

遷移段階の異なるモミ・ツガ・広葉樹混交林2林分の構造比較

伊藤, 哲
九州大学農学部附属演習林

荒上, 和利
九州大学農学部附属演習林

<https://doi.org/10.15017/23443>

出版情報 : 九州大学農学部学藝雑誌. 47 (3/4), pp.195-202, 1993-03. 九州大学農学部
バージョン :
権利関係 :

遷移段階の異なるモミ・ツガ・広葉樹 混交林2林分の構造比較

伊藤 哲・荒上 和利

九州大学農学部附属演習林
(1992年10月30日受理)

Comparisons of Forest Structure between Different Stages of Forest Succession in Cool Temperate Mixed Forests

Satoshi ITO and Kazutoshi ARAGAMI

Research Institute of University Forests, Faculty of Agriculture,
Kyushu University 46-11, Fukuoka 812

緒 言

九州では高海拔地まで人工林化が進んだために天然生林の面積は減少し、現存する天然生冷温帯林は生態学的に非常に貴重な存在となってきた(中尾, 1985; 荒上, 1987)。また、林業生産と自然保護の両面から、これらの森林を効率よく利用しながら、生態系のバランスを崩さぬよう保全していく技術の確立に対する要請も高まっている(汰木・薛, 1992)。これまで、九州の冷温帯林域に位置する九州大学宮崎地方演習林においても、高冷地における森林施業に関する研究が行われてきた(今田, 1986)。しかし、破碎帯という地表変動の頻発する立地であることや、本来森林の有する多様性の維持が考慮されなかったことにより、崩壊による森林基盤の喪失や森林の質の低下が発生している(寺岡ら, 1992; 伊藤, 1992)。このような背景から筆者らは、森林保全技術の確立にあたって森林施業を人為攪乱として森林動態に位置づけ、その規模・強度・頻度を制御していくことの必要性を提唱した(伊藤, 1992; Marutani *et al.*, 1992)。その基礎資料として、まず天然生林の動態を明らかにすることが重要である。

森林の動態を明かにするためには、森林植生のパターン把握とその更新プロセスの推定が必要である(山本, 1984; 中静・山本, 1987)。森林植生のパターン把握はこれまで植物社会学的手法を用いて研究されており、九州中部山岳地帯の天然林の植生は、ブナ群団、ツガ群団およびスダジイ群団の上部に相当する(鈴木, 1966)。これらの森林は、植物社会学的にさまざまな群集に区分されている(鈴木, 1966; 宮脇, 1981)。

しかしながら現実の森林は、モミ・ツガ等の常緑針葉樹やブナ・ミズナラ・コハウチワカエデ等の落葉広葉樹、あるいはアカガシ・シキミ等の常緑広葉樹が $10^2 \sim 10^4 \text{m}^2$ オーダーでモザイクに混交しており(荒上, 1987)、施業や保全の対象となる面積的にまとまりを持った森林を、既存の植物社会学的分類で群落区分するのは極めて困難である。また、これらの群落は互いに交代しながら森林全体の動態を構成している可能性も報告されており、これらの森林を長期的に保全、利用していくためには、既存の群落区分を越えてある程度大面積の森林の動態を明らかにする必要も示唆されている(中尾, 1985)。

一方、森林の更新プロセスについては、様々な群落について研究が行われ、ギャップダイナミクス理論を中心として、その動態が説明されてきた(例えば、山本, 1984; 仲, 1984; 中静, 1984; 鈴木, 1984)。これらの研究は純林状あるいは準純林状の森林を対象としたものがほとんどある。したがって九州中部山岳地帯のようにヘテロな構造を持ち、連続的に植生が変化する森林には適用が困難である。また、風倒によるギャップの発生を中心に扱った研究がほとんどであって、崩壊等の地表変動が頻発する地域の森林については、更に大きな時間スケールの動態理論を構築する必要がある(中村, 1990)。

以上のことから、九州中部山岳地帯に成立するような混交林の動態を明らかにするためには、既存の群落分類にとらわれず、森林および森林攪乱の空間的規模と攪乱の強度の違いを考慮する必要がある。そこで本論文では、多様な種組成を有するモミ・ツガ・広葉樹

混交林において、攪乱後の遷移段階の異なる林分の構造を比較し、二次遷移における群落の発達過程を検討するとともに、攪乱の規模・頻度・強度別の保全指標の抽出を試みた。

尚、調査の遂行にあたっては、九州大学農学部附属宮崎地方演習林の椎葉康喜技官、新妻二郎技官、久保田勝義技官、鍛冶清弘技官、右田兼光技官の各氏に終始ご協力をいただいた。また、九州大学農学部附属演習林木本達郎教授には、本稿に対して貴重なご意見をいただいた。ここに厚く感謝申し上げる。

調査地および調査方法

調査地は、九州中部山岳地帯のほぼ中央に位置する九州大学農学部附属宮崎地方演習林内の、原植生がほぼ同じと考えられる林齢の異なるモミ・ツガ・広葉樹混交林2林分である。同演習林17林班内の20年生二次林に1990年8月に15m×10mのプロットを、また29林班内の壮齢林に同年4月に40m×40mのプロットを設定し、植生調査を行った。ここでは、便宜上前者をP-1、後者をP-2とする。調査地の位置および調査地の概況を第1図および第1表にそれぞれ示す。P-1は1971年に皆伐が行われ、その後放置された林齢20年の林分である。P-2は過去の履歴は記録として残されていないが、プロット周辺にはツガの大径木の伐根が低密度で存在することから、過去に伐採が行われたと判断される古い二次林である。本調査地近辺で天然生落葉広葉樹林の樹齢解析を行った木本・薛(1992)の報告によれば、調査地一帯は1910年前後に何らかの人為攪乱を受けた可能性が高い。今回のプロット設定林分内には、胸高直径60cmを越えるミズナラや胸高直径40cmを越えるモミ、ツガの個体が確認されている。この森林が木本・薛(1992)が調査を行った林分と同時期に人為攪乱を受けているとしても、攪乱タイプは一斉皆伐ではなく、大径木の択伐であったと推定される。したがって厳密に林齢を推定することはできないが、林冠構成樹木の平均直径は30cm前後であることから、林分としての平均的な林齢は100年以上に相当すると考えられる。

測定を行った項目は樹種、胸高直径(DBH; 0.1cm単位)および樹高(0.1m単位)である。P-1では、DBHは小型の輪尺で、樹高は測量用の測竿で測定した。P-2では、DBHは大径木は直径テープで、小径木は輪尺で測定した。樹高は約10本毎にアルティレベルで測定し、残りは比較目測による。測定はコドラート内の樹高1.2m以上の全個体について行った。複数

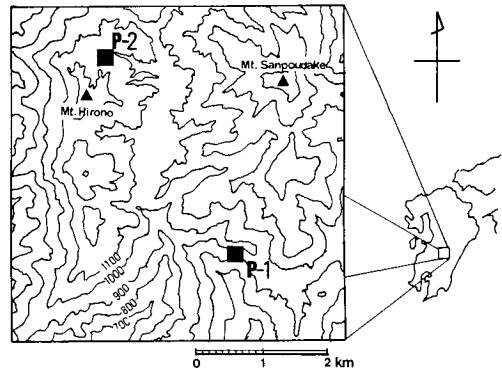


Fig. 1. Location of study area

Table 1. Description of surveyed plots

	P-1	P-2
Altitude(m)	1100	1150
Slope		
Direction	N 6°W	N 41°W
Inclination	31°	36°
Quadrat size		
Conter(m)	10	40
Slope(m)	15	40
Forest age(yr)	20	> 100
Tree density(No.・ha ⁻¹)	36400	1969
Dominant Sp.	<i>Clethra barvinervis</i>	<i>Quercus crispula</i>

の樹幹からなる株については、株内に樹高1.2m以上の樹幹が存在する株の全樹幹の測定を行い、樹高1.2mに満たない樹幹については、DBH=0とした。

結果と考察

1. 種組成

P-1およびP-2の種組成を第2表に示す。相対被度は胸高断面積比率により算出した。また、ここでは解析上は1株を1個体とみなして相対密度を算出した。P-1では39種、P-2では48種、両林分合わせて58種が認められた。種組成から群落の保全指標を抽出する際、本地域のように多様な種構成を有する森林で、個々の種を取り上げての議論は極めて煩雑かつ困難である。そこでまず、樹種の出現特性によるグルーピングを試みた。

第2表に示されるように、両林分における出現度合(相対被度)で構成種を序列することによって以下の種群に分類できた。すなわち、ノリウツギ、クマシデなどP-1のみに出現する種群(A)、両林分に出現す

Table 2. Comparison of species composition between quadrats P-1 and P-2

Group	species	P-1				P-2				a/c
		Relative coverage ^{a)} (%)	Relative density (%)	SDR (%)	Mean No. of stems ^{b)} (No./stump)	Relative coverage ^{c)} (%)	Relative density (%)	SDR (%)	Men No. of stems ^{d)} (No./stump)	
	<i>Hydrangea scandes</i>	(ノリウツギ)	7.00	4.76	5.88	1.2				
	<i>Carpinus japonica</i>	(クマシデ)	1.87	0.73	1.30	1.3				
	<i>Ilex pedunculosa</i>	(ソヨゴ)	0.94	1.65	1.30	1.0				
	<i>Fraxinus longisuspis</i>	(ヤマトアオダモ)	0.70	0.37	0.53	2.0				
A	<i>Benthamidia japonica</i>	(ヤマボウシ)	0.31	1.65	0.98	1.3				
	<i>Abelia serrata</i>	(コツクハネウツギ)	0.29	0.37	0.33	3.0				
	<i>Tritomodon cernuus</i> f. <i>rubens</i>	(ベニドウダン)	0.29	0.37	0.33	1.5				
	<i>Cyclobalanopsis acuta</i>	(アカガシ)	0.05	0.37	0.21	1.0				
	<i>Callicarpa japonica</i>	(ムラサキキキブ)	0.04	0.37	0.20	1.5				
	<i>Lindera umbellata</i> var. <i>lancea</i>	(ヒメクロモジ)	0.01	0.37	0.19	1.0				
	<i>Styrax japonicus</i>	(エゴノキ)	15.80	12.09	13.94	1.0	0.01	0.95	0.48	1.0
	<i>Carpinus laxiflora</i>	(アカシデ)	5.61	2.75	4.18	1.3	0.10	0.63	0.37	1.0
	<i>Viburnum Wrightii</i>	(ミヤマガマズミ)	0.35	1.10	0.73	1.3	0.02	0.95	0.49	2.0
	<i>Clethra barbinervis</i>	(リョウブ)	25.53	23.99	24.76	1.3	2.07	3.17	2.62	2.5
	<i>Rhododendron reticulatum</i>	(コバノミツバツツジ)	10.73	9.16	9.94	2.8	0.85	4.76	2.81	1.7
B ₁	<i>Prabenzoin tribolium</i>	(シロモジ)	9.61	3.48	6.54	2.5	0.82	9.84	5.33	1.4
	<i>Viburnum phlebotrictim</i>	(オトコヨウゾメ)	0.23	1.47	0.85	1.1	0.06	1.59	0.82	2.0
	<i>Betula grossa</i>	(ミズメ)	5.27	3.85	4.56	1.0	1.92	1.59	1.75	1.0
	<i>Viburnum erosum</i>	(コバノガマズミ)	0.02	0.37	0.19	1.0	0.01	0.32	0.16	1.0
	<i>Acer Sieboldianum</i>	(コハウチワカエデ)	3.60	7.33	5.46	1.1	1.85	0.95	1.40	1.3
	<i>Symplocos myrtilacea</i>	(ハイノキ)	0.28	0.92	0.60	2.8	0.27	1.90	1.09	1.3
	<i>Trochodendron aralioides</i>	(ヤマグルマ)	0.03	0.18	0.11	1.0	0.03	0.32	0.17	1.0
	<i>Stewartia monadelphica</i>	(ヒメシャラ)	0.43	0.18	0.31	1.0	0.55	1.59	1.07	1.0
	<i>Illicium religiosum</i>	(シキミ)	1.55	4.58	3.06	1.4	2.30	5.71	4.01	1.2
	<i>Pourthiaca villosa</i> var. <i>laevis</i>	(カマツカ)	0.42	0.55	0.48	2.7	0.65	2.22	1.44	1.9
	<i>Ilex crenata</i>	(イヌツゲ)	0.72	1.10	0.91	1.0	1.40	5.71	3.56	1.0
	<i>Styrax Shiraianus</i>	(コハウウンボク)	0.48	1.83	1.15	1.0	1.02	2.54	1.78	1.8
	<i>Meliosma myriantha</i>	(アワブキ)	0.82	2.56	1.69	1.0	1.50	1.90	1.70	3.8
	<i>Sapium japonicum</i>	(シラキ)	2.59	5.86	4.22	1.3	6.97	20.32	13.64	1.1
	<i>Ilex macropoda</i>	(アオハダ)	0.74	2.56	1.65	1.0	2.55	0.63	1.59	5.5
B ₂	<i>Pterostyrax corymbosus</i>	(アサガラ)	0.14	0.18	0.16	1.0	0.67	0.63	0.65	1.0
	<i>Magnolia ovovata</i>	(ホオノキ)	0.14	0.55	0.35	1.0	0.67	1.27	0.97	1.0
	<i>Lindera erythrocarpa</i>	(カナクギノキ)	0.75	0.92	0.83	1.0	3.69	2.22	2.96	1.0
	<i>Quercus crispula</i>	(ミズナラ)	2.23	0.18	1.20	3.0	23.02	1.90	12.46	1.0
	<i>Acer mono</i>	(エソコウカエデ)	0.04	0.18	0.11	1.0	0.47	1.27	0.87	1.0
	<i>Achanthopanax sciadophylloides</i>	(コシアブラ)	0.20	0.18	0.19	1.0	8.09	2.86	5.47	1.0
	<i>Carpinus Tschonoskii</i>	(イヌシデ)	0.19	0.55	0.37	1.0	8.12	1.90	5.01	1.0
	<i>Tsuga Sieboldii</i>	(ツガ)	0.01	0.18	0.10	1.0	0.68	2.54	1.61	1.0
	<i>Kalopanax pictus</i>	(ハリギリ)	0.01	0.18	0.10	1.0	2.50	0.32	1.41	1.0
	<i>Torreya nucifera</i>	(カヤ)					0.00	0.32	0.16	3.0
	<i>Sorbus commixta</i>	(ナナカマド)					0.01	0.32	0.16	4.0
	<i>Rhus trichocarpa</i>	(ヤマウルシ)					0.02	0.32	0.17	1.0
	<i>Hydrangea shikokiana</i>	(ヤハズアジサイ)					0.02	0.32	0.17	6.0
	<i>Staphylea Bumalda</i>	(ミツバウツギ)					0.04	0.32	0.18	1.0
	<i>Palura coreana</i>	(タンナサワフタギ)					0.05	0.95	0.50	1.0
	<i>Cladrastis shikokiana</i>	(ユクノキ)					0.11	0.63	0.37	1.0
	<i>Acer carpinifolium</i>	(チドリノキ)					0.18	0.32	0.25	4.0
	<i>Prunus Jamasakura</i>	(ヤマザクラ)					0.36	0.32	0.34	1.0
C	<i>Fraxinus Sieboldiana</i>	(マルバアオダモ)					0.38	0.95	0.67	1.0
	<i>Euonymus oxyphyllus</i>	(ツリバナ)					0.64	3.17	1.91	1.0
	<i>Magnolia salicifolia</i>	(タムシバ)					0.97	2.54	1.76	1.1
	<i>Zelkova serrata</i>	(ケヤキ)					1.59	0.95	1.27	1.0
	<i>Acer mono</i>	(イタヤカエデ)					1.71	0.32	1.01	1.0
	<i>Pterocarya rhoifolia</i>	(サワグルミ)					2.94	0.95	1.95	2.0
	<i>Phellodendron amurense</i>	(キハダ)					3.19	0.95	2.07	1.0
	<i>Fagus crenata</i>	(ブナ)					4.24	1.27	2.76	1.0
	<i>Abies firma</i>	(モミ)					5.31	1.59	3.45	1.0
	<i>Cornus controversa</i>	(ミズキ)					5.37	0.95	3.16	1.0
Total			100.00	100.00	100.00	1.2	100.00	100.00	100.00	1.4

る種群 (B), およびモミ, ブナなど P-2 のみに出現する種群 (C) である。さらに種群 B は P-1 と P-2 での出現割合の比 (表中の a/c) から, エゴノキ, アカシデなど P-1 により多く出現する種群 B₁ (a/c > 1) と, ツガ, ハリギリなど P-2 により多く出現する種群 B₂ (a/c ≤ 1) に分けられた。

今回の調査林分は攪乱後の経過年数が異なることから, ここにあげた種群分類は理論的には遷移系列の違いを反映するものである。解析の結果, プロット数が遷移初期および後期の 2 林分であることや, 調査面積の制約があるため, P-1 のみに出現したアカガシや P-2 のみに出現したヤマウルシのように, 一般的に言われている極相林構成樹種と先駆樹種との逆転がみられた。しかしながら全体的には, 概ね光環境を主要因とする遷移の時系列的な出現特性が異なる種群と考えられ, 攪乱の頻度の制御による林型誘導指標として有用であると考えられる。

一方, 一般的に攪乱の空間的規模は, 回復の材料である種子や稚樹にとっての光環境を規定する要因として, また侵入種子の飛散距離を規定する要因として, 攪乱後の森林回復過程に影響を与える。今回調査を行った両林分の攪乱規模についてみると, P-1 については大面積皆伐が行われており, P-2 については大径木の択伐を行った形跡がある。このような攪乱の空間的規模の違いや, 攪乱後の経過時間の違いが, 下層の光環境や上層木の競争状態の違いを通してプロット間の種組成の差として現れたと考えられる。したがって, 本研究で行った樹種の時系列的な類型化は, 光環境の違いを通して攪乱の規模とも密接に関連するものであり, 人為により不良更新林分の遷移を促進する上で, 攪乱の空間的規模の制御の指標となると考えられる。

2. 個体のサイズ分布

種組成の比較で分類された上記の種群の更新・成育特性を明らかにするために, 各プロットでの個体のサイズ分布より種群の構造を解析した。ここでの個体の頻度は, 複数幹を有する個体については一本の幹を一個体として解析を行った。

第 2 図および第 3 図に, P-1 の各種群の DBH および樹高の頻度分布を示す。

全出現種についてみると, DBH で L 字型に近い分布パターンを示した。これは個体間の平面的空間占有競争により, すでに肥大成長の優劣が現れてきていることを示している。

一方, 樹高頻度分布では L 字型の傾向は弱く, むし

ろ 2 m から 3 m にモードを持つ分布型を示した。これは, 皆伐後の一斉新林分からの構造の発達が不十分であり, 階層分化が未発達であることを示すものと考えられる。

種群別では, 直径と樹高の両方の頻度分布で種群 B₁ の頻度が特に高く, 全出現種の頻度分布パターンを規定していた。したがって種群 B₁ は, 20 年生時点での群落構造を代表する種群であるといえる。種群 A は低い頻度で全サイズ階に一樣に分布していた。これは, 全体の中で種群 A の種数が少ないことによるが, 遷移初期種であるノリウツギ等の淘汰が進行し, 個体サイズの優劣が顕著となり, 分布幅が広がったこともその原因であると考えられる。一方, 種群 B₂ は比較的小さいサイズ階に集中しており, これは攪乱後の侵入の遅れか, あるいは晩成型の成育特性を示すものと考えられる。このような種群の構造の違いは, 種組成の解析で分類された遷移系列上の種群の特性とよく一致した。

第 4 図および第 5 図に, P-2 における各種群の DBH および樹高の頻度分布を示す。全出現種でみると, DBH 分布パターンは P-1 よりも極端な L 字型を示した。これは, 一般に健全な更新が行われている森林の分布パターンに近く, この林分が構造的にかなり成熟した状態であることがわかる。また, DBH が 10 cm 以下の個体間における空間優占の競争が激しく, このサイズ階での生残率が低いことを示している。

樹高頻度分布パターンも P-1 に比較してより L 字型に近づき, 5 m 前後に大きなピークを示した。5 m 以下の低木の頻度が低い原因として, 林床に密生するスズタケの影響が考えられる。また, 15 m から 25 m の間にも緩やかなピークがみられ, 階層構造が発達してきていることがわかる。

種群別にみると, DBH, 樹高の両方の頻度分布で, 種群 B₁ と種群 B₂ は L 字型に近い分布パターンを示した。中でも種群 B₂ の割合が P-1 に比較して全体的に高く, この種群が群落全体の分布パターンに最も近かった。DBH 頻度分布では, 大径木のほとんどが種群 B₂ と種群 C で占められていた。種群 B₁ は 30 cm 以下の個体しかみられず, 分布の傾きも急であった。このことから, 種群 B₁ はこの林分での生残率が低く, P-1 に比較して, 相対的に衰退しつつある種群であると考えられる。一方, 種群 C は一樣に低い頻度で分布しており, 発生率は低いものの群落内部での生残率は非常に高いと推察される。

樹高頻度分布でも, DBH と同様な分布パターンを示し, 高木層は種群 B₂ および種群 C によって占めら

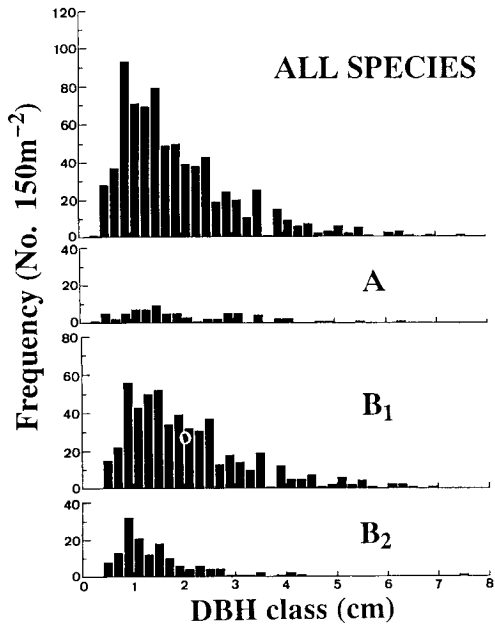


Fig. 2. DBH class distribution of trees in the quadrat P-1

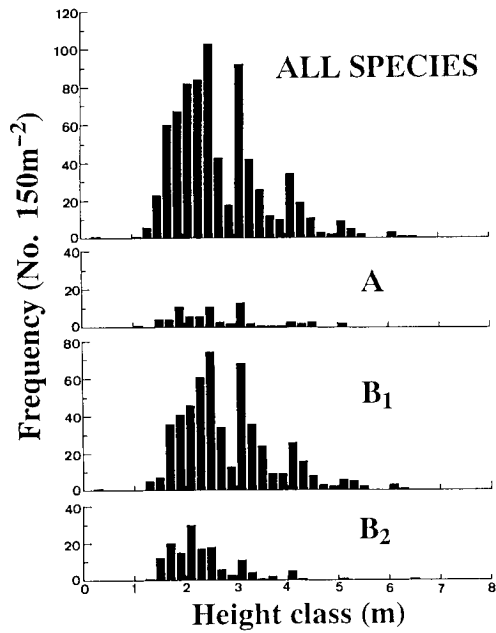


Fig. 3. Height class distribution of trees in the quadrat P-1

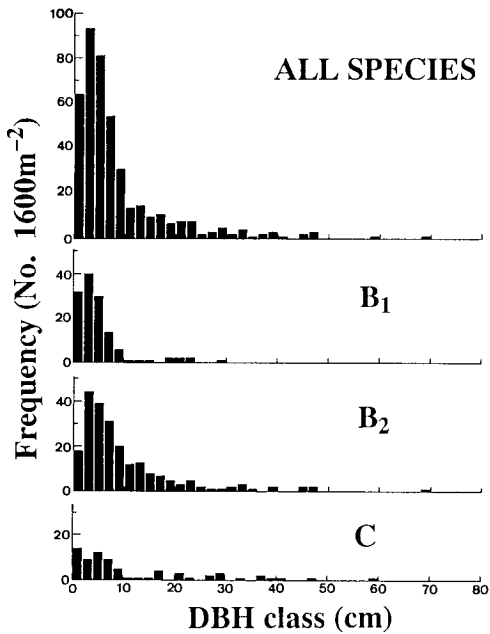


Fig. 4. DBH class distribution of trees in the quadrat P-2

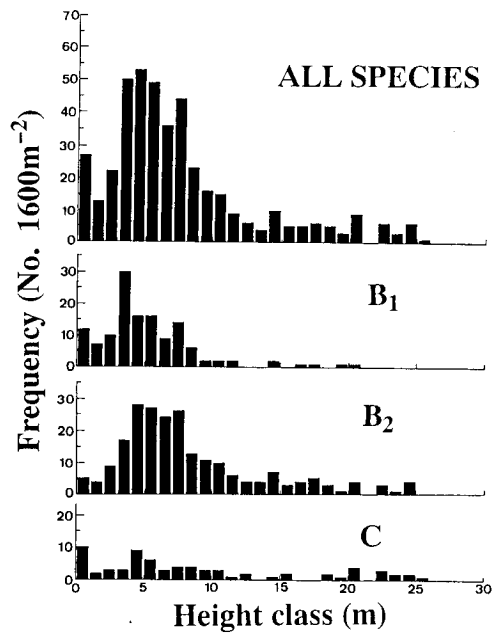


Fig. 5. Height class distribution of trees in the quadrat P-2

れていた。種群 B_1 は 10 m 以下の個体がほとんどであって、群落発達度の高い P-2 では、主要構成樹種が種群 B_1 から種群 B_2 へと移行していることが個体のサイズ分布からも確認された。

ここでの種群別の解析は、種群内に低木、高木性樹種が混在するので、さらに生育形別の検討が必要である。しかし全体として、種組成による種群分類が林型誘導指標としての遷移系列上の出現特性をほぼ表現できているものと考えられる。

3. 株構造

樹体の一部もしくは地上部全体の損傷を伴うような弱度・中度の攪乱では、多くの樹種で樹体の残存部分からの無性繁殖による個体の回復がみられる。しかしながら、地表変動に伴う植生基盤の喪失などの強度攪乱の場合は、個体群の回復は侵入種子による繁殖のみに限られることになる(頭山・中越, 1992)。したがって、樹木の個体維持あるいは個体群維持能力を、植生の再生基盤の破壊程度を示す攪乱の強度の違いに沿ってタイプ分けする上で、樹木の無性繁殖能力、特に萌芽能力に着目することは極めて重要である。萌芽の発生と消長は、株の構造から間接的にその動態を推定することができる。本論文では、もっとも簡単な指標として株内の平均幹数を取り上げ、種特性としての萌芽能力について解析を行った。

第2表の中に各プロットにおける株当りの平均幹数 (b および d) を示した。株内の平均幹数は樹種によって差がみられ、樹種間の萌芽性の違いを示していた。

両プロットに出現した種群 B_1 および B_2 についてみると、プロット間でも平均幹数に種内差がみられた。幹数のプロット間差は種の萌芽特性のタイプの違いとして解釈できる。Ito and Gyokusen (1992) は、クヌギの実生苗および成木を用いて萌芽の発生機構を調査している。その結果、頂芽からの抑制と樹体下部からの促進要因のバランスが萌芽の発生を制御していることを明らかにし、攪乱による上部の芽の損失が萌芽発生の原因であることを報告している。また、それぞれの樹種の特性として萌芽の抑制と促進のバランスをもつ可能性を示唆しており、このバランスの違いが、無攪乱状態での萌芽の発生の違いを生じるものと推察している。したがって、森林動態における萌芽の役割を評価するためには、攪乱直後の萌芽の発生と無攪乱状態での萌芽の発生を区別して議論する必要がある。

P-1 における株当りの平均幹数は、伐採後に発生した萌芽によるものと考えられる。今回のデータは伐採 20 年後に採取したものであって、本来は伐採後の萌

芽の発生率と萌芽幹の生残率の 20 年間の積算値としてとらえるべきである。しかしながら、さらに 5 倍程度も林齢の高い P-2 のデータとの比較においては、P-1 の幹数は伐採の直接的な影響によって発生した萌芽とみなすことも可能であろう。

P-1 において多数の幹が存在するコックバネウツギ、コバノミツバツツジ、カマツカ、ミズナラ等は、伐採によって地上部を失うことにより萌芽再生が可能な樹種である。一方ミズメ、ヤマグルマ、ヒメシヤラ、ツガのように単幹性で萌芽再生産能力が弱く、弱度攪乱下でも強度攪乱状態と同様に主として種子による個体群再生しか行えない種群であって、種子更新にとっての好適条件を伴うような攪乱が必要な樹種であると考えられる。

一方、P-2 において幹数の多い樹種は、攪乱後に発生した萌芽の生残率が高いか、あるいは長期にわたる無攪乱状態でも連続的に萌芽を発生させ得る樹種である。したがって、P-2 において複数の幹が存在するカヤ、ヤハズアジサイおよびチドリノキ等は、萌芽が更新や個体維持に寄与しているものと考えられる。特に、P-2 での平均幹数 (d) が P-1 での平均幹数 (b) を大きく上回るリョウブ、オトコヨウゾメ、アワブキおよびアオハダは、無攪乱状態でも萌芽を連続的に発生して幹数を増加させた可能性が高く、安定した群落内でも萌芽によって個体置換が行われているものと推察される。汰木・薛 (1992) は宮崎地方演習林内の落葉広葉樹二次林の齢構成を調査し、リョウブ、シロモジは多幹性の個体が多く、一つの株の中での高幹齢の枯死と萌芽の発生によって世代交代が行われている可能性があることを報告している。本研究で得られた結果からも、リョウブを含む複数種が無攪乱状態でも個体維持が可能な種群であることが示唆された。

逆に、(d) が (b) を下回るミズナラは、伐採等の攪乱後は萌芽の発生が旺盛であるが、時間の経過とともに萌芽幹の淘汰が進み、安定した群落での萌芽の発生はほとんどみられないタイプであると推察される。したがって、根株等が残存するような弱度攪乱下では、萌芽によって有利に個体再生を行うことができるものの、無攪乱状態での萌芽の個体維持への寄与度は低いと考えられる。

以上のように、各出現樹種は、1) リョウブ、アオハダなど無攪乱状態でも萌芽による個体維持が可能な種、2) ミズナラなど攪乱後に萌芽再生するが、無攪乱状態での萌芽による個体維持はみられない種、3) ミズメ、ツガなど萌芽性がなく個体群維持は種子更新

に依存する種、の3タイプに分類された。このような萌芽性の違いは、攪乱の強度の違いが植生回復のタイプを規定する際の重要な要素であり、攪乱の強度の制御指標として用いることが可能であると考えられる。

ま と め

本研究では、遷移段階の異なる混交林の構造比較から、群落保全上の指標を攪乱の規模・頻度・強度別に抽出した。攪乱の規模・強度・頻度は、森林の再生において、光等の物理環境を通して相互に関連している。したがって、今後は物理環境を通じた各攪乱パラメータ間の相互関係の把握と、これに基礎を置く森林の保全指標の総合化を図る必要がある。

また今回の調査結果では、調査点数や調査面積の制約から、個々の種レベルでは一般的に言われている生態的特性と整合しない結果もあった。今後は、立地や群落タイプの異なる林分についてさらに多くのデータを蓄積し、より正確で広範囲に適用できる指標を求めていくべきである。

今回の解析では、遷移系列による種群分類を基礎とした。しかし、同じ種群内でも生育形、種子散布様式や個体の空間分布様式など、種生態的特性の異なる樹種が混在している。今後は、個々の種レベルでの解析を通して、種子の発芽・定着の要因と攪乱強度の問題や、母樹としての優占種の空間分布と攪乱の規模および空間分布の問題も解析していく必要がある。

要 約

九州中部山岳地帯に成立する混交林の動態を明らかにするために、多様な種組成を有するモミ・ツガ・広葉樹混交林において、攪乱後の遷移段階の異なる林分の構造を比較し、攪乱の規模・頻度・強度別の保全指標の抽出を試みた。

遷移初期および後期の2林分の構造を調査した結果、遷移初期林分では39種、遷移後期林分では48種、両林分合わせて58種が認められた。両林分における出現度合(相対被度)で構成種を序列することによって4種群に分類できた。これらの種群は遷移の時系列的な出現特性が異なる種群と考えられ、各種群の個体サイズ頻度分布の解析からもその特性が確認された。これらの種群序列は、多様な構造を持つ混交林の攪乱強度の制御による林型誘導の際の指標として有用であると考えられた。また、このような時系列的な樹種の類型化は、光環境の違いを通して攪乱の規模とも密接に関連するものであり、人為により不良更新林分の遷移

を促進する上で、攪乱の空間的規模の制御の指標にもなると考えられた。

また、株構造の解析から、出現樹種は、1) 無攪乱状態で萌芽による個体維持が可能な種、2) 攪乱後に萌芽再生するが無攪乱状態での萌芽による個体維持はみられない種、3) 萌芽性がなく個体群維持は種子更新に依存する種の3タイプに分類された。これらは、植生の再生基盤の破壊度合である攪乱強度を制御対象とする際の管理指標として有効であると考えられた。

文 献

- 荒上和利 1987 九州中部山岳地帯におけるモミ・ツガ天然林の成立過程に関する研究. 九大演報, 57: 17-108
- 伊藤 哲 1992 九州大学農学部附属宮崎地方演習林第4次管理計画中間検定報告書. 九州大学農学部附属演習林編, 18 pp.
- Ito, S. and K. Gyokusen 1992 Effects of defoliation, bud removal and girdling treatments on sprouting of *Quercus acutissima* Carr. J. Fac. Agr., Kyushu Univ., 37 (2): 189-196
- 今田盛生 1986 九州大学農学部附属演習林宮崎地方演習林第4次森林管理計画書. 九州大学農学部附属演習林編, pp. 27-29
- Marutani, T., Ito, S., and Okano, T. 1992 Estimation of flood process based on its disturbance and recovery of forests. Proc. INTERPREVENT, 1: 77-94
- 宮脇 昭 1981 日本植生誌 九州. 至文堂, 東京
- 仲 和夫 1984 照葉樹林の更新. 遺伝, 38 (4): 51-55
- 中村大士 1990 地表変動と森林の成立についての一考察. 生物科学, 42 (2): 57-67
- 中尾登志雄 1985 九州におけるモミ・ツガ林の生態学的研究. 宮大演報, 11: 1-165
- 中静 透 1984 ブナ林の更新. 遺伝, 38 (4): 62-66
- 中静 透・山本進一 1987 森林攪乱と群落の安定性. 日生態会誌, 37: 31-47
- 鈴木英治 1984 暖温帯におけるモミ・ツガ林の更新. 遺伝, 38 (4): 56-61
- 鈴木和夫 1966 日本の自然林の植物社会学体系の概観. 森林立地, 8 (1): 1-12
- 寺岡行雄・増谷利博・今田盛生・溝上展也・荒上和利・椎葉康喜 1992 細胞式皆伐作業法適用林における造林木の残存率と樹種, 植栽年度および立地因子との関係解析. 九大演報, 65: 47-56
- 頭山昌郎・中越信和 1992 森林攪乱の生態学的考察. 生物科学, 44 (3): 113-127
- 山本進一 1984 森林の更新—そのパターンとプロセス—. 遺伝, 38 (4): 43-50
- 沓木達郎・薛 孝夫 1992 九州山地における落葉広葉樹二次林の発達に関する研究—階層構造と齡構成—. 九大演報, 66: 1-18

Summary

In order to control the dynamics of mixed forests in the mountainous cool-temperate region in central Kyushu, the forest structure of two stands at different stages of forest succession was investigated. From comparisons of forest structure, indices for forest conservation were discussed with regard to extent, frequency and intensity of disturbance.

58 species were found and classified into four groups according to ranking of their relative coverage in the two stands at the each stage of succession. This ranking of species corresponded with species characteristics of appearance in the temporal series of the forest succession. This correlation was confirmed by size distribution analysis, and was thought to be a useful index for forest conservation in terms of control of the frequency of disturbance. Further, this ranking was thought to reflect the difference in the light environment of the habitats, and to be a possible control of the extent of disturbance.

From the analysis of clump structure, species were classified into three types by their sprouting characteristics as follows; 1) species which can maintain their population by natural sprouting under the condition without any disturbance, 2) species which can recover their population by sprouting after disturbance, 3) species which can not sprout under any conditions and which recover only by seedlings. These categories were thought to be helpful in the control of the intensity of disturbance which regulates the degree of destruction of conditions for forest recovery.