

兵庫県南東部における孤立社寺林の植生構造 —林縁効果の及ぶ範囲と最小保全面積の推定—

岩崎 絢子¹⁾・石井 弘明²⁾

Vegetation Structure of Fragmented Shrine/Temple Forests in Southeastern Hyogo Prefecture —Estimation of Edge-effect Distance and Minimum Conservation Area—

Ayako IWASAKI¹⁾ and Hiroaki ISHII²⁾

Abstract

As forests become fragmented, edge effects become more prevalent and the stable environments of forest interiors diminish in size. We compared the extent of edge effects on the vegetation structure among primary, secondary and urban shrine/temple forests in southeastern Hyogo Prefecture. In the primary forest at Taisanji Temple, there was a clear difference in vegetation structure between the edge and interior. Deciduous trees were found near the edge, whereas *Castanopsis cuspidata* (Thunb.) Schottky dominated the canopy of the interior. In the secondary forest, also at Taisanji Temple, various tree species dominated the canopy, and the difference in vegetation structure between edge and interior was less clear. Edge effects on the vegetation penetrated twice as far into the interior of the secondary forest (30m) as in the primary forest (15m). In the urban forest at Nishinomiya Shrine, edge effects dominated, and non-forest species such as *Pseudosasa japonica* Makino and *Trachycarpus excelsa* Wendl. were found throughout the research plot. Our results indicated that the vegetation structure and surrounding environment should be taken into account when determining suitable conservation areas for fragmented forests. In urban areas, human intervention such as removal of non-forest species is necessary to restore natural forest conditions.

Key words : conservation, edge effect, lucidphyllous forest, secondary forest, urban forest

はじめに

人間活動の拡大に伴い、かつて広範囲に広がっていた自然林は宅地や農地、造林地などの人工的環境によって分断化された孤立林として存在するようになった。孤立化が森林生態系の様々な機能に及ぼす影響については島

嶼生物地理学理論を応用した研究が進められてきた (Saunders et al. 1991; 樋口1996)。石田ほか (1998) は面積の異なる大きささまざまな孤立林の群落構造の研究から、孤立林面積が植物種数を規定することを明らかにした。森林の孤立化に伴い、重力散布型の移動能力の低い植物種が消失する可能性が高く (浜端1980)、逆に鳥な

¹⁾ 神戸大学農学部植物資源学科 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町 1-1

Department of Plant Resources, Faculty of Agriculture, Kobe University; Rokkodai-cho 1-1, Nada-ku, Kobe, 657-8501 Japan

²⁾ 神戸大学自然科学研究科森林資源学講座 〒657-8501 兵庫県神戸市灘区 六甲台町1-1

Division of Forest Resources, Graduate School of Science and Technology, Kobe University; Rokkodai-cho 1-1, Nada-ku, Kobe, 657-8501 Japan

e-mail:043a106n@y04.kobe-u.ac.jp

どによって広範囲に種子が散布される樹種が優占する傾向が見られる(前迫1987)。このような研究結果から、孤立林の保全にあたっては生態学的知見に基づいた適切な森林管理が重要とされる(山本1987)。

孤立林を含めて森林にはその周辺部において外部からの影響が強及ぶ「林縁」が存在する。日射量、気温、地温、風速などは林縁から林内に向かうにつれて減少し、湿度や土壌水分量は増加する(Williams-Linera 1990; Chen et al. 1992)。また、林縁ではこれらの物理環境の変動が大きく、林内では比較的安定している。このような林縁から林内への環境の変化を「林縁効果」と言う(Murcia 1995)。Williams-Linera (1990)は熱帯の孤立林において植生構造および種構成の林縁から林内への変化が物理環境の変化に対応していることを示し、植生における「林縁効果」がおよぶ距離を推定した。孤立林の植生に見られる林縁効果に関するこれまでの研究では、例えば林縁から林内に向かうにつれて、木本植物の個体密度、胸高断面積合計、葉面積指数などが減少する植生構造における変化が報告されている(Ranny et al. 1981; Palik and Murphy 1990; Matlack 1994; Williams-Linera et al. 1998)。また、極相林の林縁では攪乱や明るい光環境に適応した二次林構成種の小径木やつる植物などが多く見られる(Wales 1972; Lovejoy et al. 1984)。更に林縁ではしばしば周辺環境からの侵入種(雑草類、庭園木など)が見られるが、林内に向かうにつれてこれらの個体数が減少する傾向がある(Lorence and Sussman 1986; Brothers and Spingarn 1992; Fravor 1994)。孤立化により森林面積が減少すると、林縁の占める割合が増加して林内環境が減少するため、森林の環境保全機能が失われていく可能性が高い。孤立林では特に森林内部に林縁効果が及ぶため、孤立林が十分に環境保全機能を果たすには、林縁効果が林内まで及ぶ範囲を考慮して安定した林内環境を確保するのに必要な森林面積を保全しなければならない(Denis et al. 1991)。

兵庫県南東部を含む西日本の低地帯の潜在植生はタブノキヤシイ、カシ類が優占する照葉樹林である(文化庁1970)。照葉樹林は年間を通して高い葉面積指数を維持し、林冠の階層構造が発達しているため普通、林内は暗く湿潤な環境を呈する。一方、人為的攪乱によって照葉樹林が失われた後に成立する二次林は主として落葉樹から構成されているため、照葉樹林と林内環境が異なる。兵庫県南東部の植物相を保全するには約1,500haの森林面積が必要とされている(石田ほか1998)。しかしこれだけの大面積の森林を1カ所で保全することは現状では極めて困難であるため、代替案として植生や地形の異なる小面積保護区を複数設ける方法が考えられる(Saunders et al. 1991)。この際、各保護区の保全面積

を決定するにあたって、周辺環境の影響がどの程度林内に及ぶのか、林縁効果の及ぶ範囲を知る必要がある。林縁効果の及ぶ範囲は植生タイプごとに異なると考えられるため、植生タイプごとの検討も必要である。

そこで本研究では、兵庫県南東部における3カ所の植生タイプの異なる孤立林(照葉樹林、常緑型二次林および常緑型植栽林)で植生構造に見られる林縁効果を調査・比較した。3カ所の孤立林で林縁から林内への植生構造の変化を調査し、孤立林の植生構造に見られる林縁効果を明らかにすることを目的とした。孤立林の林縁効果の指標としては樹木個体の密度やサイズ、二次林構成種の分布、侵入植物の分布などを用いた。これらを総合的に考慮し、各林分の植生に見られる林縁効果の及ぶ範囲を検討した。また林縁効果の及ぶ範囲は林縁部の植生構造にも依存するため(Cadenasso and Pickett 2001)、林縁部の緩衝帯も考慮に入れ林縁効果の及ぶ範囲を算出した。3カ所の孤立林の植生構造を比較することで、周辺環境の違いが孤立林の植生における林縁効果にどのように影響するかを明らかにし、孤立林の保全・管理に有効な資料を得ることを目的とした。

調査地

調査は神戸市西区伊川谷町前開の太山寺(北緯34°41′東経135°4′)および西宮市社家町(北緯34°43′東経135°20′)の西宮神社で行った。太山寺が標高70~200m。西宮神社は標高2mである。共に瀬戸内気候帯に位置し、年平均気温は17.8℃、年間降水量は1448.5mmである(気象庁ホームページ気象データ参照)。

太山寺

調査地は境内北西部の背山で、林縁から林内へ幅、長さ50mの調査プロットを2カ所設置した(図1-a, b)。太山寺の社寺林は自然性が高く、近隣府県の社寺林では面積(16ha)、種数(照葉樹林要素種数84種)共に最大級である(小館・中西1986; 服部ほか1996; Kodate et al. 1997)。周囲は緩やかな地形で、民家や道路などあるが建物は少なく主に農地である。林縁部の雑草は夏場に刈り払われるが、林内は基本的に人の手は入っていない。

太山寺の植物群落は照葉樹の優占する自然林と薪炭林として維持されてきた二次林が見られる(服部ほか1996; Kodate et al. 1997)。自然林はコジイ(*Castanopsis cuspidata* Schottky var. *sieboldii* Nakai)が優占する照葉樹林とウバメガシ(*Quercus phillyraeoides* A. Gray)が優占する硬葉樹林の2種類である(小館・中西1986)。二次林はウバメガシが優占する硬葉二次林、コナラ(*Quercus serrata* Thunb.)

が優占する二次林, アカマツ (*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.) が優占する針葉二次林の3種類である。二次林は常緑樹も多く含み照葉樹林への遷移途中の常緑型二次林と言える。本研究では照葉樹林(コジエークロバイ群落)と常緑型二次林(コナラ群落)において調査プロットを設置した。

西宮神社

調査地は境内北西部の社叢林で, 民家や駐車場に面した林縁から林内へ幅, 長さ50mの調査プロットを設置した(図1-c)。森林の敷地面積は4.2haで植栽されたクスノキの大径木が優占する常緑型植栽林であり, 敷地面積のうち1.3haは1961年に兵庫県の天然記念物に指定されている。周囲は道路, 線路, 商店街などに囲まれた典型的な市街地の孤立林(ここでは都市林と呼ぶ)である。森林と周囲の建造物とは高さ2mの壁で仕切られている。境内は毎日清掃が行われるが, 林内には基本的に人の手は入っていない。

植生は植栽されたクスノキ (*Cinnamomum camphora* Presl.) のほか, クロガネモチ (*Ilex rotunda* Thunb.), ヤブツバキ (*Camellia japonica* L.), アラカシ (*Quercus glauca* Thunb.) などが優占する常緑型植栽林である。

方 法

野外調査

各調査地で林縁から林内に向かって設置した50×50mの調査プロットにおいて樹高1.3m以上の全樹木個体の胸高直径(DBH)と樹高を測定した。更に全個体の根本位置をデジタルコンパス(ULD-300, 牛方商会)を用いて測量した。太山寺の照葉樹林プロットについては, 敷地の境界線(0m地点)から更に10m林外に向かってササ類や小径木が見られたため, 調査プロットを10m林外に延長した。

解析方法

各林分において樹種ごとにサイズ頻度分布(DBH, 樹高)を解析し, 個体群構造を比較した。また各林分の主要樹種について樹高頻度分布を解析し, 林冠の階層構造を明らかにした。木本植物の分布における林縁効果を明らかにするため, 各林分の優占樹種について林縁からの距離分布パターンを解析した。これらの結果から, 林縁部を特徴付ける植生の分布パターンや林縁部特有の樹種が見られる範囲をもとに林縁効果の及ぶ範囲を推察した。林縁効果がどの程度の距離まで及ぶかは林冠高にも依存するので(Kneeshaw and Bergeron 1998)これを林冠高で割った値(edge effect ratio)も計算した。



図1 太山寺の照葉樹林(a)および二次林(b), いずれも2003年12月撮影。西宮神社の境内林(c), 2003年11月撮影。

各調査地で求められた林縁効果の及ぶ範囲から Young and Mitchell (1994) の方法に従い, 孤立林の面積の変化に伴う林縁面積と林内面積の関係を計算した。一定距離の林縁効果が見られる場合, 孤立林面積が小さいと林縁面積の方が林内面積より大きくなる。孤立林が十分に環境保全機能を果たすには安定した林内環境を十分に確保する必要があることから (Denis et al.

表1 太山寺の照葉樹林, 二次林および西宮神社の調査プロットにおける主要樹種の個体数(Density)と胸高断面積合計(BA)およびその相対値(%).

Species		Density (num ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)
太山寺照葉樹林			
コジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i>	374 (15.2)	24.54 (68.7)
ノグルミ	<i>Platycarya strobilacea</i>	11 (0.5)	1.47 (4.1)
モチノキ	<i>Ilex integra</i>	52 (2.1)	1.31 (3.7)
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i>	626 (25.4)	1.12 (3.1)
ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i>	81 (3.3)	1.06 (3.0)
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	144 (5.9)	0.75 (2.1)
カラスザンショウ	<i>Fagaria ailanthoides</i>	11 (0.5)	0.67 (1.9)
クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i>	63 (2.6)	0.65 (1.8)
ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmanni</i>	3 (0.2)	0.55 (1.5)
ウラジロガシ	<i>Quercus salicina</i>	30 (1.2)	0.54 (1.5)
その他	others	1070 (43.4)	3.08 (8.6)
太山寺二次林			
ウバメガシ	<i>Quercus phillyraeoides</i>	664 (17.1)	5.43 (24.8)
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	116 (3.0)	4.59 (21.0)
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i>	156 (4.0)	1.86 (8.5)
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	304 (7.8)	1.51 (6.9)
ヤマモモ	<i>Myrica rubra</i>	8 (0.2)	1.31 (6.0)
カスミザクラ	<i>Prunus verecunda</i>	48 (1.2)	1.06 (4.8)
ネジキ	<i>Lyonia ovariforia</i>	264 (6.8)	0.79 (3.6)
アベマキ	<i>Quercus variabilis</i>	20 (0.5)	0.74 (3.4)
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	92 (2.4)	0.69 (3.2)
タカノツメ	<i>Evodiopanax innovans</i>	120 (3.1)	0.60 (2.7)
コジイ	<i>Castanopsis cuspidata</i>	24 (0.6)	0.54 (2.5)
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i>	364 (9.4)	0.51 (2.3)
その他	others	1712 (44.0)	2.29 (10.4)
西宮神社			
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i>	200 (6.8)	32.68 (70.1)
クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i>	240 (8.1)	3.38 (7.3)
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	72 (2.4)	2.52 (5.4)
ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i>	88 (3.0)	1.53 (3.3)
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	188 (6.4)	1.00 (2.2)
ヤブニッケイ	<i>Cinnamomum japonicum</i>	264 (8.9)	0.85 (1.8)
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i>	572 (19.4)	0.74 (1.6)
その他	others	1332 (45.1)	3.90 (8.4)

1991), Young and Mitchell (1994) は孤立林の形状を円形と仮定して林内面積が林縁面積を上回る孤立林面積を「最小保全面積」と定義した. 最小保全面積の計算方法には孤立林の形状も考慮に入れた方法もある (例えばLaurance and Yensen 1991). 他の形状に比べて円形の場合, 林縁効果が最も及びにくいいため円形の孤立林を仮定することで保全すべき最小面積が推定できると考えた.

結 果

種組成

太山寺の照葉樹林の個体数は2467本ha⁻¹, 胸高断面積合計 (BA) は35.74m²ha⁻¹, 林冠高は16.6~19.5m (平均18.1m)であった. 照葉樹林ではコジイがBAの68.7%を占めていた (表1). 林縁ではムクノキ (*Aphananthe aspera* Planch.), ノグルミ (*Platycarya strobilacea* Sieb. et Zucc.) などの落葉樹が, 林内ではコジイが林冠を構成していた.

太山寺の二次林の個体数は3892本 ha^{-1} 、BAは21.91 $m^2 ha^{-1}$ で、林冠高は12.3~17.9m(平均15.1m)と照葉樹林より低かった。個体数は二次林が照葉樹林よりも2倍近く多かったが、BAは照葉樹林より低かった。二次林ではウバメガシ(24.8%)、コナラ(21.0%)、ソヨゴ(*Ilex pedunculosa* Miq.) (8.5%) など数種の落葉樹や常緑樹が胸高断面積で上位を占め、様々な樹種が混在していた。

西宮神社の個体数は2952本 ha^{-1} 、BAは46.62 $m^2 ha^{-1}$ 、林冠高は16.2~24.3m(平均20.3m)であった。個体数は太山寺の2プロットの中間的な値であったが、BAは3プロットのなかで最も大きい値を示した。これはDBHが1m前後の植栽されたクスノキのためである。また太山寺で見られなかったシュロの個体数が多く全体の21%を占めていた。

林分構造

樹高とDBHの頻度分布は3プロットともサイズの増加に伴い本数が減少するL字型の分布を示した(図2)。太山寺の照葉樹林は全体の約半数(46.8%)の個体が樹高3m以下であった。またDBHも5cm以下の個体の割

合が71%と3プロットの中で最も多かった。一方、樹高、DBH共にサイズの大きな個体の割合も他のプロットに比べて多く、樹高13m、DBH30cmに主にコジイの林冠木からなる個体数のピークが見られた。

太山寺の二次林は樹高、DBH共に大きい個体が少なかった。樹高は13m以上の個体がほとんどなく、DBHは60.6cmのヤマモモ1個体を除き40cm以上の個体は見られなかった。二次林では樹高4~10m、DBH5~15cmの個体の割合が他の2プロットに比べて多く、サイズの増加に伴う個体数の減少率が他のプロットよりも緩やかであった。

西宮神社は樹高3m以下の個体が全体の45.3%と太山寺の照葉樹林に近い値を示した。樹高3~10m、DBH15cm以下の個体の割合は太山寺の照葉樹林と二次林の中間の値を示した。一方、クスノキの林冠木を中心にサイズの大きな個体も多く、樹高16mに個体数のピークが見られ、DBH30cm以上の個体も見られた。

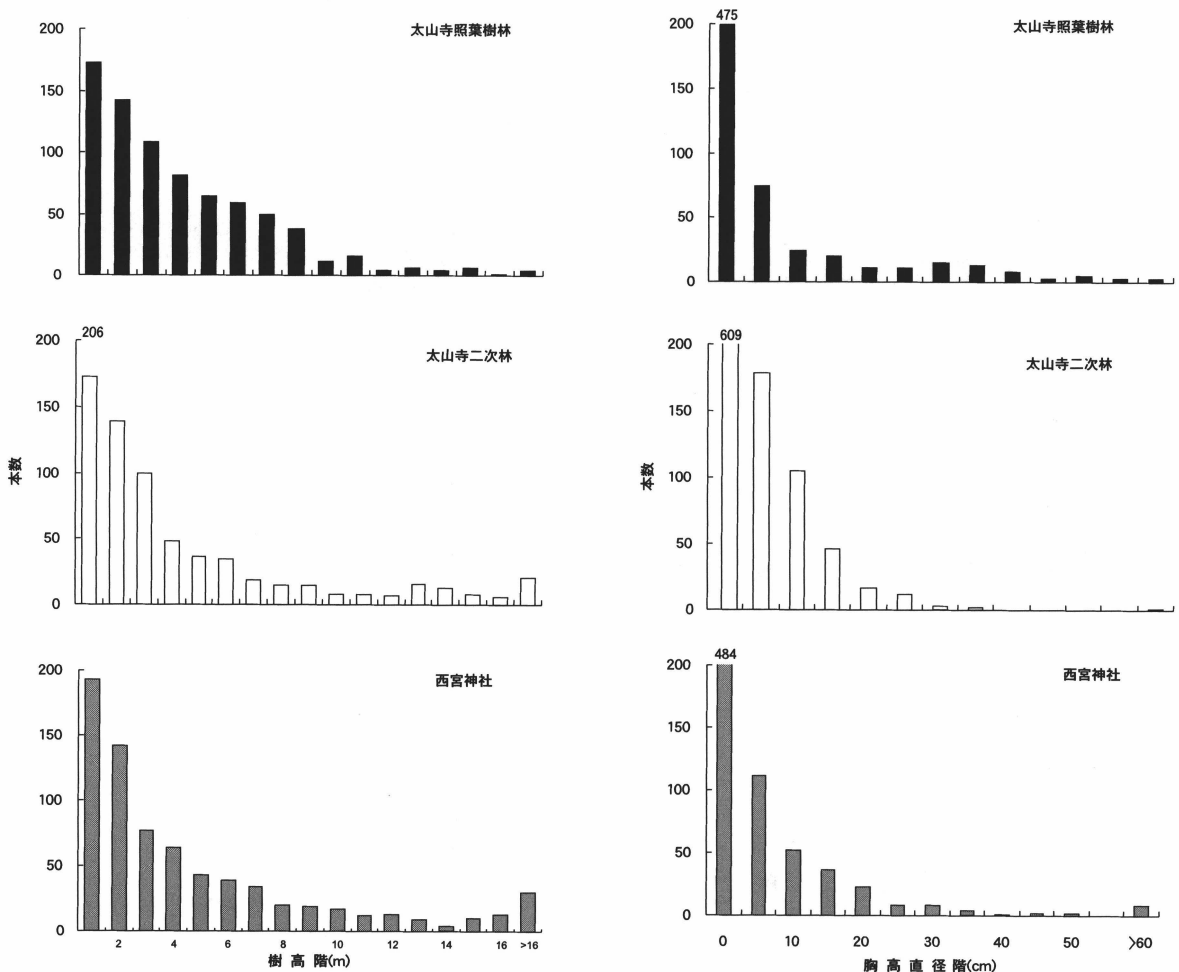


図2 太山寺の照葉樹林、二次林および西宮神社の調査プロットにおける樹木個体のサイズ頻度分布。

個体群構造

各プロットでBAが全体の1.5%以上かつ個体数20本以上の樹種を主要樹種とし、各樹種の樹高とDBHの頻度分布を示した(図3~5)。

太山寺の照葉樹林は樹高6m以下の下層にコジイ、ヤブツバキ、ムクノキ、アラカシの主要樹種が多く見られ、6~14mの中層ではどの樹種も本数が少なく、14m以上の上層ではコジイのみ優占していた。DBHは4種とも小径木が多かったが、コジイは35~40cmにもピークがあり、中径木が少なく主に母樹と幼樹で構成されていることが示された。

太山寺の二次林は照葉樹林のような明確な階層構造は見られず、下層から上層まで各樹種が連続的に分布して

いた。ヤブツバキ、アラカシは樹高6m未満の個体が最も多く、ウバメガシ、ソヨゴ、ネジキ、リョウブ、タカノツメは6~12mの中層で最も多く見られ、コナラは中層及び14m以上の上層に見られた。DBHはウバメガシ、アラカシ、ネジキ、ヤブツバキはL字型の分布を示したが、コナラ、タカノツメ、リョウブなどの遷移初期種やソヨゴは小径木が少ない一山型分布を示した。

西宮神社は樹高12m以下の中下層で各樹種が連続的に分布し階層構造が明確ではないが、上層はクスノキのみが優占し、上層と中下層が明確に区別された。ヤブツバキ、アラカシ、ヤブニッケイは6m未満の個体が多く、6~12mの中層ではクロガネモチ、ムクノキが多くアラカシ、ヤブニッケイも見られ、12~18mではクスノキと

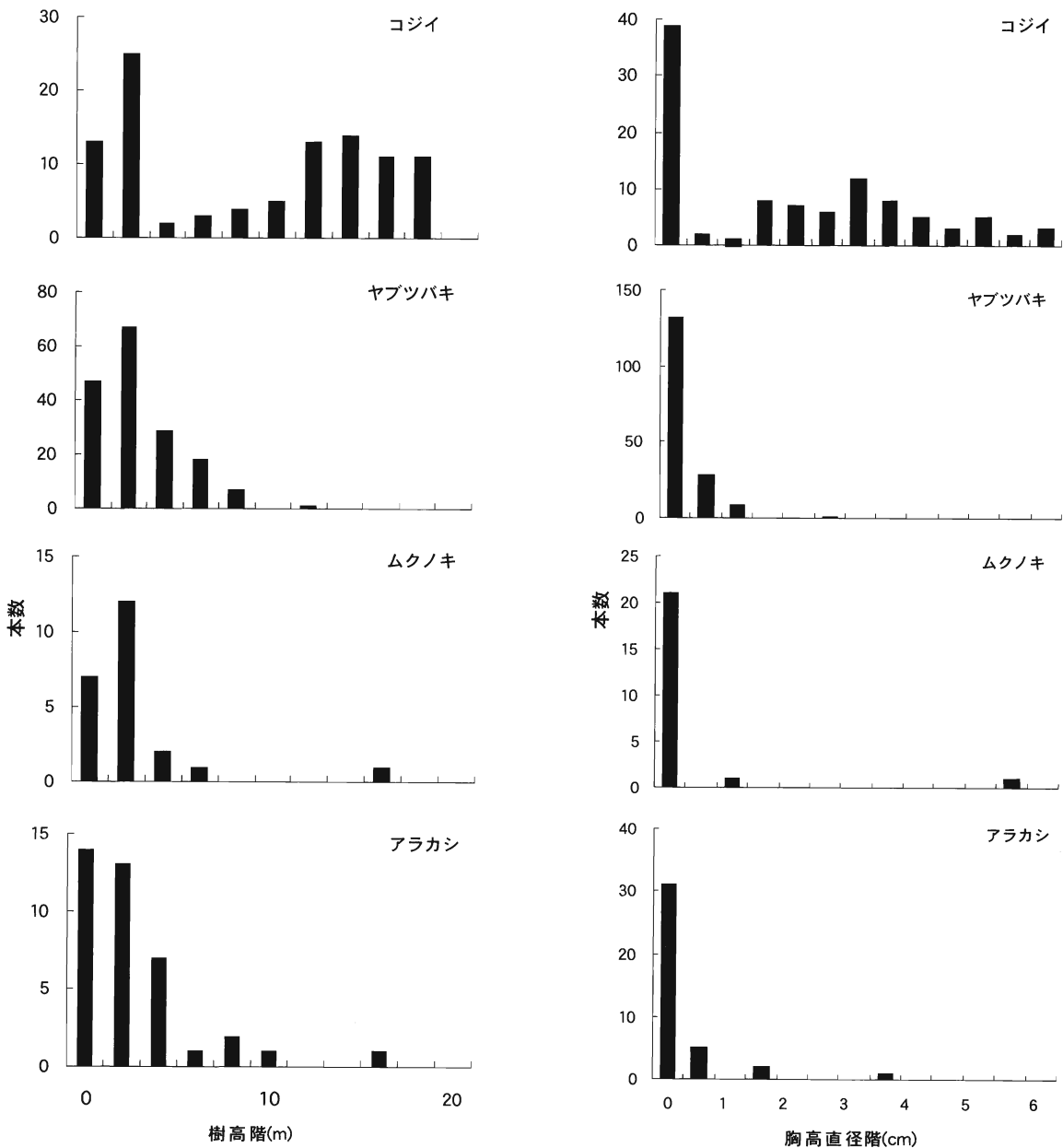


図3 太山寺の照葉樹林における主要樹種のサイズ頻度分布。

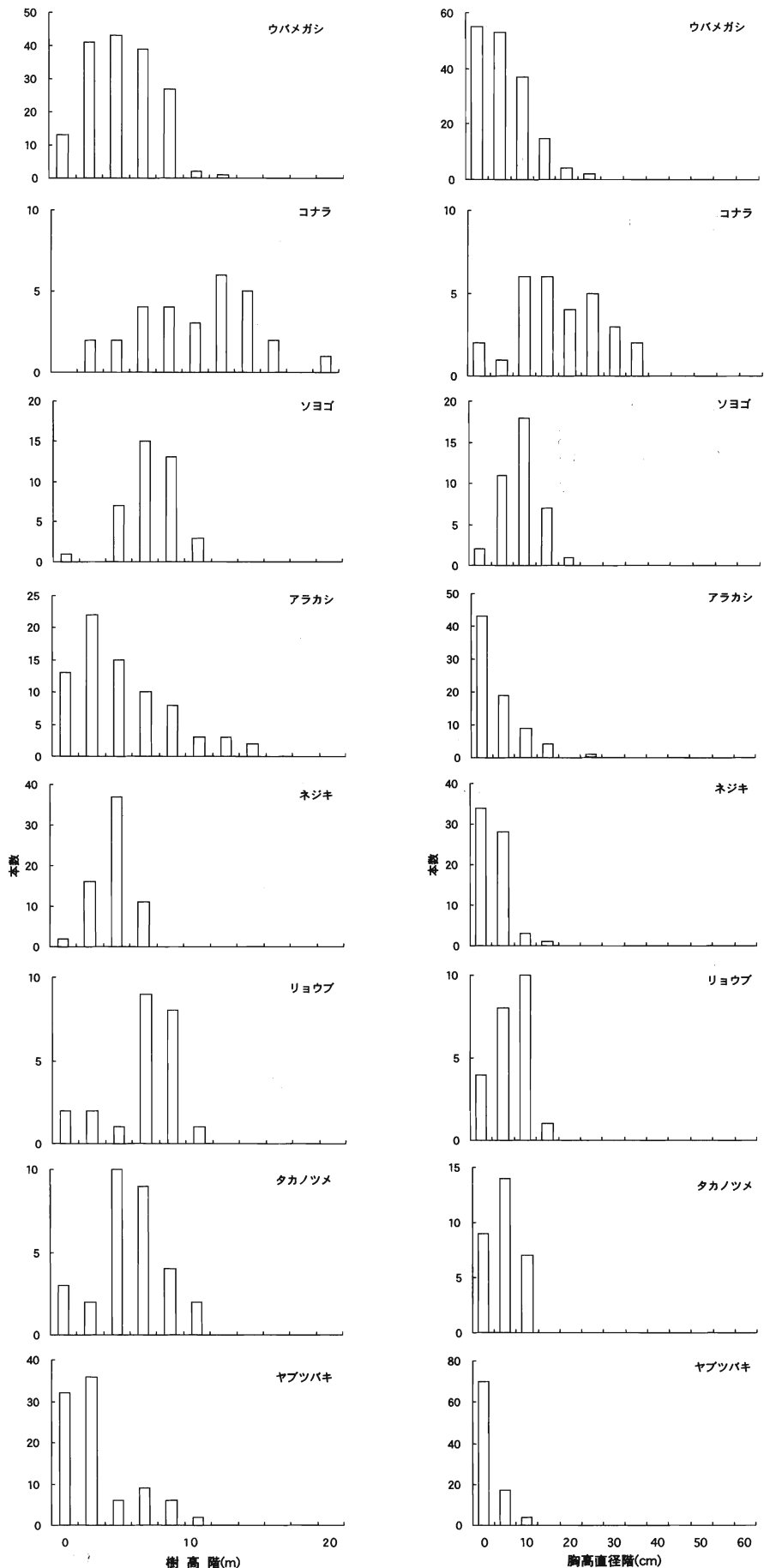


図4 太山寺の二次林における主要樹種のサイズ頻度分布。

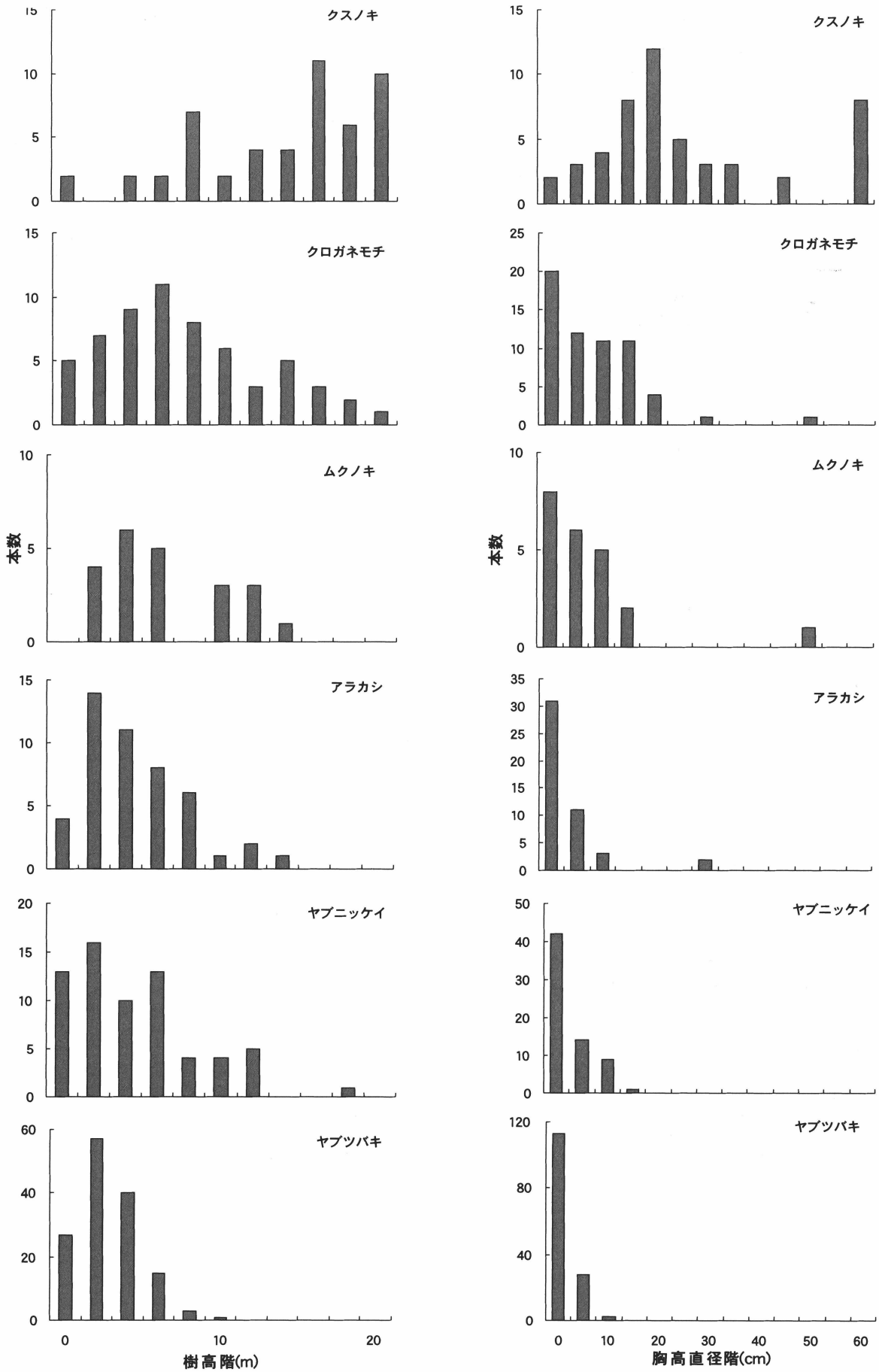


図5 西宮神社における主要樹種のサイズ頻度分布.

クロガネモチが優占しているが18m以上ではクスノキのみが優占していた。DBHは、クスノキ以外はL字型分布を示したが、クスノキはDBHが20~25cmを中心とした一山型分布を示し15cm未満の小径木が少なかった。

優占樹種の林縁から林内への分布パターン

各プロットの毎木調査の結果から得られたBA上位5種のうち個体数でも上位を占めた優占樹種について林縁からの距離分布パターンを示した(図6)。

太山寺の照葉樹林の優占種はコジイ、ヤブツバキ、アラカシ、ムクノキの4種であった。コジイとヤブツバキ

が林縁から約25mの距離を中心に林縁から林内にかけて広く分布していたが、アラカシとムクノキの分布は林縁から約10mまでに集中していた。二次林構成樹種のムクノキは分布範囲が林縁から9mまでに限られ、アラカシは分布中心が林縁から約5mまでであった。

太山寺の二次林の優占種は6種で、ソヨゴを除く全ての樹種が林縁から林内に広く分布していたが、ソヨゴの分布は林縁から約30m(中央値28.7m)辺りに多く林内に偏っていた。アラカシは6種の中で分布中心が最も林縁に近かったが林内にも多く見られた。

西宮神社は全ての樹種が林縁から林内にかけて広く分布していた。相対的に見ると常緑のクスノキ、ヤブツバキ、アラカシが少し林内に偏って分布し、エノキの分布中心が最も林縁に近かった。

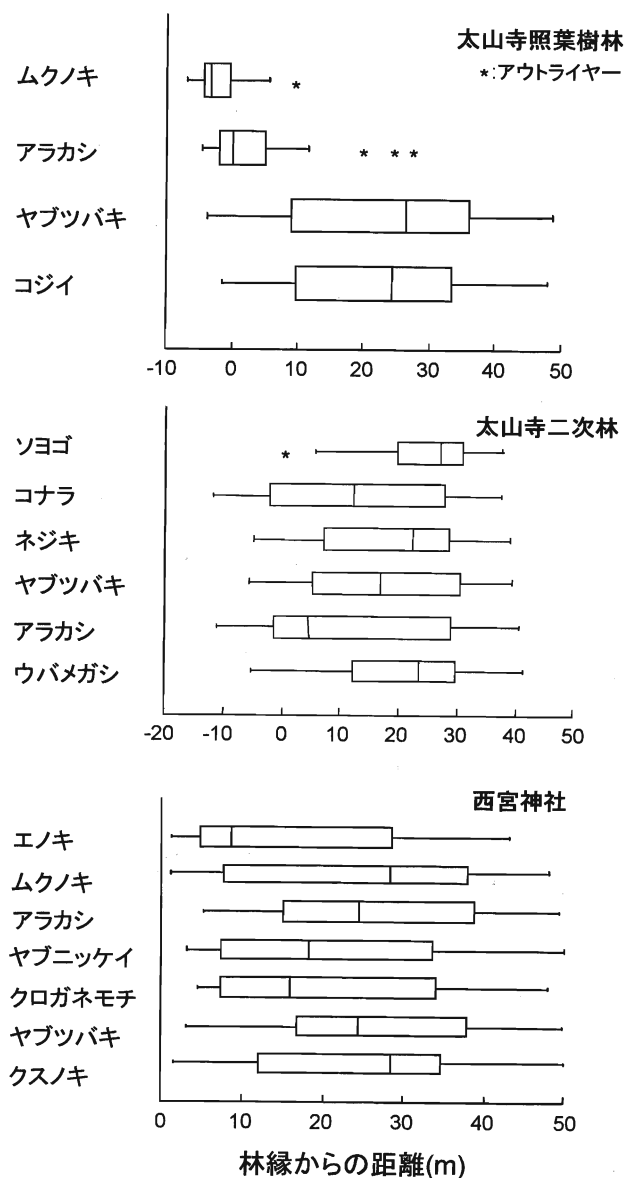


図6 太山寺の照葉樹林、二次林および西宮神社における主要樹種の林縁からの距離分布パターン。中央値、四分位数、範囲内最大値と最小値およびアウトライヤー(*)を示した。範囲内最大値・最小値は四分位数から四分位数間の範囲の1.5倍以内の最大値・最小値。アウトライヤーはそれよりも大きい(小さい)値。

全樹木の空間分布

調査プロット内の全樹木の根本位置から作成した各調査地の樹木位置図を示した(図7)。

太山寺の照葉樹林は林縁から約10mまで小径木が集中し、10m以上の林内では大径木と小径木が一様に分布していた。ササの分布は林縁から約10mまでで10m以上の林内では全く見られなかった。樹高10m以上の林冠木は全個体数の14.3%(常緑樹13.5%, 落葉樹0.8%)で、林冠木に占める常緑樹の割合が他プロットと比較して多かった。落葉樹の林冠木はムクノキとノグルミが林縁から約15mまでに数本見られた以外は、林内にカラスザンショウが1本あるのみであった。

太山寺の二次林は林縁から林内にかけて大径木がまばらに分布していた。また小径木が集中して分布する箇所が林縁だけでなく林内まで見られた。ササの侵入は約25mまで見られた。樹高10m以上の林冠木は全個体数の6%(常緑樹2.5%, 落葉樹3.5%)で林冠木に占める落葉樹の割合が常緑樹より多い点で他の2プロットと異なっていた。林冠木の分布パターンは、林縁から約25mまでは落葉樹の割合が高いが25m以上の林内では常緑樹の割合が増加した。

西宮神社は中径木が林縁から約15mまで集中し、15m以上の林内では大径木や小径木が一様に分布していた。ササの侵入は約40mまで見られ、プロット全体にシュロの侵入が見られた。樹高10m以上の林冠木は全体の15.8%(常緑樹10.7%, 落葉樹5.1%)であった。常緑樹の林冠木は林縁から林内にかけて分布していたが、落葉樹は林縁に集中し、林縁から約30m以上の林内では林冠木に占める落葉樹の割合が減少した

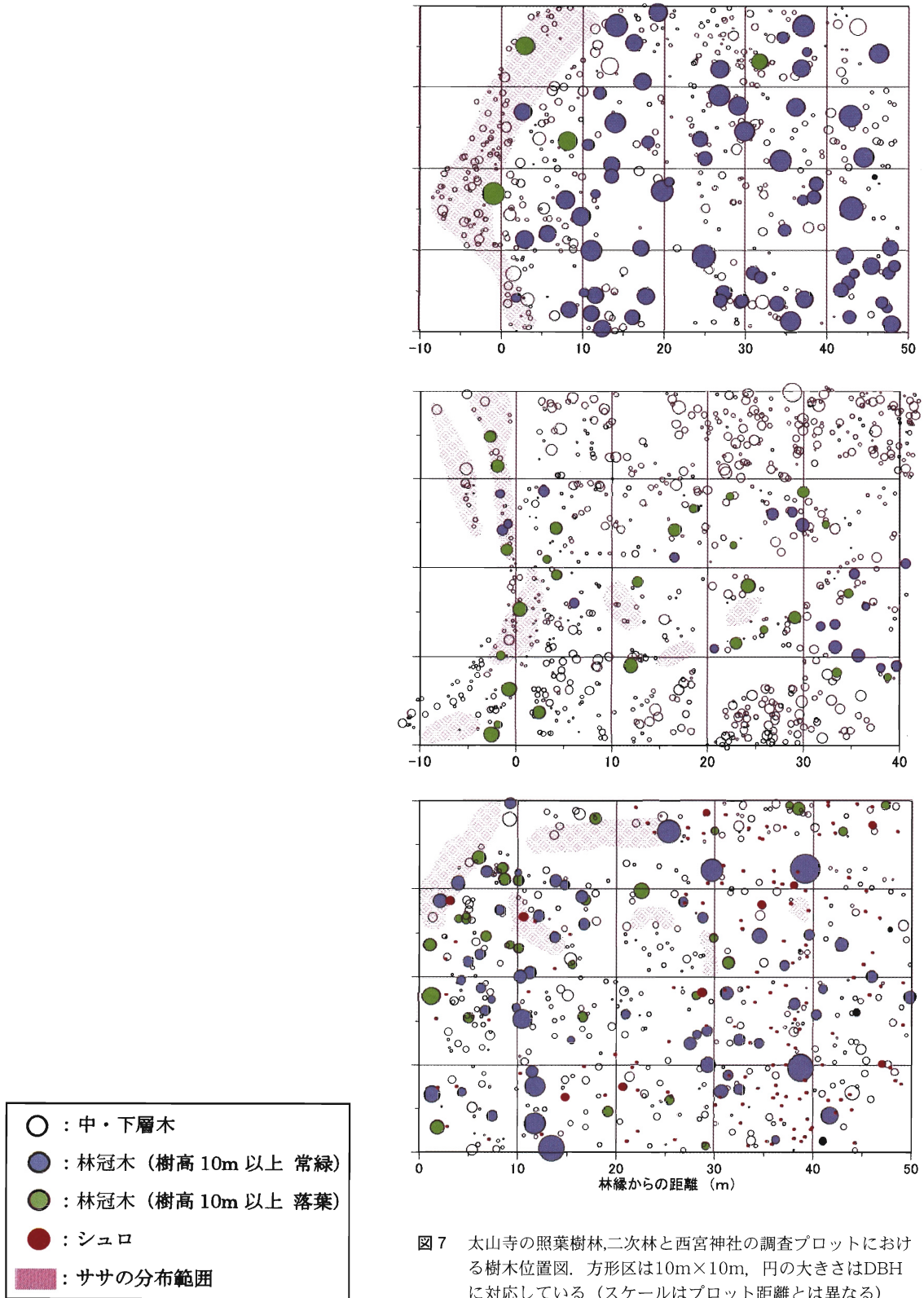


図7 太山寺の照葉樹林,二次林と西宮神社の調査プロットにおける樹木位置図。方形区は10m×10m, 円の大きさはDBHに対応している (スケールはプロット距離とは異なる)。

表2 植生構造の様々な指標から考えられる林縁効果の及ぶ範囲

	ササ	小径木	林内木本種の分布	林縁木本種の分布	落葉樹の林冠木	シュロ
太山寺の照葉樹林	10m	10m	不明瞭	10m	15m	出現せず
太山寺の二次林	25m	林内まで広く分布	30m	不明瞭	25m	出現せず
西宮神社	40m	15mまでは中径木が多い	不明瞭	不明瞭	30m	林床全体に広く分布

林縁効果の及ぶ範囲の推定, 最小保全面積の試算および edge effect ratio

林縁から林内への植生構造の変化パターンから, 各調査プロットにおいて林縁効果の及ぶ範囲を検討した(表2)。太山寺の照葉樹林は林縁部で落葉樹のムクノキやノグルミが林冠を形成し, 小径木が集中分布していた。またササの繁茂やアラカシの分布は林縁部に限られていた。一方, 林内では上層で常緑樹のコジイが, 中・下層で常緑樹のヤブツバキやアラカシが優占し垂直的な階層構造が発達していた。このように照葉樹林では林縁と林内の植生構造が明確に区別された。小径木の分布パターン, ササの侵入範囲およびムクノキの分布から考えると林縁効果の及ぶ範囲は約10mで, 落葉樹の林冠木の分布から考えると約15mであると推察された。これらの結果から太山寺の照葉樹林の植生に見られる林縁効果は最大で約15mに及ぶと考えられた。

太山寺の二次林は個体数が多く, 細くて低い木が密集して階層構造が明確でない林分構造をしていた。優占樹種6種のうち5種は林縁から林内にかけて広く分布し, 植生構造における林縁と林内の区別が明瞭でなかった。二次林は落葉樹の林冠木の割合が常緑樹よりも多く林内が明るいためササが深くまで侵入できたと考えられる。ササの侵入範囲および落葉樹の林冠木の分布からは林縁効果の及ぶ範囲は約25m, 林内に分布するソヨゴの分布からは約30mと推定された。これらの結果から太山寺の二次林では林縁効果は最大30mに及ぶと考えられた。

西宮神社は常緑樹のクスノキが林冠で優占し, 上層と中・下層の区別が明確である点は太山寺の照葉樹林の林内環境と類似していた。しかし中層と下層の区別が不明瞭で優占種が林縁から林内にかけて広く分布している点や, 小径木が集中分布する箇所やササの侵入範囲が林内まで及んでいる点は太山寺の二次林と類似していた。更に太山寺で見られなかったシュロがプロット全域に侵入していたことから林縁効果は孤立林全体に及んでいると考えられた。

太山寺の照葉樹林および二次林の結果をもとに孤立林面積の変化に伴う林縁面積と林内面積の関係を示した(図8)。試算の結果, 林内面積が林縁面積を上回る孤立林面積(ここでは最小保全面積と定義する)は太山寺の照葉樹林が0.82ha, 二次林は3.29haとなった。また林縁効果の及ぶ範囲を平均林冠高で割ったedge effect ratioは照葉樹林が0.83, 二次林は1.99となった。

考 察

植生に見られる林縁効果は太山寺の照葉樹林(約15m)よりも二次林(約30m)の方が2倍の距離に及ぶことが明らかになった。また, edge effect ratioについても照葉樹林より二次林の方が相対的に林縁効果は林内に2倍以上深く及ぶことが示された。太山寺の照葉樹林は林縁部のササや小径木の密集する範囲が周囲の景観と森林との境界における緩衝帯の役割を果たし林内の光環境は比較的安定している(Ishii et al. 2004)。この緩衝帯によって林縁効果の及ぶ範囲が二次林より短くなったと考えられる。太山寺の照葉樹林と二次林の結果から, 周辺環境が同じでも植生によって林縁効果の及ぶ範囲が異なることが示された。北米における研究からも, 二次林は植生における林縁効果があまり明確ではないため森林内深くまで林縁部と類似した植生が見られることが報告されている(Palik and Murphy 1990; Williams-Linera 1990)。林縁効果の及ぶ範囲が増加すると最小保全面積は指数関数的に増加することから, 十分な林内環境を確保するには照葉樹林よりも二次林の方が多くの保全面積を必要とすることが示された(図9)。なお本研究では最小保全面積を計算するにあたり孤立林の形状を最も林縁効果の及ぶにくい円形と仮定しているため, 実際には更に大きな面積を保全する必要があると言える。

西宮神社は林縁部を囲むコンクリート塀が太山寺の照葉樹林におけるササや小径木のように緩衝帯の役割を果

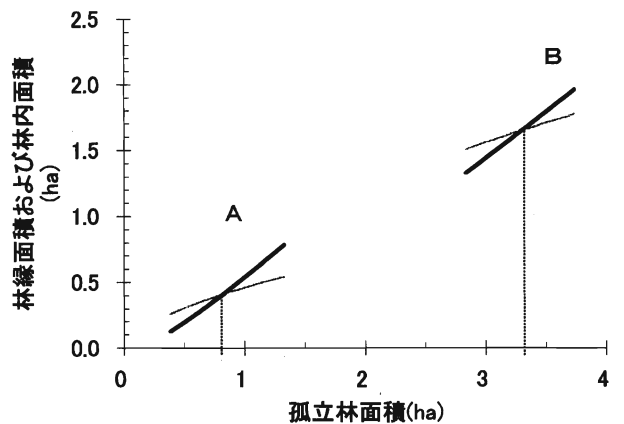
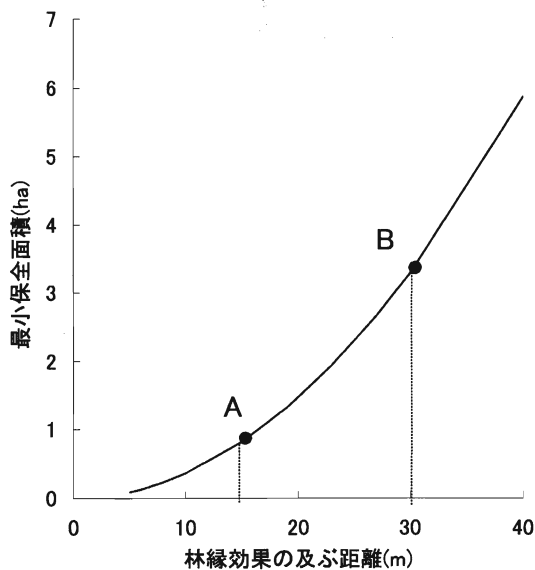


図8 太山寺の照葉樹林(A)および二次林(B)の植生に見られた林縁効果の及ぶ距離から試算した森林面積の変化に伴う林縁面積(細線)と林内面積(太線)の関係。交点が最小保全面積。

図9 林縁効果の及ぶ距離と最小保全面積の関係。Aは太山寺の照葉樹林，Bは二次林の植生に見られた林縁効果の及ぶ距離。



たし林内の光環境が極めて暗い(Ishii et al. 2004)。しかし太山寺の照葉樹林のような植生における林縁と林内の明確な違いは見られず，侵入植物の繁茂が孤立林全体に及んでいた。村上・森本(2000)は京都市内の孤立林における木本植物の種多様性の研究から，面積が1 ha以下の孤立林では林分全体に林縁効果が及ぶとしている。都市林は外部環境の影響を強く受けるため安定した林内環境が成立しにくく，植生においても都市化の影響を強く受けることが報告されている(武田・梅林1982；坂本ほか1989)。特にシュロが林床に侵入し潜在植生と置き替わって繁茂している現状は国立科学博物館附属自然教育園や明治神宮の境内林においても報告され問題視されている(萩原1981；畑川・谷本2003)。コンクリート塀の効果やシュロの繁茂の結果，西宮神社の林床の光環境は極めて暗くなり林冠木の更新が妨げられていると考えられる。西宮神社のクスノキは植栽されたものでDBHにおいて幼樹が少ない一山型分布を示した。京都市の下鴨神社においても同様にクスノキの更新が見られないことが報告されている(坂本ほか1985；田端ほか2004)。西宮神社においてもクスノキの実生や稚樹が下層に見られないことから，現段階においてはクスノキの更新が行われていないと考えられる。西宮神社のような都市林を維持するためには保全面積を確保すると同時に，侵入種や異常繁茂している種などを除去し，これらによって更新が妨げられている樹種の後継樹を育成するなど，森林の維持・管理を目的とした人為的介入が必要であると考えられる。

本研究の結果から，孤立林の保全にあたっては森林タイプ別の林縁効果や市街地・郊外などの周辺環境の影響

を考慮する必要があることが明らかになった。景観レベルの種多様性を維持するために複数の保護区を設定する際には各保護区の植生に応じた保全面積を確保する必要がある。孤立林では極相林構成樹種の種子供給の不足から，しばしば偏向遷移がおきることが報告されている(守山ほか1984；戸島ほか2004)。太山寺の二次林のように近くに極相型照葉樹林が存在すると，それが種子供給源となり偏向遷移を食い止めることができると考えられることから，保護区の配置を変える際には生物の移動や種子散布も考慮に入れる必要がある。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり入林および調査の許可を与えて頂いた太山寺および西宮神社にお礼申し上げます。野外調査にご協力を頂いた石田弘明氏(兵庫県人と自然の博物館)および神戸大学森林資源学講座の教官，学生諸氏に感謝致します。

要 旨

孤立林の小面積化に伴い林縁の占める割合が増加するため，孤立林の環境保全機能を維持するには安定した林内環境が多く必要である。本研究では3種類の異なる植生の孤立林(神戸市西区太山寺の照葉樹林，常緑型二次林と西宮市西宮神社の常緑型植栽林)で，林縁から林内へ調査プロットを設置し樹木のサイズと位置を測定して，植生構造に見られる林縁効果を調査した。太山寺の照葉樹林は約15mまで林縁効果が及び，二次林は照葉樹林の2倍の約30mまで林縁効果が及んだ。林冠高を考慮すると二次林は照葉樹林の2倍以上深く林縁効果が及んだ。西宮神社はササやシュロが広く侵入し，林縁効果は森林全体に及んでいた。以上の結果から林縁効果の及ぶ範囲は，常緑型植栽林>常緑型二次林>照葉樹林となることがわかった。孤立林の保全にあたっては植生と周辺環境との相互作用を総合的に考慮した上で，十分な林内環境を維持できるよう保全面積を設定する必要があることが明らかになった。

文 献

- Brothers, T.S. and Spingarn, A. (1992) Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, **6**, 91-100.
- 文化庁(1970) 植生図・主要動植物地図28 兵庫県。文化庁，東京。
- Cadenasso, M.L. and Pickett, S.T.A. (2001). Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*, **15**, 91-97.
- Chen, J., Franklin, J.F. and Spies, T.A. (1992) Vegetation

- responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, **2**, 387-396.
- Denis A. S., Richard J. H. and Chris R. M. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, **5**, 18-32.
- Fravor, S. (1994) Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology*, **8**, 822-832.
- 萩原信介 (1981) 都市にふえるシュロ. 植物と自然, **15**(10), 7-12.
- 浜端悦治 (1980) 都市化に伴う武蔵野平野部二次林の草本層組成の変化—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.
- 畑川久美子・谷本丈夫 (2003) 明治神宮境内林における林分構造と稚樹実生分布との関係. 第114回日本林学会講演集, **688**.
- 服部保・藤井まゆみ・小館誓治・武田義明・石田弘明・竹田敦夫 (1996) 太山寺の自然. 兵庫自然研究会・神戸植生研究会.
- 樋口広芳 (1996) 保全生物学. 東京大学出版会, 東京, **82-89**.
- 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.
- Ishii, H.T., Iwasaki, A. and Sato, S. (2004) Seasonal variation of edge effects on the vegetation, light environment and microclimate of primary, secondary and artificial forest fragments in southeastern Hyogo Prefecture. Proceedings of the IUFRO International Workshop on Landscape Ecology, Tsukuba, Japan, 64-67.
- Kneeshaw, D. D. and Bergeron, Y. (1998) Canopy gap characteristics and tree replacement in the southern boreal forest. *Ecology*, **79**, 783-894.
- Kodate S., Hattori T. and Ishida H. (1997) Forest vegetation of the Taisan-ji, Kobe-city, Hyogo Prefecture, Japan. *Nature and Human Activities*, **2**, 37-46.
- 小館誓治・中西哲 (1986) 太山寺の照葉樹林と地形および土壌との関係. 神戸大学教育学部研究集録, **77**, 113-130.
- Laurance, W.F. and Yensen, E. (1991) Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, **55**, 77-92.
- Lorence, D. H., and Sussman, R. W. (1986) Exotic species invasion into Mauritius wet forest remnants. *Journal of Tropical Ecology*, **2**, 147-162.
- Lovejoy, T.E., Rankin, J.M., Bierregaard, R.O., Brown, K.S., Emmons, L.H. and Van der Voort, M.E. (1984) Ecosystem decay of Amazonian forest remnants. In: Nitecki, M. H. ed. Extinctions. University of Chicago Press, Chicago, 295-325.
- 前迫ゆり (1987) 京都府及び奈良県の孤立林の種組成的研究. 中西哲博士追悼植物生態分類論文集, **1**, 411-424.
- Matlack, G.R. (1994) Vegetation dynamics of the forest edge-trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, **82**, 113-123.
- 守山弘・原田直国・山岡景行 (1984) 都市区域につくり出した林にみられる植生遷移の歪み. 人間と環境, **10** (2), 14-24
- 村上健太郎・森本幸裕 (2000) 京都市内孤立林における木本植物の種多様性とその保全に関する景観生態学的研究. 日本緑化工学会誌, **25**, 345-350.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**, 58-62.
- Palik, B.J. and Murphy, P.G. (1990) Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. *Forest Ecology and Management*, **32**, 187-202.
- Ranny, J.W., Bruner, M.C. and Levenson, J.B. (1981) The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess, R. L. and D. M. Sharpe eds. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. , Springer, New York, 67-95.
- 坂本圭児・小林達明・池内善一 (1985) 京都・下鴨神社の社寺林における林分構造について. 造園雑誌, **48** (5), 175-180.
- 坂本圭児・石原晋二・千葉喬三 (1989) 岡山における社寺林の研究 (I) 市街地およびその近郊における全体構造. 日本緑化工学会誌, **15**(2), 28-34.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. and Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**, 18-32.
- 田端敬三・橋本啓史・前中久行・森本幸裕 (2004) 糺の森におけるクスノキおよびニレ科3樹種の成長と動態. ランドスケープ研究, **67**, 499-502.
- 武田明正・梅林正直 (1982) 市街地における社寺林と市街との間の環境の相互作用に関する研究 第12報. 人為的攪乱が社寺林の種多様性に及ぼす影響. 三重大学環境科学研究紀要, **7**, 81-88.
- 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.
- Wales, B.A. (1972) Vegetation analysis of north and south edges in a mature oak-hickory forest. *Ecological Monographs*, **42**, 451-471.
- Williams-Linera, G. (1990) Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*, **78**, 356-373.
- Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V. and Garcia-Zurita, M.E. (1998) Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology*, **12**, 1091-1102.
- 山本進一 (1987) 孤立林のダイナミクス. 生物科学, **39**, 121-126.
- Young, A. and Mitchell, N. (1994) Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, **67**, 63-72.

付 記

気象庁インターネットホームページ：気象データ
[http://www.jma.go.jp/JMA_HP/jma/index.html]

(2004年7月30日受付)
(2005年2月10日受理)

