都市孤立林の植物種多様性の保全では単一の大面積林と複数の小面積林のどちらが重要か？

Is a Single Large Patch or Several Small Patches more Important in Strategies for Conservation of Plant Species Richness in Urban Fragmented Woodlots?

村上健太郎* 牧野亜友美** 森本 幸裕*** 里村 明香**
Kentaro MURAKAMI Ayumi MAKINO Yukihiro MORIMOTO
Asuka SATOMURA

Abstract : The present study was performed to determine whether a single large or several small (SLOSS) forest fragments contain greater numbers of plant species in urban areas. We calculated the cumulative numbers of plant species and total area of 1-5 patch combinations in 22 fragmented forest patches in the Kyoto City area. The number of plant species in several (2-5) small patches tended to be greater than that in single large patches. Combinations of several patches containing more plants had longer perimeters, shorter isolation distances from mountain forests, or more micro landform types. Therefore, in an urban plant conservation strategy, small patches should be created, and such distributions should take into consideration landscape elements, such as perimeter, isolation, and internal habitat diversity.

Keywords: SLOSS issue, fragmented forest patch, species richness, edge effect

キーワード : SLOSS問題, 孤立林, 種の豊かさ, エッジ効果

1. はじめに

SLOSS (Single Large or Several Small patches) 論争とは保護区の設置の際に、同程度の面積を保全する場合、単一の大面積保護区による保全と複数の小面積保護区による保全のどちらのほうが生物相を十分に確保できるのかについて議論されたものである¹⁾。この問題は1970年代後半を中心に激しい論争になったが、1980年代にはある程度収束したと言われている。その理由の一つは、野生生物保護の問題が種数の問題としてとらえられるよりも、個々の種の存続について問題とされることが多くなったことが挙げられている²⁾。現在では、行動圏が広い生物群や攪乱頻度の低い核心部(コア)でしか生育できない種が生育している場合には単一の大面積保護区による保全を行うことが適当であり、種数のある程度確保するためにはより広い範囲で複数の小面積保護区による保全を行った方が、結果的に種数が多くなると考えられている³⁾。しかし、海外では、現在でもさまざまな生育地タイプでSLOSS問題を検討し、保全戦略について考察した事例が見られ、重要視されている^{4), 5)}。

これに対し、国内では植物種について実際にSLOSS問題を検討した事例はほとんど見られない。

そこで、本研究では、京都市内の孤立林に生育する木本植物およびシダ植物を対象にして、単一の大面積林と複数の小面積林の種数および出現種の特性などを比較し、どちらがより重要かについて検討した。京都盆地の市街地内にある孤立林では、植物、アリなどの種数、種多様度および

種組成に影響する要因について、これまで、多くの研究事例が蓄積されつつあり^{6), 7), 8), 9), 10)}、種数に影響する要因の一つとして面積が挙げられている^{6), 7), 8), 10)}。本研究は、これらの研究を踏まえて、SLOSS問題に絞って解析を行った。

2. 調査地域と調査資料

本研究の調査地域は、京都盆地内の都市域にあり、周囲を山林に取り囲まれている(図-1)。調査地域内には複数の孤立林があり、その多くはムクノキなどのニレ科落葉広葉樹、クスノキ、アラカシなどの常緑広葉樹が優占する社寺林である。大規模な社寺林としては下鴨神社(樹冠面積約11ha)があり、双ヶ岡(樹冠面積約18ha)などのコナラ-アカマツ林、アラカシ林を主体とした丘陵状二次林も含まれている。そのほかにも北野天満宮、平野神社などの比較的大規模な社寺林が山地から孤立した場所に複数残存している。

これらの孤立林では、1998年から2002年にかけて木本植物およびシダ植物の調査が行われ、その概要や種数、種組成に影響する要因については既に報告されている^{6), 7), 8), 9)}。ただし、シダ植物の調査地と木本植物の調査地では、シダ植物群落が調査途中で破壊されたことなどが理由でその一部は異なっている⁷⁾。本研究では、木本植物とシダ植物の共通調査地のうち、22箇所を解析対象として選定した。選定理由は、後述する園内土地情報調査との関係で、全域の立ち入り許可がえられなかった箇所についてはあらかじめ除くこととしたものである。

3. 調査・計算法

(1) 園内土地情報調査

園内土地情報調査では、各孤立林内を可能なかぎりくまなく歩き、敷地全体を表層状態別に塗りわけた。表層状態は、建物やコンクリート、砂利道などの林床植物の生育地となりえない箇所と、土壌や草本植物が生育している箇所とを区別して記録し、Arc

図-1 調査地域図

*きしわだ自然資料館 **京都大学農学研究科 ***京都大学大学院地球環境学堂

表－１ 組み合わせ数別の種数－面積関係

組み合わせ数	n	回帰式(木本植物)	回帰式(20%以下低出現頻度木本植物種数)	回帰式(常緑広葉樹種数)
Single	22	$Sw = 18.9 \log A + 45.6$ ($r^2 = 0.74^{**}$)	$Swl_{20} = 7.06 \log A + 8.36$ ($r^2 = 0.68^{**}$)	$Swbe = 7.11 \log A + 19.4$ ($r^2 = 0.67^{**}$)
2	231	$Sw = 22.1 \log A + 55.0$ ($r^2 = 0.77^{**}$)	$Swl_{20} = 11.1 \log A + 9.37$ ($r^2 = 0.71^{**}$)	$Swbe = 7.81 \log A + 23.1$ ($r^2 = 0.70^{**}$)
3	1540	$Sw = 23.2 \log A + 60.3$ ($r^2 = 0.74^{**}$)	$Swl_{20} = 14.5 \log A + 10.7$ ($r^2 = 0.71^{**}$)	$Swbe = 7.47 \log A + 24.9$ ($r^2 = 0.64^{**}$)
4	7315	$Sw = 23.5 \log A + 64.8$ ($r^2 = 0.70^{**}$)	$Swl_{20} = 16.7 \log A + 11.3$ ($r^2 = 0.71^{**}$)	$Swbe = 6.83 \log A + 26.7$ ($r^2 = 0.56^{**}$)
5	26334	$Sw = 23.4 \log A + 68.4$ ($r^2 = 0.68^{**}$)	$Swl_{20} = 18.2 \log A + 12.1$ ($r^2 = 0.70^{**}$)	$Swbe = 6.10 \log A + 28.4$ ($r^2 = 0.43^{**}$)

組み合わせ数	n	回帰式(落葉広葉樹種数)	回帰式(ツル性木本植物種数)	回帰式(マント群落構成木本植物種数)
Single	22	$Swbd = 9.77 \log A + 19.5$ ($r^2 = 0.66^{**}$)	$Swc = 1.54 \log A + 5.28$ ($r^2 = 0.14^*$)	$Swm = 5.22 \log A + 15.0$ ($r^2 = 0.50^{**}$)
2	231	$Swbd = 12.4 \log A + 23.0$ ($r^2 = 0.67^{**}$)	$Swc = 1.32 \log A + 7.08$ ($r^2 = 0.10^{**}$)	$Swm = 6.02 \log A + 18.1$ ($r^2 = 0.59^{**}$)
3	1540	$Swbd = 14.2 \log A + 24.9$ ($r^2 = 0.66^{**}$)	$Swc = 1.10 \log A + 8.46$ ($r^2 = 0.07^{**}$)	$Swm = 6.51 \log A + 19.3$ ($r^2 = 0.61^{**}$)
4	7315	$Swbd = 15.5 \log A + 26.0$ ($r^2 = 0.67^{**}$)	$Swc = 0.83 \log A + 9.46$ ($r^2 = 0.03^{**}$)	$Swm = 6.74 \log A + 20.5$ ($r^2 = 0.60^{**}$)
5	26334	$Swbd = 16.5 \log A + 26.7$ ($r^2 = 0.68^{**}$)	$Swc = 0.60 \log A + 10.6$ ($r^2 = 0.01^{**}$)	$Swm = 6.89 \log A + 21.5$ ($r^2 = 0.59^{**}$)

組み合わせ数	n	回帰式(逸出木本植物種数)	回帰式(シダ植物種数)	回帰式(20%以下低出現頻度シダ植物)
Single	22	$Se = 1.62 \log A + 4.27$ ($r^2 = 0.31^{**}$)	$Sf = 10.5 \log A + 15.2$ ($r^2 = 0.73^{**}$)	$Sfl_{20} = 5.32 \log A + 5.18$ ($r^2 = 0.74^{**}$)
2	231	$Se = 1.99 \log A + 5.36$ ($r^2 = 0.43^{**}$)	$Sf = 14.1 \log A + 15.7$ ($r^2 = 0.76^{**}$)	$Sfl_{20} = 8.61 \log A + 4.91$ ($r^2 = 0.78^{**}$)
3	1540	$Se = 1.93 \log A + 6.52$ ($r^2 = 0.39^{**}$)	$Sf = 15.7 \log A + 17.2$ ($r^2 = 0.73^{**}$)	$Sfl_{20} = 10.7 \log A + 5.58$ ($r^2 = 0.74^{**}$)
4	7315	$Se = 1.98 \log A + 6.97$ ($r^2 = 0.40^{**}$)	$Sf = 17.4 \log A + 16.5$ ($r^2 = 0.74^{**}$)	$Sfl_{20} = 13.1 \log A + 3.46$ ($r^2 = 0.76^{**}$)
5	26334	$Se = 2.08 \log A + 7.23$ ($r^2 = 0.41^{**}$)	$Sf = 18.2 \log A + 16.3$ ($r^2 = 0.73^{**}$)	$Sfl_{20} = 14.7 \log A + 2.85$ ($r^2 = 0.75^{**}$)

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$

GIS を用いてポリゴン化し、林床植物の生育可能地面積を求めた。よって、本研究で用いた面積 A は、実際の敷地面積や樹冠面積に比べると小さい値になっている。周囲長 (P) については、既往研究^{6), 8)} に基づいた。

（２）組み合わせ種数の計算

種数に関する計算は、単一の孤立林における種数と複数の孤立林を組み合わせた際の累積種数を比較する方法で行った。組み合わせの計算は Microsoft Excel のマクロ (Visual Basic) を用いて行い、対象とした孤立林の組み合わせ数を 2~5 個として、その際の累積種数、合計面積、合計周囲長をすべて計算した。孤立林 22 箇所を対象として組み合わせを検討したので、組み合わせパターンはパッチの組み合わせ数 (2~5 個) に応じてそれぞれ、231, 1540, 7315, 26334 通りとなった。また、種数の計算については、木本植物種数 (Sw)、シダ植物種数 (Sf) 以外にも、逸出木本植物種数 (Swc)、常緑広葉樹種数 ($Swbe$)、落葉広葉樹種数 ($Swbd$)、ツル性木本植物種数 (Swc)、マント群落構成木本植物種数 (Swm)、低出現頻度木本植物種数 (Swl_{20})、低出現頻度シダ植物種数 (Sfl_{20}) についても行った。逸出木本植物については、本研究の調査地において、明確に逸出種と考えられるハリエンジュ、トウネズミモチなどの外来種およびシュロ、シャリンバイ、クスノキ、アオモジなど、本来京都盆地に生育していなかったと考えられる植物の種数とした。 Sw 、 $Swbe$ 、 $Swbd$ 、 Swc 、 Swm の各種数については、逸出種は除いて計算した。なお、シダ植物については、いくつかの種を逸出種とした事例もあるが、判然としない場合が多いため、全出現種を対象に計算した。マント群落構成木本植物については、日本全国のマント群落を対象とした植物社会学的研究¹¹⁾ に掲載された総合常在度表を用いてあらかじめ区分した。木本植物のうち総合常在度表に出現種として掲載されたすべての種をマント群落構成木本植物と考え、フジ、ノブドウなどのツル性木本植物およびアカメガシワ、ヤマウルシ、ヌルデ、ヒメコウゾなどの先駆種などを中心とした種を選定した。また、低出現頻度種については、木本植物、シダ植物のそれぞれについて、出現頻度が 20% 以下 (4 回以下) の種とした。出現頻度 4 回以下の種としては、木本植物ではアキニレ、アオハダなどの種が挙げられており⁶⁾、シダ植物ではオオバノイノモトソウやヤマイヌワラビなど、山地林では普通に見られる種が大半であるが、カミガモシダなどの稀少種も含まれている⁷⁾。

4. 結果

（１）種数－面積関係の比較

組み合わせ数別に、種数を目的変数とし、面積の対数を説明変数とした回帰分析を行った結果を表－１に示した。すべてのカテゴリーで有意な決定係数がえられ、面積の増加とともに種数が増

図－２ 組み合わせ数 1, 2, 5 の種数－面積曲線の比較 (上) 木本植物; (下) シダ植物

図－３ 大面積パッチにおける種数と同程度の合計面積の複数小面積パッチにおける種数の比較

加することが示されたが、ツル性木本植物については、いずれの組み合わせ数においても決定係数は低かった。また、これらのうち、 Sw および Sf と面積 A との関係を組み合わせ数 1, 2, 5 個の場合について図－２に示した。また、すべての組み合わせケース間で回帰式が異なった (共分散分析および Tukey-Kramer の HSD 検定による多重比較で有意 $p < 0.001$)。また、図－２に示したように、組み合わせ数 1 の場合に比較して、組み合わせ数 2 以上の場合のほうが、図上で回帰式の位置は高くなり、面積あたりの種数は多かった。

（２）単一の大面積林と複数の小面積林の比較

孤立林 22 箇所のうち、単一の大面積林 (双ヶ岡 16.8ha および下鴨神社社の森 6.57ha, 以下 SL) と同程度の合計面積となる複数の小面積林 (以下 SS) との比較を Sw 、 Swl_{20} 、 Sf 、 Sfl_{20} について行った (図－３)。ここでは、SL の面積に対して、SS の合計面積が $\pm 10\%$ 誤差の範囲におさまる場合を同程度の合計面積と考え、組み合わせ数別に比較を行った。

これによれば、双ヶ岡の木本植物では、同程度の面積である場合、SL よりも SS のほうが、種数が多くなることが示された。下鴨神社については、組み合わせ数 2 および 3 の場合では、SL との差は有意ではなかったが、組み合わせ数 4 および 5 の場合は、

表－2 種数の残差と各環境因子との相関係数

	$\log(\Delta A)$	$\log(dfm_m)$	SI	$\log(\sigma Pr)$	σMld
ΔSw	-	-	0.40***	0.16*	-
ΔSwl_{20}	-	-0.22**	0.24**	-	0.13*
$\Delta Swbe$	-	0.26***	0.52***	0.26***	-0.20**
$\Delta Swbd$	-	-0.38***	-	-	0.30***
ΔSwc	-	-	0.38***	0.19**	-0.14*
ΔSwm	-	-0.28***	0.29***	0.13*	-
ΔSwe	-	0.34***	0.50***	0.29***	-
ΔSf	-	-	0.41***	0.22**	0.16*
ΔSfl_{20}	-	-0.17*	0.34***	0.17**	0.21**

*: $p < 0.05$ **: $p < 0.01$ ***: $p < 0.001$

SL よりも種数が多くなると考えられた。シダ植物種数については、双ヶ岡では SL に対し、SS のほうが種数が多かったのに対し、下鴨神社では SL と SS の間に有意差はえられなかった。また、20%以下低出現頻度種数についても、双ヶ岡と下鴨神社では、その傾向がやや異なっていたが、下鴨神社の木本植物以外は、SL よりも有意に SS の種数が多かった。

(3) 種の豊かさが高い孤立林の組み合わせ

組み合わせ数 2 の 231 パターンの種数について、表－1 で示した回帰式（種数-面積曲線）から求められる予測値と実測値との残差を求め、それぞれ ΔSw , ΔSwl_{20} , $\Delta Swbe$, $\Delta Swbd$, ΔSwc , ΔSwm , ΔSwe , ΔSf , ΔSfl_{20} と示した。また、種が豊かな組み合わせがどのような場合であるかを調べるために、この残差と各環境因子との単相関を検討した（表－2）。ここで検討した環境因子については、面積差（ ΔA ）、山地からの距離の平均値（ dfm_m ）、合計周囲長（ σPr ）、形状指数（ $SI = \sigma Pr / 2\sqrt{A\pi}$ ）、累計微地形単位数（ σmld ）であり、Excel マクロによる組み合わせ種数の計算と同時に求めたものである。

その結果、多くの残差で有意な相関がえられたが、特に種数と関連していたものが多かったのは、形状指数 SI であり、落葉広葉樹 $\Delta Swbd$ を除くすべての残差でやや強い相関～弱い相関（すべて正の相関）がえられた。 SI は値が 1 の場合に完全な円形となり、値がより大きくなるほど複雑な形状となるので、より複雑な形状になるような組み合わせほど種数が多くなったと言える。また、同様に $\log(\sigma Pr)$ も多くの残差との相関が有意であり、すべて正の相関であることから、周囲長の増加と種数の増加が関連していることが示唆された。山林からの距離（ dfm_m ）に関しては ΔSwl_{20} , $\Delta Swbd$, ΔSwm で弱い負の相関がえられたが、 $\Delta Swbe$ では弱い正の相関が見られるなど、やや複雑な結果であった。累計微地形単位数（ σMld ）についてもやや複雑な結果であったが、 $\Delta Swbd$ および ΔSfl_{20} との弱い正の相関がえられた。一方、2 孤立林間の面積差 $\log(\Delta A)$ については、いずれの残差においても、相関は有意でなかった。

5. 考察

(1) Single Large か Several Small か？

表－1、図－2 に示したように、組み合わせ数別の種数-面積曲線の比較から考えると、シダ植物・木本植物ともに、本研究の調査地では、同程度の面積であれば複数の小面積林を保全したほうがより多くの種数が確保できると考えられた。大面積林と同程度の面積の複数の小面積林を比較した場合には、結果はやや複雑であり、下鴨神社と双ヶ岡ではその傾向が異なっていた（図－3）が、少なくとも木本植物の種数については、SL よりも SS のほうが種数が多い傾向が見られた。植物を対象とした孤立ハビタットの研究のうち、SLOSS 問題について言及した事例では、SL よりも SS のほうが種数を多く確保できるという結果が多

く^{5), 12), 13)}、SL のほうがよいとした例は稀である¹⁾。よって、本研究の結果については妥当なものと言えるが、高度に都市化した箇所の孤立林の事例は少なく⁴⁾、都市部でもこのような傾向が示されたと言える。

単一の森林に対して、複数個に分断化された小面積林では、単位面積当たりの周囲長が増加することは以前からよく知られており、孤立化、小面積化の方向は形状の複雑化とも関係している¹⁴⁾。このような変化は単に形状のみの問題ではなく、孤立林内に及ぼすエッジ効果も相対的に増加させると考えられている¹⁾。エッジ効果とは、森林外部からの影響を受けて、森林核心部とは異なる現象が見られることであり、エッジ部分では、日射量、気温、風の強さなどの微環境が内部よりも変動する¹⁶⁾ ため、森林核心部とは生物相が異なる¹⁾。ふつう、森林のエッジに生育しやすい植物としては、ツル植物やマント群落構成種が考えられ、本研究では、これらの種数の残差（ ΔSwc , ΔSwm ）は、形状指数の増加（形状の複雑化）や周囲長の増加とともに大きくなる傾向が見られた（表－2）。しかし、この傾向は落葉広葉樹を除く他のカテゴリーについても見られ、必ずしもツル植物等に限られたものではないため、組み合わせ数や周囲長の増加とともにエッジ効果が増加したかどうかについては判然としなかった。本研究と同じ調査地域内の孤立林群において、木本植物の林縁種（本研究における Swc や Swm とは選定種が異なる）と面積、形状指数との関連を調べた事例では、小面積の孤立林では、形状に関わらず森林核心部が十分に確保できず、林内全体がエッジ環境となることが推察されている⁶⁾。この推察が正しいかどうかは、より多くの検討事例を重ねる必要があるが、いずれにせよ、多くの都市孤立林では、人の立ち入りなどの外部からの攪乱が大きく、核心部が十分に確保されていない可能性が高い。本研究において、形状の複雑化が、林縁種のみでなく種数全体とも関連しているということは、都市孤立林の生育種のほとんどが、エッジ環境にも生育可能な種であり、核心部にのみ生育可能な種の残存度が低いことを示しているのかもしれない。

しかし、SS が SL よりも、より高い種の豊かさを確保でき、かつ実質的に生育している種のほとんどがエッジ環境にも生育可能な種であるとしても、核心部にしか生育できない種や稀少種がわずかでも残存しているかどうかは、SLOSS 問題を考える上で大きな問題点となる。本研究では、稀少種の種数として、20%以下低出現頻度種数について検討し、SL と SS の比較を試みたが、稀少種保全のためには SL のほうが望ましいという結果はえられなかった（表－1、図－3）。森林核心部にのみ生育可能な種とは、どのような種が該当するのか判然としない面があるが、森林外部にめったに出現しないこと、陰樹林下で生育可能であること、分散力が低いことなどを、その特性として考えることができる。これらの特性をもつ種としては、木本植物ではシリブカガシやイチイガシなどが挙げられ⁶⁾、シダ植物では、分散力の上で不利になりやすいと考えられる二倍体有性生殖シダ⁹⁾ のカミガモシダなどが挙げられる^{7), 9)}。しかし、京都市の孤立林では、このような種は少なく、出現頻度も低いため、本研究のように、種数という面から考えた場合には、十分に結果に反映されていない可能性が高い。これらの種が生育する孤立林は、大面積の社寺林に限られていることから考えると^{6), 7)}、不連続な、より大きな樹林地確保を目指すことは重要な課題となるだろう。しかし、より大面積林の確保といっても、都市はほとんどが人間生活のための空間であり、現実上、都市内部に大面積林を新たに造成することは難しいことも事実である。京都市内孤立林 39 箇所の木本植物およびシダ植物の種数-面積曲線^{6), 8)} から、出現種数の 80%を確保するための単一の孤立林面積を算出すると、それぞれ 1510ha, 2437ha という値となり、きわめて大きな値となる。調査地域内の最大規

模の孤立林（京都御苑）であっても、庭園部分を除くと、その敷地面積は40ha程度であり、この算出値は新たに森林を造成する場合にも、保全の方向性としても、実現可能な値とは言えないだろう。

これらのことから考えると、SLOSS問題から見た保全の方向性としては、現状として残存している大面積パッチの保存と小面積パッチの造成、その適正配置が重要な課題となる。本研究で大面積林として取り上げた双ヶ岡や下鴨神社については、小面積化すべきではなく、地域生態系の要となる孤立林として重要である。

（2）小面積パッチの適正配置

表2の結果から考えれば、形状の複雑化や周囲長の増大とともに種数は増大する。低出現頻度木本植物、落葉広葉樹、マント群落構成種では、山林からの距離が近いほうが種数は多くなるが、常緑広葉樹では山林からの距離がむしろ遠いほうが種数は多くなる。常緑広葉樹で、山林からの距離が遠くなると、種数が増加する理由は、下鴨神社や蚕ノ社、船岡山（建勲神社）など、山林からかなり孤立した位置に比較的規模の大きい社寺林が残存しており、こうした社寺林に常緑広葉樹が多いことが理由であろう。他のカテゴリーでは、弱い負の相関が見られることから考えると、山林からの孤立距離が小さい組み合わせのほうがより効率的に種数を確保できると考えられる。また、落葉広葉樹および低出現頻度シダ植物では、微地形単位数が多いほうが種数は多くなる。シダ植物では、微地形の変化に対応して出現傾向が変化することが示されている⁷⁾が、内部のハビタットがより多様になるほうが種数は多くなると考えられる。一方、面積差と種数は関連がないため、どのような面積の組み合わせが適当なのかについてはわからなかった。

既往研究⁴⁾では、小面積パッチの役割として、1) 小面積林でも生育できる種の保存、2) より大面積のパッチをつなぐ飛び石の機能、3) 地域学習やレクリエーションの機能が挙げられている。これらの3つの役割のうち、1) については、本研究でえられた結果からわかるように、孤立度が低く、内部の微環境の多様度が高い複数の小パッチを造成することでより多くの種を確保できると考えられる。3) については、京都市内の孤立した場所に面積0.6haのビオトープ「いのちの森」が造成されており、実際にボランティアによってレクリエーション活動や自然観察会が行われている¹⁶⁾。「いのちの森」は孤立度が高いものの、造成された内部の微環境によってシダ植物の種数が多いことが調べられており¹⁶⁾、都市内部に自然復元のためのビオトープを造成する効果は大きいと考えられる。一方、これまで2) のように飛び石効果を得るために小面積パッチが造成された例は少ない。植物は飛び石やコリドーを造成したからといって、自由にその間を移動できるわけではないが、鳥類など移動力が高い他の生物群から考えた場合には、このような配置は有効であろう¹⁷⁾。

6. おわりに

以上のように都市孤立林における植物種多様性保全について、SLOSS問題の観点から論じた。京都市には比較的多くの社寺林が残存しているが、孤立度の高い都市内部では、十分な緑地が確保されているとは言えない。今後は、たとえ小面積緑地であっても、多様な内部ハビタットを有した緑地を複数設置すべきと考え

られる。その際、周囲長や孤立度などの景観因子に配慮することで、より高い種の豊かさを確保することができよう。一方、現実に大面積林にしか出現しない種が生育しているかぎりは、残存している大面積林をより小面積化すべきではない。今後は、個体群構造なども考慮した稀少種保全のための保全面積についても検討していく必要があるだろう。

謝辞

本研究を行うにあたり、社寺の管理者の皆様、京都市役所文化財保護課の皆様にご協力いただいた。ここに記して感謝の意を表す。なお、本研究の研究費の一部は、日本学術振興会科学研究費基盤研究（A2）「生態系ミティゲーションにおけるHEPの開発」によるものである。

引用文献

- 1) Forman, R. T. T. (1995): Land Mosaics: Cambridge University Press, Cambridge, 631pp.
- 2) 瀬戸口明久 (2000): 生態系生態学から保全生物学へ 一生態学と環境問題 1960-1990: 生物学史研究 65, 1-13
- 3) 樋口広芳 (1996): 保全生物学, 東京大学出版会, 東京, 253pp.
- 4) Godefroid, S. and Koedam, N. (2003): How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context?: Global Ecology & Biogeography 12, 287-298.
- 5) Virolainen, K. M., Suomi, T., Suhonen, J. and Kuitunen, M. (1998): Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness, rarity and taxonomic diversity: Journal of Applied Ecology 35, 700-707.
- 6) 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(4): 345-350
- 7) 村上健太郎・松井理恵・前中久行・森本幸裕 (2003): 京都市内孤立林におけるシダ植物の種組成と微地形との関係: ランドスケープ研究 66(5), 513-516
- 8) Murakami, K., Maenaka, H. and Morimoto, Y. (2005): Factors influencing species diversity of ferns and fern allies in fragmented forest patches in the Kyoto city area, Landscape and Urban Planning 70(3-4), 221-229.
- 9) 村上健太郎・前中久行・森本幸裕 (2003): 受精様式・生殖様式の違いが都市林の同型孢子シダ植物の分布に及ぼす影響: 日本緑化工学会誌 29(1), 15-20
- 10) 由井亜右子・夏原由博・村上健太郎・森本幸裕 (2001): 都市孤立林におけるアリの種数に影響する要因: 日本緑化工学会誌 27(1), 78-83
- 11) 村上雄秀 (1993): 日本のマント群落に関する植物社会学的研究: 平成5年広島大学博士論文
- 12) Zacharias, D. and Brandes, D. (1990): Species-area relationships and frequency - floristical data-analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany: Vegetatio 88: 21-29.
- 13) Oertli, B. Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. and Lachavanne, J. B. (2002): Does size matter? The relationship between pond area and diversity: Biological Conservation 104: 59-70.
- 14) 山本進一 (1987): 孤立林のダイナミクス: 生物科学 39(3): 121-127
- 15) Bierregaard, R. O., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Dos Santos, A. A. and Hutchings, R. W. (1992): The biological dynamics of tropical rainforest fragments. BioScience 42: 859-866.
- 16) 村上健太郎・松井理恵・森本幸裕・前中久行 (2004): 都市内復元型ビオトープ「いのちの森」のシダ植物の種多様性の評価: 日本緑化工学会誌 30(1), 139-144
- 17) Hashimoto, H., Dong, J., Imanishi, J. and Morimoto, Y., (2004): Extraction of stepping-stone corridors for birds in urban areas using remote sensing and GIS: Proceedings of the IUFRO International Workshop Landscape Ecology 2004, Japan.