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

Predicting the Habitat of Great Tits (*Parus major*) in a Large City Using a Logistic Regression Model

橋本啓史* 夏原由博*

Hiroshi HASHIMOTO, Yoshihiro NATUHARA

摘要：シジュウカラの生息が都市においてバランスのとれた食物網の存在の指標となると考え、環境情報をGISで解析し、ロジスティック回帰でモデル化することによって、大阪市において本種の生息する都市緑地の形態を明らかにした。環境情報の読み取り方法を2通りでモデルを作成した。1つめのモデルでは緑地内および緑地から50mバッファ内の樹冠面積と緑地の形状が、2つめのモデルでは緑地の重心から半径200m以内の樹冠面積のみが説明変数に選ばれた。2つめのモデルから、大阪府の市街地においてシジュウカラの生息確率が0.5以上になるには、半径200m円内に4.0ha(32%)以上の樹木が必要であることが明らかになった。

1. はじめに

都市緑地において野鳥の生息に配慮する意義として、1)生物多様性の保全、2)アメニティの向上¹⁰⁾、3)自然のプロセスの維持¹⁷⁾、の3つが挙げられる。

都市においても自然のプロセスのひとつとして生物が繁殖する¹⁷⁾。バランスの取れた食物網が形成されることは害虫を含む特定の生物の増加を抑え、人間の生活環境の向上にもつながる。

鳥類の存在が昆虫の個体数をコントロールし、樹木の成長にも間接的に影響していることが実験的に確かめられつつある²³⁾。都市域でも生息しているシジュウカラ *Parus major* は、繁殖期の餌の多くがチョウ目幼虫であり、これら葉食性昆虫の個体数をコントロールする力を持っている²⁵⁾。したがって、シジュウカラの生息が都市においてバランスのとれた食物網の存在の指標と考えた。

シジュウカラは、森林性の種というよりもジェネラリスト¹⁾あるいは疎林性・林縁性の種²⁰⁾といわれ、点状に分布する樹木を利用するために都市でも生息が可能であるとされている¹⁹⁾。関東地方の森林におけるシジュウカラの出現率は、森林面積0.1–0.9haで0.8、10ha以上で1.0と報告されている¹⁾。大阪府の5kmメッシュ内でシジュウカラの繁殖期出現率が50%に達するのは、樹木面積7%であった¹⁷⁾。大阪府の緑地では、1–20haの樹林面積をもつ緑地からシジュウカラが生息する場所が増加する¹⁸⁾。東京の都心における調査(5例)では、シジュウカラの行動圏は0.385–10.0ha、行動圏に含まれた(9m²以上のまとまりをもった)緑地面積は0.08–0.68haであり²⁴⁾、本種は都市域の住宅地などでも生息が可能であると思われる。しかし、東京の下町や大阪のように歴史的にまとまった樹林がなかった地域では生息数が少ない¹²⁾。

本研究では、環境情報を地理情報システムGISで計測し、ロジスティック回帰でモデル化することによって、都市においてシジュウカラが生息している緑地の形態を明らかにした。そして、緑地と周囲の街路樹等の樹木をどのように整備すればシジュウカラが生息できるようになるかを考察した。

2. 方法

(1) シジュウカラの生息調査

シジュウカラの生息調査は、大阪市および堺市の一部の、85

か所の緑地(図-1)において、2000年4月29日から7月20日にかけて各地点2回ずつ行った。調査は雨天日を避け、6時から13時の間に行った。ラインセンサス法によって緑地(公園・神社の敷地)のほぼ全域をまわり、さえずりなどの明確な繁殖行動¹¹⁾がみられたシジュウカラを記録した。街区公園などの小緑地の外約50m以内でさえずっているものもその緑地をおもに利用している個体とみなして記録に含めた。

(2) 環境情報

シジュウカラの生息に影響する要因を探るため、表-1にしめた独立変数を用意した。樹冠面積や土地利用などはGISソフト(Arc View Ver.3.2/ESRI社製)に入力して解析した。

樹冠は、1994年撮影の空中写真(大阪府環境農林水産部緑整備室所有)をイメージスキャナで取り込み、画像処理ソフトEARDAS IMAGINE Ver.8.3(EARDAS社製)で補正したのち、GISソフト上でトレースした。読み取り精度は0.5mとした。緑地の敷地面積・周囲長も同様に空中写真をもとに計測した。

緑地の形状をあらわす指数はさまざまなものが提案されているが⁶⁾、面積と周囲長から計算できる形状指数 K を利用した。形状指数は値が小さく1に近いほど密集している、つまり円形に近いことをしめす。

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、凡例を16種から12種に統合して利用した。

シジュウカラの個体の供給源となつ(10ha以上の樹林から1km間隔でバッファを発生)

図-1 調査地の位置

(濃い色の場所が調査した緑地)

(10ha以上の樹林から1km間隔でバッファを発生)

*大阪府立大学大学院農学生命科学研究科緑地環境保全学研究室

ている可能性がある山地からの距離を、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ソフト上で土地利用図から0.1km単位で計測した。

樹冠面積10ha以上の大規模緑地が対象地域付近に3か所ある(1か所は調査対象外)。これらの緑地ではシジュウカラが複数つがい生息しており、大阪市域のシジュウカラの供給源となっている可能性がある。そのため、これらの緑地からの距離も100m単位で計測した(図-1)。

緑地の開設からの経過年数は、10年単位で0から9年までを10, 90年以上を100とし、文献²⁰⁾から読み取った。

各緑地周辺の樹冠面積や土地利用タイプ別の割合は、図-2に示すように2通りの方法で読み取った。a)緑地の敷地を基準にして50m, 100m, 150m, 200mの4種のバッファを発生させて、そのバッファ内に含まれる環境情報を読み取った。b)緑地の敷地の重心から半径50m, 100m, 150m, 200mの4種の円を発生させ、その円内に含まれる環境情報を読み取った。読み取り範囲の最大半径200mは、報告されているシジュウカラの最大行動圏10ha²⁴⁾を超える値(12.6ha)として決めた。前者は緑地を島とみなし、島の大きさと周囲のマトリックスの質を考慮した緑地整備を考える時のモデルを、後者は個体の行動圏面積を考慮したモデルをつくるための読み取り方法として設定した。

上記のようにして求めた環境情報の値をさらに、面積と周囲長については正規化のために常用対数変換(0値は変換できないため、面積については1を足した値を変換)、割合についてはアークサイン変換を行った。

(3) ロジスティック回帰モデル

シジュウカラの生息確率 p を目的変数、環境情報を説明変数とするロジスティック回帰モデルを作成した。ロジスティック回帰モデルは、

$$p = \exp(y) / (1 + \exp(y))$$
$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n = \text{logit } p$$

の式であらわれ、2値変数で表される生態学的現象によくあてはまることが知られている²⁰⁾¹⁴⁾。演算には大阪府立大学総合情報センターのSAS(SAS Institute社製)を利用した。

解析の手順を図-3に示した。従属変数はシジュウカラの生息の有無とし、生息記録を生息確率 $p=1$ 、それ以外を $p=0$ とした。環境情報の独立変数間の相関をみて、0.5以上の高い相関係数を持つ変数同士が同じモデルに入らないよう、モデルに用いる変数を選択した。ロジスティック回帰の演算では、樹冠面積は必ず入るようにした上で、尤度比検定で $p=0.20$ を取捨の基準とするステップワイズ法による変数選択を行い、最大尤度法であてはまりのよいモデルを求めた。

モデルは、周辺環境の計測にバッファを用いたもの(5種類:緑地のみ, 50m, 100m, 150m, 200m)と、重心からの円を用いたもの(4距離)との2通りで作成し、それぞれ赤池の情報量基準AICが最小となる距離のモデルを最もあてはまりのよいモデルとした。

3. 結果

(1) シジュウカラの生息分布

シジュウカラは12か所で繁殖行動が観察された(表-2)。シジュウカラが生息していた緑地の敷地面積は、0.56-136.0ha、平均26.0ha(±42.06 S.D., $n=12$)であった。

(2) 選択した変数

表-1に示めた変数のうち、太字で示めた変数を独立変数として選択した。緑地の敷地面積や周囲長は樹冠面積と高い相関をもったので、モデルには入れなかった。緑地内の樹冠面積とバッファ内の樹冠面積は高い相関をもったので、両者を足した値を独

立変数として用いた。緑地の形状指数についてはバッファを用いたモデルにのみ入れた。

土地利用タイプ別の割合のアークサイン値からは、調査地周辺に少ない土地利用タイプ(農地、空地、工業地域、その他)、ほかの変数と高い相関をもった土地利用タイプ、を除き、低層住宅地(一般低層住宅地と密集低層住宅地とを統合した分類)、中高層住宅地、商業地域、道路、の4タイプを選択した。しかし、大緑地では半径200mの円がすべて緑地内に収まってしまうため、円を用いたモデルには土地利用に関する変数は入れなかった。

(3) ロジスティック回帰モデル

表-1 検討した独立変数

lg A	: 面積 A (sq. m) の常用対数
lg P	: 周囲長 P (m) の常用対数
Y	: 開設後経過年数 (10年単位 (90年以上は100))
K	: 形状指数 ($P / 2\sqrt{A\pi}$)
D	: 山からの距離 (km)
D10	: 樹林10ha以上の緑地からの距離 (km)
lg G	: 樹冠面積 (sq. m) +1 の常用対数
WO	: $\sqrt{\text{山林率のアークサイン値}}$
FA	: $\sqrt{\text{農地 (田と畑) 率のアークサイン値}}$
OP	: $\sqrt{\text{空地 (空地と造成中地) 率のアークサイン値}}$
IN	: $\sqrt{\text{工業地域率のアークサイン値}}$
LR	: $\sqrt{\text{低層 (一般と密集) 住宅地率のアークサイン値}}$
TR	: $\sqrt{\text{中高層住宅地率のアークサイン値}}$
CO	: $\sqrt{\text{商業地率のアークサイン値}}$
RO	: $\sqrt{\text{道路率のアークサイン値}}$
PA	: $\sqrt{\text{緑地率のアークサイン値}}$
PU	: $\sqrt{\text{公共用地率のアークサイン値}}$
WA	: $\sqrt{\text{水域率 (河川・湖沼と海) のアークサイン値}}$
OT	: $\sqrt{\text{その他の率 (基地・皇室関係) のアークサイン値}}$

太字は相関を見たのち選択した独立変数
括弧内は統合前の土地利用区分名

図-2 樹冠面積の読み取り方法

- a)緑地の周囲にバッファを発生
- b)緑地の重心から円を発生

図-3 解析の手順

表-2 シジュウカラ生息調査結果

生息	緑地数	平均緑地面積 (ha)
有	12	26.0 ± 42.06 S.D.
無	73	2.1 ± 2.87 S.D.
	85	5.5 ± 17.67 S.D.

ロジスティック回帰の結果は表-3 のようになった。バッファを用いたモデルでは 50m, 円を用いたモデルでは 200m のモデルで最も AIC が小さかった。図-4 にそれぞれのモデルにおける生息予測確率に対する生息を確認した割合をしめした。予測確率はおおむね正しいと言える。

バッファを用いたモデルでは、緑地とその周囲 50m 以内の樹冠面積 (+) と形状指数 (-) が説明変数として選択された。形状指数の偏回帰係数が負であることから、シジュウカラの生息には緑地の形状が円形に近い方がよいと言える。実際の生息地における生息予測確率の最低値は 0.032、非生息地における予測確率の最高値は 0.669 であった。

緑地の重心からの円を用いたモデルでは、半径 200m の円内の樹冠面積 (+) のみが説明変数として選択された。実際の生息地における生息予測確率の最低値は 0.023、非生息地における予測確率の最高値は 0.557 であった。

両者のモデルで実際の生息地における最低生息確率をしめす地点は同一の緑地で、1 km 以内に 2 地点の生息確認緑地が存在している。非生息地における最高生息確率をしめす地点も二つのモデルで同一緑地であり、過去には繁殖期のシジュウカラの観察記録がある。

図-5 に樹冠面積の増加にともなうシジュウカラの生息確率の変化をしめした。a) はバッファを用いたモデルにおいて、形状指数 K を 1.0 (円形), 1.13 (正方形), 1.2 (長辺:短辺 = 2:1) の 3 種類で固定し、緑地と 50m バッファ内の樹冠面積を変化させたときのシジュウカラ生息確率の変化である。b) は円を用いたモデルにおいて、半径 200m 内の樹冠面積を変化させたときのシジュウカラ生息確率の変化である。

4. 考察

(1) シジュウカラの行動範囲

今回得られた式から、シジュウカラの生息に影響する樹木の範囲は、緑地とその周囲 50m 以内、または半径 200m 以内であることが分かった。周囲の樹冠面積の読み取りにバッファをもちいたモデルでは、緑地内のみのもよりも周囲 50m または 100m の樹冠面積を含めたものの方が AIC が小さくあてはまりがよかった (表-3)。したがってシジュウカラは小緑地では緑地外の樹木も利用して生息するが、もっとも AIC が小さかった距離は 50m であったので、生息不適地である市街地にリスクを冒して出て行く距離は 50m 程度とも考えられる。後者のモデルから導きだされた、半径 200m 内、つまり 12.6ha の範囲の樹木がシジュウカラの生息に影響するという結果は、モデルに入れた変数の最大距離となってしまったが、東京の都心の公園を含まない住宅地における最大行動圏 10ha²⁰⁾ と同程度であり、個体の最大行動可能範囲として妥当な値と言える。東京の都心の調査ではシジュウカラの 1 回あたりの飛翔距離が 62.5m を越えることが全観察の 26% をしめ、橋本 (未発表) の大阪府立大学構内における調査でも本種が巣と約 200m 離れた 3 か所の採餌場所との間を頻繁に往復したのを観察しており、本種は長距離の飛翔を得意とする。パッチ状に分布する餌資源を巣に運ぶには、省力的に移動するよりも最高速度で飛ぶと効率がいいため、シジュウカラは半径 200m という広い範囲を効率よく利用する能力を持っていると言える。

シジュウカラの生息に必要な樹林の広さはなわばり記図法によってしらべられた結果から議論されることが多いが、A 型のなわばり性 (繁殖行動と採餌行動の

すべてをなわばり内でおこなう) とされる本種が頻繁になわばり外へ採餌に出ていく例が報告されている¹⁵⁾。イギリスの森林において雄に発信機をつけて行動圏をしらべた例では、亜種が異なるので値をそのままあてはめることはできないが、防衛なわばりの面積が約 1 ha に対し行動圏は約 3 ha であった³⁾。東京の都心の調査では行動圏に含まれる緑被面積は 0.08-0.68ha²⁴⁾、橋本 (未発表) の吹田市万博記念公園と堺市大阪府立大学構内における 3 つがいの調査では行動圏に含まれる樹冠面積は 0.63-1.22ha であった。中部日本の森林におけるシジュウカラの繁殖期の平均行動圏面積は 3.1ha と報告されているので¹⁶⁾、都市域におけるシジュウカラは、マンションのベランダのプランターで採餌をしたり、昆虫の発生量の多い特定の樹木に依存するなど、ぎりぎりの生活を強いられている²⁴⁾。イギリスの孤立林における研究では、林が小さいほどシジュウカラの繁殖開始日が遅れ、繁殖成功率や幼鳥の体重も減少することが報告されている³⁾。今回得られた後者のモデルにおける生息確率が 0.5 以上に相当する緑地で毎年シジュウカラが生息しているらしい (橋本 未発表)。したがって大阪市において安定してシジュウカラが生息するような緑地を整備するには、半径 200m の円内に 4.0ha (32%) の樹冠面積が必要である。

前者のモデルでは緑地の形状が説明変数として選択された。これは大緑地でも細長い形状をしていると、採餌のための移動距離が長くなって効率が悪いためだろう。

今回のモデルでは植生タイプ (樹木の生活形、植生の垂直構造など) については触れられなかった。空中写真等からの判読は難しいが、今後のモデル作成における検討課題のひとつである。

図-4 予測確率に対する生息を確認した割合 (数字は地点数)
a) 50m バッファのモデル, b) 半径 200m の円のモデル

図-5 樹冠面積の増加にともなうシジュウカラの生息確率の変化
a) 緑地と 50m バッファの樹冠面積 (K は形状指数)
b) 半径 200m の円内の樹冠面積

表-3 各距離で最もよくあてはまったロジスティック回帰モデルの偏回帰係数										
説明変数	緑地のみ	B50	B100	B150	B200	C50	C100	C150	C200	
定数項	-9.554 (0.013)	-10.049 (0.013)	-10.483 (0.011)	-9.863 (0.010)	-7.306 (0.182)	-6.407 (0.068)	-13.342 (0.002)	-14.646 (0.000)	-14.025 (0.000)	
lg G	3.097 (0.001)	3.298 (0.001)	3.436 (0.001)	2.976 (0.000)	3.617 (0.001)	1.417 (0.179)	3.131 (0.006)	3.311 (0.001)	3.045 (0.001)	
K	-3.844 (0.197)	-4.244 (0.190)	-4.475 (0.177)		-5.007 (0.194)					
RO	—			-7.830 (0.098)	-7.146 (0.127)	—	—	—	—	
AIC	51.812	50.603	50.763	52.735	50.994	70.598	63.066	58.725	56.820	
p	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.208	0.004	0.000	0.000	

太字でしめした距離のモデルがそれぞれの読み取り方法で最もあてはまりのよいモデル (B はバッファのモデル, C は円のモデル)
説明変数はそれぞれのモデルの距離に応じた読み取り範囲の変数
カッコ内は各説明変数の p 値
lg G: 樹冠面積 (sqm) の常用対数, K: 形状指数, RO: $\sqrt{2}$ 道路率のアークサイン値

(2) シジュウカラに対する人工物の影響

今回採用された二つのモデルでは土地利用に関する変数は説明変数に選択されなかったが、150mと200mのパッファを用いたモデルでは道路面積率が負の係数の説明変数となっており(表-3)、道路はシジュウカラの生息にとって不適な環境である。シジュウカラは街路樹なども利用するが、交通量の多さは本種の出現率に負の影響をあたえる⁵⁾。道路を横切るとは、捕食者などから目立つことにもなり、特に巣立ち直後の幼鳥にとって移動の妨げになる。

建築物と舗装道路の面積の合計から算出した舗装率が高くなるとシジュウカラの出現率が低くなるとされる¹³⁾。しかし、今回得られたモデルでは市街地の土地利用に関する変数は道路以外選択されず、シジュウカラの生息に対する市街地の形態の違いによる影響は少ないと言える。A型のなわばりをもつ鳥類の中には都市内の電線や屋上のテレビアンテナをソングポストとして利用するなど人工物を積極的に利用するものもいることが知られ⁴⁾、中層ビルの屋上でさえずる、頻繁に四階建ての建物を飛び越えて餌を巣に運ぶ(橋本 未発表)、ブロック塀の隙間で営巣する²⁴⁾など、シジュウカラは人工環境にも適応している。

5. まとめ

市街化された地域に新たに大緑地を創ることは困難であるが、シジュウカラは半径200m内を飛び回って繁殖することができ、街路樹や高い建築物の上も利用すること(考察(2)参照)から、街路樹や屋上緑化によって樹木の量を増やすことによって本種が生息可能となる。シジュウカラの安定的な生息のためには4.0ha

(32%)もの樹木が必要である。しかし、近くに生息地があると、このモデルにおける生息確率の低い地点でもシジュウカラの生息が確認される傾向があったことから生息地の連続性もシジュウカラの分布を決める要因になっていると考えられ、生息確率0.2前後、半径200m内の樹冠面積が1.45ha(11.5%)の地域が連続していれば、シジュウカラは絶えず周辺から個体が補充され、高い確率で生息するようになるだろう。例えば面積2haの近隣公園の50%(1ha)が樹冠で覆われている場合、公園の重心から200m以内の市街地に街路樹などで残り0.45haの樹冠面積(樹冠直径4mの樹木にして約360本分)を緑化することによって樹木率は11.5%となり、シジュウカラが生息できるようになると考えられる。しかし大阪府の市街化区域における樹木率は1993年時点で9.2%²¹⁾、大阪市では2005年の目標を15%としているが1990年時点で4.1%²²⁾しかない。公園内の樹木率を高めるほか、街路樹、公開空地や屋上における緑化などによって市街地内全体の樹木量を大幅に増やすことが必要だろう。

謝辞：本研究を行うにあたり、大阪府立大学大学院堀川真弘氏、森本幸裕教授(現京都大学大学院教授)、中村彰宏助手、ジョン・ジョロゲ博士、(株)野生生物保全研究所村濱史郎氏に助言・協力頂いた。空中写真の閲覧は大阪府環境農林水産部緑整備室に許可を頂いた。京都府立大学大学院長瀬興氏にはプログラムを提供頂いた。(株)生態計画研究所小河原孝生氏には文献を提供頂いた。統計手法に関して独立行政法人農業環境技術研究所山村光司博士に助言頂いた。京都大学大学院アロン・イスガー氏には欧文要約を見て頂いた。記して謝意を表します。

引用文献

- 1) Askins, R. A., Higuchi, H. and Murai, H. (2000): Effect of forest fragmentation on migratory songbirds in Japan: Global Environmental Research 4, 21-29
- 2) Boyce, M. S. and McDonald, L. L. (1999): Relating populations to habitats using resource selection functions: TREE 14, 268-272
- 3) East, M. L. and Hofer, H. (1986): The use of radio-tracking for monitoring Great Tit *Parus major* behavior; a pilot study: Ibis 128, 103-114
- 4) Emlen, J. T. (1974): An urban bird community in Tucson, Arizona; derivation, structure, regulation: Condor 76, 184-197
- 5) Fernandez-Juricic, E. (2000): Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape: Conservation Biology 14, 513-521
- 6) Forman, R. T. T. (1994): Land mosaics: Cambridge University Press, 632pp
- 7) 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
- 8) Hinsley, S. A. (2000): The costs of multiple patch use of birds: Landscape Ecology 15, 765-775
- 9) Hinsley, S. A., Rothery, P. and Bellamy, P. E. (1999): Influence of woodland area on breeding success in Great Tits *Parus major* and Blue Tits *Parus caeruleus*: Journal of Avian Biology 30, 271-281
- 10) 井上忠佳(1987): 野鳥等の生息に配慮した都市緑化方策: 新都市 41 (4), 40-57
- 11) 環境庁(1981): 日本産鳥類の繁殖分布: 大蔵省印刷局, 554pp
- 12) 川内博(1991): 緑のパロメーター: 野鳥 535, 18-19
- 13) 黒沢令子(1994): 東京における鳥類相と環境要因としての舗装率: Strix 13, 155-164
- 14) Morrison, L. M., Marcot, B. G. and Mannan, R. W. (1998): Wildlife-habitat relationships: The University of Wisconsin Press, 458pp
- 15) 長井晃(1999): 育雛期のシジュウカラのなわばり外での採食頻度: Strix 18, 115-119
- 16) 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
- 17) 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, 35-137
- 18) 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
- 19) 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
- 20) 大阪府土木部公園課(2001): 大阪府都市公園一覧表: 大阪府土木部公園課, 299pp
- 21) 大阪府環境農林水産部環境管理課(1999): 大阪府環境白書: 大阪府環境農林水産部環境管理課, 403pp
- 22) 大阪市建設局花と緑の推進本部緑化推進部緑化課(1995): グランドデザインとしての緑の施策「グリーンナリー大阪・2005計画」: 大阪市, 276pp
- 23) 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
- 24) 生態計画研究所(1996): 都市のエコアップ(その3): 生態計画研究所, 36pp
- 25) Seki, S. and Takano, H. (1998): Caterpillar abundance in the territory affects the breeding performance of great tit *Parus major minor*: Oecologia 114, 514-521

Summary: We created habitat models for Great Tits, (*Parus major*) in urban parks of Osaka, Japan. A survey of the presence of Great Tits was conducted in 85 parks during the breeding season (April - July) of 2000. The following variables were measured to model the habitat of Great Tits by a logistic regression model with GIS: park properties (area, perimeter, shape, age, distance to nearest mountains, distance to the nearest 10ha forest), area of tree cover (within and surrounding parks) and proportion of surrounding land use types. Surrounding environmental variables were measured by two methods, (a) 5 types (0, 50, 100, 150, 200m) of buffer zones from park border, and (b) 4 types (radius of 50, 100, 150, 200m) of circles from the park centre. From the two models obtained, one model suggests that tree area in a park and its 50m buffer zone affects positively the habitat quality of Great Tits, and round shaped parks are better. The other model shows that tree area within a radius of 200m from the centre of a park has a positive effect on the occurrence of Great Tits. From the latter model, about 4.0ha (32%) of tree area is required in a radius of 200m to achieve a probability of above 0.5 for occurrence of Great Tits. These models will support urban greenery planning for birds.