橋本啓史¹・夏原由博²・森本幸裕³

¹ 京都大学大学院農学研究科 606–8502 京都市左京区北白川追分町
(hashi@kais.kyoto-u.ac.jp)

² 大阪府立大学大学院農学生命科学研究科 599–8531 堺市学園町 1–1
(natuhara@envi.osakafu-u.ac.jp)

³ 京都大学地球環境学大学院 606–8502 京都市左京区北白川追分町
(ymo@kais.kyoto-u.ac.jp)

The factors affecting land birds in urban parks of Osaka

Hiroshi Hashimoto¹, Yoshihiro Natuhara² and Yukihiro Morimoto³

¹ Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo-ku, Kyoto, 606–8502 Japan. ² Graduate School of Agriculture and Biological Sciences, Osaka Prefecture University, 1–1 Gakuen-cho, Sakai, Osaka, 599–8531, Japan. ³ Graduate School of Global Environmental Studies, Kyoto University, Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo-ku, Kyoto, 606–8502 Japan.

Abstract: Bird survey was conducted in 85 urban parks in the breeding season of 2000 in Osaka city, western Japan, to clarify the factors affecting bird species richness and bird community in urban small parks. Eleven species of land birds were observed. As the result of comparison of goodness of fit between a species–log area and a species–log tree area curve, the former fitted better. We made a multiple regression analysis to predict the number of species in the urban parks. Tree area of parks was a positive factor, whereas areas of streets, offices and commercial buildings were negative factors affecting species richness. But the obtained model fit less than that of an earlier study in Osaka Prefecture. The reason may be related to the small number of bird species in urban parks in the central area of Osaka city. Bird communities were classified using TWINSpan. We recognized three types of bird species groups, such as, “urban birds”, open habitat species and forest species. The result of a discriminant analysis showed that tree area positively affected bird communities in urban parks. Street coverage, and office and commercial building coverage had negative effects. Busy streets and tall buildings will interfere bird movement. We suggest the minimum area of tree stands required for creating adequate habitat for forest birds in an urban area may be about 5 ha.

Key Words: bird community, multivariate statistics, Osaka, species–area relationship, urban parks

はじめに

都市において野鳥などの多様な生物が生息することは、複雑な食物網が形成され、生態系のバランスが保たれることにつながる。また、野鳥の生息は都市住民の生活にうおいをあたえる。

都市緑地や孤立林の面積などと鳥類の種数や種組成との関係については、これまでも国内外で多くの報告がある(樋口ら 1982; Natuhara and Imai 1999; Fernández-Juricic and Jokimäki 2001)。大阪の都市緑地についても Natuhara and Imai (1999) や和田 (1999) の報告がある。しかし標準面積が 0.25ha の街区公園(児童公園)規模の都市緑地は、鳥類の生息地としてあまり重要視されてこなかったため、小規模な都市緑地の鳥類相を規定する要因については十分に明らかにされているとは言えない。しかし、新たな大緑地を創出することが困難な市街地において生物相を豊かにするには、街区公園や近隣公園(標準面 2.0ha)規模の緑地の整備が中心的な役割を果たすことになる。また、市街地全体を生態学的に健全な状態にするためには小規模緑地の活用が必要となる。

本研究では、大阪市街地の 0.1ha 程度の街区公園

か 135ha の大規模緑地までを含んだ都市緑地において鳥類相を調査し、小規模緑地を含んだ市街地の都市緑地の鳥類種数および種組成を決定する要因を分析した。都市緑地内に生息する鳥類の種数については、緑地面積との回帰分析およびステップワイズ重回帰分析による環境要因の探索をおこなった。種組成については、TWINSpan によって鳥類群集を分類したのち、判別分析によって環境要因から鳥類相を予測する式をもとめた。なお、貧弱な鳥類相の場所の評価には個体数は適当ではなく、種数や種組成をもちいることが望ましいことが、大迫 (1992) によって指摘されている。

分析対象は繁殖期の樹林性鳥類とした。一般的に日本の都市緑地では、繁殖期よりも越冬期の方が多様な野鳥が観察される。しかし、繁殖期の樹林性鳥類相は年変動が少なく、また鳥類が生息することで昆虫の発生数が抑えられるなど (Sanz 2001)、都市生態系の健全性の指標となっていると考えられる。なお、冬鳥や渡りの途中の種と明らかに判断できる種が記録された場合は、分析対象から除いた。

本研究をおこなうにあたり、大阪府環境農林水産

部緑整備室に空中写真閲覧の許可をいただいた。大阪府立大学大学院の前中久行教授および中村彰宏助手には本論をまとめる際に助言をいただいた。また、京都府立大学大学院生（当時）の長瀬興氏には自作の『細密数値情報土地利用』データ変換プログラムを提供いただいた。以上の皆様に感謝します。

調査地および方法

1. 調査地

研究対象地は、大阪府大阪市の淀川以南および堺市北部の85か所の都市緑地（公園・社寺）とした。緑地の敷地面積は0.1–135ha、平均 5.5 ± 17.67 haである。この地域はかつて淀川の氾濫原で低湿地となっていたため、一部の台地上には森林が存在したが、樹林のほとんどは植栽されたものである。現在、緑地周囲の土地利用は、オフィスビル街や低層密集住宅地、中高層住宅地などが主となっている。堺市内の中高層住宅団地は、比較的緑が多い住宅地となっている。

2. 現地調査

現地調査は、2000年4月29日から7月20日の間の晴天日の6時から13時の間に、各調査地につき2回ずつおこなった。鳥類の記録には、緑地内のほぼ全域を時速約2kmで歩きながら出現種を記録するラインセンサス法をもちいたが、観察距離が遠い個体も記録に含めた。また、上空通過個体や緑地外約50m以内の出現個体も、おもにその緑地を利用しているものとみなして記録に含めた。観察には10倍の双眼鏡を補助的にもちいた。

3. 環境要因

緑地内およびその周囲の樹冠投影図は、1994年撮影の空中写真（大阪府緑整備室所有）をイメージスキャナーで取り込み、画像処理ソフト ERDAS IMAGINE Ver. 8.3（ERDAS 社製）で簡易オルソ補正をしたのち、GISソフト ArcView 3.1（ESRI 社製）上でトレースして作成した。樹冠直径1m程度の街路樹や個人住宅内の樹木も読み取った。樹冠投影図からは、緑地内樹冠面積（G）（ m^2 ）を計測した。また、緑地周囲の樹木量として、緑地の敷地境界から100mおよび200mのバッファを発生させ、バッファ内の樹木率%（ G_{100} 、 G_{200} ）を算出した。緑地（公園・社寺）の敷地面積（A）（ m^2 ）や周囲長（P）（m）も同様に空中写真をもとに計測した。緑地の形状の指標として、面積と周囲長から算出される形状指数 $K=P/2\sqrt{A\pi}$

（ $A\pi$ ）をもちいた。正規化をするため、面積と周囲長は常用対数変換、樹木率は平方根変換したのち逆正弦変換をおこなった値をもちいた。なお、緑地の敷地面積と周囲長は、緑地内樹冠面積との間で高い相関をもったため、本研究では樹林性の鳥類を分析対象としていることから、重回帰分析と判別分析には緑地内樹冠面積のみを変数とし、緑地の敷地面積と周囲長は変数としてもちいかなかった。

緑地周囲の土地利用については、国土地理院発行の『近畿圏版細密数値情報 10m メッシュ土地利用（1996）』をGISに取り込み、凡例を統廃合して利用した。緑地の敷地境界から100mおよび200mのバッファを発生させ、バッファ内の土地利用タイプごとの面積割合（%）を読み取り、平方根変換したのち逆正弦変換をおこなった値をもちいた。分析には、調査対象地周辺に少ない土地利用タイプや多様な土地被覆を含む凡例（例えば公共用地）を除き、低層住宅地率（LR）、中高層住宅地率（TR）、商業・業務用地率（CO）、道路用地率（RO）をもちいた。一般低層住宅地と密集低層住宅地は、庭の有無などに違いがあると考えられるが、庭木などは樹冠投影図から読み取っているため、凡例を統合した。低層住宅地と中高層住宅地は、野鳥が移動する際の見通しや飛行高度に対する影響が異なると考えられるため、統合しなかった。商業・業務用地には、店舗のほかにもオフィスビルなども含まれている。道路用地には、阪神高速道路などの高架上の道路も含まれている。

樹林性鳥類の供給源と考えられる山地の連続した森林からの距離（D）を、本調査地の東に位置する生駒山地の連続した森林からの距離として、GISソフト上で細密数値情報土地利用図から0.1km単位で計測した。また、樹冠面積10ha以上の大規模緑地（3か所；1か所は調査対象外の緑地）からの距離（ D_{10} ）も0.1km単位で計測した。なお大規模緑地自身の D_{10} は0kmとした。

緑地の開設からの経過年数（Y）は、文献（大阪府土木部公園課 2001）から読み取り、10年単位で0–9年までを10、90年以上を100とした。

4. 分析方法

(1) 種数

まず、樹林性鳥類の種数と緑地の敷地面積および緑地内樹冠面積との回帰式をもとめた。面積は常用対数変換をおこなっているため Gleason（1922）の片対数モデルと同じ形の式である。ただし、面積の

空中写真をもとに計測した。緑地の形状の指標とし計測単位は平方メートルであるため、多くの研究で示されているヘクタール単位の面積をもちいた回帰式との係数の大小の比較には注意が必要である。

次に、ステップワイズ重回帰分析によって、種数を決定する環境要因を明らかにした。重回帰式は、線形重回帰モデル（ただし樹冠面積は常用対数）、指数関数モデル、ロジスティック回帰モデルの3種類を、それぞれ最小二乗法をもちいて作成し、自由度調整済み決定係数が最大となるモデルを最もあてはまりのよいモデルとして採用した。指数関数モデル、ロジスティック回帰モデルは、式をそれぞれ式2、式3のように変形してもとめた。

$$S=b_0+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n$$

（式1；直線回帰モデル）

$$\ln S=b_0+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n$$

（式2；指数関数モデル）

$$\ln[S/(k-S)]=b_0+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n$$

（式3；ロジスティック回帰モデル）

（S；その調査地における分析対象種数、k；分析対象全調査地内の分析対象種数）

独立変数は前節で用意した環境要因をもちいたが、互いに相関の高い変数が同じ式に入らないよう、以下の手順によって重回帰分析でもちいる変数を採用した。まず種数との間の相関係数の絶対値が高いものから順に変数として採用する。ついで、採用された変数間で相関係数の絶対値が0.5以上ある採用順位が低い変数は除外する。この手順を繰り返し、全ての変数について採用の可否を検討した。重回帰式の説明変数の選択は $F_{in}=2.0$ 、 $F_{out}=1.9$ とする前進ステップワイズ法でおこなった。樋口ら（1982）は、面積1.0ha未満の森林では種数と面積の関係が不明瞭になることを明らかにしている。そこで重回帰モデルは、全調査地を分析対象としたモデルに加え、1.0ha未満の樹冠面積の緑地（ $n=61$ ）を対象としたモデル、および1.0ha以上の樹冠面積の緑地（ $n=24$ ）を対象としたモデルをそれぞれ同様の手順で作成し、3種類ずつ、計9個の回帰式を作成した。

（2）種組成

2回の調査におけるそれぞれの種の出現頻度（0, 1 または 2）をもとに、TWINSPAN（Hill, 1979）によって第3分割までおこない、調査地点を4グループに分類した。ついで多群の判別分析によって、鳥類相を決定する環境要因を探った。独立変数は、種数の重回帰式（3種）で選択された環境要因のうち、

全調査地を対象とした式、樹冠面積1ha未満の緑地を対象とした式、樹冠面積1ha以上の緑地を対象とした式、の優先順位で、相関係数の絶対値が0.5以上の他の変数を除いた変数をもちいた。説明変数の選択は $F_{in}=2.0$ 、 $F_{out}=1.9$ とするステップワイズ法でおこなった。選択された環境要因について、それぞれのグループ内の値を比較した。

結 果

1. 出現種数

（1）種数と面積の関係

全調査地（ $n=85$ ）における全出現種数は31種（平均 6.1 ± 3.26 種）、分析対象となる樹林性鳥類種数は11種（平均 5.3 ± 2.03 種）であった（表1）。また、樹冠面積1ha未満の緑地における分析対象種数は9種であった。なお、樋口ら（1982）はドバト *Columba livia* を樹木に依存しない種として扱っているが、本種は樹木にも止まり、また樹上ではないが他種との餌の競合関係から種組成に影響をあたえていると考えられるため、分析対象種に含めた。

種数と面積の関係は、図2のようになり、以下の2式が得られた。

$$S=2.319 \log A - 4.372 \quad (R^2=0.542, P<0.001) \quad \text{（式4）}$$

$$S=2.165 \log G - 2.707 \quad (R^2=0.471, P<0.001) \quad \text{（式5）}$$

どちらも有意な式となったが、決定係数は種数と緑地の敷地面積との間の回帰式の方が高かった。緑地内樹冠面積と種数との関係をしめす散布図（図1b）を見ると、種数は樹冠面積5ha程度において10種に達し、頭打ちとなっていた。また、樹冠面積が小さい緑地ほど、種数と面積の関係が不明瞭になる傾向があった。

（2）種数に関する重回帰分析結果

ステップワイズ重回帰分析の結果、表2にしめす式が得られた。検討した変数は、全調査地を対象とした式では、緑地内樹冠面積、100mバッファ内商業地率、200mバッファ内道路用地率、形状指数、10ha以上の樹林からの距離、100mバッファ内の中高層住宅地率、100mバッファ内の低層住宅地率であった。樹冠面積1ha未満の緑地を対象とした式では、100mバッファ内の樹木率、200mバッファ内の商業地率、緑地内樹冠面積、100mバッファ内の道路用地率、100mバッファ内の中高層住宅地率、200mバッファ内の樹木率、形状指数、開設後経過年数、10ha以上の樹林からの距離、100mバッファ内の低層住宅地率であった。樹冠面積1ha以上の緑地を対象とした式

大阪市街地の都市緑地の樹林を利用する鳥類を決定する要因

表1. 各緑地において記録された鳥類の種類とその頻度.

[illegible]

調査地名

1 本庄南公園	11 阪南中公園	21 中津中央公園	31 鷺洲公園	41 野崎公園	51 中大江公園	61 中津公園	71 四天王寺	81 天王寺公園
2 阪南北公園	12 阿倍王子神社	22 空清町公園	32 城南公園	42 今川町緑道	52 寺田町公園	62 蒲江公園	72 真田山公園	82 住之江公園
3 安倍清明神社	13 石ヶ辻公園	23 農人町公園	33 玉造公園	43 新梅田シティ	53 山阪神社	63 新金岡公園	73 長池公園	83 金岡公園
4 清明丘公園	14 中津南公園	24 苗代田公園	34 愛染公園	44 南大江公園	54 清明丘中央公園	64 三光神社	74 難波宮跡公園	84 長居公園
5 玉川南公園	15 中津東公園	25 玉造稲荷神社	35 滝川公園	45 豊崎東公園	55 金岡東公園	65 柴谷公園	75 中之島公園	85 大阪城公園
6 豊崎南公園	16 酒君塚公園	26 鷺洲上公園	36 豊崎西公園	46 与力町公園	56 本庄公園	66 下福島公園	76 扇町公園	
7 ABC公園	17 杉本町公園	27 廣合公園	37 北大江公園	47 我孫子公園	57 高津公園	67 浅香山公園	77 桃ヶ池公園	
8 文の里公園	18 国分公園	28 駒川公園	38 清水谷児童公園	48 五條公園	58 船堂公園	68 白鷺公園	78 住吉公園	
9 大淀南公園	19 東平公園	29 大淀中公園	39 越中公園	49 うるし堤公園	59 光竜寺公園	69 生玉公園	79 住吉大社	
10 稲生公園	20 小橋公園	30 銅座公園	40 上越公園	50 今川公園	60 沢之町公園	70 万代池公園	80 堺市・白鷺公園	

図1. 樹林性鳥類の種数と面積の関係.

- a) 種数(s), 一緑地面積(A)
b) 種数(s), 一緑地内樹冠面積(G).

では, 100m バッファ内の樹木率, 200m バッファ内の道路用地率, 10ha 以上の樹林からの距離, 100m バッファ内の商業地率, 200m バッファ内の低層住宅地率, 200m バッファ内樹木率, 開設後経過年数, 形状指数であった. 自由度調整済み決定係数の比較により, 全調査地を対象とした式では線形回帰式が, 樹冠面積 1ha 未満の調査地を対象とした式と樹冠面積 1ha 以上の調査地を対象とした式ではロジスティック回帰式が, それぞれ採用された.

選択された環境要因 (括弧内に係数の正負をしめす) は, 全調査地を対象にした式では, 緑地内樹冠面積(+), 200m バッファ内の道路用地率(-), 100m バッファ内の商業地率(-), 10ha 以上の樹林地からの距離(+であった. 樹冠面積 1ha 未満の調査地を対象にした式では, 緑地内樹冠面積(+), 200m バッファ内

グループ		A	B	C	D
種名	地点数	7	20	35	23
メジロ シジュウカラ コゲラ カワラヒワ	100	25	6	4	
	100	10	11	0	
	43	5	0	0	
	71	65	23	4	
ムクドリ ハシボソガラス	100	90	46	57	
	100	90	4	61	
ヒヨドリ ドバト スズメ キジバト	100	100	63	96	
	86	100	94	83	
	100	100	100	100	
	100	90	49	83	
ハシボトガラス	14	0	0	0	
平均種数		8.71	6.93	3.97	4.83

メジロ
シジュウカラ
ムクドリ、ハシボソガラス、
カワラヒワ、キジバト、ヒヨドリ

ヒヨドリ
ハシボソガラス

図2. TWINSpan による都市緑地の分類結果と各種の出現率(%). 分岐図の脇の種名は分割の際の指標種をしめす.

の商業地率(-), 100m バッファ内の低層住宅地率(-), 100m バッファ内の道路用地率(-), 10ha 以上の樹林からの距離(+)であった. 樹冠面積 1ha 以上を対象とした式では, 100m バッファ内の樹木率(-), 200m バッファ内の道路用地率(-), 200m バッファ内の低層住宅地率(+であった.

2. 種組成

(1) TWINSpan による群集分類結果

1 地点のみに出現したハシボトガラス *Corvus macrorhynchos* を除いた 10 種の出現頻度をもとに, TWINSpan によって調査地点を 4 グループ (A, B, C, D) に分割した (図 2). 平均種数は A, B, D,

表2. 得られた重回帰式の説明変数とその係数.

説明変数	全調査地			樹冠面積1ha未満			樹冠面積1ha以上		
	S	ln S	ln [S / (k - S)]	S	ln S	ln [S / (k - S)]	S	ln S	ln [S / (k - S)]
定数項	1.424	0.924	-1.656	4.657	1.444	0.128	14.314	3.036	3.663
G	2.189	0.435	0.895	1.754	0.419	0.891	—	—	—
G ₁₀₀	—	—	—	—	—	—	-76.278	-10.893	-33.072
G ₂₀₀	—	—	—	—	—	—	—	—	—
K	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Y	—	—	—	—	—	—	—	—	—
D ₁₀	0.277	0.057	0.106	0.289	0.062	0.137	—	—	—
RO ₁₀₀	—	—	—	-5.577	-1.567	-2.856	—	—	—
RO ₂₀₀	-6.139	-1.409	-2.530	—	—	—	-6.568	-1.058	-2.632
CO ₁₀₀	-2.966	-0.599	-1.189	—	—	—	—	—	—
CO ₂₀₀	—	—	—	-5.642	-1.081	-2.887	—	—	—
TR ₁₀₀	—	—	—	—	—	—	—	—	—
TR ₂₀₀	—	—	—	—	—	—	—	—	—
LR ₁₀₀	—	—	—	-2.101	-0.388	-1.058	—	—	—
LR ₂₀₀	—	—	—	—	—	—	1.449	0.213	0.598
adjusted R ²	0.6016	0.4985	0.5980	0.4062	0.3303	0.4084	0.6401	0.6226	0.6420

* S: 線形重回帰モデル, ln S: 指数関数モデル, ln [S / (k - S)]: ロジスティック回帰モデル

** G: 緑地内樹冠面積, G₁₀₀: 100m バッファ内樹木率, G₂₀₀: 200m バッファ内樹木率, K: 形状指数, Y: 開設後経過年数, D₁₀: 10ha 以上の樹林からの距離, RO₁₀₀: 100m バッファ内道路用地率, RO₂₀₀: 200m バッファ内道路用地率, CO₁₀₀: 100m バッファ内商業地率, CO₂₀₀: 200m バッファ内商業地率,

TR₁₀₀: 100m バッファ内中高層住宅地率, TR₂₀₀: 200m バッファ内中高層住宅地率, LR₁₀₀: 100m バッファ内低層住宅地率,

LR₂₀₀: 200m バッファ内低層住宅地率, adjusted R²: 自由度調整済み決定係数

*** —: 検討対象から除かれた変数

表 3. 鳥類相によって分類された都市緑地グループの判別関数.

説明変数	p 値	各グループの判別関数における説明変数の係数			
		A	B	C	D
緑地内樹冠面積	< 0.001	18.8125	15.5621	12.2018	12.9924
200mバッファ内道路用地率	0.011	51.5249	50.0000	61.9683	64.5550
100mバッファ内商業地率	0.082	6.8354	11.5701	17.5391	15.5914
定数項		-59.2255	-45.8753	-42.4690	-45.7686

Wilks の $\Lambda = 0.428$, F 値 = 8.918, 自由度 (9, 192), $P < 0.001$

C の順に多かった。ヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis*, ドバト, スズメ *Passer montanus*, キジバト *Streptopelia orientalis* は全てのグループに共通して高頻度で出現した。ムクドリ *Sturnus cineraceus*, ハシボソガラス *Corvus corone* は A グループと B グループにおいて高頻度で出現した。メジロ *Zosterops japonicus*, シジュウカラ *Parus major*, コゲラ *Dendrocopos kizuki*, カワラヒワ *Carduelis sinica* は A グループにおいて高頻度で出現した。D グループは C グループよりも, ハシボソガラスとヒヨドリの出現頻度が高い傾向があった。

(2) 判別分析結果

判別分析で検討した変数は, 緑地内樹冠面積, 200m バッファ内の道路用地率, 100m バッファ内の商業地率, 10ha 以上の樹林からの距離, 100m バッファ内の低層住宅地率であった。ステップワイズ判別分析の結果, 表 3 にしめす判別関数 ($P < 0.001$) が得られた。選択された環境要因は, 緑地内樹冠面積,

表 4. 得られた判別関数の正判別率.

グループ	n	予測されたグループ				正判別率 (%)
		A	B	C	D	
A	7	5	2	0	0	71
B	20	5	12	2	1	60
C	35	0	3	21	11	60
D	23	0	3	12	8	35

200m バッファ内道路用地率であり, 判別関数のあてはまりのよさの指標である Wilks の Λ は 0.428 であった。また, 観測値の判別結果を表 4 にしめた。D グループの正判別率が 35% と低い。緑地内樹冠面積-200m バッファ内道路用地率の散布図 (図 3 a) および緑地内樹冠面積-100m バッファ内商業地率の散布図 (図 3 b) をしめた。グループ A, B, D, C の順で緑地内樹冠面積が大きい傾向にあったが, C と D グループは似たような値をしめた。C と D グループは 200m バッファ内の道路用地率, および 100m バッファ内の商業地率も似た値をしめた。

図 3. 判別分析において選択された環境要因の値の分布. a) - 緑地内樹冠面積(G), - 200m バッファ内道路用地率(RO_{200}) b) - 緑地内樹冠面積(G), - 100m バッファ内商業地率(CO_{100}). 道路用地率および商業地率は逆正弦変換後の値.

考 察

1. 都市緑地の鳥類種数を決定する要因

樹林性鳥類の種数と面積の相関は、樹冠面積よりも、緑地の敷地面積と種数との間で高かった。この原因としては、樹林性鳥類として分析対象とした種に、主に開けた環境で採餌する種が含まれていたことが考えられた。同じ近畿地方の京都の都市孤立林においても森林内部種と言えるような鳥類はおらず (Kurosawa and Askins 1999)、今回の分析対象種は疎林性あるいは草地環境にも影響を受ける種であった。例えば、ドバトやスズメは樹木が皆無の場所においても生息・繁殖することが可能である。キジバトやハシボソガラスは樹木に営巣するが、採餌環境は主に開けた環境である。ムクドリは都市では建物の隙間に営巣し、樹上の果実の少ない繁殖期の餌は林床や開けた地面の昆虫が主である。したがって、樹木がまばらでも敷地面積の広い緑地で、これらの種が出現したため、緑地の敷地面積と種数との間の相関が高くなったと考えられた。

重回帰分析の結果、全調査地、樹冠面積 1 ha 未満の緑地、樹冠面積 1 ha 以上の緑地のいずれにおいても有意な式 ($P < 0.001$) が得られたが、自由度調整済み決定係数は 0.4 から 0.64 であり、大阪郊外のやや大きい緑地も対象に含めた Natuhara and Imai (1999) の研究で得られた式のそれが 0.9 以上であったのと比較すると、あてはまりはあまりよくなかった。この原因として、大阪市街地の繁殖期の樹林性鳥類相が 11 種と非常に貧弱なため、緑地間の種数の差が少なく、環境要因以外の偶然による 1, 2 種の欠如が重回帰式のあてはまりに大きな影響を与えたことが考えられた。

全調査地を対象とした式と樹冠面積 1 ha 未満の緑地を対象とした式において、それぞれ正の要因として緑地内樹冠面積が最も大きな要因として選択された。樹冠面積 1 ha 以上の緑地についての分析において、緑地内樹冠面積が説明変数として選択されなかった理由は、100m バッファ内の樹木率が最も大きな負の要因となっており、これと緑地内樹冠面積の間の相関係数が -0.5 以下であったため、緑地内樹冠面積は変数として分析にもちいなかったためである。100m バッファ内の樹木率は、全調査地においても緑地内樹冠面積と負の相関 ($R = -0.67$) があり、種数に対しても負の相関 ($R = -0.68$) があったことから、樹冠面積 1 ha 以上の緑地を対象とした式で変数として選択された。周囲の樹木率が低い緑地において種数が高かった理由として鳥類が緑地外に採餌に行く

頻度が低かったことが考えられ、周囲の樹木率が高いところでは緑地外に行く頻度の高い種を 2 回の調査では記録できなかった可能性が考えられた。しかし、1 ha 以上の緑地における 100m バッファ内の樹木率と緑地内樹冠面積との間で強い負の相関 ($R = -0.80$) があったことが示すように、単に大きな緑地周辺の樹木率が低かったためとも考えられる。1 ha 以上の緑地における 100m バッファ内の樹木率と種数の相関係数は -0.67、1 ha 以上の緑地における緑地内樹冠面積と種数の相関係数は 0.65 であり、僅かな差で重回帰分析の際に検討する変数に周囲の樹木率を選ばれただけと考えられた。なお、200m バッファ内の樹木率は、種数との間で弱い正の相関 ($R = 0.34$) があった。Natuhara and Imai (1999) が得た重回帰式では、その緑地を含む 5km 四方のメッシュ内の樹木率が正の係数の説明変数として選択されている。おそらく個々の種によってその距離は異なるが、緑地からどれくらいの範囲の樹木が野鳥の生息に影響を与えるかを明らかにすることは、今度の課題の一つだろう。いくつかの種では生態観察によって行動圏が報告されている。たとえば繁殖期のスズメの行動半径は 200m (佐野 1988) あるいは都会では巣から 500m も離れた餌場に通う (唐沢 1989)。定着個体のヒヨドリの冬季の行動半径は 270m から 453m になる (Fukui 1995)。繁殖期のカワラヒワは、採餌のために巣から 300m 程度の場所まで出かけていくことがある (羽田・中村 1970)。キジバトは巣から 700m 以上離れた場所まで採餌に行く (羽田・野沢 1969)。しかし、森林のシジュウカラの行動圏は約 3ha とされるが (中村 1975)、樹木のまばらな都市におけるシジュウカラの行動圏は最大約 10ha にもなる (小河原 1996) などと報告されているように、環境によって行動範囲は大きく異なることがあり、都市における行動範囲を知る必要がある。しかし全ての種について環境別の行動圏を個体追跡によって明らかにすることは非常に大変なことであるため、いくつかの種について橋本・夏原 (2002) のように統計的に生息環境適合度モデルを作成する際に複数の距離の環境要因を検討することが有効であると考えられる。

10ha 以上の樹林からの距離が、全調査地を対象とした式と樹冠面積 1 ha 未満の緑地を対象とした式において正の要因として選択された。正の要因ということは、すなわち大緑地に近いほど種数が少ないということ意味している。オランダの孤立林における鳥類相を調べた Opdam ら (1984) は、種数の重回帰分析をおこなった結果、孤立林面積のほか、周囲 3km

以内の森林面積や連続した森林からの距離に有意な影響が見られたと報告している。スペインにおいては、古い都市公園の鳥類相は大規模緑地からの距離の影響はないが、新しい公園の鳥類は大規模緑地から供給を受けているのではないかという報告もある (Fernández-Juricic 2000b)。しかし、今回の結果は逆であった。この理由は、樹冠面積 1ha 以上の緑地を対象とした式では選択されていないことから、都市計画上の理由で大緑地の近くには小さい緑地しかないためではない。種の供給源となる大緑地の基準が、樹冠面積 10ha 以上で適当であるか、または今回分析対象とした種に大緑地から供給されるような樹林性の強い種がほとんど含まれていなかったためか再検討する必要があるだろう。樹林性のシジュウカラ、メジロの分布を見てみると、両種が出現した最小樹冠面積の緑地は表 1 で 55 番の金岡東公園の 0.48ha であり、大規模緑地からの距離は約 300m と非常に近かった。しかしこれよりも樹冠面積の小さい緑地でも、このうちの片方の種だけは出現していた緑地がいくつもあり、10ha 以上の樹冠面積の大規模緑地との距離には依存していないように見える。シジュウカラの場合、大規模緑地でなくても生息地が複数近くにあると、樹冠面積が小さくてもシジュウカラが生息していることがあった (橋本・夏原 2002)。

欧米の都市緑地における鳥類種数についての研究例を整理した Clergeau ら (2001) は、緑地内の鳥類の種数は隣接する景観の影響を受けることは少ないと結論しているが、今回の例では、周囲の道路用地率と商業地率が、緑地内の樹林性鳥類の種数に負の影響をおよぼしていることが明らかになった。Clergeau ら (2001) の例では、面積が 4ha から 10ha の緑地を対象としているが、本研究のように 1ha 未満の小規模な緑地も含めた場合は、1 つの緑地で 1 個体の生活が完結しないため、周囲の土地利用も影響するだろう。街路樹のある道路は野鳥の移動経路となることもあるが、野鳥は交通量の多い道路をあまり利用しない (Fernández-Juricic 2000a)。大阪の市街地の大通りは交通量が多く、また高架式の自動車専用道路も道路用地率に算入されている。したがって道路は、野鳥にとって都市緑地を周囲から分断する要素と考えられる。一方の商業地率が負の要因となった理由は、高層建築物の多さや人や自動車の通行量の多さと関係があると考えられた。Clergeau ら (2001) は、市街化が都市緑地内の鳥類種数と負の相関があることを報告している。200m バッファ内

の商業地率の高さは市街地化の進んだ地区であることを意味していると考えられるので、今回の結果は、市街地の中心部ほど野鳥の種数が少なくなることをしめしていると考えられた。

周囲の低層住宅地率が、樹冠面積 1ha 未満の緑を対象とした式では負の要因として、樹冠面積 1ha 以上の緑地を対象とした式では正の要因として選択され、両者の間で逆の結果となった。また、樹冠面積 1ha 未満の緑地を対象とした式では 100m バッファ内、樹冠面積 1ha 以上の緑地を対象とした式では 200m バッファ内の変数が選択された。フィンランドでは、緑地の周囲がアパート街よりも個別住宅地であるほうが野鳥の種数が多かったと報告されている (Clergeau *et al.* 2001)。小規模緑地では、その場所をおもな生息場所とする個体も緑地外の資源も利用していると考えられるが、広い庭のあることが稀な大阪市街地の低層住宅地は、野鳥の生息にとって好ましいものではないようだ。一方、樹冠面積 1ha 以上の緑地を対象とした式において、200m バッファ内の低層住宅地率が正の要因となった理由としては、低層住宅地が多い地域が市街地の中心から離れた郊外であることと関係していることが考えられた。

2. 都市緑地の樹林性鳥類の種組成とそれを決定する要因

TWINSPAN による群集分類の結果、3 タイプの出現傾向の異なる鳥類グループがあったことが明らかになった。どの都市緑地にも出現する鳥類グループは、都市鳥と呼ばれているような、都会の生活に適応した種からなっていた。もうひとつのグループは、開放的な環境を好むムクドリやハシボソガラスからなっていた。そして残りひとつのグループは、シジュウカラやコゲラなどの森林性鳥類からなっていた。種組成のパターンは、多くの種が記録された緑地ではそれ以下の種数の緑地に出現した種のほぼ全てを含むという入れ子型の構造 (夏原 2000) をしていた。

判別分析の結果、種数の重回帰分析の結果と同様、緑地内樹冠面積の増加が鳥類相を豊かにする要因、周辺の道路用地率と商業地率が鳥類相を貧弱にする要因となっていた。したがって、都市緑地の樹林性鳥類相を豊かにする方策としては、樹木量を増加させるほか、道路や商業地区・オフィスビル群によって阻害されている都市緑地への鳥類の自由な出入りを可能にするため、街路樹緑化やビルの公開空地の緑化を推進することも有効であると考えられる。

森林性鳥類が高頻度で出現した A グループの緑地

は、大阪市街地において野鳥にとって良好な緑地といえ、緑地内樹冠面積が大きく、周囲に商業地が少ない緑地であった（図3b）。このような森林性鳥類の生息地を新たに市街地内に創出するには、5ha前後の樹林面積が目安といえる。しかし、同じ近畿地方の京都市街地の社寺林では、樹冠面積が5haあれば、繁殖期にエナガ *Aegithalos caudatus*、ヤマガラ *Parus varius*、イカル *Eophona personata*、ウグイス *Cettia diphone* といった森林性鳥類も高頻度で生息している（橋本 未発表）。したがって、大阪市街地の鳥類相はかなり貧弱であるといえる。公園では下層植生が貧弱であることから、大阪市街地では、やぶを住处とするウグイスが全く繁殖していない。また、大阪の公園では近年、樹林内に野宿者のテントが数多く見られ、森林の内部をおもな生活場所としている鳥類にとっては棲みにくい状況にある。

3. 今後の課題

鳥類相は、環境の変化だけでなく、鳥類の側の人工環境への適応などによっても変化する。ヒヨドリやキジバトはかつて山の鳥であったが、大阪では1970年代に都会に進出した（高田 1991）。またシジュウカラ、メジロ、カワラヒワ、ハシブトガラスも大阪では1980年以降に繁殖を始めた種である（和田 1999）。コゲラも近年になって都市域に進出してきた種である。夏原（2000）は約10年前の大阪ではコゲラは10ha以下の孤立林では生息していなかったと報告しているが、今回の調査ではコゲラは4地点で記録され、その内の2地点は10ha未満の都市緑地であった。コゲラは今後、さらに小さな緑地でも生息するようになる可能性がある。また、2002年繁殖期にはヤマガラが大阪城公園で記録されるなど（和田 岳氏 私信）、大阪の鳥類相も少しずつ変化している。和田（1999）も指摘しているように、ひょっとすると現時点ではそれぞれの緑地における種数の環境収容力が飽和しておらず、移入率と絶滅率が平衡に達していない可能性もある。同じ地域における数年おきの鳥類相調査は、都市環境の変化と鳥類の習性の変化を知る上で、興味深い情報の収集になると考えられる。

引用文献

- Clergeau, P., Jokimäki, J. and Savard, J. L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38: 1122–1134.
- Fernández-Juricic, E. 2000a. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14: 513–521.
- Fernández-Juricic, E. 2000b. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid :The role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15: 373–383.
- Fernández-Juricic, E. and Jokimäki, J. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023–2043.
- Fukui, A. W. 1995. The role of the Brown-eared bulbul *Hypsypetes amaurotis* as a seed dispersal agent. *Researches on Population Ecology* 37: 211–218.
- Gleason, H. A. 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158–162.
- 羽田健三・中村浩志. 1970. カワラヒワの生活史に関する研究. *鳥* 20: 41–59.
- 羽田健三・野沢進之輔. 1969. キジバトの生活史に関する研究. *山階鳥類研究所報告* 5: 72–84.
- 橋本啓史・夏原由博. 2002. ロジスティック回帰をもちいた都市におけるシジュウカラの生息環境適合度モデル. *ランドスケープ研究* 65: 539–542.
- 樋口広芳・塚本洋三・花輪伸一・武田宗也. 1982. 森林面積と鳥の種数との関係. *Strix* 1: 70–78.
- Hill, M.O. 1979. TWINSPLAN, a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. 30pp. Cornell University, Ithaca.
- 唐沢孝一. 1989. スズメのお宿は街のなか：都市鳥の適応戦略. 260pp. 中央公論社, 東京.
- Kurosawa, R. and Askins, R.A. 1999. Difference in bird communities on the forest edge and in the forest interior: are there forest-interior specialists in Japan? *Journal of Yamashina Institute for Ornithology* 31: 63–79.
- 中村登流. 1975. 日本におけるカラ類群集構造の研究 III.: カラ類の行動圏分布構造の比較. *山階鳥類研究所報告* 7: 603–636.
- 夏原由博. 2000. 都市における自然景観創造. *ランドスケープ研究* 64: 135–137.
- Natuhara, Y. and Imai, C. 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan. *Biodiversity and Conservation* 8: 239–253.

- 小河原孝生. 1996. 都市の森：生きものの生息環境づくり. 緑の読本 38: 557-563.
- 大迫義人. 1992. 北海道東部地方斜里の防潮保安林における早春期の鳥類相とラインセンサス法の問題点. *Strix* 11: 299-305.
- Opdam, P., van Dorp, D. and Ter Braak, C. F. J. 1984. The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of Biogeography* 11: 473-378.
- 大阪府土木部公園課. 2001. 大阪府都市公園一覧表. 299pp. 大阪府土木部公園課, 大阪.
- 佐野昌男. 1988. スズメ：人里の野鳥. 218pp. 信濃毎日新聞社, 長野.
- Sanz, J.J. 2001. Experimentally increased insectivorous bird density results in a reduction of caterpillar density and leaf damage to Pyrenean oak. *Ecological Research* 16: 387-394.
- 高田博. 1991. 大阪市の都市鳥. 全国主要都市の都市鳥（都市鳥研究会編）, 89-92. 都市鳥研究会, 東京.
- 和田岳. 1999. 大阪市内の公園で繁殖する鳥の種数について. 大阪市立自然史博物館研究報告 53: 57-67.
-
- （受付 2002 年 9 月 2 日）
- （受理 2003 年 9 月 26 日）