほど常緑木本率が上昇していた(表-7)。同時に、サイズクラスが小さくなるほど出現種数も増加し、生活形ごとにみても出現種数は増加する傾向がみられたが、常緑樹のほうが増加数が多く、そのため出現種の生活形組成比についても他の群落型に比べて落葉樹の割合が高いものの、サイズクラスが小さくなるほど木本種のなかでの落葉樹の割合が小さくなって常緑樹の割合が高まる傾向がみられた(図-3)。DBH<4 cm クラス、林床植生クラスは次世代木を含むクラスであるが、これらのクラスにおける高木種に注目すると落葉高木はコナラ、アオハダ、常緑高木ではアラカシ、ツブラジイ、ヒノキ、シロダモ、タブノキが 30~40%の常在率で出現した(表-3, 4)。

表-2. 主要群落型における DBH \geq 4 cm クラスの主要構成種の常在率と相対優占度

種名	学名	群落型							
		コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11	
落葉高木									
コナラ	<i>Quercus serrata</i> Thunb.	100 (44)	83 (12)	50 (10)	40 (9)	33 (5)	—	36 (4)	
アオハダ	<i>Ilex macrospora</i> Miq.	50 (5)	30 (1)	—	20 (0)	—	13 (0)	—	
ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i> Sieb.	45 (3)	48 (2)	50 (3)	20 (2)	20 (2)	—	18 (1)	
クリ	<i>Castanea crenata</i> Sieb. et Zucc.	45 (3)	22 (1)	—	7 (7)	20 (4)	—	18 (1)	
常緑高木									
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i> Sieb. et Zucc.	65 (4)	35 (8)	25 (11)	67 (11)	100 (77)	50 (21)	18 (6)	
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Sieb. et Zucc.	50 (8)	100 (61)	75 (2)	7 (11)	47 (7)	—	—	
アラカシ	<i>Quercus glauca</i> Thunb.	40 (3)	9 (1)	25 (1)	60 (4)	27 (1)	—	18 (1)	
ツブラジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i> Schottky	30 (6)	4 (3)	50 (6)	93 (56)	33 (11)	—	9 (9)	
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> D. Don	30 (5)	—	—	20 (3)	53 (10)	100 (86)	36 (5)	
タブノキ	<i>Persea thunbergii</i> Kosterm.	30 (3)	9 (2)	—	40 (3)	—	—	9 (0)	
ヤマモモ	<i>Myrica rubra</i> Sieb. et Zucc.	25 (8)	13 (2)	75 (3)	33 (2)	13 (2)	—	9 (1)	
クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.	25 (4)	4 (1)	—	33 (3)	—	—	—	
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> Koidz.	15 (0)	—	—	7 (1)	—	38 (3)	—	
スダジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i> Schottky var. <i>sieboldii</i> Nakai	—	4 (6)	25 (2)	33 (50)	—	—	—	
モウソウチク	<i>Phyllostachys heterocycla</i> Matsum. f. <i>pubescens</i> Muroi	—	4 (23)	—	—	7 (22)	—	100 (93)	
落葉亜高木									
ネジキ	<i>Lycium ovalifolium</i> Drude var. <i>ellipticum</i> Hand. Mazz.	80 (3)	78 (3)	75 (2)	27 (2)	27 (1)	—	—	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i> Sieb. et Zucc.	70 (6)	52 (6)	50 (1)	13 (1)	20 (3)	—	—	
ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i> Sieb. et Zucc.	30 (2)	17 (1)	—	7 (0)	7 (1)	—	—	
ハゼノキ	<i>Rhus succedanea</i> Linn.	20 (6)	22 (1)	50 (2)	33 (1)	13 (1)	—	—	
常緑亜高木									
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb.	85 (5)	65 (6)	100 (4)	80 (1)	53 (1)	—	27 (0)	
ソゴ	<i>Ilex pedunculosa</i> Miq.	55 (9)	78 (8)	75 (6)	33 (1)	33 (1)	—	—	
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb.	45 (1)	52 (1)	—	—	—	—	—	
ヤブツバキ	<i>Samolus japonicus</i> Linn.	20 (3)	4 (1)	75 (2)	60 (3)	13 (1)	13 (0)	18 (0)	
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.	20 (1)	13 (0)	25 (0)	67 (4)	20 (1)	—	—	
ウバメガシ	<i>Quercus phillyraoides</i> A. Gray	15 (14)	4 (10)	100 (65)	20 (3)	13 (0)	—	—	
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Sieb. et Zucc.	15 (3)	30 (3)	25 (4)	47 (2)	40 (2)	—	—	
常緑低木									
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	50 (3)	30 (1)	50 (0)	40 (1)	7 (0)	25 (0)	18 (0)	

主要群落型に分類された調査地において、DBH \geq 4 cmクラスで1回以上優占種と判断された植物種のうち、いずれかの群落型において30%以上の常在率がみられた27種を示す。表中の数値は常在率(%)、括弧内は平均相対優占度を示す。

表-3. 主要群落型における DBH<4 cm クラスの主要構成種の常在率と相対優占度

種名	学名	群落型							
		コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11	
落葉高木									
アオハダ	<i>Ilex macrospora</i> Miq.	40 (9)	22 (2)	—	13 (0)	7 (0)	—	—	
コナラ	<i>Quercus serrata</i> Thunb.	30 (2)	43 (5)	—	7 (3)	7 (2)	—	9 (1)	
常緑高木									
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Sieb. et Zucc.	—	30 (13)	—	—	7 (1)	—	—	
アラカシ	<i>Quercus glauca</i> Thunb.	40 (7)	4 (0)	—	53 (8)	47 (4)	13 (0)	27 (44)	
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> Koidz.	25 (3)	17 (5)	—	—	13 (5)	38 (32)	—	
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i> Sieb. et Zucc.	20 (18)	9 (1)	—	20 (8)	60 (26)	13 (3)	—	
ツブラジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i> Schottky	15 (3)	4 (28)	—	60 (20)	20 (7)	—	—	
落葉亜高木									
ネジキ	<i>Lycium ovalifolium</i> Drude var. <i>ellipticum</i> Hand. Mazz.	60 (14)	83 (16)	50 (6)	13 (7)	33 (18)	—	—	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i> Sieb. et Zucc.	45 (6)	39 (6)	25 (2)	—	13 (1)	—	9 (38)	
カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> Decne. var. <i>laevifolia</i> Stapf	30 (5)	22 (3)	—	7 (2)	7 (2)	—	—	
ヤマウルシ	<i>Rhus trilobata</i> Miq.	25 (2)	57 (11)	—	7 (5)	27 (4)	13 (0)	9 (0)	
常緑亜高木									
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb.	95 (38)	96 (37)	100 (36)	67 (27)	73 (33)	13 (1)	45 (41)	
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb.	35 (6)	35 (2)	—	13 (1)	27 (1)	—	—	
アセビ	<i>Pieris japonica</i> D. Don.	30 (16)	48 (7)	50 (2)	20 (3)	27 (2)	—	—	
ソゴ	<i>Ilex pedunculosa</i> Miq.	25 (14)	57 (7)	50 (3)	20 (1)	40 (1)	—	—	
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Sieb. et Zucc.	20 (4)	30 (3)	—	13 (6)	20 (22)	—	—	
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.	20 (0)	9 (1)	—	67 (25)	40 (16)	—	27 (11)	
ヤブツバキ	<i>Samolus japonicus</i> Linn.	15 (13)	9 (4)	50 (4)	47 (27)	7 (34)	13 (8)	9 (11)	
ウバメガシ	<i>Quercus phillyraoides</i> A. Gray	10 (8)	4 (1)	75 (37)	—	7 (32)	—	—	
カナメモチ	<i>Photinia glabra</i> Maxim.	5 (1)	9 (1)	—	40 (6)	20 (2)	—	—	
落葉低木									
コバノガマズミ	<i>Viburnum srosum</i> Thunb. f. <i>punctatum</i> Fr. et Sav.	35 (4)	17 (2)	—	7 (0)	7 (2)	—	9 (7)	
ナツハゼ	<i>Vaccinium oldhamii</i> Miq.	15 (7)	30 (12)	—	—	7 (1)	—	—	
常緑低木									
モチツツジ	<i>Rhododendron macrospalum</i> Maxim.	50 (6)	30 (4)	50 (22)	20 (6)	7 (0)	—	9 (15)	
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	45 (16)	35 (5)	25 (0)	40 (10)	33 (7)	13 (8)	18 (2)	
シャヤンボ	<i>Vaccinium bursatum</i> Thunb.	30 (1)	43 (4)	50 (1)	13 (2)	13 (1)	—	—	
アオキ	<i>Asouba japonica</i> Thunb.	20 (9)	4 (5)	—	20 (11)	27 (15)	63 (51)	18 (29)	
ヤマツツジ	<i>Rhododendron kaempferi</i> Planch.	15 (1)	30 (2)	—	—	20 (3)	—	—	

主要群落型に分類された調査地において、DBH<4 cmクラスで1回以上優占種と判断された植物種のうち、いずれかの群落型において30%以上の常在率がみられた27種を示す。表中の数値は常在率(%)、括弧内は平均相対優占度を示す。

表-4. 主要群落型における林床植生クラスの主要構成種の常在率と相対優占度

種名	学名	群落型	コナラ	アカマツ	ウバメガシ	シイ	ヒノキ	スギ	モウソウチク
			n=20	n=23	n=4	n=15	n=15	n=8	n=11
落葉高木									
コナラ	<i>Quercus serrata</i> Thunb.		40 (2)	39 (2)	-	7 (1)	7 (1)	-	-
常緑高木									
アラカシ	<i>Ficus densiflora</i> Sieb. et Zucc.		60 (3)	22 (1)	-	73 (4)	47 (1)	13 (0)	27 (11)
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> Koidz.		45 (1)	52 (1)	50 (8)	7 (14)	40 (1)	25 (2)	45 (10)
タブノキ	<i>Porsea thunbergii</i> Kosterm.		40 (2)	35 (2)	25 (2)	33 (5)	33 (1)	38 (5)	27 (13)
ツブラジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i> Schottky		25 (2)	13 (0)	25 (0)	60 (34)	20 (8)	-	9 (13)
落葉亜高木									
ヤマウルシ	<i>Rhus trihoearpa</i> Miq.		50 (1)	43 (4)	-	7 (0)	33 (9)	13 (1)	27 (6)
ネジキ	<i>Lyonia ovalifolia</i> Drude var. <i>elliptica</i> Hand. Mazz.		45 (3)	39 (5)	-	7 (20)	13 (0)	13 (0)	9 (1)
常緑亜高木									
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb.		100 (15)	87 (22)	75 (5)	40 (8)	60 (11)	25 (0)	45 (25)
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb.		70 (4)	70 (3)	-	-	47 (1)	-	18 (11)
アセビ	<i>Pieris japonica</i> D. Don.		40 (8)	52 (4)	25 (13)	13 (2)	20 (3)	-	-
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i> Miq.		30 (5)	61 (4)	25 (0)	13 (3)	27 (1)	-	-
ヒメズリハ	<i>Daphniphyllum tojismanni</i> Zoll.		-	4 (0)	50 (12)	7 (1)	7 (6)	-	-
タイムンタチバナ	<i>Myrsine seguinii</i> Lev.		-	-	50 (21)	13 (39)	7 (6)	-	-
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i> Linn.		20 (1)	13 (7)	75 (5)	60 (7)	13 (12)	25 (2)	27 (4)
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Sieb. et Zucc		25 (2)	30 (5)	25 (0)	7 (0)	33 (3)	-	9 (2)
カナメモチ	<i>Photinia glabra</i> Maxim.		10 (10)	13 (2)	-	33 (2)	20 (3)	-	18 (1)
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.		5 (1)	13 (1)	-	33 (5)	33 (5)	-	9 (8)
落葉低木									
コウヤボウキ	<i>Portia scandens</i> Sch. Bip.		60 (3)	35 (1)	-	7 (1)	7 (1)	-	-
コバノガマズミ	<i>Viburnum erosum</i> Thunb. f. <i>punctatum</i> Fr. et. Sav.		60 (1)	22 (4)	-	-	27 (1)	-	18 (0)
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i> Miq.		20 (21)	17 (9)	-	13 (2)	47 (11)	88 (21)	27 (7)
常緑低木									
ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i> Bl.		75 (5)	30 (3)	-	13 (2)	33 (13)	13 (0)	36 (7)
ヤマツツジ	<i>Rhododendron kaempferi</i> Planch.		60 (5)	74 (6)	-	7 (1)	27 (1)	-	-
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.		55 (4)	43 (8)	25 (0)	33 (2)	33 (2)	63 (0)	55 (6)
モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i> Maxim.		45 (6)	30 (5)	75 (1)	7 (12)	7 (2)	13 (0)	18 (1)
アオキ	<i>Aucuba japonica</i> Thunb.		45 (2)	30 (2)	-	20 (2)	40 (9)	63 (4)	18 (26)
ネザサ	<i>Photinopsis distichus</i> Muroi et H. Okam. var. <i>glaber</i> Sugim.		60 (14)	43 (17)	-	-	73 (10)	50 (4)	27 (26)
チャノキ	<i>Thea sinensis</i> Linn.		30 (1)	13 (1)	-	-	33 (1)	50 (0)	55 (21)
クちなシ	<i>Gardenia jasminoides</i> Ellis f. <i>gravidiflora</i> Makino		15 (2)	9 (0)	50 (1)	13 (1)	7 (0)	-	-
落葉藤本									
サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> Linn.		85 (3)	96 (2)	75 (11)	27 (6)	60 (1)	-	9 (1)
常緑藤本									
テイカカズラ	<i>Trechelospermum asiaticum</i> Nakai var. <i>intermedium</i> Nakai		40 (1)	13 (0)	25 (0)	27 (3)	27 (2)	38 (5)	36 (7)
サネカズラ	<i>Kadsura japonica</i> Dunal		35 (1)	4 (1)	-	7 (4)	13 (0)	38 (0)	18 (9)
多年草									
ジャノヒゲ	<i>Ophopogon japonicus</i> Ker-Gawl.		50 (3)	22 (5)	-	27 (10)	20 (2)	38 (0)	-
ジュンラン	<i>Cymbidium goeringii</i> Reichb. Fil.		45 (3)	9 (1)	25 (0)	40 (2)	20 (1)	-	18 (1)
ツルアリドオシ	<i>Mitella udulata</i> Sieb. et Zucc.		40 (6)	17 (6)	-	-	27 (6)	-	-
コクラン	<i>Liparis nervosa</i> Lindl.		20 (2)	9 (1)	25 (0)	13 (1)	47 (6)	13 (0)	18 (9)
ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Anders.		15 (2)	30 (1)	-	-	7 (6)	-	-
チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> Roem. et Schult.		-	4 (1)	-	-	27 (3)	38 (3)	9 (5)
シダ植物									
シシガシラ	<i>Struthiopteris niponica</i> Nakai		60 (5)	26 (4)	-	-	47 (3)	13 (0)	9 (1)
ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i> O. Kuntze		55 (2)	13 (1)	50 (6)	47 (6)	60 (8)	63 (2)	36 (12)
コシダ	<i>Dicranopteris dichotoma</i> Bernh.		20 (3)	39 (37)	75 (44)	27 (22)	33 (36)	13 (0)	9 (1)
ウラボシ	<i>Gleichenia japonica</i> Spr. engel		15 (51)	4 (4)	25 (37)	40 (27)	27 (36)	-	-
トウゲシバ	<i>Lycopodium serratum</i> Thunb.		10 (1)	9 (1)	-	7 (1)	33 (2)	13 (0)	9 (1)
フモトシダ	<i>Microlepia marginata</i> C. Chr.		10 (5)	-	-	-	27 (0)	63 (1)	9 (2)
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i> Thunb.		10 (1)	-	-	-	20 (4)	38 (2)	9 (1)
イノデ	<i>Polystichum polyblepharum</i> Presl.		-	-	-	-	13 (6)	50 (3)	-
リョウメンシダ	<i>Arachnoides standishii</i> Ohwi		-	-	-	-	20 (12)	50 (35)	-

主要群落型に分類された調査地において、林床植生クラスで1回以上優占種と判断された植物種のうち、いずれかの群落型において30%以上の常在率がみられた46種を示す。表中の数値は常在率(%)、括弧内は平均相対優占度を示す。

2. 2 アカマツ型

アカマツ型に分類された 23 箇所の調査地のうち 6 箇所は人工林であった (付表-1 参照)。全出現種数はコナラ型について多かった (表-5)。DBH<4 cm クラスでは、他の群落型と比較して本数、種数が最も多くなっており、低木層が発達する傾向がみられた (表-6)。

DBH≥4 cm クラスにおいては、アカマツの常在率が 100%で、平均相対優占度も 61%と最も高く、アカマツが優占していた (表-2)。その他の高木種ではコナラ、ヤマザクラ、アオハダなどの落葉樹の常在率が高く、特にコナラは常在率が 83%、平均相対優占度も 12%と高い値を示していた。亜

高木種ではネジキ, リョウブ, ヒサカキ, ソヨゴ, イヌツゲの常在率が高く, 50%を超えており, DBH<4 cm クラス, 林床植生クラスでも, これらやアセビ, ヤマツツジなどの常在率が高かったが (表-3, 4), これらはコナラ型においても常在率が高い種であった。林床植生クラスにおける被度計に占める木本率や木本被度計に占める常緑率 (表-7), 出現種の生活形組成比についてもコナラ型とよく似た値を示しており (図-3), アカマツ型とコナラ型の構成種は, 優占度は異なるものの両者でよく似ていた。しかし, 調査地 3, 26, 54, 69, 70 では, ほとんど高木種がみられなかった。また, 全国的にマツノザイセンチュウによるアカマツの枯死被害が発生しているが, 本研究のほとんどの調査地においても枯死被害が進行していた。

2. 3 ウバメガシ型

DBH≥4 cm クラスにおいて, ウバメガシが常在率 100%, 平均相対優占度 65%で優占していた (表-2)。他に高木種ではアカマツ, ヤマモモ, 亜高木種ではネジキ, ヒサカキ, ソヨゴ, ヤブツバキの常在率も高く, BA に占める常緑木本率が 89.3%と高かった (表-5)。また, DBH≥4 cm クラスの BA は大きくないものの, 本数は 6,746 本で主要群落型のなかでは最大であった (表-5)。DBH<4 cm クラスでは本数, BA とともに最大となったが, 種数はやや少なかった。特にヒサカキ, ウバメガシの常在率, 平均相対優占度が高く (表-3), これらの 2 種により過密状態となっていた (表-6)。林床植生クラスではコシダあるいはウラジロの常在率, 平均相対優占度が高く, このサイズクラスにおいて優占しており (表-4), 種数は 13.3 種でシイ型に次いで少なかった (表-7)。BA あるいは木本被

表-5. 主要群落型における全出現種数と DBH≥4 cm クラスの諸特性

群落型	コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11
全出現種数	39.2 ±2.3 (21 ~69) a	32.5 ±1.5 (24 ~46) ab	22.8 ±2.9 (16 ~32) ab	23.1 ±1.9 (12 ~41) b	31.8 ±2.9 (9 ~46) ab	28.9 ±4.5 (13 ~49) ab	17.5 ±4.9 (4 ~59) b
DBH4cm以上							
本数 (本/ha)	3640 ±312 (1505 ~7600) ab	3282 ±198 (1430 ~4910) abc	6746 ±1686 (1520 ~10825) abc	2400 ±203 (1140 ~3736) ac	1959 ±231 (750 ~3595) ac	1403 ±218 (680 ~2705) c	6176 ±519 (3585 ~10150) b
BA (m ² /ha)	33.0 ±1.5 (23.9 ~47.7) a	34.3 ±2.7 (16.6 ~85.8) a	34.7 ±3.4 (24.7 ~41.8) a	51.1 ±5.7 (13.8 ~83.5) a	48.4 ±3.1 (25.7 ~76.6) a	55.2 ±6.0 (34.4 ~90.3) a	53.2 ±6.0 (19.8 ~88.6) a
H'	1.75 ±0.09 (0.78 ~2.57) a	1.26 ±0.12 (0.00 ~2.16) ac	1.31 ±0.25 (0.67 ~1.97) abc	1.15 ±0.12 (0.41 ~1.98) abc	0.71 ±0.16 (0.01 ~2.22) bc	0.39 ±0.17 (0.00 ~1.52) bc	0.27 ±0.08 (0.00 ~0.89) b
J	0.65 ±0.03 (0.36 ~0.80) a	0.49 ±0.04 (0.00 ~0.77) ab	0.51 ±0.09 (0.26 ~0.73) ab	0.47 ±0.05 (0.17 ~0.80) ab	0.36 ±0.07 (0.01 ~0.95) ab	0.27 ±0.10 (0.00 ~0.87) b	0.18 ±0.05 (0.00 ~0.56) b
BAに占める 常緑木本率 (%)	32.2 ±3.8 (3.9 ~62.7) a	79.9 ±2.9 (48.2 ~100.0) ac	89.3 ±2.3 (84.9 ~97.0) abc	93.0 ±2.6 (72.1 ~100.0) bc	95.2 ±1.7 (80.6 ~100.0) bc	98.3 ±1.6 (86.7 ~100.0) b	97.4 ±1.3 (85.9 ~100.0) bc
種数	15.3 ±0.9 (7 ~25) a	12.0 ±1.0 (1 ~21) ac	13.0 ±0.9 (10 ~15) abc	12.4 ±1.0 (7 ~20) abc	7.8 ±1.3 (2 ~21) bc	4.4 ±2.0 (1 ~19) bc	4.2 ±0.9 (1 ~9) b
生活形別種数							
落葉							
高木	4.2 ±0.4	2.8 ±0.3	1.5 ±0.6	1.3 ±0.3	1.3 ±0.4	0.8 ±0.7	1.3 ±0.5
亜高木	3.2 ±0.3	2.5 ±0.3	2.0 ±0.4	0.9 ±0.3	0.9 ±0.4	0.1 ±0.1	0.1 ±0.1
低木	0.2 ±0.1	0.3 ±0.1	0.3 ±0.2	0.1 ±0.1	0.1 ±0.1	0.3 ±0.2	0.0 ±0.0
藤本	0.2 ±0.1	-	-	0.2 ±0.1	-	-	-
常緑							
高木	3.4 ±0.4	2.4 ±0.3	3.0 ±0.9	5.1 ±0.4	3.4 ±0.5	2.4 ±0.6	2.1 ±0.4
亜高木	3.4 ±0.4	3.4 ±0.4	5.3 ±0.4	4.2 ±0.4	2.1 ±0.5	0.4 ±0.2	0.5 ±0.2
低木	0.9 ±0.2	0.5 ±0.1	1.0 ±0.4	0.6 ±0.2	0.1 ±0.1	0.5 ±0.3	0.2 ±0.1
藤本	-	-	-	-	-	-	-

数値は平均値±標準誤差, 括弧内はレンジ, 全出現種数は各調査地の全サイズクラスにおいて出現した種数, 各因子における同一のアルファベット文字間には群落型間の差異の検定において有意差がない (Scheffeの方法による多重比較, P>0.05)。

度計に占める常緑率や出現種の生活形組成比における常緑樹の割合はいずれのサイズクラスでも高かった (表-6, 7, 図-3)。

2. 4 シイ型

DBH \geq 4 cm クラスにおいて、ツブラジイあるいはスダジイの常在率、平均相対優占度が最も高く、この群落型の優占種となっていた (表-2)。他に高木種ではアラカシ、亜高木種ではヒサカキ、クロバイ、ヤブツバキなど常緑樹の常在率が高く、BAに占める常緑木本率は93%と高い値を示した。シイ型に分類された15調査地のうち7箇所が社寺林であったことから高齢の森林も含まれており (付表-1 参照)、そのためBAが平均51.1 m²/haと比較的大きく (表-5)、ヒノキ、サカキなど植栽に由来する可能性のある種 (菅沼 2003) の常在率や平均相対優占度も高かった。DBH<4 cm クラスについては本数、BAともに小さく (表-6)、林床植生クラスでも被度計は49.0%でモウソウチク型について小さく、種数も少なかった (表-7)。これらのクラスでもアラカシ、ツブラジイ、ヒサカキ、ヤブツバキ、サカキなど常緑樹の常在率、平均相対優占度は高かった (表-3, 4)。また、ウバメガシ型と同様にBAあるいは木本被度計に占める常緑木本率や出現種の生活形組成比における常緑樹の割合はいずれのサイズクラスでも高く (表-5~7, 図-3)、生活形組成比においては林床植生クラスの常緑高木の割合が特に高い傾向がみられた。

2. 5 ヒノキ型

ヒノキ型に分類された15箇所の調査地は人工林11箇所と4箇所の社寺林からなるが、いずれも植栽により成立した森林であった (付表-1 参照)。DBH \geq 4 cm クラスにおいて、ヒノキの常在率が

表-6. 主要群落型におけるDBH<4 cm クラスの諸特性

群落型	コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11
本数 (本/ha)	7950 \pm 931 (1200 ~ 17700) a	11070 \pm 2044 (1600 ~ 38900) a	10825 \pm 3693 (400 ~ 19600) ab	4633 \pm 899 (500 ~ 10500) ab	8960 \pm 2270 (100 ~ 29800) ab	2313 \pm 1367 (0 ~ 12200) ab	1109 \pm 396 (0 ~ 3500) b
BA (m ² /ha)	2.6 \pm 0.3 (0.2 ~ 5.7) a	2.7 \pm 0.3 (0.1 ~ 6.0) a	4.3 \pm 1.3 (0.3 ~ 6.8) ac	1.6 \pm 0.4 (0.1 ~ 5.2) abc	1.1 \pm 0.3 (0.0 ~ 3.8) abc	0.5 \pm 0.2 (0.0 ~ 2.2) bc	0.3 \pm 0.1 (0.0 ~ 1.5) b
H'	1.57 \pm 0.11 (0.72 ~ 2.33) a	1.54 \pm 0.11 (0.51 ~ 2.55) a	1.27 \pm 0.13 (0.96 ~ 1.55) a	1.23 \pm 0.17 (0.00 ~ 2.33) a	1.05 \pm 0.20 (0.00 ~ 2.33) a	0.82 \pm 0.27 (0.00 ~ 2.25) a	0.63 \pm 0.21 (0.00 ~ 1.69) a
J'	0.67 \pm 0.03 (0.37 ~ 0.85) a	0.63 \pm 0.03 (0.29 ~ 0.85) a	0.70 \pm 0.09 (0.49 ~ 0.98) a	0.53 \pm 0.06 (0.00 ~ 0.78) a	0.47 \pm 0.08 (0.00 ~ 0.78) a	0.47 \pm 0.14 (0.00 ~ 0.92) a	0.33 \pm 0.11 (0.00 ~ 0.87) a
BAに占める 常緑木本率 (%)	74.5 \pm 4.4 (27.4 ~ 100.0) ab	57.7 \pm 5.0 (7.6 ~ 92.4) a	90.7 \pm 6.4 (68.8 ~ 100.0) ab	93.0 \pm 4.3 (32.8 ~ 100.0) b	86.9 \pm 4.1 (40.1 ~ 100.0) ab	79.4 \pm 11.6 (0.0 ~ 100.0) ab	47.4 \pm 13.9 (0.0 ~ 100.0) ab
種数	11.2 \pm 1.1 (5 ~ 20) a	12.2 \pm 1.2 (3 ~ 29) a	7.5 \pm 1.6 (3 ~ 12) ab	10.8 \pm 1.9 (1 ~ 24) ab	8.1 \pm 1.8 (0 ~ 23) ab	4.5 \pm 1.5 (0 ~ 13) ab	3.3 \pm 1.1 (0 ~ 9) b
生活形別種数							
落葉							
高木	1.2 \pm 0.3	1.7 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.5 \pm 0.2	0.7 \pm 0.3	0.5 \pm 0.3	0.3 \pm 0.3
亜高木	2.0 \pm 0.3	2.7 \pm 0.3	0.8 \pm 0.4	0.3 \pm 0.2	1.3 \pm 0.4	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.3
低木	1.4 \pm 0.4	1.5 \pm 0.3	1.0 \pm 0.4	0.4 \pm 0.1	0.8 \pm 0.3	0.6 \pm 0.4	0.4 \pm 0.1
藤本	0.4 \pm 0.1	0.4 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	—	—
常緑							
高木	1.9 \pm 0.3	1.2 \pm 0.2	0.5 \pm 0.3	2.5 \pm 0.5	2.7 \pm 0.5	1.5 \pm 0.4	0.5 \pm 0.2
亜高木	2.7 \pm 0.3	3.1 \pm 0.3	3.5 \pm 0.8	3.1 \pm 0.5	2.8 \pm 0.4	0.3 \pm 0.2	1.2 \pm 0.4
低木	1.7 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	1.3 \pm 0.4	1.3 \pm 0.3	1.9 \pm 0.5	1.4 \pm 0.4	0.6 \pm 0.3
藤本	—	0.0 \pm 0.0	—	—	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	—

数値は平均値 \pm 標準誤差、括弧内はレンジ。各因子における同一のアルファベット文字間には群落型間の差異の検定において有意差がない (Scheffeの方法による多重比較, $P > 0.05$)。

100%, 平均相対優占度も77%と高く、ヒノキ1種がこのサイズクラスで大きく優占していた(表-2)。そのため、DBH \geq 4 cmクラスとDBH<4 cmクラスにおいて種数とH'は他の群落型と比較して小さい傾向があったが、同じ人工林の群落型であるスギ型に比べると種数やH', DBH<4 cmクラスの本数やBAは大きい傾向がみられた(表-2, 3)。一方、林床植生クラスでは被度計, 種数, H'は主要群落型のなかで比較的大きかったが、スギ型よりもやや小さかった(表-4)。また、DBH<4 cmクラスではヒサカキの常在率, 平均相対優占度が高く, 他の常緑広葉樹にも平均相対優占度が高いものが多かった(表-3)。林床植生クラスではシダ植物の常在率と平均相対優占度が比較的高い特徴がみられ, 被度計に占める木本率は55.8%と小さかった(表-4, 7)。BAあるいは木本被度計に占める常緑率はいずれのサイズクラスでも高かった(表-5~7)。出現種の生活形組成比においても落葉樹よりも常緑樹の割合が高かった(図-3)。なお, ヒノキ型に分類された調査地のDBH \geq 4 cmクラスの本数は750~3,595本/haのレンジで平均1,959本/haであった。間伐などの手入れが行われている箇所が多かったが, 林齢に対して密度が高い箇所もみられた。

2.6 スギ型

スギ型に分類された8箇所の調査地はすべて人工林であった(付表-1参照)。DBH \geq 4 cmクラスにおいて, スギが常在率100%, 平均相対優占度86%で大きく優占し, 他の種はほとんどみられなかった(表-2)。DBH<4 cmクラスにおいても本数, BA, H', 種数は他の群落型と比較して著しく

表-7. 主要群落型における林床植生クラスの諸特性

群落型	コナラ n=20	アカマツ n=23	ウバメガシ n=4	シイ n=15	ヒノキ n=15	スギ n=8	モウソウチク n=11
被度計(%)	107.1 \pm 22.5 (22.0 ~ 427.5) ab	94.2 \pm 10.1 (11.5 ~ 198.0) a	78.8 \pm 33.8 (4.0 ~ 169.5) ab	49.0 \pm 11.2 (2.5 ~ 155.0) ab	97.9 \pm 17.6 (2.0 ~ 275.0) ab	132.2 \pm 8.5 (77.5 ~ 156.0) a	25.5 \pm 11.5 (1.0 ~ 115.0) b
H'	2.20 \pm 0.15 (0.52 ~ 3.32) a	1.83 \pm 0.12 (0.61 ~ 2.62) a	1.62 \pm 0.20 (1.22 ~ 2.08) a	1.53 \pm 0.15 (0.35 ~ 2.51) a	1.88 \pm 0.15 (0.82 ~ 2.85) a	1.87 \pm 0.11 (1.28 ~ 2.35) a	1.76 \pm 0.18 (0.69 ~ 2.57) a
J'	0.67 \pm 0.04 (0.20 ~ 0.90) a	0.61 \pm 0.04 (0.22 ~ 0.87) a	0.69 \pm 0.11 (0.38 ~ 1.00) a	0.67 \pm 0.06 (0.16 ~ 1.00) a	0.65 \pm 0.05 (0.29 ~ 1.00) a	0.61 \pm 0.03 (0.55 ~ 0.76) a	0.84 \pm 0.05 (0.57 ~ 1.00) a
被度計に占める木本率(%)	76.5 \pm 4.9 (7.3 ~ 98.9) a	76.9 \pm 5.9 (8.1 ~ 99.7) a	54.0 \pm 14.8 (23.8 ~ 87.5) a	64.7 \pm 8.2 (0.0 ~ 100.0) a	55.8 \pm 6.1 (15.6 ~ 98.9) a	46.9 \pm 6.3 (27.7 ~ 81.7) a	85.6 \pm 4.0 (62.5 ~ 100.0) a
木本被度計に占める常緑率(%)	78.6 \pm 3.4 (32.7 ~ 100.0) a	76.9 \pm 3.4 (36.5 ~ 97.4) a	89.4 \pm 2.4 (73.7 ~ 100.0) a	82.5 \pm 6.8 (0.0 ~ 100.0) a	79.7 \pm 4.5 (42.7 ~ 100.0) a	82.6 \pm 6.4 (7.4 ~ 99.4) a	95.9 \pm 1.4 (80.0 ~ 100.0) a
種数	27.7 \pm 2.2 (13 ~ 49) a	21.3 \pm 1.6 (11 ~ 35) ab	13.3 \pm 3.5 (8 ~ 25) ab	12.5 \pm 1.7 (2 ~ 26) b	22.9 \pm 3.0 (4 ~ 40) ab	24.4 \pm 3.5 (9 ~ 39) ab	14.1 \pm 4.5 (2 ~ 54) b
生活形別種数							
落葉							
高木	1.5 \pm 0.4	1.0 \pm 0.3	—	0.2 \pm 0.1	0.6 \pm 0.3	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.3
亜高木	1.9 \pm 0.3	1.7 \pm 0.3	—	0.2 \pm 0.1	1.3 \pm 0.3	1.0 \pm 0.5	0.4 \pm 0.2
低木	3.7 \pm 0.6	3.1 \pm 0.5	—	0.4 \pm 0.3	1.9 \pm 0.6	1.9 \pm 0.4	1.2 \pm 0.8
藤本	2.1 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	0.8 \pm 0.2	0.4 \pm 0.2	1.6 \pm 0.4	0.3 \pm 0.2	0.6 \pm 0.4
常緑							
高木	2.6 \pm 0.3	2.2 \pm 0.3	2.0 \pm 1.2	3.2 \pm 0.5	2.6 \pm 0.5	1.5 \pm 0.3	1.9 \pm 0.4
亜高木	3.4 \pm 0.3	4.0 \pm 0.4	4.5 \pm 0.9	2.5 \pm 0.5	3.1 \pm 0.4	0.6 \pm 0.2	1.5 \pm 0.5
低木	4.5 \pm 0.4	3.4 \pm 0.3	2.8 \pm 0.9	2.0 \pm 0.5	4.0 \pm 0.7	4.0 \pm 0.7	3.3 \pm 0.9
藤本	1.4 \pm 0.3	0.5 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0.5 \pm 0.2	0.7 \pm 0.3	1.3 \pm 0.5	1.1 \pm 0.4
草本							
多年草	3.6 \pm 0.6	2.1 \pm 0.4	1.3 \pm 0.8	1.1 \pm 0.3	2.9 \pm 0.6	6.3 \pm 1.4	2.1 \pm 1.0
シダ植物	3.3 \pm 0.5	1.5 \pm 0.2	1.8 \pm 0.6	2.1 \pm 0.4	4.1 \pm 1.0	7.0 \pm 1.4	1.5 \pm 0.8
1~2年草	—	0.2 \pm 0.2	—	—	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.3	—

数値は平均値 \pm 標準誤差, 括弧内はレンジ. 各因子における同一のアルファベット文字間には群落型間の差異の検定において有意差がない(Scheffeの方法による多重比較, $P > 0.05$).

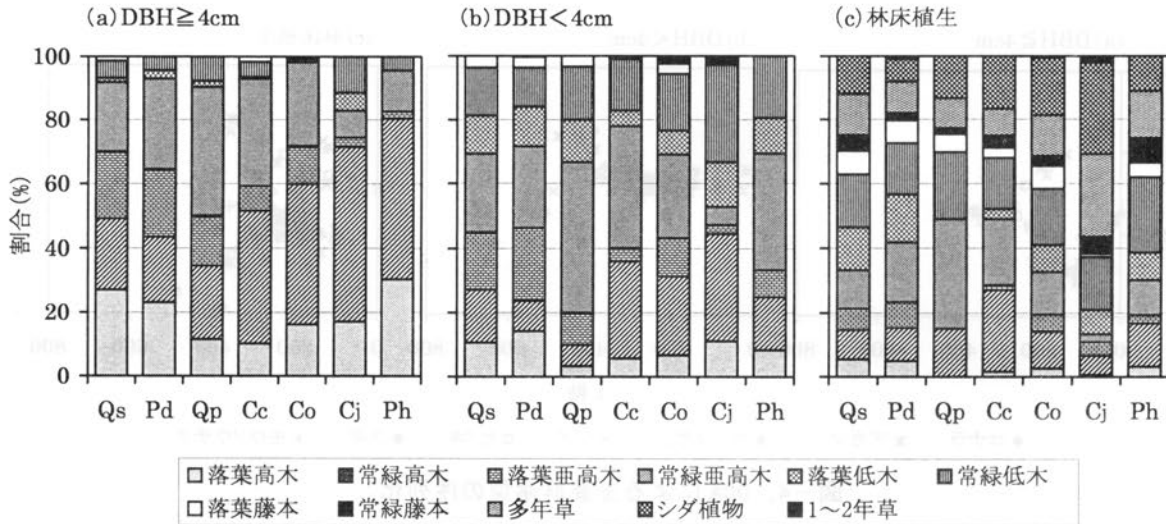


図-3. 主要群落型に出現する植物種の生活形組成比

群落型名：Qs, コナラ型；Pd, アカマツ型；Qp, ウバメガシ型；Cc, シイ型；Co, ヒノキ型；Cj, スギ型；Ph, モウソウチク型。

小さかった（表-6）。しかし、林床植生クラスでは被度計が主要群落型のなかで最大であり、 H' も高く、多くの種が出現した（表-7）。被度計に占める木本率は 46.9%と最も低く（表-7）、種数についても草本種が半数以上を占めており（図-3）、多年草、シダ植物、1~2年草の出現種数は主要群落型のなかで最大であった。特にシダ植物の常在率、平均相対優占度が高い傾向がみられた（表-4）。また、スギ型に分類された調査地の DBH \geq 4 cm クラスの本数は 680~2,705 本/ha のレンジで平均 1,403 本/ha であった。ヒノキ型と同様に間伐などの手入れが行われている箇所が多かった。

2. 7 モウソウチク型

DBH \geq 4 cm クラスにおいて、モウソウチクが常在率 100%、平均相対優占度 93%で大きく優占し、他の出現種は少なかった（表-2）。このサイズクラスの本数、BA はともに大きい、種数、 H' 、 J' は主要群落型のなかで最も小さかった（表-5）。DBH<4 cm クラスでも同様に本数、BA、 H' 、 J' 、種数は最小であった（表-6）。林床植生クラスにおいても種数は少なく、被度計は 25.5%で最も小さかった。モウソウチク型は最も種多様性が低い群落型であった。

3. DCA による主要群落型の序列化

前節まで述べてきた各主要群落型内の調査地間でも様々に種組成、ある種の優占程度の量的関係には差異がみられた。このような群落型内での調査地相互間、あるいは群落型相互間の環境勾配に対応した位置関係を把握し、どのような要因によって序列されているのかを検討した。図-4 には、サイズクラスごとに DCA によって序列化を行い、I 軸と II 軸の座標平面上に主要群落型の調査地点を配列した結果を示す。なお、DBH \geq 4 cm クラスにおける得られた軸の固有値 (eigen value) は I 軸が 0.906、II 軸が 0.714 であった。DBH<4 cm クラスでは I 軸が 0.740、II 軸が 0.608、林床植生クラスでは I 軸が 0.776、II 軸が 0.608 であった。

DBH \geq 4 cm クラスでは、I 軸には橋詰ら (1993) による樹種の性質に従って、湿性立地を好むスギが優占するスギ型が図の右側に、乾性立地を好むアカマツやウバメガシが優占する群落型が左側に、

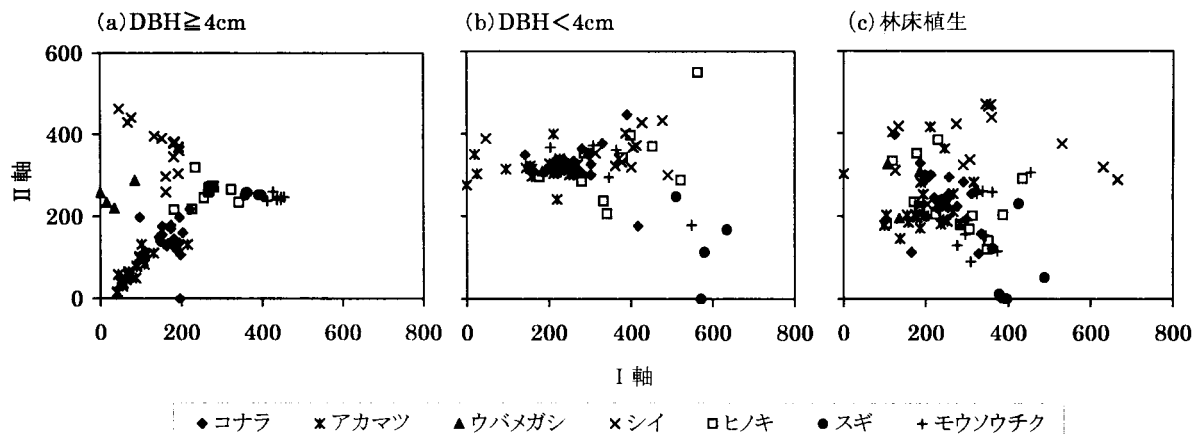


図-4. DCAによる主要群落型の序列化

その中間的性質のシイ型の大部分、コナラ型、ヒノキ型がその中間に配列されていることから、I軸は土壌水分状態に関与する要因を示していると考えられる。II軸ではアカマツ型が最も図の下方にあり、そのやや上方にはコナラ型、図の中央付近と上方にはウバメガシ型、シイ型が配列されることから遷移の方向性に関与していると考えられる（斉藤 1977, 大賀 1977, 林 2003）。

DBH<4 cm クラスの配列でも群落型ごとに比較的まとまっており、I軸の左側にはアカマツ型、中央付近にはコナラ型、ウバメガシ型、ヒノキ型、中央より右側にはシイ型、スギ型が配列されていた。この配列はおおむね、BA に占める常緑木本率に従っており（表-6）、各調査地の I 軸のスコアと DBH<4 cm クラスの BA に占める常緑木本率との間にも有意な相関がみられたことから（Pearson の相関係数 $r = 0.586$, $P < 0.001$ ）、I 軸は常緑樹の優占度に関与していると考えられる。また、下層において耐陰性の高い常緑樹（橋詰ら 1993, 田内 2004）が優占度するということには光環境が大きく影響することから、I 軸は光環境に関係する軸であると言い換えることができると考えられる。なお、II 軸についてはスギ型が図の下方にあるが、その他は中央付近にまとまって配列されており、明確な傾向はみられなかった。

林床植生クラスではシイ型が図のやや上方において左右方向に広く配列し、スギ型が右下に配列されていたが、I 軸、II 軸ともに明瞭な傾向はみられなかった。

また、調査地レベルの配列には地形、傾斜方位の違いによる明瞭な傾向はみられず、各サイズクラスの I 軸、II 軸のスコアと林齢、標高、傾斜、年平均気温、WI、CI、年間降水量などの地形要因や気象要因との間にも有意な関係はみられなかった。

考 察

1. 主要群落型の特徴と問題点

クラスター分析によって分類された群落型は、DBH \geq 4 cm クラスの優占種の違いによって分類されたものである。各群落型内でも地域や環境が異なると種組成には違いがみられることが知られているが（星野 1996）、本研究の各群落型にはそれぞれ様々な立地環境上に成立する調査地を含んでいることから、三重県における一般的な傾向を把握することができたと考えられる。また、コナラ型、アカマツ型、ウバメガシ型、シイ型、ヒノキ型、スギ型、モウソウチク型は前報（島田・谷 2005）での土地分類図と植生 3 次メッシュデータを利用した解析において出現割合が上位であったことから、

三重県の里山における主要群落型であると考えられる。各群落型について林分構造や種組成の特徴から問題点を明らかにし、里山生態系や生物多様性保全の観点から考えられる保全・管理策に関して検討する。

1. 1 コナラ型

コナラ二次林は九州から東北地方まで広く分布しており、日本の雑木林を代表する群落である（星野 1996）。三重県の里山においてクヌギ-コナラ群落の割合は 1.7%とわずかであったが（島田・谷 2005）、コナラ型とアカマツ型は種組成が類似していたことから、アカマツの枯死が急速に進むなか、コナラ型は近年増加していると推測される。コナラ型は最も種多様性の高い植生タイプであった。落葉樹が多く含まれることから、冬季から春先まで林床が明るいことや、DBH \geq 4 cm クラスにおいて本数密度も中庸で、BA も小さいことより（表-5）、下層に光が入りやすくなっていると推測される。そのため DBH<4 cm クラスの BA や林床植生クラスの被度計は比較的大きくなっているが、耐陰性の強い常緑樹のみならず、この群落型に特に多くみられるコウヤボウキ、コバノガマズミなどの落葉樹も多く含んでおり、多様な樹種の侵入がみられた（表-6, 7, 図-3）。コナラ林など暖帯落葉広葉樹林は氷河期からの遺存種を多く含むことも知られており（守山 1988）、里山生態系における種多様性を保全していく上で重要な群落型であると考えられる。

しかし、DBH<4 cm クラス、林床植生クラスにおいて耐陰性の強い常緑樹が優勢となっており、次世代木である高木種についても常在率、種数ともに常緑樹の方が優勢であった（表-3, 4）。このまま放置することで将来は常緑広葉樹林へと遷移する可能性がある。また、ネザサの常在率が高く、相対優占度も比較的高かった（表-4）。このように管理停止によって林床で常緑樹やササ類が繁茂することは多数報告されているが（奥富ら 1976, 浜端 1980, 辻・星野 1992 など）、これらは種多様性の低下や（Iida and Nakashizuka 1995, 山本 2000, 斉藤ら 2003）草本種相の変化（辻・星野 1992）を招くことも知られている。今回の調査ではそのような傾向は認められなかったものの、今後同様の問題が顕在化してくる可能性がある。そのため、種多様性の維持・向上の観点からは下層の常緑広葉樹やササ類を除去する必要がある。コナラやアカマツが優占する二次林においてこれらを除去することにより、種数の増加がみられることが報告されている（山瀬 1998, 山崎ほか 2000, 山瀬 2001）。しかし、山瀬（2001）は毎年の下刈りは雑木林・夏緑樹林要素が多く消失してしまうことからシダやササ類が繁茂している場合を除いて 5~6 年間隔の下刈りが適当であるとしている。また、強度の伐採により本来生育しないスキ草原や荒地に出現する種が出現することや、萌芽由来の特定種が増加することも報告されている（山瀬 1998）。暗く湿った環境を好むカタクリ、ヤマホトトギス、キツネノカミソリ、ホウチャクソウ、フタリシズカ、ヤブラン、シュンランなどの北向き斜面や日陰を好む植物は、下刈りによって衰退しやすいことも指摘されている（倉本・麻生 2001, 大野 2003）。そのため、画一的な下刈りは植物相にマイナスの影響を与える恐れがあり、事前に植物相や立地要因などの把握、長期的な視野に立った保全・管理計画の検討を行った上で慎重に実施する必要がある。

また、優占種のコナラは伐根直径が 20~30 cm 以上、伐根年齢が 40~45 年以上になれば萌芽力が低下するが（韓・橋詰 1991）、本研究においても長期間の放置によりこのような林齢、直径に達している林分もみられた。将来もコナラ型を維持していく場合、コナラの更新手法を検討する必要があるが、萌芽力が期待できる場合は小面積の皆伐を順次行うことで更新させることが可能であるが、萌芽力が期待できない場合は遺伝子攪乱が生じないよう（津村 2003）、地域産の苗木植栽、播種といった補助

作業も必要となる（飯田・谷本 1992）。シイ・カシ林へ遷移させる場合についても、本研究においてコナラ型における常緑高木種の常在率や相対優占度はあまり大きくなかったことから（表-2~4）、速やかに遷移が進まない箇所も多いと考えられる。また、相観的には照葉樹林に近づきつつあっても林床植生など含めた種組成は本来の照葉樹林とは異なっているとの指摘もあり（藤原 1997）、本来の照葉樹林に戻るかどうかは現時点では不明である。さらに森林の孤立化、分断化の影響を受けて落葉広葉樹林がシイ・カシ類の優占する常緑広葉樹群落へと変化せずに、鳥被食散布植物の種数や種数割合が増加し、将来これらが優占する森林となっていく可能性があることも示されていることから（戸島ら 2004）、シイ・カシ類などの侵入状況によっては植栽や播種、シイ・カシ類の成長を妨げる個体を除去するなどの手法をとる必要もある（倉本 1996）。このようにいずれの群落型を目指すにも長期的視野に立ったなんらかの更新補助作業の検討を行う必要がある。いずれの群落型を将来誘導すべき目標とするか決定するには、現在の林分構造や種組成、保全すべき種の生育特性などを参考に検討することが望ましいと考えられる。

1. 2 アカマツ型

アカマツ林（アカマツ群落、アカマツ植林）は西日本に広く分布し（星野 1996）、三重県の里山においても 43.6%を占める最も割合の高い群落型である（島田・谷 2005）。本研究においてアカマツ型のほとんどの調査地でマツ枯れが発生しており、今後もアカマツは減少していくことが予想される。このような状況のなかアカマツ型を今後も維持していくことは困難であると考えられる。本研究においても、田端（1997）も指摘するようにアカマツ型とコナラ型の構成種は類似しており、アカマツ型の DBH \geq 4 cm クラスのコナラの常在度、平均相対優占度も高かったことから、今後アカマツ型の多くはマツ枯れによりコナラ型の森林へと変化していくことが予想される。被害直後にはマツ枯れの下層植生への影響は小さいが、枯死木を伐倒することにより下層木の成長が促進され、種数も増加することが報告されており（Sakamoto et al. 2003）、立ち枯れ木が残存することは風致上も問題があることから、速やかにコナラ型へと推移させるには枯死木を伐倒することが望ましいと考えられる。

また、ほとんどアカマツ以外に高木種がみられず、ソヨゴ、ヒサカキ、イヌツゲなどの亜高木種や低木種が密生状態となっている箇所もみられたが、そのような箇所ではアカマツの枯死後にそれらの樹種による低木林状態となることが予想される。低木林状態で放置することは生物多様性保全や水土保全などの機能の低下を招くおそれがあることから、除伐により立木密度を緩和し、高木種を植栽あるいは播種することにより導入する必要がある（重松ら 1998、島田 2004）。そのほか、次世代木の更新や種多様性の保全に関してはコナラ型と同様の問題点がある。

1. 3 ウバメガシ型

ウバメガシ林（ウバメガシトベラ群集）は三重県において志摩半島や熊野灘沿岸部に主に分布し、里山の 1.6%を占めている（島田・谷 2005）。DBH \geq 4 cm クラスの BA は大きくないものの、本数は主要群落型のなかでは最大であった（表-5）。ウバメガシは良質の木炭の原料であり、古くから伐採が繰り返されてきたため（沼田・岩瀬 1975）、小径の幹を多数出して株立ちする性質から高密度となっているものと考えられる。また、林床植生クラスの種数がシイ型について少なかったが、過密状態から林床の光環境が悪化していることや、林床植生クラスにおいてコシダやウラジロが優占していることが（表-4）、他の植物種の侵入を困難としているものと考えられる。ウバメガシ林においても低木層の下刈により林床植生の種数が増加することが示されているが（山瀬 2001）、ウバメガシ林の多

くは海岸の岩場や急斜地のような土壌の極めて浅い場所、尾根筋の貧栄養地などに分布することから（沼田・岩瀬 1975, 薄井 1977）、下刈によって土壌に直接雨滴が当たるようになることで土壌の流出が生じる危険性もあり、実施にあたっては慎重を要する。

1. 4 シイ型

三重県の里山の 97.7%は気候的には照葉樹林帯となることから（島田・谷 2005）、ウバメガシ型やシイ型は遷移が進んだ比較的安定した群落型であると考えられる。三重県の里山においてシイ・カシが優占する群落は南部を中心に分布しているが、スダジイーミミズバイ群集は里山の 1.3%、ツブラジイーサカキ群集は 0.1%で自然度の高いシイ林は社寺林や志摩半島沿岸部などにわずかに分布するのみで、大部分（13.9%）は薪炭林として利用されてきたシイ・カシ萌芽林である（島田・谷 2005）。里山生態系や生物多様性の保全の観点からは優占種であるシイの更新や種多様性を確保する必要がある。シイ型の調査地では DBH<4 cm クラス、林床植生クラスでシイの常在率、平均相対優占度ともに高く（表-3, 4）、次世代木の更新は順調であると考えられる。今後はこのような次世代木群の維持や育成のために、状況に応じて小さなギャップの創出（田内 2004）、成長を妨げる個体の除去などの施業を行い、成長を促進することを検討する必要がある。種多様性に関しては、DBH<4 cm クラスの本数や林床植生クラスの被度計は小さいことから、これらのサイズクラスの発達が弱いと考えられ、種数や H' もコナラ型やアカマツ型と比較して少なかった（表-6, 7）。また、出現した多年草はジャノヒゲ、シュンラン、コ克蘭、ハナミョウガ、スゲ類などわずかで草本の多くはシダ植物であった。これには林冠層が常緑広葉樹で覆われることによる光環境の悪化などの原因が考えられ、林内の光環境を改善することで照葉樹林要素の植物が多く出現する傾向がみられることが報告されている（山瀬ら 2004）。しかし、草本種の地理的、立地的分布の問題などから元来、本州の照葉樹林には草本が少ないこと、暗い環境に適した種が生育していることも指摘されており（大野 1997）、画一的な下刈は本来生育しない林縁種の増加や常緑広葉樹林に特有の種の減少を招く恐れがある。常緑広葉樹林の草本の生態についてはまだよくわからない点が多く（大野 1997）、常緑広葉樹二次林の保全・管理手法についての研究事例もみられない。用材生産を目指した常緑広葉樹二次林の施業に関する研究事例（埴田 1994, 田内 2004）などを参考に、照葉樹林要素の植物の保全や森林機能の維持・向上を両立しながら森林を更新させていく手法を今後検討する必要がある。

1. 5 ヒノキ型とスギ型

戦後の拡大造林により、広葉樹二次林などは伐採され、人工林化されてきたことから、スギ・ヒノキ植林は三重県の里山の 34.7%を占めて県内の全域に分布し、アカマツ林について広い面積を占めている（島田・谷 2005）。里山において開発や人工林化の影響から広葉樹二次林の孤立化、分断化の影響が懸念されているが、人工林でも何十年も経てば、その林床は希少種の生息地となったりして、種の生息地としても重要となっている場合もよくみられることから（大澤 2001）、これらヒノキ型、スギ型は管理の状況によっては動植物にとって重要な生息地や広葉樹二次林間をつなぐコリドーとなりうる可能性があり、里山景観全体の保全・管理を考えるうえで軽視することはできないと考えられる（島田・谷 2005）。そこで、スギ・ヒノキ人工林においては適切な管理を行い、林床の光環境を適度に保つことや、森林の階層構造が複雑になるように広葉樹を育成し、長期的には複数の樹冠構成種からなる針広混交林へと誘導することで生物多様性を高めることが望ましいと考えられる。

ヒノキ型とスギ型の調査地では比較的管理されている箇所が多く、林床植生クラスの種数や H' は

シイ型よりも大きくコナラ型やアカマツ型に匹敵しており、適度に暗い環境に生育する常緑樹やシダ植物などには好適な生息地となっているものと考えられる。また、一般的に斜面下部や谷筋では草本種が種数、個体数ともに豊富であるが（大野 1997）、スギ型では調査地の半数が谷や平坦地で、平均傾斜も 11.8° と最も小さく（表-1）、この立地条件を反映して多年草、シダ植物種数が主要群落型のなかで最も多かった。

ヒノキ型では $DBH < 4$ cm クラスの本数が比較的多く、これらの間伐時の林内清掃などで除去することなく育成する必要がある。例えばコナラ属では伸長成長は相対照度 70%程度で最も良好である（高原 1986）。また、広葉樹の成長を旺盛にするためには相対照度を 30~40%にする必要がある（河原 2001）。通常の間伐ではこのような伸長に必要な光環境を確保できないことも多いことから、隣接する個体を数本程度、群状に間伐して人工ギャップをつくるなどの手法も有効であると考えられ、同時に多様な種の自然侵入も期待できる（紙谷 1996）。しかし、明るい環境に弱い種を衰退させることが無いようにギャップの配置などを検討する必要がある。

スギ型では $DBH < 4$ cm クラスの本数が少なかったが、施業の影響なのか、立地特性上の要因に起因することなのかについては不明である。また、近年では林業の不振からほとんど手入れがなされていない人工林も多く、ヒノキ型の調査地ではほとんど林床植生クラスが発達していない箇所もみられた。これらの箇所では生物多様性のみならず水土保持機能の低下も懸念されることから（湯川・恩田 1995）、早急の間伐などの施業を実施する必要がある。しかし、特に高木性木本種については種子供給源の状況によってはほとんど侵入がみられない場合もあり（齊藤ら 2004）、針広混交化を目指すには状況に応じて植栽、播種などの処置が必要である。

1. 6 モウソウチク型

三重県の里山においてモウソウチク林は 0.8%に過ぎないが（島田・谷 2005）、プラスチック製品の進出によって日用品材料としての竹材の価値が低下したことや水煮筍の輸入増大の影響を受けて、モウソウチク林は放置されるようになったことから（柴田 2003）、近年になって西日本の多くの府県で拡大傾向が報告されている（鳥居・井鷲 1997、大野ら 1999 など）。モウソウチク型の調査地においても聞き取りによりモウソウチクが侵入する以前はコナラ林やヒノキ林であった箇所が多いことがわかっている（付表-1 参照）。主要群落型のなかでモウソウチク型は最も種多様性が低く、 $DBH < 4$ cm クラス、林床植生クラスにおける植生量が少ない群落型であった（表-5~7）。モウソウチクが著しく優占することで多くの種の侵入あるいは生存が困難となっていると考えられ、以前は別の群落型であった箇所でも現在では種多様性は低くなっていた。瀬嵐ら（1989）も竹林化がその場所の生物多様性を低下させることを指摘しており、このまま放置することは現在モウソウチク型である箇所のみならず隣接地に拡大することで、隣接する群落型の種多様性を低下させる危険性がある。また、山地防災や水資源面への影響も不明である（鳥居 2003）。間伐や柔らかい筍のうちに除去するなどの手法により密度を緩和することで、分布の拡大を防ぐ必要がある。

2. 主要群落型の種組成と環境要因との関係

DCA による序列化の結果、群落レベルでは $DBH \geq 4$ cm クラスにおいて、各群落型は土壤水分傾度や遷移の方向性に従って配列されていると考えられた。土壤水分状態は地理的、地形的な立地要因や気候要因などの総和として表現される（石塚 1977）。また、三重県の里山の 97.7%が潜在的には照

葉樹林帯であることから(島田・谷 2005), 遷移の方向性は森林への人為攪乱の程度を表現すると考えられる(大賀 1977, 斉藤 1977)。したがって三重県における里山植生は立地要因, 気候要因や人為攪乱の程度に影響を受けて様々な群落型が成立していると考えられる。また, DBH<4 cm クラスでは光環境に対応して配列される傾向がみられたが, 林床植生クラスでは明瞭な傾向はみられなかった。これらのサイズクラスと DBH \geq 4 cm クラスとでは, 種組成に影響する要因が異なっていた。林床植物は小規模の地表攪乱にも影響を受けることから(伊藤・中村 1994), これらのサイズクラスには光環境のみならず, よりローカルスケールな様々な立地特性が影響しているものと考えられる。また, 調査地レベルでは, どのサイズクラスにおいても各調査地のスコアと斜面位置や地形などの地形要因や気象要因との関係は明瞭ではなかった。同様に種数や H' についてもこれらの要因との間に明瞭な関係をみいだすことはできなかった。種多様性には気象, 立地要因のみならず, 森林の構造や人為攪乱の程度, 森林の面積や隣接森林との距離など様々な要因が影響していると考えられる(中静・飯田 1996, 石田ら 1998, 服部・石田 2000, 石田ら 2002)。調査地レベルでの配列や種多様性の違いの要因を明らかにするには今後さらに詳細な調査が必要である。

おわりに

三重県の里山における各群落型について特徴と問題点, 里山生態系や生物多様性の保全の観点から考えられる保全・管理策について述べてきた。しかし, いずれの群落型でも, 多くの要因に影響を受けて様々な林分構造や種組成がみられることから, どのような場所においても画一的な保全・管理策に従って活動を行うことには問題がある。現場の林分構造や種組成, 保全すべき種の生育特性などを考慮にいたした上での現場に応じた手法の検討が必要である。そのような取り組みは, 事後に継続したモニタリングを行うことで効果を検証し, その結果を再び現場での活動に柔軟に反映させる順応的管理(Holling 1978, 鷲谷 1998)の方法によって行われることが望ましい。

また, 各群落型は里山において立地要因, 気象要因や人為攪乱の程度などの影響を受けて成立し, 農地や草原などととも時間的, 空間的に不均質なかたまりとしてモザイク状に分布しており, この時間的空間的モザイクが生物多様性を生んでいると考えられている(倉本・園田 2001)。このことから個々の群落型に注目するだけでなく, それらをひとかたまりとして景観レベルでの保全・管理策を考えていくことが理想である。そのためには技術的な問題だけでなく, 土地所有者や地域住民との合意形成, 費用負担, 誰が行うのかといったことも十分に検討する必要がある。

文献

- Bray, J. R. and Curtis, J. T. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- 藤原道郎. 1997. 失われゆく森。(原 正利・米林 仲, 編:平成9年度特別展解説書 南の森の不思議な生き物—照葉樹林の生態学—) pp53-59. 千葉県立中央博物館, 千葉.
- 浜端悦治. 1980. 都市化に伴う武蔵野平地部二次林の草本層種組成の変化—都市近郊の森林植生の保全に関する研究 I—。日本生態学会誌, 30: 347-358.
- 韓 海栄・橋詰隼人. 1991. コナラの萌芽更新に関する研究 (I) 壮齡林の伐根における萌芽の発生について。広葉樹研究, 6: 99-110.

- 橋詰隼人・中田銀佐久・新里孝和・染郷正孝・滝川貞夫・内村悦三. 1993. 図説 実用樹木学. 朝倉書店, 東京.
- 服部 保・石田弘明. 2000. 宮崎県中部における照葉樹林の樹林面積と種多様性, 種組成の関係. 日本生態学会誌, 50: 221-234.
- 林 一六. 2003. 植物生態学—基礎と応用—. 古今書院, 東京.
- Hill, H. O. 1979. DECORANA—A FORTRAN program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Holling, C. S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons, New York.
- 星野義延. 1996. 日本の雑木林の分類と分布. (亀山 章, 編: 雑木林の植生管理—その生態と共生の技術—) pp25-39. ソフトサイエンス社, 東京.
- 飯田滋生・谷本丈夫. 1992. 都市近郊二次林の遷移と管理. 森林科学, 4: 22-27.
- Iida, S. and Nakashizuka, T. 1995. Forest fragmentation and its effect on species diversity in suburban coppice forests in Japan. Forest Ecology and Management, 73: 197-210.
- 石田弘明・服部 保・武田義明・小館誓治. 1998. 兵庫県南東部における照葉樹林の樹林面積と種多様性, 種組成の関係. 日本生態学会誌, 48: 1-16.
- 石田弘明・戸井可名子・武田義明・服部 保. 2002. 大阪府千里丘陵一帯に残存する孤立二次林の樹林面積と種多様性, 種組成の関係. 植生学会誌, 19: 83-94.
- 石塚和雄. 1977. 地形分布 地形と小気候. (石塚和雄, 編: 群落の分布と環境) pp196-206. 朝倉書店, 東京.
- 伊藤 哲・中村太士. 1994. 地表変動に伴う森林群集の攪乱様式と更新機構. 森林立地, 36: 31-40.
- 紙谷智彦. 1996. 雑木林の更新技術. (亀山 章, 編: 雑木林の植生管理—その生態と共生の技術—) pp147-158. ソフトサイエンス社, 東京.
- 環境庁, 編. 2000. 改訂日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック植物編(維管束植物). 自然環境研究センター, 東京.
- 河原輝彦. 2001. 多様な森林の育成と管理. 東京農大出版会, 東京.
- 気象庁. 2002. メッシュ気候値 2000. 気象業務支援センター, 東京.
- 倉本 宣. 1996. 植生計画と植生管理計画. (亀山 章, 編: 雑木林の植生管理—その生態と共生の技術—) pp140-146. ソフトサイエンス社, 東京.
- 倉本 宣・麻生 嘉. 2001. 里山ボランティアによる雑木林管理—桜ヶ丘公園を例に. (武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史, 編: 里山の環境学) pp135-149. 東京大学出版会, 東京.
- 倉本 宣・園田陽一. 2001. 里山における生物多様性の維持. (武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史, 編: 里山の環境学) pp1-9. 東京大学出版会, 東京.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.33. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- 宮脇 昭, 責任編集. 1994. 改訂新版日本植生便覧. 至文堂, 東京.
- 守山 弘. 1988. 自然を守るとはということか. 農山漁村文化協会, 東京.
- 沼田 真・岩瀬 徹. 1975. 図説日本の植生. 朝倉書店, 東京.
- 大賀宣彦. 1977. 自然の遷移—実例と解析— 木本期の遷移—山地帯と丘陵帯—. (沼田 真, 編: 群落の遷移とその機構) pp30-44. 朝倉書店, 東京.
- 大野啓一. 1997. 照葉樹林の草本. (原 正利・米林 伸, 編: 平成9年度特別展解説書 南の森の不思議な生き

- 物 - 照葉樹林の生態学-) pp41-52. 千葉県立中央博物館, 千葉.
- 大野啓一. 2003. 植物の生活からみた種の減少・消滅過程 - 雑木林の林床草本を例として -. (千葉県立中央博物館, 編集: 野の花・今昔 房総の原風景とそこに生きた花・鳥・魚たち) pp108-119. うらべ書房, 木更津.
- 大野朋子・平井 潤・丸山宏・前中久行. 1999. 地形図を用いた都市近郊林における竹林化の解析. ランドスケープ研究, 62: 599-602.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio*, 57: 15-52.
- 大澤雅彦. 2001. 植物群落とは何か 植物群落の成立要因 (気候・地形・土壌・人為). (大澤雅彦, 監修: 生態学からみた身近な植物群落の保護) pp19-27. 講談社, 東京.
- 奥富 清・辻 誠治・小平哲夫. 1976. 南関東の二次林植生 - コナラ林を中心として -. 東京農工大学演習林報告, 13: 55-66.
- 菅沼孝之, 編 (2003) 草や木にふれよう 植物の顔. (上田正昭, 監修: 身近な森の歩き方 - 鎮守の森探訪ガイド) pp85-120, 文英堂, 東京.
- Pielou, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. John Wiley and Sons, New York. .
- レッドデータブック近畿研究会, 編著. 2001. 改訂・近畿地方の保護上重要な植物 - レッドデータブック近畿 2001 -. 平岡環境科学研究所, 川崎.
- 齊藤 哲・小南陽亮・永松 大・佐藤 保・大谷達也. 2004. 暖温帯のスギ人工林内における広葉樹の混交状態. 九州森林研究, 57: 83-86.
- Sakamoto, K., Miki, N., Tsuzuki, T., Nishimoto, T. and Yoshikawa, K. 2003. Comparison of stand dynamics after dieback by pine wilt disease among pine forests with different management regimes, in western Japan. *Journal of forest research*, 8: 303-309.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫, 編集. 1989a. 日本の野生植物 木本 I. 平凡社, 東京.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫, 編集. 1989b. 日本の野生植物 木本 II. 平凡社, 東京.
- 瀬嵐哲央・丸真喜子・大森美紀・西井武秀. 1989. 竹林群落の構造と遷移の特性. 金沢大学教育学部紀要 自然科学編, 38: 25-40.
- Shannon, C. E. and Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- 柴田昌三. 2003. モウソウチクと日本人. 日本緑化工学会誌, 28: 406-411.
- 重松敏則・森山博光・朝廣和夫・斎田 昇. 1998. アカマツ林における間伐強度の違いが林床とクヌギ・コナラ植栽苗の成長に与える影響. ランドスケープ研究, 62: 547-550.
- 島田博匡. 2004. マツ枯れ被害林におけるコナラ実生更新の初期過程に及ぼす光環境と虫食害の影響. 日本緑化工学会誌, 30: 332-335.
- 島田博匡・谷 秀司. 2005. 三重県における里山の分布と植生 - 土地分類図と各種の基準地域メッシュデータを用いた解析 -. 三重県科学技術振興センター林業研究部研究報告, 17: 1-18.
- 斎藤員郎. 1977. 人為作用と植物群落の分布 半自然林. (石塚和雄, 編: 群落の分布と環境) pp329-340. 朝倉

- 書店, 東京. 田端英雄, 編著. 1997. エコロジーガイド 里山の自然. 保育社, 大阪.
- 高原 光. 1986. コナラ属の稚苗の生育におよぼす被陰の影響. 日本林学会誌, 68: 289-292.
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2000a. 山溪ハンディ図鑑 3 樹に咲く花 離弁花①. 山と溪谷社, 東京.
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2000b. 山溪ハンディ図鑑 4 樹に咲く花 離弁花②. 山と溪谷社, 東京.
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2001. 山溪ハンディ図鑑 5 樹に咲く花 合弁花・単子葉・裸子植物. 山と溪谷社, 東京.
- 武内和彦. 2001. 二次的自然としての里地・里山. (武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史, 編: 里山の環境学) pp1-9. 東京大学出版会, 東京.
- 田内裕之. 2004. 常緑広葉樹の育成管理について—樹木の生態的な特性を生かして—. 山林, 1436: 35-42.
- 埜田 宏. 1994. シイ・カシ林の施業. (藤森隆郎・河原輝彦, 編著: 広葉樹林施業) pp98-113. 全国林業改良普及協会, 東京.
- 鳥居厚志・井鷲裕司. 1997. 京都府南部地域における竹林の分布拡大. 日本生態学会誌, 47: 31-41.
- 鳥居厚志. 2003. 周辺二次林に侵入拡大する存在としての竹林. 日本緑化工学会誌, 28: 412-416.
- 戸島久和・小池文人・酒井暁子・藤原一繪. 2004. 都市域孤立林における偏向遷移. 日本生態学会誌, 54: 133-141.
- 津村義彦・岩田洋佳. 2003. 遺伝的変異性を配慮した緑化工とは. 日本緑化工学会誌, 28: 470-475.
- 辻 誠治・星野義延. 1992. コナラ二次林の林床管理の変化が種組成と土壤に及ぼす影響. 日本生態学会誌, 42: 125-136.
- 薄井 宏. 1977. 暖温帯・冷温帯の森林と低木林. (石塚和雄, 編: 群落の分布と環境) pp72-101. 朝倉書店, 東京.
- 鷺谷いづみ. 1998. 生態系管理における順応的管理. 保全生態学研究, 3: 145-166.
- 山本勝利・趙 賢一・大塚生美・福留晴子・加藤好武・大久保 悟. 2000. 比企丘陵における里山林の構造と変化が林床植物に及ぼす影響. ランドスケープ研究, 63: 765-770.
- 山崎 寛・青木京子・服部 保・武田義明. 2000. 里山の植生管理における種多様性の増加. ランドスケープ研究, 63: 481-484.
- 山瀬敬太郎. 1998. アカマツ二次林における下層木伐採程度の差によるその後の植生比較. ランドスケープ研究, 61: 567-570.
- 山瀬敬太郎. 2001. 下刈りが二次林の種多様性に及ぼす影響. 兵庫県立森林・林業技術センター研究報告, 49: 5-7.
- 山瀬敬太郎・上山泰代・吉野 豊・前田雅量. 2004. 兵庫県南西部の分布するシリブカガシ林の階層構造と種類組成. 兵庫県立農林水産技術総合センター研究報告 (森林・林業編), 51: 8-12.
- 湯川典子・恩田裕一. 1995. ヒノキ林において下層植生が土壤の浸透能に及ぼす影響 (I) 散水型浸透計による野外実験. 日本林学会誌, 77: 224-231.

付表一(1). 各調査地の植生と環境因子

Table with columns for survey location (番号), vegetation type (植生タイプ), latitude/longitude (北緯/東経), elevation (標高), climate data (年間降水量, CI, WJ, 年平均気温), slope (傾斜方位, 傾斜角度), vegetation characteristics (林齢, 微地形), species count (全出現種数, BA計本数, BA計録率), and species list (種数, 優占種数, 主要な優占種).

付表一(2). 続き1

番号	樹種	成立本数	BA計 (m ²)	BA常緑率(%)	H'	J'	種数	優占種数	主な優占種	被度計 (%)	木本率 (%)	H'	J'	種数	優占種数	主な優占種	備考
49	アカガシ	16,100	6.0	84.5	2.13	0.81	14	6	アカガシ	100.5	100.0	1.61	0.83	7	4	アカガシ	
63	アカガシ	11,800	2.0	96.0	0.79	0.34	10	1	アカガシ	78.5	100.0	1.26	0.70	6	3	アカガシ	
65	コナラ	1,400	0.2	87.8	1.37	0.77	6	3	ヒノキ	68	80.0	2.02	0.57	35	4	ヒノキ	
67	コナラ	17,700	3.6	46.8	2.33	0.78	20	2	ヒノキ	37	73.0	2.75	0.82	29	5	ヒノキ	
71	コナラ	12,900	3.2	50.5	2.31	0.82	17	8	ヒノキ	44	67.8	2.02	0.70	18	5	ヒノキ	
5	コナラ	1,200	0.3	75.3	1.66	0.85	7	4	ヒノキ	427.5	32.7	3.32	0.89	41	11	ヒノキ	
6	コナラ	11,900	5.7	92.2	1.70	0.74	10	5	ヒノキ	68.5	100.0	0.73	0.52	20	13	ヒノキ	
106	コナラ	9,100	2.9	74.2	1.63	0.66	12	3	ヒノキ	62.5	83.3	1.66	0.63	14	3	ヒノキ	
100	コナラ	4,000	1.7	55.7	0.89	0.55	5	2	ヒノキ	24	88.1	1.28	0.49	14	1	ヒノキ	
91	コナラ	9,700	4.6	85.8	0.72	0.37	7	1	ヒノキ	52	71.0	2.34	0.73	25	6	ヒノキ	
101	コナラ	7,500	3.2	100.0	0.90	0.56	5	1	ヒノキ	220.5	64.2	3.12	0.90	32	26	ヒノキ	
30	コナラ	4,900	1.9	87.9	0.97	0.50	7	1	ヒノキ	56	90.6	2.09	0.64	26	4	ヒノキ	
90	コナラ	3,900	1.5	88.9	1.13	0.63	6	2	ヒノキ	138	59.5	2.31	0.68	30	5	ヒノキ	
102	コナラ	9,600	3.0	100.0	1.19	0.61	7	2	ヒノキ	289	64.2	3.11	0.86	37	8	ヒノキ	
28	コナラ	5,600	2.0	85.2	1.25	0.48	14	1	ヒノキ	131	89.9	2.59	0.71	39	2	ヒノキ	
56	コナラ	7,800	2.6	50.6	2.08	0.81	13	6	ヒノキ	22	84.2	2.74	0.84	26	2	ヒノキ	
55	コナラ	6,800	2.4	27.4	2.00	0.78	13	6	ヒノキ	53	92.1	1.39	0.44	23	1	ヒノキ	
36	コナラ	8,500	2.3	74.4	1.75	0.65	15	3	ヒノキ	53	72.2	2.40	0.73	27	7	ヒノキ	
42	コナラ	15,100	4.3	91.1	1.58	0.72	9	3	ヒノキ	38	70.5	2.21	0.86	13	7	ヒノキ	
38	コナラ	5,600	1.7	52.9	2.11	0.74	17	6	ヒノキ	106	74.6	2.68	0.69	49	7	ヒノキ	
99	コナラ	5,600	2.0	75.4	2.13	0.77	16	5	ヒノキ	63.5	97.0	1.75	0.54	26	1	ヒノキ	
111	アカマツ	20,400	2.5	50.6	1.79	0.75	11	3	ヒノキ	95.5	93.2	1.50	0.54	16	2	ヒノキ	
75	アカマツ	2,700	1.3	7.6	1.20	0.67	6	2	ヒノキ	163.5	75.4	1.28	0.53	11	2	ヒノキ	
11	アカマツ	5,500	3.1	61.6	1.55	0.55	17	3	ヒノキ	109	65.3	2.62	0.80	26	13	ヒノキ	
26	アカマツ	23,200	1.2	29.1	1.27	0.47	15	5	ヒノキ	115.5	97.4	1.23	0.45	15	5	ヒノキ	
29	アカマツ	3,900	0.9	46.2	2.08	0.77	15	5	ヒノキ	168	62.2	2.27	0.64	34	6	ヒノキ	
54	アカマツ	2,100	0.3	33.2	1.31	0.63	8	2	ヒノキ	114.5	88.8	1.76	0.59	20	3	ヒノキ	
68	アカマツ	38,900	4.7	28.3	2.25	0.78	18	7	ヒノキ	43	57.1	1.81	0.69	28	12	ヒノキ	
69	アカマツ	11,000	4.0	62.5	1.87	0.69	15	4	ヒノキ	119	74.2	2.25	0.63	35	4	ヒノキ	
70	アカマツ	12,600	3.7	49.1	2.22	0.80	16	7	ヒノキ	102	85.7	2.49	0.73	31	12	ヒノキ	
52	アカマツ	11,600	4.1	84.2	0.92	0.44	8	1	ヒノキ	15.5	85.7	1.95	0.76	13	2	ヒノキ	
19	アカマツ	1,600	0.1	75.8	1.49	0.83	6	3	ヒノキ	94	90.6	1.24	0.41	21	2	ヒノキ	
53	アカマツ	3,600	1.3	26.2	2.26	0.83	15	6	ヒノキ	114	56.6	2.08	0.59	35	2	ヒノキ	
3	アカマツ	13,900	4.1	86.3	1.94	0.69	17	4	ヒノキ	113	67.5	1.77	1.01	16	1	ヒノキ	
13	アカマツ	6,400	2.3	81.0	1.20	0.52	10	2	ヒノキ	73.5	76.2	2.36	0.73	25	8	ヒノキ	
105	アカマツ	11,400	3.6	54.7	1.72	0.65	14	2	ヒノキ	69	95.2	1.35	0.54	12	2	ヒノキ	
9	アカマツ	12,800	6.0	92.4	0.56	0.29	7	1	ヒノキ	99	92.4	0.61	0.22	15	1	ヒノキ	
8	アカマツ	6,800	2.3	80.9	0.90	0.46	7	1	ヒノキ	44	94.1	0.66	0.28	27	4	ヒノキ	
2	アカマツ	4,900	2.5	50.8	1.61	0.73	9	4	ヒノキ	142	93.3	2.47	0.75	27	13	ヒノキ	
27	アカマツ	3,000	1.5	85.1	0.51	0.47	3	1	ヒノキ	11.5	81.8	2.13	0.81	14	1	ヒノキ	
10	アカマツ	8,600	3.7	75.5	0.96	0.46	8	1	ヒノキ	104.5	95.7	1.80	0.56	25	2	ヒノキ	
74	アカマツ	5,700	2.6	81.6	1.44	0.51	17	1	ヒノキ	30.5	85.2	2.07	0.63	27	1	ヒノキ	
73	アカマツ	36,000	2.3	56.9	1.95	0.85	10	6	ヒノキ	198	63.3	2.97	0.87	15	7	ヒノキ	
4	ウバメガシ	19,600	6.8	95.3	1.55	0.63	12	3	ウバメガシ	27.5	75.0	2.33	0.79	19	4	ウバメガシ	
98	ウバメガシ	15,600	6.6	98.6	0.96	0.49	7	2	ウバメガシ	24	73.7	1.95	0.79	12	4	ウバメガシ	
39	ウバメガシ	7,700	3.6	68.8	1.49	0.71	8	3	ウバメガシ	4	85.7	2.08	1.00	8	0	ウバメガシ	
82	ウバメガシ	400	0.3	100.0	1.08	0.98	3	3	ウバメガシ	117.5	100.0	1.22	0.38	25	3	ウバメガシ	
114	シリブカガシ	1,500	0.6	100.0	1.23	0.69	6	2	シリブカガシ	169.5	100.0	1.24	0.60	8	3	シリブカガシ	
109	イチイガシ	500	0.1	72.7	1.39	0.86	5	2	イチイガシ	11	100.0	2.04	0.80	13	1	イチイガシ	
107	シイ	10,200	2.3	87.5	2.00	0.71	17	3	シイ	88.5	99.4	1.68	0.59	17	3	シイ	
7	シイ	2,400	1.3	86.7	0.45	0.41	3	1	シイ	42.5	91.4	2.17	0.68	24	4	シイ	
84	シイ	1,200	0.1	32.8	1.65	0.85	7	3	シイ	2.5	20.0	1.61	1.00	5	0	シイ	
112	シイ	8,500	1.9	99.1	1.67	0.73	10	2	シイ	155	59.1	1.65	0.79	8	4	シイ	
66	シイ	8,300	2.7	100.0	1.45	0.74	7	3	シイ	29	100.0	1.52	0.56	15	2	シイ	

付表-1(4). 続き3

番号	樹種タイプ	成立本数	BA計 (m ²)	BA蓄積率(%)	H'	J'	種数	優占種	主な優占種	被度計 (%)	木本率 (%)	H'	J'	種数	優占種	主な優占種	備考	
																		4cm以下
20	シイ	1,400	0.5	100.0	1.45	0.90	5	サカキ	アラウシイ	14	100.0	55.6	2.51	0.85	19	1	シヤノヒゲ	社寺林
33	シイ	2,100	1.0	95.9	1.41	0.68	8	アラウシイ	アラウシイ	10	90.0	100.0	1.84	0.77	11	1	アラウシイ	社寺林
96	シイ	10,500	2.4	100.0	1.05	0.48	9	アラウシイ	ヒキ	66.5	100.0	5.3	0.35	0.16	9	1	アラウシイ	社寺林
37	シイ	4,400	1.5	95.3	1.73	0.79	9	サカキ	ヒキ	128	99.2	80.0	1.77	0.60	19	3	コナラ	社寺林
61	シイ	2,000	0.3	100.0	0.88	0.80	3	アラウシイ	ヒキ	3.5	80.0	71.4	1.95	1.00	7	0	コナラ	社寺林
44	シイ	500	0.3	100.0	0.81	0.74	3	アラウシイ	アラウシイ	26.5	100.0	94.3	1.19	0.52	10	2	アラウシイ	社寺林
45	シイ	8,600	2.0	98.1	1.89	0.74	13	アラウシイ	ヒキ	25	100.0	74.0	2.07	0.78	14	4	イヌモミ	社寺林
43	シイ	3,900	1.1	99.3	2.16	0.82	14	アラウシイ	ヒキ	71.5	98.4	44.8	1.67	0.51	26	2	ヒキ	社寺林
72	シイ	4,600	0.8	99.7	1.50	0.59	13	アラウシイ	ヒキ	55	0.0	0.0	0.63	0.90	2	2	ヒキ	社寺林
86	シイ	900	0.3	100.0	0.00	0.00	1	アラウシイ	アラウシイ	80	99.4	99.4	0.87	0.40	9	1	アラウシイ	社寺林
103	ヒキ	21,100	5.2	72.1	1.36	0.48	17	ヒキ	ヒキ	182	98.3	98.9	0.93	0.34	16	2	ヒキ	人工林
25	ヒキ	13,200	1.6	96.0	1.42	0.45	24	ヒキ	アラウシイ	96.5	100.0	88.5	2.01	0.59	31	3	ヒキ	人工林
16	ヒキ	3,800	1.2	100.0	1.18	0.51	10	ヒキ	アラウシイ	81	100.0	47.5	1.61	0.73	9	2	アラウシイ	人工林
17	ヒキ	10,700	1.1	94.1	1.79	0.75	11	ヒキ	ヒキ	97.5	96.9	81.5	2.43	0.71	31	11	ヒキ	人工林
40	ヒキ	800	0.3	100.0	0.38	0.54	2	ヒキ	ヒキ	2	50.0	50.0	1.39	1.00	4	0	ヒキ	人工林
32	ヒキ	2,300	0.9	87.5	1.47	0.76	7	ヒキ	ヒキ	154	81.3	15.6	2.02	0.56	40	3	ヒキ	人工林
47	ヒキ	5,900	0.4	81.4	2.12	0.67	15	ヒキ	ヒキ	275	42.7	60.0	1.92	0.56	31	3	ヒキ	人工林
95	ヒキ	4,700	1.7	88.1	1.30	0.67	7	ヒキ	ヒキ	96.5	58.0	58.6	2.67	0.72	35	9	ヒキ	人工林
58	ヒキ	200	0.2	100.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	47.5	79.7	67.4	2.52	0.71	34	4	ヒキ	人工林
76	ヒキ	19,000	1.5	69.3	2.33	0.75	22	ヒキ	ヒキ	43	81.0	48.8	1.85	0.82	32	6	ヒキ	人工林
22	ヒキ	16,600	3.8	95.0	0.86	0.39	9	ヒキ	ヒキ	34.5	97.1	49.3	1.43	0.69	8	4	ヒキ	人工林
93	ヒキ	5,200	1.8	40.1	1.17	0.60	7	ヒキ	ヒキ	105	55.9	16.2	0.82	0.29	18	1	ヒキ	人工林
78	ヒキ	29,800	3.4	79.9	1.92	0.61	23	ヒキ	ヒキ	21.5	100.0	48.8	2.16	0.78	16	3	ヒキ	人工林
85	ヒキ	100	0.1	100.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	85.5	60.0	29.2	1.71	0.78	9	2	ヒキ	人工林
92	ヒキ	1,000	0.1	100.0	1.18	0.66	6	ヒキ	ヒキ	149	98.3	76.8	1.86	0.55	30	3	ヒキ	人工林
31	スギ	700	0.2	98.7	0.80	0.58	4	ヒキ	ヒキ	121	89.1	64.5	2.01	0.55	39	2	ヒキ	人工林
18	スギ	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	141.5	93.1	30.7	1.88	0.55	31	2	ヒキ	人工林
41	スギ	12,200	2.2	66.4	2.25	0.88	13	ヒキ	ヒキ	156	98.8	51.3	2.35	0.67	33	4	ヒキ	人工林
48	スギ	400	0.1	100.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	77.5	98.1	34.2	1.71	0.57	20	2	ヒキ	人工林
87	スギ	300	0.0	100.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	123	90.0	81.7	2.11	0.76	16	4	ヒキ	人工林
58	スギ	1,000	0.3	100.0	1.28	0.92	4	ヒキ	ヒキ	154.5	99.4	52.4	1.28	0.55	9	2	ヒキ	人工林
89	スギ	500	0.4	100.0	0.89	0.81	3	ヒキ	ヒキ	138	84.6	33.0	1.91	0.55	32	2	ヒキ	人工林
77	スギ	3,400	0.6	70.4	1.32	0.57	10	ヒキ	ヒキ	146	7.4	27.7	1.68	0.62	15	3	ヒキ	人工林
15	多	2,000	1.8	100.0	1.38	0.86	5	ヒキ	ヒキ	45.5	84.0	82.4	2.13	0.70	21	5	ヒキ	人工林
57	多	5,400	2.2	90.4	1.10	0.56	7	ヒキ	ヒキ	8	100.0	62.5	2.77	1.00	16	0	ヒキ	人工林
115	マダケ	1,300	0.6	100.0	1.18	0.85	4	ヒキ	ヒキ	12.5	86.4	88.0	2.30	0.83	16	1	ヒキ	人工林
64	マダケ	100	0.0	0.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	81.5	92.0	61.3	2.06	0.57	37	2	ヒキ	人工林
79	マダケ	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	20.5	93.1	70.7	2.03	0.77	14	3	ヒキ	人工林
21	モウソウチク	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	2	100.0	75.0	1.39	1.00	4	0	ヒキ	人工林
80	モウソウチク	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	9	93.8	88.9	1.61	0.73	9	1	ヒキ	人工林
24	モウソウチク	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	4	80.0	62.5	2.08	1.00	8	0	ヒキ	人工林
34	モウソウチク	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	2.5	100.0	100.0	1.61	1.00	5	0	ヒキ	人工林
108	モウソウチク	400	0.2	100.0	0.00	0.00	1	ヒキ	ヒキ	3	100.0	66.7	1.79	1.00	6	0	ヒキ	人工林
97	モウソウチク	3,500	0.7	40.4	1.44	0.66	9	ヒキ	ヒキ	94.5	87.3	79.4	2.51	0.63	54	5	ヒキ	人工林
23	モウソウチク	1,500	0.3	89.6	1.09	0.61	6	ヒキ	ヒキ	22.5	97.6	93.3	2.27	0.79	18	3	ヒキ	人工林
113	モウソウチク	1,400	0.1	98.8	1.26	0.65	7	ヒキ	ヒキ	20.5	100.0	97.6	2.03	0.77	14	3	ヒキ	人工林
62	モウソウチク	1,900	0.3	100.0	1.40	0.87	5	ヒキ	ヒキ	6.5	100.0	100.0	0.79	0.57	4	1	ヒキ	人工林
96	モウソウチク	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	1	100.0	100.0	0.69	1.00	2	0	ヒキ	人工林
81	モウソウチク	3,500	1.5	92.6	1.69	0.82	8	ヒキ	ヒキ	115	96.1	78.3	2.57	0.75	31	11	ヒキ	人工林
6	クロマツ	4,200	1.4	51.0	2.11	0.82	13	ヒキ	ヒキ	33	94.4	81.8	2.45	0.80	21	5	ヒキ	人工林
110	クロマツ	700	0.1	100.0	0.66	0.95	2	ヒキ	ヒキ	134	87.5	38.8	2.23	0.73	21	13	ヒキ	人工林
83	クロマツ	4,100	0.9	69.5	1.20	0.48	12	ヒキ	ヒキ	530	77.6	46.2	2.90	0.93	23	18	ヒキ	人工林
46	クマノヒゲ	7,000	2.6	95.7	1.26	0.57	9	ヒキ	ヒキ	92	98.6	39.7	2.13	0.70	21	4	ヒキ	人工林
60	クマノヒゲ	2,200	0.5	30.6	1.45	0.90	5	ヒキ	ヒキ	199	1.3	20.0	1.65	0.61	15	3	ヒキ	人工林
89	ハンノキ	-	-	-	-	-	-	-	ヒキ	127	80.0	2.0	1.82	0.56	26	3	ヒキ	人工林
94	ハンノキ	900	0.5	0.0	0.54	0.49	3	ヒキ	ヒキ	127.5	0.0	0.8	1.55	0.57	15	3	ヒキ	人工林