

鳥類群集を指標とした緑地環境評価手法に関する研究

一ノ瀬友博

①

鳥類群集を指標とした
緑地環境評価手法に関する研究

一ノ瀬友博

目次.....	1
図表リスト.....	4
第1章 研究の目的と背景	
1.1 研究の目的.....	6
1.1.1 生物多様性への注目.....	6
1.1.2 動物相保全の視点からの緑地環境評価手法の必要性.....	6
1.1.3 本研究の目的.....	6
1.2 研究の背景.....	7
1.2.1 多様であるとは.....	7
1.2.2 生息地の配置と生物群集の関係に関する研究の起源.....	7
1.2.3 生息地の面積.....	8
1.2.4 生息地の孤立性・連結性.....	10
1.2.5 生息地の形状.....	12
1.2.6 生息地内部の構造.....	12
1.2.7 境界効果.....	13
1.2.8 種間関係.....	14
1.2.9 生物群集の保全の試みの現状.....	15
第2章 研究の方法	
2.1 環境要因を分析評価する際の3つのスケール.....	18
2.1.1 空間スケール.....	18
2.1.2 マクロスケール.....	18
2.1.3 メソスケール.....	18
2.1.4 ミクロスケール.....	19
2.2 対象とする分類群.....	20
2.3 分析手法について.....	20
2.3.1 多変量解析.....	20
2.3.2 TWINSpan.....	20
2.3.3 TWINSpanの分析例.....	22
第3章 マクロスケールにおける分析・評価	
3.1 マクロスケールにおける分析・評価の目的と方法.....	24

3.1.1	目的	24
3.1.2	方法の提示	24
3.2	ケーススタディ	25
3.2.1	ケーススタディの対象地について	25
3.2.2	埼玉県所沢市におけるケーススタディ	27
3.2.3	埼玉県狭山市におけるケーススタディ	33
3.3	議論	36
3.3.1	方法について	36
3.3.2	越冬期調査の意義	37
3.4	結論	38
第4章	メソスケールにおける分析・評価	
4.1	メソスケールにおける分析・評価の目的と方法	39
4.1.1	目的	39
4.1.2	方法の提示	39
4.2	埼玉県所沢市西部における孤立樹林地を対象としたケーススタディ	40
4.2.1	対象地と方法	40
4.2.2	結果	42
4.2.3	議論	48
4.3	結論	49
第5章	ミクロスケールにおける分析・評価	
5.1	ミクロスケールにおける分析・評価の目的と方法	51
5.1.1	目的	51
5.1.2	方法の提示	51
5.2	植生の種組成のタイプとの関係	52
5.2.1	鳥類の分布と植生の種組成	52
5.2.2	対象地と方法	52
5.2.3	結果	55
5.2.4	議論	61
5.3	植生の構造との関係	62
5.3.1	鳥類の分布と植生の構造	62
5.3.2	対象地と方法	62
5.3.3	結果	65
5.3.4	議論	68

5.4	小規模緑地における周辺の土地利用の影響.....	69
5.4.1	鳥類の分布と周辺の土地利用.....	69
5.4.2	対象地と方法.....	69
5.4.3	結果.....	73
5.4.4	議論.....	78
5.5	結論.....	
第6章 動物生態的要因の分析・評価		
6.1	動物生態的要因の分析・評価の目的と方法.....	80
6.2	捕食圧の空間的变化.....	80
6.2.1	境界効果.....	80
6.2.2	対象地と方法.....	80
6.2.3	結果.....	83
6.2.4	議論.....	88
第7章 環境管理計画への応用		
7.1	広域緑地計画への応用.....	91
7.2	緑地配置計画への応用.....	91
7.3	植生管理計画への応用.....	92
第8章 まとめと今後の課題.....		
	謝辞.....	95
	摘要.....	97
	Summary	100
	参考文献.....	104

図表リスト

- 図2.1 : 生物群集の分布を規定している環境要因を把握するための3つのスケール
- 図2.2 : TWINSpanの出力の例
- 図3.1 : マクロスケールでの分析・評価の手順
- 図3.2a : 鳥類出現パターン模式図 (繁殖期)
- 図3.2b : 鳥類出現パターン模式図 (越冬期)
- 図3.3a : グループ分布図 (繁殖期)
- 図3.3b : グループ分布図 (越冬期)
- 図3.4 : 所沢市における樹林地と開放水域の分布図
- 図3.5 : グループBのメッシュの中で、判別分析によってグループCに予測されたメッシュ
- 図3.6 : 鳥類出現パターン模式図
- 図3.7 : グループ分布図
- 図3.8 : 狭山市における樹林地と水辺の分布図
- 図3.9 : グループCのメッシュの中で、判別分析によってグループBに予測されたメッシュ
- 図4.1 : メソスケールでの分析・評価の手順
- 図4.2 : ケーススタディの対象とした孤立樹林地
- 図4.3 : 大規模樹林地において行った結果を合わせた種数と面積の関係
- 図4.4a : TWINSpanの結果 (越冬期)
- 図4.4b : TWINSpanの結果 (繁殖期)
- 図4.5 : 鳥類出現パターン模式図 (越冬期)
- 図4.6 : 樹林地グループ分布図
- 図5.1 : ミクロスケールでの分析・評価の手順
- 図5.2 : 調査対象樹林地分布図
- 図5.3 : TWINSpanの結果
- 図5.4 : 鳥類出現パターン模式図
- 図5.5 : TWINSpanの結果 (植生)
- 図5.6 : 植生タイプパターン模式図
- 図5.7 : 研究対象地
- 図5.8 : 出現種数と全階層植物体頻度の関係
- 図5.9 : TWINSpanの結果
- 図5.10 : 鳥類出現パターン模式図
- 図5.11 : 主な鳥類の利用空間
- 図5.12 : 研究対象地
- 図5.13 : 出現した鳥類と対象地の面積の関係

- 図5.14 : TWINSPANの結果
- 図5.15 : グループAとグループBにおけるそれぞれの変数の分布
- 図5.16 : 主な種の空間利用
- 図6.1 : 研究対象とした樹林地と人工巣設置用のライン
- 図6.2 : それぞれの樹林地における被捕食率 (1日目)
- 図6.3 : それぞれの樹林地における被捕食率 (2日目)
- 図6.4 : 卵のからが散乱していた捕食状況のタイプと林縁からの距離の関係
- 図6.5a : 樹林地ごとの被捕食率の推移 (樹上)
- 図6.5b : 樹林地ごとの被捕食率の推移 (地上)
- 図6.6 : 2日目の被捕食率と樹林地の面積の関係
- 表3.1 : 現存植生図から読みとった25種の植生単位と分析に用いた10種の土地利用単位
- 表3.2 : 判別分析の結果
- 表3.3 : 判別分析の結果
- 表4.1 : 樹林地の面積
- 表4.2 : 回帰分析の結果
- 表4.3 : 判別分析の結果
- 表4.4 : それぞれのグループにおける判別分析で用いた説明変数と樹林性の鳥類の出現種数の平均値
- 表5.1 : 調査地点と樹林地の対応表
- 表5.2 : 鳥類の分布による調査地点の分類と植生の分布による調査地点の分類のクロス表
- 表5.3 : 研究対象地の概要
- 表5.4 : 調査地に関するパラメータと鳥類出現種数の相関
- 表5.5 : 各変数間の相関
- 表6.1 : 調査の対象とした樹林地の概要
- 表6.2 : 各樹林地におけるハシブトガラスの個体数

第1章 研究の目的と背景

1.1 研究の目的

1.1.1 生物多様性への注目

1992年6月のいわゆる地球サミットにおいて、「生物の多様性に関する条約」が作成され、日本を含む157ヶ国が署名した。この条約は、地球上の多様な生物をその生息環境と共に保全することを目的の一つにあげており、日本としても今後そのための対応を進めていく必要がある。

法制度上は、1993年の環境基本法において、生態系の多様性の確保、野生生物の種の保存、多様な自然環境の保全等が盛り込まれており、これを規定する同法第13条第2項が事実上「生物の多様性に関する条約」に対応するものとなっている。しかし、生態系の多様性と種の多様性といった異なったレベルの多様性を区別するための考え方や、各レベルの多様性を確保するための手段については、なお曖昧なまま残されている部分が多い。そこで、種、群集、生態系といった様々なレベルにおける生物の多様性の確保のための方法論や、その前提となる基礎的な概念・知見を体系化することは、今日における重要な課題といえる。

1.1.2 動物相保全の視点からの緑地環境評価手法の必要性

生物群集の保全を目的とした緑地環境の評価はこれまで主に植物あるいはその集合体である植生を指標として行われてきた。それらの研究の成果は、地形、土壌、現存植生などによって土地の潜在能力を評価し、その潜在能力によって土地利用計画を立てる自然立地的土地利用計画という一つの体系にまとめられている(井手・武内, 1985)。

自然立地的土地利用計画においては、動物はほとんど考慮されていない。従って、動物の個体群や種、群集、あるいはそれらの生息環境の保護・保全(以下、単に動物の保護・保全と称する)のための空間計画の手法としては、自然立地的土地利用計画は不十分である。動物にとって重要な生息地となっている地域を保全し、また動物の生息できる空間が失われた地域に生息地を再生するためには、植物だけでなく、動物の個体群や種、群集とその生息環境の保全の視点から緑地環境評価が的確になされ、その上で環境管理計画や各種の地域計画が策定されることが望ましい。

近年動物の保全が注目されるようになり、海外では動物保護の立場からの環境評価手法や環境改善手法が数多く提案され、そのいくつかは実行に移されつつある。これらは日本にも少なからず紹介されているが、単に紹介されるという域をでておらず、日本の現状に即した動物の保全を目的とした緑地環境評価手法ははまだ確立していない。

1.1.3 本研究の目的

前述した状況をふまえ、本研究では、動物の保護・保全の視点からの緑地環境評価手法を提案し、その有効性をケーススタディによって検証することを目的とする。

群集生態学におけるこれまでの研究によって、様々な要因が生物の分布や生物群集の種組成に

関与していることが明らかにされてきた。それらの要因は、生息地の面積や生息地内部の構造といった環境要因と、種間関係や個々の種の行動や繁殖生態といった動物生態的要因の2つに大きく分けることができる。本研究では、環境管理計画などにおいて直接に制御可能な環境要因について主に取り上げた。但し、鳥類の分布についての詳細な分析で、動物生態的要因が無視できないような場合には、必要な調査を行いそうした要因が種の分布や群集の種組成に影響する程度を分析した。

1.2 研究の背景

1.2.1 多様であるとは

群集生態学的には、種の多様性は、種の多さと均一さ（特定の種が極端に優占していないこと）、種間関係の複雑さといった概念を含むものとされる。しかし現時点において、環境問題の文脈で議論される種の多様性とは、種が豊富に存在することにほかならない。従って、本論文においても種の多様性は種の豊富さを意味するものとして議論を進める。

Whittaker (1972) は、異なる対象レベルにおける生物の多様性を、以下のように規定している。まず、個々の地点（または群集）における種の多様度を、そこにおいて存在する種の数とした。これを α 多様度と呼んでいる。また、複数の群集、あるいは生態系の全体としての種多様度は、それらが全体としてどれだけ多くの種を含むか（広域的な種多様性 = γ 多様度）に加えて、それらが一連の系列上に位置付けられたとして、系列の端から端までの間にどれだけ種の入れ替わりがあるか（ β 多様度）によって評価されるとした。当然のことながら、性格の異なった生息地を数多く含む場合には、種の入れ替わりの回数が多くなり、多様な群集や生態系を含むものとして評価されるようになる。なお、生態系の多様度は直接に評価することは困難であるため、それを構成する群集（の一部）の多様度によって評価されることが多い。従って、以下の本論文では生態系の多様度と群集の多様度とはほぼ同義のものとして取り扱う。

いずれの場合も多様度の根底にあるのは種数であり、多様度をあげることはより多くの種を維持することにほかならない。しかし、細部においては若干の問題がある。 β 多様度は、いわば全体における種数を個々の地点（群集）の種数の平均で割った商に相当する。従って、もし全体における種数が同じであるならば、個々の地点における種数の平均が小さいほど β 多様度が大きくなる。これは、理屈の上でのやや特殊な例ではあるが、個々の地点における種の多様性と、群集あるいは生態系の多様性が時に相反するものであることを示唆するものである。

1.2.2 生息地の配置と生物群集の関係に関する研究の起源

生物群集が、生息地の属性に応じてどのように変動するかは、従来、主に応用生態学的に研究されてきた。その結果、考慮の対象となる生息地の面積と形状、および生息地間の孤立性が、生息地における種数や個体数に影響を及ぼす主要な属性であることが、多くの研究により示された。

そこで本節では、これらの生息地の属性についてのこれまでの主要な研究を整理し、異なった空間レベル、概念レベルにおける生物の多様性の確保に関して考察を試みた。

ある特定の生息地にどれだけ生物が生息できるか、という問題について、最も古くからとられてきたのが、島嶼生物地理学のアプローチである。

島嶼生物地理学は、島嶼では本土に比べて生物の種類が少ないことが注目された上で、ある一定の大きさの島に何種類の生物が住むことができるかを知らうとして始まった(木元, 1979)。大きな島では生物の種類が豊富で、小さな島では生物相が貧困であることは様々な形で明らかにされ、関係の定式化も行われた(Preston, 1962)。MacArthur and Wilson (1963)は、それらの事実の理論的な説明を試み、島嶼における鳥類の種数は、大陸からの距離の増加に伴い減少する移入率と、島嶼面積の減少に従って増大する絶滅率の平衡によって決まると説明した(移入・絶滅平衡説)。すなわち、生息地の面積が狭いと、そこに生息できる個体の数は制限され、その結果絶滅が起こりやすくなると考えられた。それを補うのが外部からの個体の移入で、それが類繁に生じるならば種としての島からの消滅は避けることができると考えられた。

以後、島嶼生物地理学の研究は急速に進行し、また、生息地を島に、周囲の非生息地を海洋に見立てることで、移入・絶滅平衡説は陸域の島状生息地における生物群集にも適用されるようになった。今日までの、生息地の面積や孤立性・連結性を取り扱った研究は、多かれ少なかれ、移入・絶滅平衡説の影響を受けているといえる。

今日では、移入・絶滅平衡説それ自体は、現象のモデル化にあたっての厳密性の欠如などに対して批判を受けている(小林, 1990)。また、対象となる生物によっては絶滅がほとんどおこらなったり、生息地の固有の事情により生物相がかなりの程度規定されている場合も有り得る(伊藤ら, 1992を参照)。さらに、本来海洋中の島嶼を対象としていた移入・絶滅平衡説を陸域に適用する際、島嶼にとつての海洋は一般に無生物空間と見なし得るのに対し、陸域の生息地にとつての周辺空間は、捕食者や競争相手の生息空間であることがしばしばある。従って種間競争を考慮する必要が生じるが、そのことが当初はほとんど顧みられなかったことも問題として指摘できよう。しかし、そのような細部における問題はあっても、移入・絶滅平衡説はなお、生息地の空間的な配置構造を考える上で主要な基礎であり続けている。

1.2.3 生息地の面積

(1) 生息地の面積と生物群集の関係

生息地における種数と個体数とその面積により左右されることは、移入・絶滅平衡説自体、あるいはその陸域の生息地への適用の論理的妥当性は別として、定性的には明らかであり、今日までの多くの研究により事実としても示されている。

特定の分類群の、対象となる生息地における分布状況を調べ、種数や個体数の生息地ごとのばらつきを、生息地の面積によって説明するという研究は、数多く行われてきた。生息地としては、多くの研究が森林・樹林地を選んできたが、Brown and Dinsmore (1986)、平野・樋口(1988)、及

び樋口ら(1988)のように、湿地や水域を選んだ研究、都市の中の島状生息地として公園を選んだ研究もある(Faeth and Kane, 1978)。

生息地の面積の増大にともない、種数、個体数は増加する、というのが哺乳類(Bennett, 1990)、鳥類(Martin, 1983)、両棲は虫類(Dichman, 1987)、昆虫(Faeth and Kane, 1978)と、ほとんどの研究に共通する結果であり、また大半の研究が、生息地の面積が種数、個体数を定める最も重要な空間的条件であるとしている。

(2)SLOSS問題

もっとも、面積の増加に伴い種数が増加するのは、通常の種数-面積曲線から考えればいわば当然のことである。むしろ、大面積になればなるほど面積の増加に伴う種数の増加は緩やかになるので、あまり大面積の生息地はかえって効率が悪いということも考えられる。

このことをモデルの上から示し、いわゆるSLOSS (Single Large Or Several Small reserves) 問題の発端となったのが、Simberloff and Abele (1976)である。Simberloff and Abele (1976)は、実際にフロリダ沖のマングローブ島を分割し、生息地面積の減少にともなう種数の変化を追跡したが、その結果は、確かに種数は面積と共に減少したが、減少率が面積のそれを下回ったり、また、回復によって分割前の種数を越えてしまった例さえあった。

SLOSS問題を受けて行われたいくつかの研究において、単位面積あたりの種数や個体数は、生息地の面積が小さいほど増加する、という結果が報告された(Nilsson, 1986; Moller, 1987; Loman and von Schantz, 1991)。厳密な議論を追求する立場からは、SLOSS問題は理論上不毛であるとか、問題設定が単純に過ぎ、あるいは誤りを含んでいて現実的でないとする見解が示されているが(Shaffer and Samson, 1985; Soulé and Simberloff, 1986)、現実環境整備を行う上では、生息地をまとめて配置するか、分散させるかは整備上の一つのポイントになる問題である。従って、この問題に対する明確な解答が必要である。

近年の野外調査結果によれば、単純に種数を数えるならば、複数の小面積生息地が有利である(Dichman, 1987)。Zacharias and Brandes (1990)は、植物を対象とした調査ではあるが、同様の結論に達している。しかし、Dichman (1987)自身、小生息地は大型の哺乳類の保護には適当でないことを認めており、さらに、長期的にみれば孤立した生息地の場合には少数大面積が有利(Woolhouse, 1987)、土地の固有種の保全が生物群集の多様性の維持につながる(Thomas, 1991)、大型種や在来種は生息地の細分化の影響を受けやすい(Bennett, 1990)などの成果を考えると、全ての種を同じに扱い、単にその数の多少を議論することに疑問が生じる。さらに、植物に関する調査ではあるが、いわゆる貴重種は大面積の生息地に残っていることが多いことも知られている(Zacharias and Brandes, 1990)。純粋に樹林性の鳥類は、50ha以上の面積の樹林にのみ生息するともいう(Harms and Opdam, 1990)。従って、少なくとも地域の本来の自然が、樹林のように広範囲に連続した環境である場合、その保持のためには、大面積の生息地が必要であるという結論になる。

Brown (1984)によれば、個体数と分布範囲は正の相関を示す。Harms and Opdam (1990)も同様

の議論を行ない、種類数の少ない小規模な生息地に住む種は、分布範囲が広く、個体数の多い種であるとしている。このことから考えると、小規模生息地を増やしても、このような、いわゆる「普通種」に、新たな生息地を提供するだけで、保護の必要性の高い種には何の利点もない可能性さえある。また、「普通種」の生息地ばかりが増えた場合には、結果的に類似の群集や生態系ばかりが維持されることになって、群集・生態系の多様性や広域的な種の多様性の向上には貢献しないと予想される。

但し、もともとの生物相が貧弱で、普通種さえ生息しないところに生息地を造成する場合には、複数の小面積生息地がむしろ有効なこともあり得る。Forman et al. (1976)も、大面積の生息地に次ぐ価値を持つものとして、種多様性の高い小面積の生息地を取り上げている。都市の中の小規模な緑地は、一部の生物に対しては生息地を提供できることも指摘されている (Shafer, 1990)。

従って、SLOSS問題の当面の現実的な解答は、自然性が高く、環境が主に保全の対象となっているところでは少数大面積、自然性が低く環境が主に創造の対象となっているところでは多数小面積、とみるべきである。

1.2.4 生息地の孤立性・連結性

(1) 生息地の孤立性

生息地の生物群集は、その孤立の程度にも影響を受ける。守山 (1988) は、東京都内の緑地において昆虫の種数が減少した理由として、これらの緑地が生息地として孤立したことをあげている。但し、鳥類を対象とした場合、孤立性が群集の種数に及ぼす影響は、面積に比べて小さい、とする研究が多い (Opdam et al., 1984; Brown and Dinsmore, 1986; Blake and Karr, 1987)。これは、種によって孤立という現象の重みが大きく異なり、全体の種数として数えた場合に影響が把握しにくいためと考えられる。孤立性の影響は、面積が大きい樹林地や (Askins et al., 1987)、遷移の進んだ落葉広葉樹林 (Opdam et al., 1985) で、そこに特徴的な種を対象とした場合には現れている。このことは、純粋に樹林性の生物にとっては孤立化は重要な問題であることを示している。反面孤立が有利に働く種もあり、全ての種を対象にした場合には、林縁性の種が孤立林に侵入するため、孤立林で種数がかえって増加したという結果も報告されている (Forman et al., 1976)。

これらの研究は、生物群集の種多様性や個体数を、地図から読み取れる形の孤立性の尺度、例えば、最も近接する同種の大規模生息地までの距離や (Opdam et al., 1985)、一定範囲内の同種生息地の面積 (Askins et al., 1987) などと対比することにより、孤立性の影響を推定している。これに対し、近年、生息地間の結び付きは、そこに生息する動物が、実際に生息地間をどの程度行き来しているかによって決まる、という考え方がされるようになった。この問題では、特に、樹林性の生物を対象として、樹林間を連結する植生の効用が、よく研究されている。

(2) 生息地間の結び付きに果たすヘッジロウの役割

欧米豪の農村には、ヘッジロウ (hedgerow) と呼ばれる帯状または線状の植生が普遍的にみられ、農地の微気候を緩和し農作物に有利な影響を与えている (Forman and Baudry, 1984)。加えて、

ヘッジロウは農村地域における鳥類や小型哺乳類の通路として機能しており (Wegner and Merriam, 1979)、パッチ状に残存する樹林をヘッジロウが連結することで、樹林性の生物群集の保全においても重要な役割を果たしていることも、ここ10年ほどの間に明らかにされてきた (Middleton and Merriam, 1983; Henderson et al., 1985)。

これまでの研究から、ヘッジロウは一部の樹林性の種にとっての生態的回廊 (ecological corridor) として機能し、個体の活動や遠隔地の個体群間の遺伝的な交流を助けるとともに、林縁性の種に生息地を供給し、それらを含む少なからぬ種にとっての餌場にもなっていると見られている (Merriam, 1990)。

哺乳類や歩行性の昆虫の場合、生息地が連続しないことの影響はかなり大きいことが、野外調査 (Fahrig and Merriam, 1985; Burel, 1989; Burel and Baudry, 1990) や、モデルによるシミュレーションにより (Lefkovich and Fahrig, 1985; Fahrig and Merriam, 1985; Henein and Merriam, 1990) 推定されている。これらの生物に移動経路を提供し、生息地の連結性を確保しているのは、ヘッジロウである (Burel, 1989; Burel and Baudry, 1990)。但し、歩行性の昆虫の場合、完全に樹林に依存する種は、ヘッジロウに侵入すらしなことを示すデータもある (Burel, 1989)。

鳥類にとっても、ヘッジロウは生息地の連結性を高めるものと考えられている (Harms and Opdam, 1990)。従って、ヘッジロウで連結された樹林地、というネットワーク構造が、欧米農業地帯の生物群集の空間的变化に大きな影響を与えていると考えることができる。

だからといって生息地間を連結する空間を、ただやみくもに整備すればよいというものではない。Henein and Merriam (1990)が、ヘッジロウの質はそこを移動する際の死亡率で表されるとし、質の悪いヘッジロウによる生息地の連結は、個体群にかえって悪影響を与えるという結果を、シミュレーションにより得ていることに留意すべきである。

Merriam (1990)は、移動用の回廊としてのヘッジロウの質がその植被率に左右され、上側が塞がっているヘッジロウほどよく利用されることを報告している。幅が広いヘッジロウほどその移動経路としての機能が低い、とする報告もある (Osborne, 1984)。具体的な幅として、守山 (1992)は、シジユウカラ *Parus major* などの小鳥やキツネ *Vulpes vulpes japonica* などの動物の移動経路として、幅10mのヘッジロウでは不十分であると述べている。Ruefenacht and Knight (1994)は、これまでの研究をまとめた結果、鳥類および大型の哺乳類では、60-5000mの幅が提案されるとした上で、小型哺乳類の場合には、1-10mの幅で十分だとしている。一方で、LaPolla and Barrett (1993)は、ハタネズミ *Microtus pennsylvanicus* を使った実験で、生息地間の移動の速さという点では、幅5mの回廊よりも幅1mの回廊の方が優れていたと報告している。

(3)ヘッジロウ以外による生息地間の連結と分断

ヘッジロウ以外にも、個体の移動や種の伝播に際して回廊として機能する空間構造が研究されている。鳥類が、牧草地の中の藪に沿って水辺と松林の間を往復しているという報告 (Dmowski and Kozakiewicz, 1990)、蝶が林縁と水辺を移動経路として利用しているという報告 (Wood and Samways, 1991)などはその例である。

小規模な緑地が飛石的な機能を果たし、動物の移動に貢献しているという考え方もある (Terborgh, 1974; Whitcomb et al., 1976; Blab, 1993)。

樹林性の鳥類にとって生息地の連結性を阻害する要因としては、樹木の少ない空間、道路や市街地などが考えられる (Harms and Opdam, 1990)。樹林内の幅20m以上の道路が小型哺乳類の移動を妨げることも報告されている (Oxley et al., 1974)。他方、Szacki and Liro (1991)は、道路や側溝はアカネズミ *Apodemus agrarius*、ヤチネズミ *Clethrionomus glareolus*の移動に障害になっていないとしている。生息地の連結と分断の効果の定量と評価は、今後なお研究される必要があろう。

1.2.5 生息地の形状

島嶼生物地理学における、種の移出入や局所的な絶滅が、群集の種組成に影響を与えるという考え方は、半島についても適用された。すなわち、半島の先端部では、種の絶滅は、本土からの相対的にゆっくりとした種の移入によって補われるため、結果として種数が減少するというものである (Simpson, 1964)。

この考え方は当初は支持され、半島効果が現れにくい形状、すなわち、円に近い形状に、生息地を保護することが主張された (Shafer, 1990を参照)。

しかし研究の進展につれて、半島において重要なのは隣接する生息地との相互作用であり、半島の形状自体は種組成に対して中立的であることが指摘されるようになり (Simberloff and Abele, 1984; Means and Simberloff, 1987)、野外調査結果もそれを支持した (Seib, 1980; Blouin and Conner, 1985)。従って今日では、生息地の形状そのものが生物群集に与える影響が問題にされることは稀である。

1.2.6 生息地内部の構造

生息地内部の様々な構造は、生物の生存に様々な影響を及ぼしている。そのような生息地内部の微小構造は、微小生息場所 (microhabitat) と呼ばれている。鳥類においては、その分布が植生に影響を受けることが広く知られている (例えば、MacArthur and MacArthur, 1961)。我が国においても、植生の構造と鳥相の関係については、由井の一連の研究 (由井, 1976, 1977; 由井・鈴木, 1987)がある。また、人為的な影響が強い樹林地もしくは公園における研究としては、葉山 (1985, 1994)の研究が挙げられる。これらの研究は、植生の種組成によって区分された林分ごとに鳥類の分布の目録を作り、その種数や種組成を比較するという定性的な手法を取っていた。これに対し、MacArthur and MacArthur (1961)、Howe (1984)、Erdelen (1984)や石田 (1987)の研究のように、樹林地の植生構造を階層別に分けて、鳥類の種多様性と階層構造ごとの植被率や密度との関係を定量的に分析したり、特定の植物種との関係の分析を行った事例も近年現れている。これらの研究では、一般的に植生の階層構造が発達して複雑になるほど、出現する鳥類の種数が増加したり、鳥類の種多様性が高まることが指摘されている (例えば、MacArthur and MacArthur, 1961; Erdelen, 1984)。さらに、下層の植被の存在が重要であると指摘している研究もある (Cicero, 1989;

業山, 1994; 加藤, 1996a)。前田 (1993) は、これらの先行研究をまとめて、鳥類群集に影響を及ぼす植生の属性を、植被率、階層構造、種組成、および平面的な広がりや分断の構造であるとしている。

1.2.7 境界効果

(1) 隣接する土地利用

動物の生活は、単一の種類の生息地の内部だけで完結するとは限らない。Moller (1987) は、鳥類を採餌場所によって "patch species", "partial patch species", "non-patch species" に分け、生息地の面積の影響を最も強く受けるのは、単一の生息地の内部だけで採餌を完了させる "patch species" であることを報告している。このことから逆に、"patch species" 以外の種は複数の種類の空間を生息地として利用しており、その全ての状態に影響されることが予想される。そして、そのことを裏付ける野外調査結果が既にいくつか報告されている。

Yahner (1983) と Loman and von Schantz (1991) は、主たる生息地に隣接する農耕地が、鳥類の生活に対し重要な寄与をしていると議論している。唐沢 (1987) は、都市内緑地に生息するハシブトガラス *Corvus macrorhynchos* の個体数が、彼らが餌としている、市街地の早朝のゴミの量に依存していると述べているが、これも、主たる生息地に隣接する空間の状態の影響を受けている例と見なせる。

地域において異なった種類の生息地が混在することそれ自体が、動物群集に影響を与えていることも報告されている。Rafe et al. (1985) は、多様な生息地が同一地域内に存在することにより、鳥類群集の種多様性が増加するとしている。また、有田 (1988) は、均質な地域と、異質な生息地が混在する地域とでは、類似の地勢であっても明らかに鳥相が異なることを指摘している。

もっとも、単純に地域における樹木や緑地の増加に伴って鳥類の種数が増加する、という調査結果もある (藤巻, 1981; 平野ら, 1985; 柳澤, 1989)。全てが緑地であれば空間の多様性は最小になるので、この場合、空間が多様になるほど種数が減少したことになる。これは、生息地となり得ない空間が混在しても、種の多様性にはよい影響は与えないことを示すものといえる。樹木率、緑地率と種数が正の相関を示したのは、いずれも都市化の比較的進んだ地域での研究であることから、市街地はハシブトガラスなどを除く多くの鳥類にとっては生息地として機能していないと考えられる。従って市街地と緑地が入り交じって空間が多様になったとしても、鳥類群集の種多様性は向上しないと見える。

(2) 境界効果

空間が多様であることが動物群集の多様性に影響するのは、単に各々の種類の空間に応じた種が現れたり、複数の種類の生息地を使い分けられる種が生息しやすくなるからだけではない。生息地と別の種類の生息地、あるいは一般的に言って、比較的均質な空間と別の比較的均質な空間との境界部分は、空間の間の相互作用により特別な性質を持つようになるからでもある。この種の効果は、一般に境界効果 (edge effect, boundary effect) と呼ばれている。Schonewald-Cox

and Bayless (1986)によれば、生息地間の自然な境界 (edge) に対し、人為的な働きによる境界を boundary と呼んでいる。

樹林地の林縁においては、様々な境界効果が見られることが知られている (Murcia, 1995 の総説参照)。林縁部の拡大は、しばしば本来の樹林としての領域の縮小につながる。樹林を細分化すればするほど、樹林に占める林縁部の割合は増大し、ついには樹林としての領域を失う (例えば、Merriam and Wegner, 1992)。林縁部は確かに種多様性の高い領域であるが (Whittaker, 1972)、その相当部分は、草地など林外の種の侵入や隣接地の種の一時的な立ち入りによってもたらされる (Kricher, 1973)。従って林縁部では、樹林性の種は林縁性、あるいは林外に生息する種に追われ、消失する (Wilcove, 1985; Freemark and Merriam, 1986)。Buechner (1987) は、面積に対する境界延長が長いほど、境界を越えた個体の移動が活発になることを、シミュレーションにより指摘し、境界が長くなることは絶滅の危険にさらされている種にとって不利であると論じている。境界効果を常に良い方に評価できるわけではない。言い替えれば、面積-境界長比が小さい生息地は、たとえ面積が大きくとも、周囲からの影響を受けやすく (Schonewald-Cox and Bayless, 1986)、大規模生息地としての価値は低い。

1.2.8 種間関係

(1) 捕食-被食の関係

樹林性の種など大規模な単一生息地を必要とする種の消失は、種間競争の結果によっても起こる。これは、移入-絶滅平衡説を、陸上の生物群集に当てはめた当初はほとんど顧みられることのなかった問題であるが、近年になって、種間関係がどのような形で動物群集の個体数と関わっているかを調査し、群集や生息地の保全との関連まで言及した研究も、いくつか報告されている。

捕食者の密度は、生物の個体数を制御する重要な要因である。キツネ *Urocyon cinereargenteus* とその天敵コヨーテ *Canis latrans* の個体数の比を用い、低木林内の鳥類に対する捕食圧を推定し、鳥類の種数、個体数との関係を調べた Soulé et al. (1988) は、鳥類の分布とその捕食者の分布が現実に負の相関を示すことを報告している。Loman (1991) も、小型哺乳類とその捕食者である猛禽類の個体密度の関係を調べ、同様の結論に至っている。その他、特殊な忌避物質を分泌する生物の存在が、分布に影響を与えることも報じられている (Merriam, 1990)。しかしこれらの研究は、異質の生息空間の隣接という事態を想定しているわけではない。

捕食は、成体よりも卵や幼体に対してなされることが多い。特に、鳥類の巣における卵や幼鳥の被食については数多くの研究がなされている (Andrén, 1995 の総説参照)。巣の捕食についてのこれまでの報告の多くは、樹林地の林縁付近では内部よりも巣における被捕食率が高く (例えば、Chasko and Gates, 1982; Andrén and Angelstam, 1988 など)、また面積の大きな樹林地よりも面積の小さな樹林地でより高い (例えば、Wilcove, 1985; Small and Hunter, 1988 など) というものであった。これらの研究はヨーロッパや北米の比較的緯度が高い地域でなされているものが多いが、緯度の低い地域でも同様の結果が得られている (例えば、スペイン中部、Tellería and Santos, 1992; ペ

リーズ, Burkey, 1993)。境界付近における捕食率のこのような上昇は、樹林地の境界、特に農業地域に孤立して残存している樹林地の境界において顕著に認められている(例えば、Andrén and Angelstam, 1988; Moller, 1988など)。また同様の境界効果は、樹林地以外の生息地についても報告されている(農耕地(Moller, 1989)、草地(Johnson and Temple, 1990; Burger et al., 1994)、島嶼(Loiselle and Hoppes, 1983)など)。ただし、樹林地以外の生息地については、境界付近でも被捕食率の変動が見られなかったという研究も少なくない(例えば、農耕地(Vickery et al., 1992)、草地(Clark and Nudds, 1991)、湿原(Berg et al., 1992)、島嶼(Nilsson et al., 1985))。

生息地の境界で巣における被捕食率が高まる理由としては、1) 生息地の境界では被食者の生息密度が高いため捕食者にとって魅力的な採餌場所である(Gates and Gysel, 1978)、2) 捕食者が生息地の境界を移動経路として利用しているため(Bider, 1968)、捕食者が他の場所と比べて境界に長い時間留まる、3) 樹林地周辺に生息する捕食者が樹林地内に入り込む、などがあげられている(Andrén, 1995)。

(2) 捕食-被食の関係以外

捕食者-被食者の関係でなくとも、種間関係が動物の分布を規定することは普通にみられると考えられる。Ambuel and Temple (1983)は、小規模な樹林地に樹林性の鳥類がいないのは、林縁性、あるいは農村性の鳥類によって追い出されるためだと論じている。一般には、樹林性の種の消失は存在限界面積によって説明される(Nilsson, 1986)。しかし、樹林性の生物が、林縁性の生物によって残存林分から追い出される例は、各地で報告されており、Merriam (1990)もいくつかの例を紹介している。

1.2.9 生物群集の保全の試みの現状

(1) 個々の生息空間の復元および保全

日本においては、近年、主に池や河川を中心とした比較的限られた面積の空間において、多くの種を維持し得る生息地を整備して生物群集を保全しあるいは復元させる試みがなされている。実際にトンボ(養父, 1991)、ホタル(森, 1988)、水鳥(運尾, 1991)、魚(水野, 1985)などや、あるいはそれらを含む総合的な生物群集について(養父ら, 1992)、成功例が報告されている。これらのいわば点的な環境整備については、経験的な知見の蓄積が広く紹介されつつある(杉山・進士, 1992; 武内・小河原, 1992)。

より広範囲な空間を対象とし、個々の生息地の質の向上のみならずそれらの配置や組合せを工夫して、全体としての空間の生態的な質の向上を図るというアプローチも、欧米諸国では検討が進みつつある(Blab, 1993; Shafer, 1990; Jedicke, 1994)。このアプローチは、点的な環境整備が主に限られた空間における種多様性を念頭に置いているのに対し、広域的な種の多様性、さらには生態系の多様性の維持、向上を目指すものである。しかし、我が国においては今の所取り上げられていない。点的な環境整備の蓄積によって全体としての空間の質の向上が図れると考えることには、危険が大きい。なぜなら、1.2.1節や1.2.3節で議論したように、局地的な種多様性の向上と広

域的な種多様性の向上、あるいは群集・生態系の多様性の向上とは、時には相反する要求となるからである。

(2) 生息地間の連結性を目的とした環境整備

広域的な環境計画、環境整備に関連のあるものとして、緑のネットワークあるいはそれに類するものが、近年議論されることが多い(例えば、井上, 1986)。ここで紹介した一群の研究の多くは、ヘッジロウに代表される列状の緑地が、少なくとも一部の樹林性の生物、特に哺乳類や歩行性の昆虫にとって、移動のための回廊などの形で機能していることを示しており、緑のネットワークの有効性の根拠を与えるものである。

もっとも、ネットワークにも質が考えられなければならない。劣悪なネットワークは、時には悪影響さえ生む。地図上で緑地の配置を考えるだけでなく、実際に動物の移動を追跡して(例えば、佐伯, 1989)、その土地においてネットワークとして機能し得る規模と構造を備えた緑地の整備に努めるべきである。

また、樹林の内部に生息地が限定される種では、ヘッジロウ程度のネットワークの効果は小さい。加えて、生息地の孤立性や連結性の効果は、面積の持つ効果よりは小さい。これらのことは、緑のネットワークが、既存の緑地の質の向上に寄与するものであっても、緑地の細分化を容易に補償し得るものではないことを示している。イギリスでは樹林性とされる生物の8割がヘッジロウを生息地としていることからわかるように、大規模な原生自然が既に失われて、取り得る選択肢が限られている(Shafer, 1990)。このような場合には、ヘッジロウのような小規模な生息地を生かして環境を創造していく必要があるが、これは、生息地間の連結性の向上のみならず、生息空間の拡大や多様化の意義も大きいとみるべきであろう。

ヨーロッパでは、特にドイツやオランダを中心として、生息地のネットワークをつくる環境整備が進められており(例えば、Bennett, 1990)、それらは日本にも紹介されている(例えば、日本生態系協会, 1994, 1995; 日置, 1996)。ドイツにおいては、ビオトープ(Biotop: 特定の生物群集が生存できるような、特定の環境条件を備えた均質で周辺の空間と明らかに区別することができる地域)を規準として、ビオトープ結合システム(Biotopverbundsystem)と呼ばれる手法が提案されている(Heydemann, 1986)。いくつかのビオトープが結合して一つのシステムとして機能するのが、ビオトープ結合システムである。ビオトープ結合システムの理論と実践に詳しいJedicke(1994)は、ビオトープ結合システムは以下の4つの柱からなるとしている。一つは、大規模な保護地である。大規模な保護地は、植物と動物の両方にとって継続的な安定した生息空間を提供し、面積要求が強い種の生息をも可能にするものである。二つ目は、孤立した大規模な保護地の間の「踏み石ビオトープ」である。踏み石ビオトープは、大規模な保護地間に位置してまさに踏み石のように働くことで、その間の個体の移動を可能にするとともに、短期的な休息地や経常的ではない繁殖地として利用される。三つ目は、移動の経路としての「生態的回廊」である。これは、大規模な保護地や踏み石ビオトープをつなげるもので、踏み石ビオトープとは異なり、一つの点としての生息場所を提供するわけではなく、生息場所をつなぐ機能を持つ。最後に、それぞれのビオトープ

がより多くの生物に利用されるようにすることである。例えば、農業地域においては農薬や肥料の投入を減らし、生物に配慮した農業に変換することによって、多くの生物の生存を可能とし、また周辺の保護地に及ぼす悪影響を軽減することができる。ビオトープ結合システムは、地域の自然の保護や創造を考える際に非常に重要な考え方であるとされ、ビオトープ計画は、このビオトープ結合システムを念頭に置いて策定されなければならない(Jedicke, 1994)。

第2章 研究の方法

2.1 環境要因を分析評価する際の3つのスケール

2.1.1 空間スケール

生物群集のあり方を規定する要因には広域的なものからきわめて局地的なものまで様々なものがある。これら全てを一度に取り扱うのは適当ではない。そのため、生物群集の保全を目的とした緑地環境評価では、空間スケールを変えながら対象地域の環境条件や生物群集の分析や評価を行い、それぞれのスケールにおいて生物群集に影響を及ぼしている要因を明らかにしていく必要がある。

武内・横張(1993)は、ビオトープの保全・創出における分析と評価のための3段階の空間スケールを提示し、それぞれをマクロスケール、メソスケール、ミクロスケールと呼んでいる。加藤(1996b)は、さらに広域的なスケールにおける分析も提案している。本研究では、市町村規模の対象地域で緑地環境評価を行う場合を想定し、マクロ、メソ、ミクロの3つのスケールで分析と評価を行う手法を採用した。スケールの分類とその研究方法についての概念図を図2.1に示した。

2.1.2 マクロスケール

マクロスケールは、様々な景観構成要素が存在しているある一定の広がりをもった地域全体を含むスケールである。具体的には、例えば県または市全域を含むスケールである。分析の基礎となる地図の縮尺は、1/25,000~1/100,000である。なお、このマクロスケールを含む以下のスケールにおいてあげる基礎となる地図の縮尺は、目安であり、対象地域の大きさ、対象とする分類群によって変わりうる。このスケールにおける分析・評価では、対象地域内の主要な景観構成要素の把握と、保全の必要性のある景観構成要素やより詳細な調査分析を必要とする地点の抽出を行うことを目的とする。つまり、生物群集にとっての生息地を分類してその分布図を作成する作業を行う。そのためには、対象地域全体を網羅した生物相のデータを得、生物相の空間的な変化のパターンに基づき、空間の区分や評価を行えることが望ましい。

2.1.3 メソスケール

メソスケールにおいては、マクロスケールによって把握された同種の複数の景観構成要素を調査分析の対象とする。分析の基礎となる地図の縮尺は、1/5,000~10,000である。このスケールにおける分析・評価では、同種の複数の景観構成要素が、生物の生息地としてどのような状態であるのか、生息している生物群集を比較することによって明らかにするとともに、生息地としての質がどのような条件によって規定されているのかを分析することを目的とする。例えば、マクロスケールの分析で樹林地が重要な生息地のタイプの一つであると判定された場合、どのような樹林地にどのような生物群集が見られるのか、また、どのような樹林地がより質の高い生息地となっているのかを分析するのである。樹林地の場合、具体的には、面積、孤立性・連結性などが検討の対象となる。

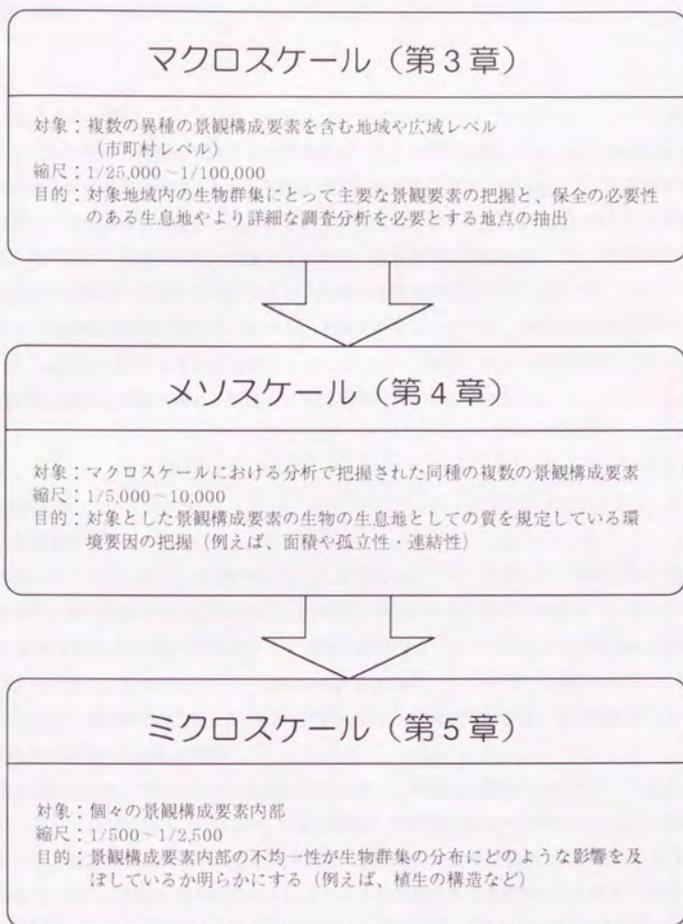


図2.1 生物群集の分布を規定している環境要因を把握するための3つのスケール

2.1.4 ミクروسケール

広域的な視点では均一にみなし得る空間も、よりマイクロな視点ではしばしば不均一である。ミクروسケールにおける分析・評価では、こうした不均一性が生物群集に及ぼす影響を分析し環境評価に反映させることを目的とする。分析の基礎となる地図の縮尺は、1/500～1/2,500である。例えば、対象地が樹林地である場合には、考慮する環境要因は植生の種組成・構造や隣接する土

地利用の影響などである。

2.2 対象とする分類群

本研究においては、鳥類を対象として研究を行った。鳥類を対象としたのは、本研究が主に対象とする都市や都市近郊地域にもある程度の種数、個体数が存在していること、これまで個々の種の生態についての研究が数多くなされており環境要因が生息に及ぼす影響に関する知見の蓄積も多く、また分布や生息の状況を調査するための一般的な手法が存在すること、生態系において比較的高次の消費者の役割を果たしており、環境の指標性が高いこと、さらには、非常にミクロな特定の環境条件に影響を受けることが多い土壌生物などに比べて、広域的な環境指標性を持つこと、さらには一般的にもその存在が広く知られており、保護に対する意識も高いために、現実の環境政策において指標生物とする場合でも理解を得易いこと、による。

2.3 分析方法

2.3.1 多変量解析

本研究においては、データの分析手法として多変量解析を主に採用した。生物群集の種組成のデータは多変量で構成されることが多く、必然的に多変量解析が適用されることが多い(小林, 1995)。群集生態学および植生学において、多変量解析は広く利用されている(Gauch, 1982など)。我が国においては、伊藤(1977)や小林(1995)が群集生態学における多変量解析の利用について紹介しているが、地域環境の分析・評価などにおいては、多変量解析を用いた生物群集の分析はあまり行われていない(加藤, 1996b)。

多変量解析の種類と個々の手法の特徴については、いくつかの研究において詳しく紹介、説明されているので(加藤, 1992; 小林, 1995; 加藤, 1995b)、本研究においては取り上げない。加藤(1996b)は、地域環境計画のために生物群集調査の結果に対して多変量解析を適用するあり方について議論し、現在一般的に使われているいくつかの多変量解析を比較検討した結果、種組成に基づき群集を分析するための手法として多くの場合にTWINSPAN(Hill, 1979)が適当であるとしている。TWINSPANは、一般的に広く使われているクラスター分析に比べると、サンプルの分類のそれぞれの段階に対して“indicator species”を求めることができ、サンプルの分類と種の出現の関係を知らることができる点で優れている。本研究では、サンプルおよび種の分類手法としてこのTWINSPANを採用した。

2.3.2 TWINSPAN

海外では、植生を対象とした研究などいくつかの分類群で数多くの適用事例がみられる(例えば、Van der Maarel et al., 1987; Monk et al., 1989; Saetersdal and Birks, 1993; Shaltout et al., 1995)。国内での使用は、西本(1991)などにおいて植生の種組成の分析に使われた例があるほか、Lobo et al.

(1995)などによって他の分類群の群集の種組成の分析に適用されている。とはいえ、TWINSPANはわが国においては必ずしも一般的とはいえないのが現状である。そこで、TWINSPANの概要をここに示し、本研究においてTWINSPANを使用するのが望ましい理由を論じることとする。

多変量解析手法には、大きく分けて序列化手法と分類手法があるが、TWINSPANは分類手法に属する。分類を行う際に、序列化手法の一つである反復平均法（対応分析）を利用しているが、その結果が分類の結果にじかに反映されているわけではない。Hill (1979)によれば、計算の手順は以下の通りである。

1) 計算に先立って、出現した種のアバンダンスをいくつかの階級に分けるための"pseudospecies cut level"を設定する。例えば、調査結果が出現した種の個体数によって構成されていた場合、個体数をいくつかの階級に分ける。Hill (1979)のデフォルトでは、cut levelは0、2、5、10、20に設定されている。この場合、0、0を越えて2未満、2以上5未満、5以上10未満、10以上20未満、20以上、の6つの階級が用意される。3)以下の計算では、この"pseudospecies cut level"が意味を持つようになる。

pseudospeciesについても説明しておく必要がある。これは、アバンダンスが多い種を少ない種と区別するために使うもので、1つの種に対して低位から高位のpseudospeciesを設定した上で、アバンダンスの少ない種では低位のpseudospeciesしか出現したことにならないが、アバンダンスの多い種では高位のpseudospeciesまで出現したことにする、というシステムである。こうすることによって、「あるーなし」の形のデータによって、種のアバンダンスをある程度表現できることになる。デフォルトの場合、1つの種は最大で5つのpseudospeciesによって記述される。例えば、シジュウカラが25個体記録されたサンプルがあるとすると、このサンプルでは、「シジュウカラ1」～「シジュウカラ5」までのすべてのpseudospeciesが出現したことになる。アオジが4個体出現したサンプルでは、「アオジ1」、「アオジ2」の2つのpseudospeciesが出現したことになるが、「アオジ3」～「アオジ5」の3つのpseudospeciesについては出現しなかったことになる。

2) 反復平均法を適用する。第1軸のサンプルスコアを用いてサンプルを序列化する。すべてのサンプルのスコアから全体の重心を計算し、サンプルスコアが重心のどちらにあるかによってサンプルを2分する。

3) どちらかのサンプルのグループに特徴的に出現する種（正確にはpseudospecies、以下同様）を"differential species"と称し、この出現状況に基づきサンプルの分割をやり直す。ただし実際には、differential speciesは結果には現れない。それぞれのグループにおける出現頻度により計算されるpreference scoreがすべての種に対して計算され、サンプルにおけるその平均値がサンプルの新しいスコアになる。一方のグループにおける出現頻度が他方のグループにおける頻度の3倍以上の種では、preference scoreの絶対値が1になる（符号はどちらのグループによく出現するかによって変わる）。こういう種を"differential species"と呼んでいる。

4) preference scoreの平均値によってサンプルを分割する際、ちょうど中間に位置してしまうサンプルが少数現れることがある。こうしたサンプルを最終的にどちらかのグループに属させること

を主目的として、もう1回分類が行われる。このとき、それぞれのグループに特徴的に出現している種を"indicator species"として抽出する。どちら側のindicator speciesがそれぞれいくつあるかを調べて、それぞれのサンプルを最終的にどちらかのグループへと分類する。

5) 得られたそれぞれのグループにおいて、グループのそれ以上分割を禁止する条件が満たされていなければ、2)~4)の作業を繰り返す。デフォルトの設定では、1つのグループに含まれるサンプルの数が5未満になるか、分割を6段階まで行くと、それ以上のグループの分割を停止する。

6) サンプルの分類が終了した後、分類されたサンプルのそれぞれのグループに対する選好性に基づき、種の分類を行う。

7) サンプルと種の分類の結果を二進木に表現したときの順序をもとにしてデータテーブルの並べ換えを行う。データとして、pseudospeciesの階級の値を書き込んで、テーブルを完成させる。なお、6)の手続きがあるため、データの非0の値はテーブルの左上から右下にかけて並ぶことになる。

TWINSpanは、先にも述べたように、サンプルと種のグループの対応関係が把握できる点で優れている。手順(3)~(4)では、種の出現のあるなしだけを分類の根拠としており、量的データにはつきもののノイズによるデータの変動の影響を受けにくくしている一方、"pseudospecies cut level"を適切に設定することによって、量的な情報もある程度取り入れることもできるようになっている。

2.3.3 TWINSpanの分析例

鳥類群集の種組成を24地点で調査して得られたデータをTWINSpanによって分析した結果の出力を図2.2に示した。左の列は種名、上の行はサンプルの番号である。この分析においては、鳥類のアンダナンスのデータとして3回の調査のうち何回その種が出現したかの頻度を用い

	222	1	1	11211	111	
	923026811217568459474033					
ワカ	---	21112	1	-----	-----	11
メノ	---	1-21	-----	1	-----	11
アケラ	---	11-2111	-----	-----	-----	11
ルア'カ'ラ	-----	222	1-1111	-----	-----	10
カミ	1-2-1-1112	1-1-1-11-1-1	-----	-----	-----	10
キ'ハ'ト	12222-1111	1-21-11	-----	-----	-----	10
ムトリ	-2-----	-----	11	-----	11	011
シ'ユ'カ'ラ	2222222222	221	2222222222	-----	-----	011
ヒト'リ	-112111121	1222221	222122	-----	-----	011
カ'ラ	2-12212222	1122212-2221	-----	-----	-----	011
ス'メ	-----	1-----	-----	1-1-1	-----	010
アジ	-----	212-22-11	-----	21-212	-----	010
ウ'イ'ス	-----	2--1-1-1	-----	111112	-----	010
カ'ス	-----	-----	-----	-----	11	00
カ'ル	-----	1-1	-----	1-1	-----	00
カ'レ'ク	-----	11-1-1	-----	212121	-----	00
	0000000000	111111111111	-----	-----	-----	
	0001111111	100000011111	-----	-----	-----	
	0111111	100001100001	-----	-----	-----	
	000011	101111	-----	0011	-----	

図2.2 TWINSpanの出力の例

左の列は種名、上の数字は調査地点の番号を示す。番号は上から下に読む。例えば、最も左の調査地点は9、その次は22である。また、図中の数字はそれぞれの種のそれぞれの調査地点におけるpseudospecies cut levelを示す(pseudospecies cut levelについては、本文を参照)。右端、および下の0と1の列は、調査地点および種の分割を示す。例えば、下の列においては、最も上の0と1の列が最初の分割を示している。次の分割はその下の0と1の列によって示される。種の分割においても同様で、最も右の縦の列が最初の分割を示す。なお、本来の出力結果には示されないが、ここではサンプルの分割場所とその分割の際のindicator speciesを示した。3本の縦線は、第2段階までの分割において分割された場所を示す。四角で囲まれがpseudospecies cut levelは、それぞれの分割においてindicator speciesであると示された種である。

ており、“pseudospecies cut level”は3回の調査のうち、一度も出現しない、一度出現した、二度以上出現したの3つの階級に設定している。サンプルと種の分類については、下の行と右の列の0と1の組み合わせで示されている。例えば、サンプルの分割について見てみると一番上の0と1の行が最初の分割を示しており、その下の行が2段階目の分割を示している。以下同じである。種についても同様である。図2.2には、本来の出力の結果の図には示されないが、参考のためにサンプルを4つのグループに分割した際のサンプルのグループとその際の“indicator species”を示した。例えば、左から2番目のサンプルのグループについて見てみると、オナガ*Cyanopica cyana*、アオゲラ*Picus avokera*、アオジ*Emberiza spodocephala*、ウグイス*Cettia diphone*が特徴的に出現することによって、一番左のグループから区別されることがわかる。

出力の結果は、植物社会学において一般的に用いられる表操作の結果と類似しているが、ここまでの説明から明らかのように操作の際の考え方は全く異なっている。結果の再現性や客観性はTWINSPANの方が優れていることは明らかである。ただし、“pseudospecies cut level”を人為的に決定できる、種によって分析の際の重みを変えることができる、など、主観的な操作が介入する余地が存在する点には注意が必要である。

第3章 マクロスケールにおける分析・評価

3.1 マクロスケールにおける分析・評価の目的と方法

3.1.1 目的

マクロスケールでは、対象地域全体を、対象となる生物群集の分布に基づいて区分し、対象生物にとって重要な景観構成要素を抽出することを目的とする。つまり、広域的なレベルでその対象生物にとっての生息地の分布図を作成する作業である。また、生物の分布が特異であるような地域も明らかにすることも目的の一つである。生物の分布が特異であるような地域とは、例えば面積の大きな樹林地があるのに、樹林性の鳥類がほとんど出現しないような地域である。その原因を明らかにするために、このような地域では詳細な調査分析が必要である。

3.1.2 方法の提示

分析の具体的な手順を図3.1に示す。まず、対象地全域をカバーするように鳥類の分布状況を調査し、その結果をメッシュデータにまとめる。この際に設定するメッシュの大きさは、3次メッシュ（縦横約1km）からその縦横を4等分した程度のメッシュ（縦横約250m）の大きさが適当であろう。規準となるメッシュを小さくすればより詳細な調査分析が行えるが、地域全体が分析の対象となるマクロスケールにおいてはメッシュ数が膨大になり、調査分析が困難になると考えられる。また、メッシュの規格に国土地理院が採用している基準メッシュを採用すれば、環境条件に関するさまざまな既存のデータを利用することができる（武内・恒川, 1994）。

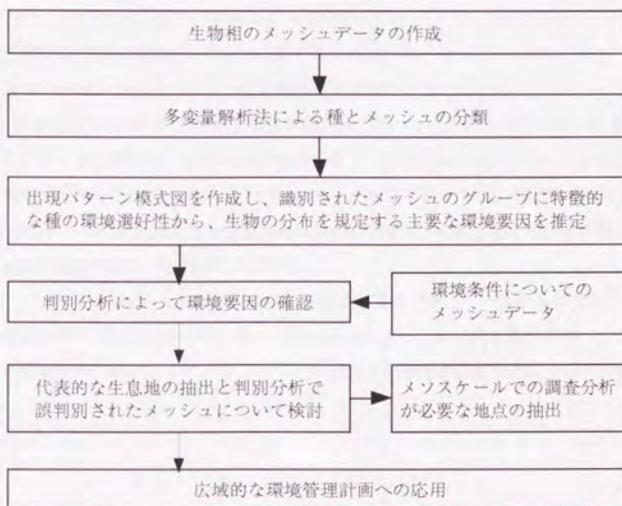


図3.1 マクロスケールにおける分析・評価の手順

鳥類の分布調査は、設定されたメッシュの内に予め一定の距離のラインを設定して行うラインセンサス法か、メッシュ内にいくつかの調査地点を設定して行う点センサス法のどちらかによって行う。いずれにしても、それぞれのメッシュにおいて出現した鳥類の種名と個体数を記録する。

こうして得られたメッシュデータに分類型の変量解析を適用し、メッシュと種を類型化する。その結果をもとに出現パターン模式図を作成して、種のグループとメッシュのグループの対応関係を明らかにし、また各グループの特性を把握する。出現パターン模式図とは、それぞれのメッシュのグループにどのような種が特徴的に出現したかを表した図で、植生図の作成の際に作られる現存植生図作成指針(例えば、宮脇, 1977)と同じ形式のものである。動物群集に応用した例としては、井手(1992)がある。この模式図の作成によって、分類されたメッシュが、どのような種の生息地を含んでいるかが明らかになる。

次に、メッシュのそれぞれのグループがどのような環境条件に対応しているのかを分析する。ここでは判別分析を使うものとした。この分析によって、対象地域において鳥類群集の種組成がどのような環境条件に規定されているのか把握することができる。なお、判別分析を用いて生物相と環境条件を対比した研究には、底生無脊椎動物と河川環境の比較を行った Wright et al. (1984)や、データベースを用いて植生の判別を行った Ratliff and Westfall (1989)がある。

最後に、メッシュのグループごとに生物相を評価することによって、対象地において重要な生息地を抽出する。先の判別分析によって誤判別されたメッシュについては、その理由を検討する。これらの結果からより詳細なスケールでの調査が必要なメッシュを明らかにする。

ここで提案した分析手法の要点は、以下の3点にまとめられる。

第1は、メッシュデータ化された生物相のデータの利用である。メッシュデータを用いた生物相の解析は、広域的な空間が対象となる場合に多く使われている(例えば、井手任, 1992; Whitehead et al., 1992)。その長所は、全域を網羅的に把握できることである。また、

第2は、多変量解析手法の適用である。第2章第3節で述べたように、生物相の変化を分析するための手法として、多変量解析は応用生態学の諸分野で近年広く利用されている。多変量解析により、生物相の空間的な変化のパターンを抽出したり、類型化を行うことが可能であり(Gauch, 1982)、生物相のデータによる空間区分(Whitehead et al., 1992)や保護地域の代表性の検討(Saetersdal and Birks, 1993)などに利用されている。

第3は、メソスケールにおける分析のための基礎情報の提供である。メッシュの類型化により、代表的な生息地をタイプ別に抽出する。また、全体的なパターンから外れるものについては、局地的な要因を考察することによって、メソスケールにおける分析が必要な地点を明らかにすることができる。

3.2 ケーススタディ

3.2.1 ケーススタディの対象地について

ケーススタディとして、埼玉県所沢市と、同じく埼玉県狭山市を対象とした分析を行った。この両市は埼玉県の南西部に位置している。地形的には、所沢市は、武蔵野台地および狭山丘陵上に位置し、大規模な水域としては、東京都の水道用水での貯水池である狭山湖（山口貯水池）が市の南西部に位置している。また、狭山市は、市の南西から北東に向かって、荒川の支流である入間川が市を2分するように流れており、入間川よりも北西側の市域は、大部分が低地が占めており、南東側は武蔵野台地となっている。

この両市の大部分を構成している武蔵野台地には、江戸時代の新田開発以来維持されてきた平地二次林が現在でも多く残存し(犬井, 1982)、100ha程度といった規模の大きな平地林もいくつか存在する。しかし、これらの平地二次林は戦後の化学肥料の普及や燃料の変化によってその必要性が低下しており、従来行われてきた二次林としての管理が放棄されている林分も多い。さらに、都市域あるいは都市近郊、工業地帯に位置している平地二次林は、住宅地化や工業用地化の影響を受けて、その規模が縮小し、孤立化しつつある。

また、狭山丘陵には、先に挙げた2つの貯水池を取り囲むように大規模な樹林地が残されている。これらの樹林地もそもそも主に農耕地として利用されてきた典型的な二次林である。しかし貯水池が造られた後は、貯水池周辺の樹林地は水源かん養林として立入を規制されてきたために、一部の林分を除いては、間伐や下刈り、萌芽更新といった、二次林を維持するのに必要な植生管理は現在ほとんど行われていない。狭山丘陵は戦前から様々な開発の影響を受けて、その樹林地の規模は縮小されてきたが、貯水池周辺の樹林地が水道用地として保護されてきたためと、1970年代以降に高まりを見せてきた自然保護運動の成果もあって、現在でも東京近郊としては、かなりの規模の樹林地が残されており、ほとんどの地域に何らかの法的な規制がかけられているため、大規模な開発の影響を受ける可能性は低くなっている。

狭山市北部の低地は、荒川流域の大規模な水田地帯の一角を形成しており、そのほとんどの地域が水田として利用されている。また、入間川は狭山市内の流路のほとんどで人工的な護岸が施されているものの、低水護岸は少なく川幅が広いため、河川に特徴的な湿地地もなお残存している。しかし、河川空間およびその周辺では運動公園などの人工的な土地利用が増加しつつあり、湿生生態地も規模を縮小され、残った場所も相互に分断されるようになってきている。

2市を土地利用の視点から比較すると、所沢市は、南部の狭山丘陵と北部の武蔵野台地上に大規模な樹林地を有し、市の中央部から西部にかけては畑作を中心とした農耕地域、中部から東部にかけては、商業地・住宅地で構成されている。東京近郊に位置し、都市化の影響を受けている地域としては、自然性の高い地域がまとまって存在し、土地利用として比較的同質性が強い形態を示す。その一方で、狭山市は大規模に連続する土地利用は非常に少なく、樹林地、畑地、水田、商業地・住宅地、水域がモザイク状に存在しており、大都市近郊に典型的なヘテロ性の強い形態を示している。

以下のケーススタディでは、それぞれの市の状況を別々に分析している。これは、一つには、土地利用の様相が異なる2つの地域において、本章が提示した手法がそれぞれどのように有効で

あるか比較検証するためである。なお、所沢市においては、越冬期と繁殖期の両方において鳥類の調査がなされているが、狭山市においては、繁殖期にのみ調査が行われている。こういった広域的な自然環境基礎調査においては、繁殖期にのみ調査を行うことが多いが、越冬期もまた鳥類の生息を考える上では重要な時期である (Pearson, 1993)。本研究では2つの時期の調査結果の比較を通じて、越冬期における鳥類の調査の意義についても検討した。

3.2.2 埼玉県所沢市におけるケーススタディ

(1) 鳥類メッシュデータ

埼玉県野鳥の会 (現・埼玉県生態系保護協会) が所沢市自然環境保全調査の一環として作成した、鳥類分布のメッシュデータを分析に用いた。このデータは、3次メッシュを縦横2等分したメッシュ (一辺約500m) を記録の単位としており、所沢市は293メッシュで記述されている。調査は、繁殖期に当たる1985年5月18日～6月30日と越冬期に当たる1985年12月25日～1986年2月28日に行われた。調査方法には、コース沿いに出現した鳥類の種類と個体数を記録するロードサイド・カウント法が採用された。調査時間は、鳥類の活動が最も活発な日の出から午前11時までとされ、1メッシュあたりの調査時間は40分程度とされた。調査は晴天か薄曇りの日に限定され、雨天や風の強い日は除外された。メッシュごとに、観察された鳥類の種ごとの個体数が記録された (所沢市, 1987)。

表3.1 現存植生図から読みとった25種の植生単位と分析に用いた10種類の土地利用単位

土地利用単位	第2回自然環境保全基礎調査の現存植生図より読みとった土地利用単位の凡例 (25種)
樹林地	モミシキミ群集、シラカシ群集、クヌギコナラ群集 コナラークリ群落、アカマツヤマツツジ群集、 スギ・ヒノキ・サワラ植林
二次草原	アズマネザサーススキ群集、路傍雑草群落
人工草地	ゴルフ場 (野球場等を含む)
湿性草原	ヨシクラス、オギクラス
水田	水田雑草群落、休耕田雑草群落
畑地	畑地雑草群落、休耕畑地雑草群落
果樹園等	落葉果樹園、桑園、茶畑、苗圃
緑の多い住宅地	緑の多い住宅地、公園・墓地等
開放水域	開放水域
市街地	市街地、工場地帯、造成地、採石場

(2) 土地利用メッシュデータ

鳥類の分布と土地利用の比較を行うために、植生を基礎とした10種類の土地利用単位を設定した(表3.1)。基礎資料として、環境庁の第2回自然環境保全基礎調査により作成された現存植生図(1/50,000)の「川越」「青梅」を用い、鳥類分布のメッシュデータと同規格のメッシュデータを作成した。まず、このメッシュをさらに縦横各々5等分した小メッシュ(一辺約100m)を設定した上で、各々の小メッシュにおいて最も優占する土地利用を読み取り、小メッシュの土地利用とした。次に、メッシュ毎に各土地利用の小メッシュの数を集計し、メッシュにおける各々の土地利用の面積とした。従って、メッシュ内の土地利用は構成比によって表わされる。

本研究では「果樹園等」に区分された土地を除く樹木被覆地をすべて樹林地とした。これは、所沢市においては、樹林地のほとんどが二次林であること、自然植生として記載されているシラカシ群集の大半は実際には屋敷林で、二次林的色彩が強いこと、従って「樹林地」以上の細分化は不要と考えられたためである。

(3) 分析方法

第1章第3節で説明したTWINSPANを用いて、繁殖期と越冬期の鳥類のメッシュデータを別々に分析し、出現種とメッシュの類型化を行った。両期とも、5メッシュ以上に出現した種のみを、分析の対象とした。この結果に基づき、鳥類出現パターン模式図を作成した。

続いてメッシュの類型を目的変数、メッシュの土地利用構成比を説明変数とする正準判別分析

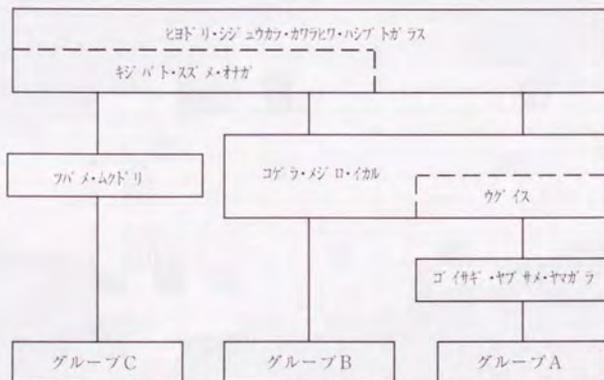


図3.2a 鳥類出現パターン模式図(繁殖期)

それぞれのメッシュのグループにどのような種が特徴的に出現しているかを示す。例えば、グループAにはゴイサギ・ヤマサメ・ヤマガラとコゲラ・メジロ・イカル・ウグイス、さらにヒヨドリ・シジュウカラ・カワラヒワ・ハシブトガラス・キジバト・スズメ・オナガが顕著に出現している。その他のグループについても同様である。なお斜線で囲まれている種は、そのグループにおいて特に個体数が多く出現していることを示す。例えば、グループAとBの両方にウグイスは顕著に出現しているが、特にグループAに個体数が多く出現していることを示す。

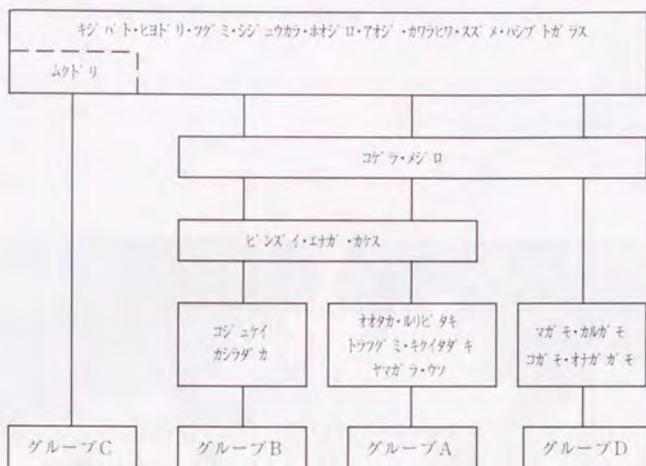


図3.2b 鳥類出現パターン模式図（越冬期）
図の見方については図3.2aを参照。

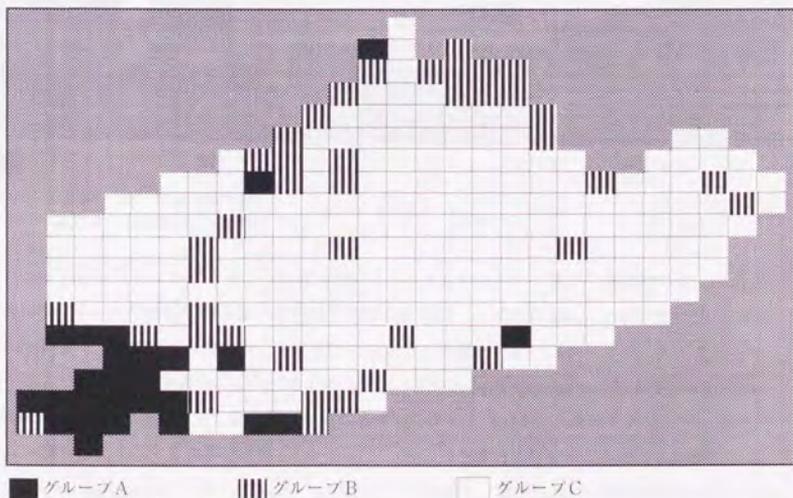


図3.3a グループ分布図（繁殖期）
それぞれのグループに判別されたメッシュが所沢市のどこに分布しているかを示す。なお、所沢市は、293メッシュで構成されている。

を行った。この分析によって、鳥類群集の種組成と土地利用の対応関係を明らかにするとともに、所沢市における鳥類の主要な生息地を抽出した。また、誤判別されたメッシュについては、誤判

別に関与し得る局地的な環境要因の有無を検討した。

(4)結果

TWINSPANの結果、メッシュは、繁殖期には3グループ（グループA～C）に、越冬期には4グループ（グループA～D）に分類された。この結果から、繁殖期と越冬期の鳥類出現パターン模式図を作成した（図3.2a, b）。それぞれのグループの分布を図3.3a, bに示し、所沢市の土地利用の概況を図3.4に示した。

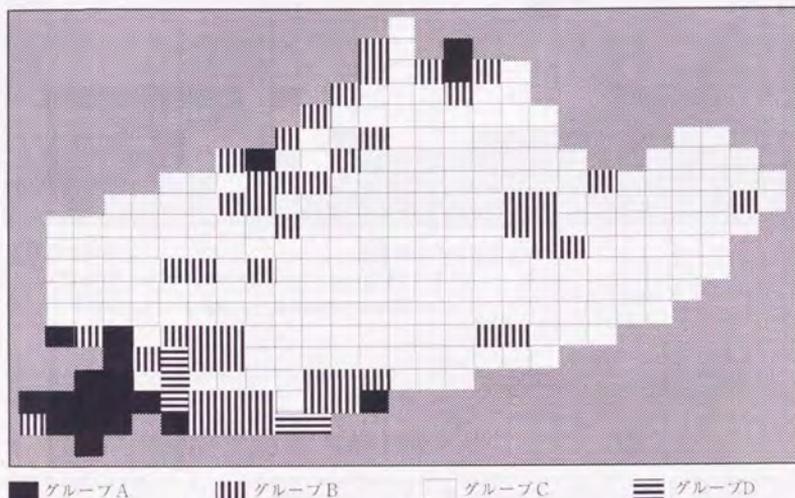
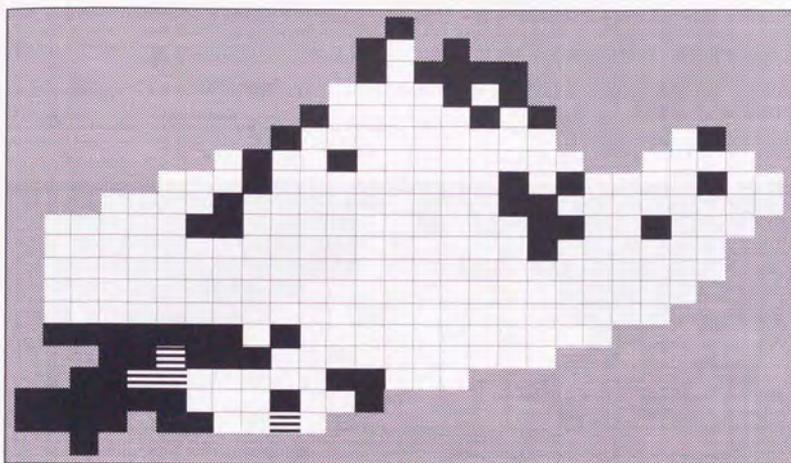


図3.3b. グループ分布図（越冬期）
図の見方については図3.3aを参照。

それぞれのメッシュのグループの特徴は次のようにまとめられる。まず、繁殖期では、グループAには、主に比較的大規模の大きい樹林地で繁殖する鳥類（ヤマガラ*Parus varius*・ヤブサメ*Cettia squameiceps*など）が出現しており、メッシュの分布からも狭山丘陵のグループであると考えられる。グループBには、樹林地に主に生息する鳥類（メジロ*Zosterops japonicus*・コゲラ*Dendrocopos kizuki*など）が出現しており、狭山丘陵以外の樹林地のグループであると考えられる。グループCには、樹林地に生息する鳥類が出現しない一方で、農耕地や都市的な環境に生息する鳥類（ムクドリ*Sturnus cineraceus*・ツバメ*Hirundo rustica*など）が出現し、樹林地以外の農耕地や都市のグループであると考えられる。越冬期のグループAには、繁殖期同様大規模な樹林地に生息する鳥類（オオタカ*Accipiter gentilis*・トラツグミ*Zoothera dauma*など）が出現し、狭山丘陵のグループであるといえる。グループBでも繁殖期同様樹林地に生息する鳥類が出現し、狭山丘陵以外の樹林地のグループと判断される。グループCは、農耕地や都市のグループである。グループDには、マガモ*Anas platyrhynchos*・コガモ*Anas crecca*・カルガモ*Anas poecilorhyncha*・オナガガモ*Anas acuta*が出現し、



■ 樹林地が多いメッシュ* ≡ 開放水域が多いメッシュ*

*それぞれ25の小メッシュのうち10メッシュ以上

図3.4 所沢市における樹林地と開放水域の分布図

水域のグループであるといえる。

以上のグループの特徴

は、判別分析の結果により検証された(表3.2)。

繁殖期・越冬期ともにグループAは、樹林地と開放水域が多いことによって主に判別されていた

(表3.2)。これは、所沢市の開放水域のほとんどが狭山湖であり、これを含むメッシュには、狭山丘陵の樹林地が同時に含まれている。よって、グループAは、狭山丘陵のグループである。グループBは、繁殖期には主に樹林地と人工草地、開放水域が、越冬期には樹林地と人工草地がそれぞれ多いことによって判別された(表3.2)。所沢市の人工草地の多くはゴルフ場であり、ゴルフ場の

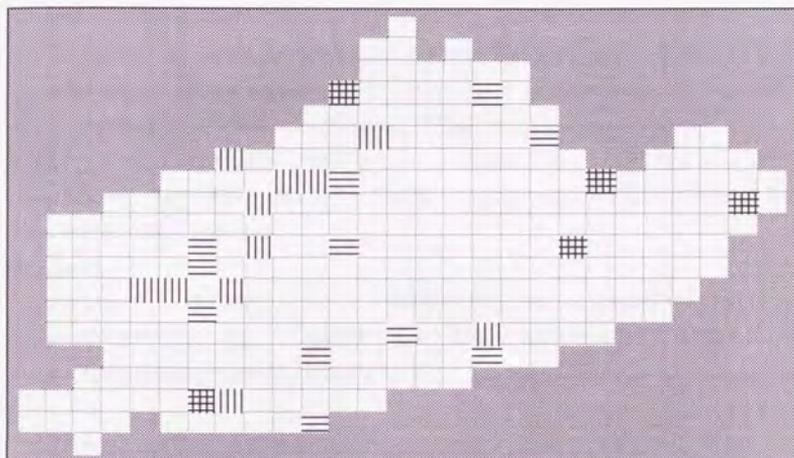
表3.2 判別分析の結果

時期・グループ		結びつきの強い土地利用*	判別率**
繁殖期	A	樹林地・開放水域	23/26
	B	樹林地・人工草地・開放水域	21/41
	C	特になし	185/226
越冬期	A	樹林地・開放水域	15/19
	B	樹林地・人工草地	22/51
	C	特になし	195/218
	D	開放水域	4/5

* 判別分析における判別関数の係数が大きい土地利用区分

** そのグループに属するメッシュのうち、正しく所属を判別されたメッシュの割合

内部および周辺には樹林地が配置されている。よって、グループBは狭山丘陵以外に残存する樹林地（狭山丘陵に存在する小規模の樹林地も含む）のグループであると確認された。越冬期のみ分離されたグループDは、開放水域の比率が高いことのみによって判別される、水域のグループである。繁殖期と越冬期の判別率はそれぞれ、78.2%、80.5%と高い値を示した。



≡≡≡ 繁殖期に誤判別されたメッシュ |||| 越冬期に誤判別されたメッシュ
 ≡≡≡ 繁殖期・越冬期ともに誤判別されたメッシュ

図3.5 グループBのメッシュの中で、判別分析によってグループCに予想されたメッシュ

誤判別の傾向を見てみると、繁殖期・越冬期ともに、TWINSPANによって狭山丘陵以外の樹林地のグループ（グループB）に分類されたメッシュが、農耕地や都市のグループ（グループC）に判別される傾向がある。これは、樹林地があまり存在しないメッシュにも樹林地に出現する鳥類が出現しているということである。この理由を明らかにするために、繁殖期・越冬期においてグループBに含まれるメッシュで、グループCに予測されたメッシュを図3.5に示した。誤判別されたメッシュは、そのメッシュ自体に占める樹林地の割合は小さいが、その近くに大規模な樹林地が存在しているか、または大規模な樹林地の一部であることがわかる。これより、大規模な樹林地に近いか、または大規模な樹林地と接続している樹林地は、その面積に比べ鳥相が豊かであることが示唆される。しかし、マクロスケールでの分析だけでは、このことを証明することは困難であり、さらに詳細なスケールでの調査・分析が必要である。

以上の結果から、繁殖期と越冬期の両方において、狭山丘陵の樹林地と市北部に残存する平地二次林が所沢市において重要な樹林地であると指摘された。所沢市においては、狭山丘陵の樹林地の重要性は十分に認識されており、これまでも保全のための施策がなされているが、狭山丘陵

以外の平地二次林は、様々な視点からその重要性が示唆されていながらこれまであまり保全されてこなかった。この分析によって、これらの平地二次林の生息地としての重要性が鳥類の分布から再確認された。

3.2.3 埼玉県狭山市におけるケーススタディ

(1) 鳥類メッシュデータ

埼玉県野鳥の会（現・埼玉県生態系保護協会）が狭山市自然環境保全調査の一環として作成した、鳥類分布のメッシュデータを分析に用いた。このデータは、所沢市のメッシュデータ同様3次メッシュを縦横2等分したメッシュ（一辺約500m）を記録の単位としており、狭山市は、立ち入り調査のできなかった航空自衛隊入間基地内の7メッシュを除くと181メッシュで構成されている（狭山市, 1988）。鳥類の調査は、繁殖期にあたる1987年5月17日～6月28日の間に行われた。調査方法は所沢市の場合と同様である。

(2) 土地利用メッシュデータ

鳥類の分布と土地利用の比較を行うために、所沢市の場合と同様、植生を基礎とした10種類の土地利用単位を利用した（表3.1）。基礎資料として、環境庁の第2回自然環境保全基礎調査により作成された現存植生図(1/50,000)の「川越」を用いた。

(3) 分析方法

所沢市の場合と同様に、まずTWINSPANによって鳥類のメッシュデータを分析し、出現種とメッシュの類型化を行った。この結果に基づき、鳥類出現パターン模式図（図3.6）を作成した。続いてメッシュの類型を目的変数、メッシュの土地利用構成比を説明変数とする正準判別分析を行った。この分析によって、鳥類群集の種組成と土地利用の対応関係を明らかにするとともに、狭山市における鳥類の主要な生息地を抽出した。

(4) 結果

TWINSPANの結果、メッシュは4つのグループ（グループA～D）に分類された。各グループの分布を図3.7に示し、狭山市の樹林地と水域の分布を図3.8に示した。それぞれのグループの特徴は次のようにまとめられる。グループAには、樹林地で繁殖する鳥類（アオゲラ・メジロなど）が出現し、面積の大きな樹林地に生息するエナガ*Aegithalos caudatus*も出現している。狭山市には、市の南東部に大規模な平地二次林が残存しているが（図3.8）、メッシュの分布からもグループAは、平地二次林のグループであると考えられる。グループBには、樹木による植被をある程度は必要とする鳥類（イカル*Eophona personatus*・コゲラなど）が出現している一方で、農耕地に出現するヒバリ*Alauda arvensis*やツバメが出現しており、農耕地や緑の多い住宅地などが混在しているグループであると考えられる。グループCには、樹林地に生息する鳥類が出現しない一方で、水域や水田に生息する鳥類（コサギ*Egretta garzetta*・ツバメなど）が出現し、水域や水田のグループであると考えられる。グループDには、カルガモ・ゴイサギ*Nycticorax nycticorax*・カワセミ*Alcedo atthis*・セッカ*Cisticola juncidis*が出現し、そのメッシュの分布は市の中央部を流れる入間川と一致するこ

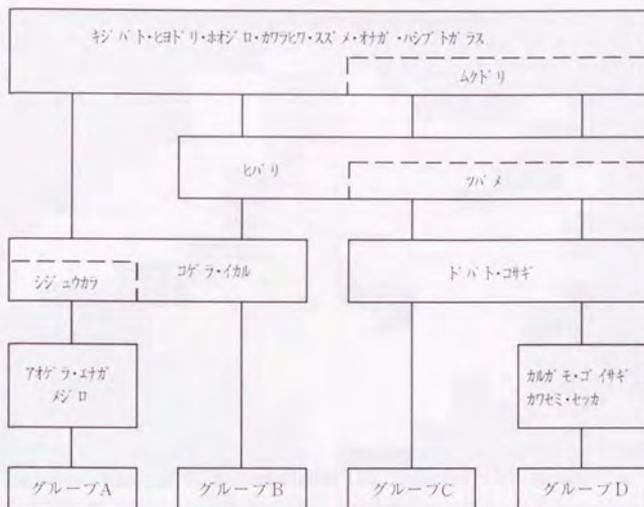


図3.6 鳥類出現パターン模式図
図の見方については図3.2aを参照。

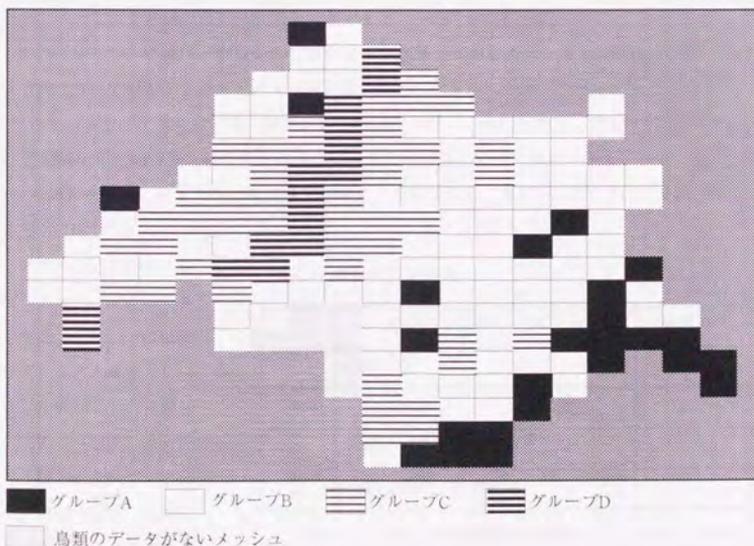
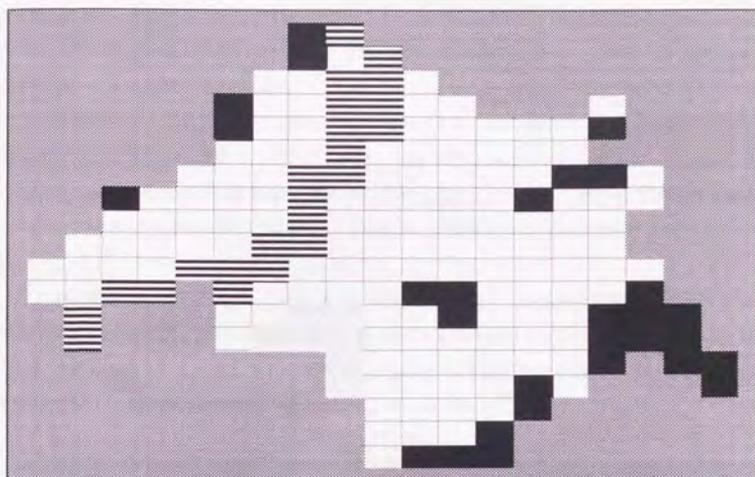


図3.7 グループ分布図
それぞれのグループが狭山市のどこに分布しているかを示す。なお狭山市は188メッシュで構成されている。



■ 樹林地が多いメッシュ* ≡ 湿生草原または開放水域があるメッシュ
 □ 鳥類のデータがないメッシュ *25の小メッシュのうち10メッシュ以上

図3.8 狭山市における樹林地と水辺の分布図

とから、水域と湿生草原のグループであるといえる。

以上のグループの特徴は、判別分析の結果により検証された。グループAは樹林地が多いことによって判別されていた。よって、グループAは予想されたように平地二次林のグループである。グループBは、特定の土地利用と強い関係がみられなかった。このことから、グループBにはグループA, C, Dのいずれの特徴も持たないメッシュがまとめて振り分けられたと考えられる。グループCは、水域が多いことにより主に判別され、水田と果樹園等もこのグループへ判別される確率を高める方向に働いていた。よっ

て、グループCは水域と農耕地のグループであると判断された。グループDは湿生草原と開放水域が多いことにより判別された。従って、グループDは入間川沿いの土地のグループである。判別率は66.9%で、所沢市に比べると10ポイント以上低い値であった。

表3.3 判別分析の結果

	結びつきの強い土地利用*	判別率**
A	樹林地	17/25
B	特になし	71/98
C	水田・果樹園等・開放水域	20/43
D	湿性草原・開放水域	13/15

* 判別分析における判別関数の係数が大きい土地利用区分
 ** そのグループに属するメッシュのうち、正しく所属を判別されたメッシュの割合

誤判別の傾向を見てみると、水域や水田のグループであるグループCに分類されたメッシュが、特定の土地利用と関係が見られないグループBに判別される傾向があった(表3.3)。その誤判別されたメッシュの場所を図3.9に示した。グループCのメッシュがグループBに判別されたということは、土地利用の上であまり顕著な傾向が見られないメッシュにおいて、水域や水田に出現する鳥類が出現していたということである。これは、湿生の生息地を嗜好する鳥類は、生息地の規模が小さくともある程度までは出現する傾向があるからと考えられる。これらの鳥類とその嗜好する生息地の関係を明らかにするためには、より細かな空間スケールでの調査分析を行う必要がある。

以上の結果から、狭山市においては、平地二次林と、入間川、水田を含む水域が鳥類にとって重要な生息地であることがわかった。特に、樹林性の鳥類にとっては、平地二次林がその生息のためには重要である。しかし、狭山市の平地二次林は所沢市のそれと同様に、様々な開発の影響を受けており、保護のための施策が必要である。

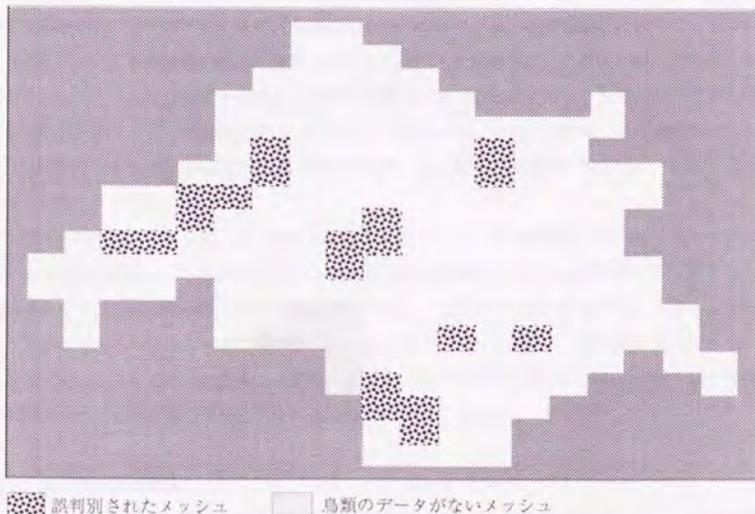


図3.9 グループCのメッシュの中で、判別分析によってグループBに予測されたメッシュ

3.3 議論

3.3.1 分析方法について

ケーススタディにおいては、メッシュをそこにおける鳥類の種組成に基づいて多変量解析により分類し、得られたグループそれぞれの生息地としての特性を、判別分析によって明らかにすることができた。マクロスケールの分析においては、対象地域内の主要な生息地の把握、保全の必

要性のある生息地やより詳細な調査・分析を必要とする地点の抽出を行うことが目的であるが、少なくともケーススタディにおいては、本研究で提示した手法によって、その目的をほぼ達成できた。

しかし、誤判別されたメッシュの検討の際にも指摘したように、マクロスケールの分析だけでは、鳥類群集の種組成に影響を及ぼしている生息地間の関係や小規模の生息地の配置については十分な分析が行えず、さらに空間スケールを詳細にしたメソスケールでの調査・分析が必要である。第4章以降で述べるように、鳥類の分布は樹林地の面積だけでなく、周辺の土地利用や周囲の樹林地の存在に影響を受けている。メソスケールでの調査分析の対象となる地点は、マクロスケールの分析によって重要な生息地であることが明らかになった地点と、マクロスケールでの分析では生物の分布を規定している要因が明らかにならなかった地点である。

多変量解析による生物相のデータの分析を提案したが、鳥類のように個生態についての研究が比較的豊富に存在する分類群においては、このような多変量解析による分類を行わなくてもある程度、生物相データから生息地の特性やその重要性が把握できる。しかし、ここの種の生態についての知識が乏しい分類群についての調査結果を分析する際には、多変量解析は非常に有効である。鳥類においても、唐沢(1983)が指摘しているように人間が創り出した環境に徐々に順応する種が存在しており、生物指標を利用した地域の環境の分析・評価はそのような種の分布の変化によって結果が攪乱される可能性がある。そこで、マクロスケールにおいては、多変量解析によって、生物の分布からの生息地の分類と、保全の対象として重要な生息地の抽出が行うことが適当であると考えられる。

この手法の問題点としては、土地利用の形態がホモジーニアスな所沢市に比べて、ヘテロジーニアスな狭山市において、判別率が低かったことからわかるように、土地利用が非常に混在している地域では、有効性が低下することが考えられる。これは、分析の単位となるメッシュを小さくすることによってある程度改善されるが、そのことによって増える作業の量は膨大である。しかし、先にも述べたように主要な生息地の抽出を目的とするマクロスケールの分析では、作業量を増加させてまで、判別率の上昇をめざす必要はないであろう。

3.3.2 越冬期調査の意義

本章では、所沢市の分析において繁殖期と越冬期の両方について分析を行ったが、広域的な鳥類分布の調査は、狭山市の調査のように繁殖期だけに行われる傾向がある。繁殖期は鳥類にとって重要な時期であり、繁殖地の状態の悪化による繁殖率の低下は、その後の鳥類の個体群の動態に大きな影響を及ぼす。しかし、季節によって生息する地域を移動する漂鳥や渡り鳥も多く、越冬期の生息地の保全も重要である(Pearson, 1993)。さらに、人為的な影響が強い地域に残存する比較的小規模な樹林地においては、繁殖している鳥類は既に限られており、繁殖地としての機能よりも越冬地としての機能の方が重要であるようである(第4章を参照)。特に水域の環境は、多くのガンカモ類が渡来する越冬期の方が、把握しやすいと考えられる。いずれにしても、鳥類

の分布から生息地の環境を把握するためには、マクロスケールにおいても繁殖期と越冬期の両方の調査が必要であろう。

越冬期においては鳥類（特にカラ類など）は、樹林地の内部を群をなして広範囲に移動するので（例えば、小笠原, 1970）、調査中にその群に出会うか出会わなかったかが結果により大きな影響を及ぼす可能性がある。従って、越冬期の調査を行う際には、今回分析したデータのように各メッシュ1回の調査ではなく、複数回の調査が必要であると考えられる。

3.4 結論

提案した手法の有効性を、埼玉県所沢市と同県狭山市の鳥類分布のメッシュデータを用いて検証した。所沢市においては、その重要性が広く認識されている狭山丘陵に加えて、市北部に残存する平地二次林が鳥類の生息地として重要であることが指摘された。狭山市においては、二次林と、入間川の両側の帯状の区域および農耕地に、それぞれ異なったグループの鳥類が分布していることが示された。一般に重要視されない空間にも、鳥類群集の維持機能を果たしているものがある。今回提示した手法は、そのような空間がどこにどのような形で存在するかを適切に指摘できたことから、鳥類の生息地の保全を前提とした空間計画のための分析手法として、一定の手法の有効性があるものと結論づけることができる。

第4章 メソスケールにおける分析・評価

4.1 メソスケールにおける分析・評価の目的と方法

4.1.1 目的

メソスケールの分析と評価では、マクロスケールの分析で鳥類の生息地として重要と判定された景観構成要素について、その質を規定する要因を明らかにすることが目的となる。例えば、樹林地が重要な景観構成要素として抽出された場合には、個々の樹林地についてどのような環境要因が樹林地の生息地としての質を規定しているか明らかにする。

4.1.2 方法の提示

分析・評価の手順を図4.1

に示した。まず、マクロスケールの分析で重要なものとして抽出された何種類かの景観構成要素の中から、分析の対象とする種類を1つ選択する。前章に示したケーススタディでは、樹林地と河川沿いの空間の2種類が、重要な生息地として抽出されたが、本章のケーススタディではそのうちの樹林地を対象とした。次に、選択された景観構成要素の中から複数の調査対象地を選び動物群集調査を行う。なお、複数の種類の景観構成要素を対象とする場合には、1つ1つの種類についてメソスケールの分析を独立に行うことになる。景観構成要素の種類が異なれば、そこに見られる鳥類群集に影響を与える要因もまた異なると考えられるため、異種の景観構成要素を同時に取り扱うことは、分析の有効性を低下させることにつなが

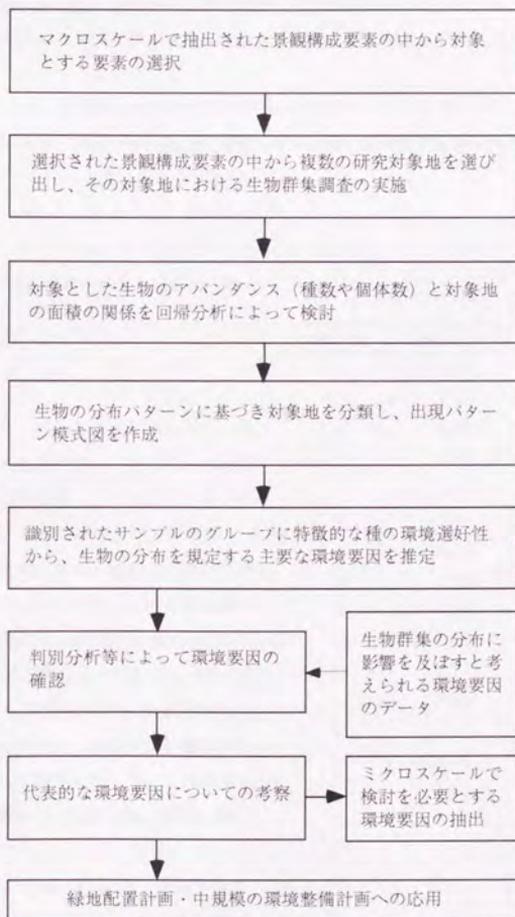


図4.1 メソスケールでの分析・評価の手順

りかねないからである。

分析の第1段階として、動物群集調査において出現した鳥類の種数や個体数が、調査対象地の主要な属性とどのような関連を持っているかを、相関分析や回帰分析によって明らかにする。対象地の属性としては、本章のケーススタディでは面積を取り上げたが、樹林地以外の景観構成要素を取り上げる場合には他の属性を分析の対象とすることもあり得る。

さらに、鳥類群集の種組成に基づき対象地を分類し、鳥類出現パターン模式図を作成する。対象地の分類と対応している鳥類の環境選好性に基づき、鳥類群集の種組成を規定している主要な環境要因の推定を行う。判別分析等によって、対象地の分類をそれらの環境要因についてのデータと対応させることによって、推定された環境要因が実際に対象地の分類と関係があるのか否かを検証する。

最後に、鳥類群集に影響を与えていると判断された環境要因について考察し、ミクروسケールで検討の対象とする環境要因を抽出する。あわせて、緑地配置計画や中規模の環境整備計画への応用を検討する。

4.2 埼玉県所沢市西部における孤立樹林地を対象としたケーススタディ

4.2.1 対象地と方法

(1) 調査対象樹林地について

前章では、マクروسケールの分析のケーススタディとして、所沢市と狭山市を対象に行った研究の結果について論じた。本章では、このうちの所沢市の一部を対象を限定し、メソスケールの分析を行った結果を、ケーススタディとして取り上げる。

埼玉県所沢市の西部（小手指、北野、狭山ヶ丘）で鳥類群集調査を行った。この地域内の1ha程度またはそれ以上の面積を持つ樹林地20ヶ所を調査対象とした（表4.1）。調査対象地の位置を図4.2に示した。樹林地は、道路等の人工物により分断されていても、樹冠が接している場合は、一体のものとした。所沢市発行の1979年作成1991年修正の1/2,500 現況図を、1992年10月撮影の空中写真で補正したうえで、樹林地の面積を計測した。この際樹林地に接している低木林、草地、果樹園などは樹林地の面積に加えなかった。

樹林地の植生は、高木層でコナラ *Quercus serrata*、亜高木層でエゴノキ *Styrax japonica* が主に優占する典型的な二次林で、林床がアズマネザサ *Pteroblastus chinol* に覆われている樹林地と、林床管

表4.1 樹林地の面積

樹林地	面積 (ha)
1	14.50
2	2.67
3	3.47
4	0.83
5	1.85
6	3.83
7	0.99
8	1.21
9	1.71
10	0.99
11	1.75
12	1.04
13	1.57
14	2.14
15	1.11
16	3.63
17	1.95
18	2.09
19	1.14
20	7.80



図4.2 ケーススタディの対象とした孤立樹林地

理のためにほとんど草本層が存在しない樹林地の、大きく2つに分けられる(加藤・一ノ瀬・大久保, 未発表データ)。

(2) 鳥類群集調査

調査は、鳥類の越冬期に当たる1993年1月29日から2月26日と、繁殖期にあたる同5月27日から6月18日の間に行った。孤立樹林地間の鳥類群集の比較が目的であるため、経時変化による群集の変化を少なくするために、調査期間はそれぞれの時期に1ヶ月程度とした。鳥類のセンサスでは、由井の一連の研究(由井, 1978, 1980aなど)で明らかにされているように、天候、日照、時間などによって、記録率が変化する。よって、曇天、雨天時には調査を行わず、また、照度が安定し、記録率に大きな変化が出ないとみられる9時から15時の間に行った。調査日や調査時間による結果の偏りを少なくするために、異なる調査地点の間の調査順序は無作為に決定し、それぞれの樹林地について3回ずつ調査を行った。

調査はラインセンサス法で行い、観察半径は25mとした。観察半径は25mより50mとした方がよいという研究(由井, 1980b)もあるが、本研究では、樹林地内では見通しがききにくく、特に越冬期においては地鳴きだけによる種の同定では誤った記録をする可能性があるため、目視による確認がしやすい25mの観察半径を採用した。観察の際の移動速度は時速2km程度とした。このようにすると、理想的な樹林地の場合1ha当りのセンサスルートの長さは200mとなり、調査には6分間かかる。これを基準として、それぞれの樹林地に対してセンサスルートを予め設定し、時間を計測しながらセンサスを行った。センサス中に出現した全ての個体について鳥類の種名と個体数を記録した。

(3) 鳥類の分布に影響を及ぼす面積以外の要因

このケーススタディにおいては、樹林地の面積以外に鳥類の分布に影響を及ぼす要因として、

樹林地の孤立の程度と樹林地内部の植生の構造に着目し、それぞれ変数を設定した。孤立の程度としては、Askins et al. (1987)が用いた"donuts area"を採用した。これは、対象となる樹林地の外周から一定の距離内に存在する樹林地の面積を合計し、孤立度の指標とするものである。本ケーススタディでは、300m、500m、1000mの距離を設定し、その範囲以内に存在する高木によって第一層が構成される樹林地すべての面積を合計し、その対数を指標とした。以下この章においては、この指標を孤立度と呼ぶ。

樹林地内部の植生の構造についての指標としては、林床におけるアズマネザサの植被率を採用した。本ケーススタディの対象とした樹林地においては、管理の程度によってアズマネザサの植被率に大きな差がみられ、鳥類の分布にも影響を及ぼし得ると考えられた。よって、1993年8月-10月と1994年11月にそれぞれの樹林地において植生調査をおこない、アズマネザサの植被率を調べた。規模の比較的大きい樹林地においては、管理が放棄されている林分と定期的な管理がなされている林分が存在するが、それぞれの樹林地で典型的であると判断された林分カ所で調査を行い、アズマネザサの植被率を求めた上で樹林地全体の平均植被率を計算した。

(4)分析

まず、分析に際して、人為的な理由で生息していたと考えられる越冬期の樹林地1のニワトリを対象から除いた。そのうえで、3回のセンサスで出現した鳥類の個体数を樹林地ごとに合計した総出現個体数と、種数を合計した総出現種数を算出した。

鳥類の分布と樹林地の面積の関係を確認し、それ以外の要因が本調査地においてどの程度の割合で群集の変動に関与しているかを知るために、越冬期、繁殖期それぞれについて、各樹林地における鳥類の総出現個体数または、総出現種数を目的変数とし、樹林地の面積を説明変数とする回帰分析を行った。総出現種数を目的変数とする分析においては、面積の対数を説明変数とした。

次に、種数、個体数では把握しきれない種組成の変化のパターンを検討するために、全樹林地の10%以下にしか出現しなかった種（つまり、2つ以下の樹林地にしか出現しなかった種）を除いた、越冬期24種、繁殖期13種を対象としてTWINSPANにより、鳥類と樹林地の類型化を行った。pseudospecies cut levelは、1個体も出現しない、1個体以上2個体以下出現した、3個体以上9個体以下出現した、10個体以上19個体以下出現した、20個体以上49個体以下出現した、50個体以上出現したの6つに設定した。その結果に基づき、鳥類出現パターン模式図を作成した。

さらに、TWINSPANによって得られた樹林地グループの特徴を把握するために、樹林地のグループの分類を目的変数、樹林地の面積の対数、孤立度、アズマネザサの植被率を説明変数とする正準判別分析を行った。

4.2.2 結果

(1)回帰分析の結果

越冬期と繁殖期の総出現個体数と種数を目的変数とした回帰分析の結果を表4.2に示した。越冬期・繁殖期ともに、個体数は樹林地の面積と強い相関を示した（越冬期 $r^2 = 0.78$ 、繁殖期 $r^2 =$

0.89, ともに $p < 0.01$)。種数は越冬期・繁殖期とも樹林地の面積の対数と強い相関を示し(越冬期 $r^2 = 0.71$ 、繁殖期 $r^2 = 0.74$, ともに $p < 0.01$)、種数と生息地の面積は対数の関係になることが確認された。

繁殖期については、大規模樹林地においておこなった調査の結果をあわせた回帰分析を行った結果、出現種数と樹林地の面積の対数の間には非常に強い相関が見られた($r^2 = 0.95$, $p < 0.01$, 図4.3)。

この結果、個体数および種数は樹林地の面積でほとんど説明された。よって、それ以外の要因は、種組成の違いに反映されているものと考えられた。

(2) TWINSpan の結果

越冬期の場合、樹林地はこの地域の中で核となるような比較的面积の大きい樹林地(樹林地1, 3 および20、以下

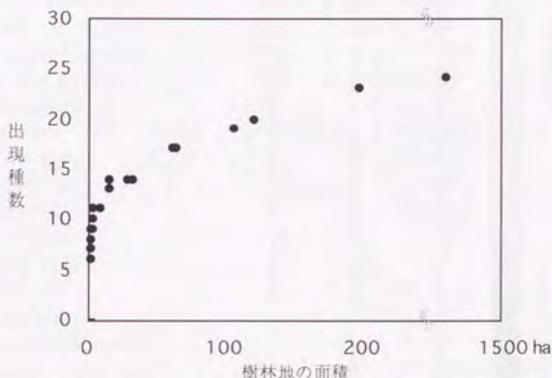


図4.3 大規模樹林地において行った結果を合わせた種数と面積の関係

グループAとする、特徴的な種はヒガラ、カケス)、核となる樹林地の周囲に位置し、周辺に他の樹林地が多く存在する樹林地(樹林地2, 6, 8, 9, 13, 14, 15, 17、グループB、特徴的な種はヤマガラ)孤立しているかあるいは面積が非常に小規模な樹林地(樹林地4, 5, 7, 10, 11, 12, 19、グループC、鳥相は貧弱)、周辺に農耕地が多くその他の樹林地とは鳥相が質的に異なる樹林地(樹林地16, 18、グループD、特徴的な種はハクセキレイ、スズメ)の4つに分かれた(図4.4a)。

繁殖期にも、細部は異なるもののほぼ同様のパターンが見られた(図4.4b)。ただし、越冬期に比べて繁殖期には出現種数が少なく(越冬期の半分以下)、出現している種が全域でほぼ共通している。これは、この地域の孤立樹林地は主要な夏鳥(例えばヤブサメなど)の生息地となるには、最も広いもの(樹林地1、14.5 ha)でもなお面積が狭いためと考えられる。結果として、出現する種が限られ、越冬期に比べて空間的な差が出にくい。そのため、以下の種組成の分析には、樹林地間の差が明瞭に見られた越冬期のデータのみを用いた。そのため、以下の分析には、空間的な差が明瞭に見られた越冬期のデータのみを用いた。

表4.2 回帰分析の結果

時期	回帰式	r^2
越冬期	個体数 = $48 + 31 \times$ 面積	0.78
	種数 = $9.4 + 4.6 \times$ 面積の対数	0.74
繁殖期	個体数 = $34 + 27 \times$ 面積	0.89
	種数 = $7.9 + 2.0 \times$ 面積の対数	0.74

樹林地グループ

D	C	B	A
11	11 11	11 11	2
685904712	26478935130		

ウセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	11	-----	1	----	1	----
モズ	<i>Lanius bucephalus</i>	1	---	1	-----	1	-----
スズメ	<i>Passer montanus</i>	54	-----	2	-1-34	1	-
ムクドリ	<i>Sturnus cineraceus</i>	3521	-2134	112	-44132		
ジョウビタキ	<i>Phoenicurus aureus</i>	1	-----	1	---	1	----
アビ	<i>Emberiza spodocephala</i>	34111	--31	221	-11	22	-
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	44222	-233	44332233344			
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	343332222	23433332	434			
メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	2	-22	---	11	2	-1
ノボトギ	<i>Corvus macrorhynchos</i>	25322	-12	23221	-2	322	
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	322	-11222	24232222533			
ツグミ	<i>Turdus naumanni</i>	22	--11	--1	11122	-12	-2
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	433321333	44444434555				
アオカ	<i>Cyanopica cyana</i>	2211	---	14433244354			
アゲラ	<i>Picus awokera</i>	-1112	--1	1	--1	11	-311
ヤマガラ	<i>Parus varius</i>	--2	-----	1	-211212223		
ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	1	-2	---	1	-----	2
シロハラ	<i>Turdus pallidus</i>	--	-----	11	-----	1	-1
カラビト	<i>Carduelis cinica</i>	-1	----	1	--22	--211	-42
カシラダカ	<i>Emberiza rustica</i>	1	-2	-1	----	22	-1
コジュケイ	<i>Bambusicala thoracica</i>	--	-----	1	----	2	-1
ヒガラ	<i>Parus ater</i>	--	-----	1	----	32	-
シメ	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	--	-----	1	----	1	-1
カラス	<i>Garrulus glandarius</i>	--	1	-----	-----	3	-2

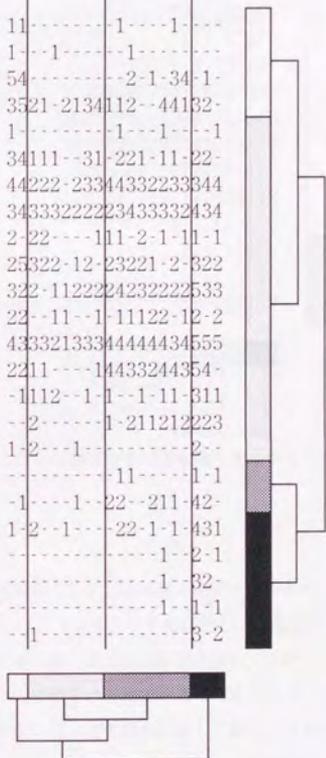


図4.4a TWINSpanの結果 (越冬期)

TWINSpanの結果の見方については、図2.2を参照。ただし、分割のされ方を見やすくするために、分割の段階を0と1の組み合わせではなく、デンドログラムで示した。

樹林地グループ

		D	C	B	A
		1	1	11111	1 2 11
		84293472509731560168			
カッコウ	<i>Cuculus canorus</i>	-	-	1	-----1-----
スズメ	<i>Passer montanus</i>	2231322321221	-	122255	
アゲラ	<i>Picus awokera</i>	1122	-	1	-----111-1231-
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	1111222211	-	21333431	
ムドリ	<i>Sturnus cineraceus</i>	322242222111	-	22222333	
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	34444233323343455543			
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	22444243333343445543			
オナガ	<i>Cyanopica cyana</i>	153331221	-	2133212411	
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	22222111112133232442			
カワセウ	<i>Carduelis cinica</i>	-----	-	1	-----11-
コジュケイ	<i>Bambusicala thoracica</i>	-----	-	212	-----11221
ホオジロ	<i>Emberiza cioides</i>	-----	-	11	-----11-212
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	2221211	-	22	-----22-222433

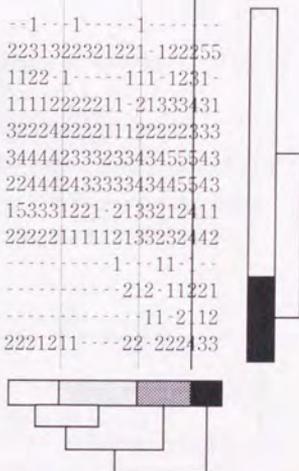


図4.4b. TWINSPLANの結果(繁殖期)

TWINSPLANの結果の見方については、図2.2を参照。ただし、分割のされ方を見やすくするために、分割の段階を0と1の組み合わせではなく、デンドログラムで示した。

(3) 樹林地の各グループごとの特徴

それぞれの樹林地のグループにどのような鳥類が典型的に分布しているか明らかにするために、鳥類出現パターン模式図(図4.5)を作成し樹林地のグループごとにその分布を図化した(図4.6)。

グループAの樹林地(1, 3, 20)には、調査対象の樹林地の中で最も多くの鳥類が生息していた。樹林地の平均面積がその他のグループより明らかに大きいことがその理由であると考えられる。種組成を見てみると、その他の樹林地のグループに出現するほとんどの種が出現しており、グループAの樹林地はこの地域の孤立樹林地の種の供給源になっていると考えられる。また、樹林地内の上層・中層・下層のそれぞれの空間を利用する鳥類が出現しており、樹林地内に様々な植生の構造が含まれていることがわかる。

グループBの樹林地は、グループAの樹林地の周囲に位置している。これらの樹林地は、その種組成からグループAの樹林地から種の供給を受けていると考えられる。よって、これらの樹林地とグループAの樹林地との間の連結性は今のところ保たれていることがわかる。しかし、ヒガラ *Parus ater* やカケス *Carrulus glandarius* はグループAには見られたもののグループBには見られなかったことから、これらの種にとっては、グループBに分類された、樹林地は必ずしも適当な生息空間となっていなかったとみられる。このことは、大面積の樹林地に連結されただけの中小の樹林地

は、これらの種にとっては良好な生息空間とはなり得ないことを示唆する。

グループCの樹林地ではそれ以外のグループの樹林地に比べて非常に種組成が貧弱であるが、それは以下の4つの理由のいずれか、またはそれがいくつか重なっているためと考えられる。

- 1) 樹林地の面積が非常に小さいこと (樹林地4, 7, 10)
- 2) その他の樹林地から孤立していること (樹林地4, 5)
- 3) 林床がほとんどアズマネザサで覆われているので、林床で採餌行動を行う種 (例えばツグミ *Turdus naumanni* など) が出現していないこと (樹林地5, 7, 11, 12, 19)
- 4) 樹林地が周囲を住宅地に囲まれていて、林縁植生が存在しないこと (樹林地4, 7, 12)

グループDの樹林地では、林縁や草地に主に生息する鳥類が多く出現し、その他の樹林地とは構成種が少し異なっている。これは、このグループに属する樹林地はそのほとんどが周囲を農耕地に囲まれており、周辺の農耕地と樹林地にまたがって生息している鳥類が多いためであると考えられる。

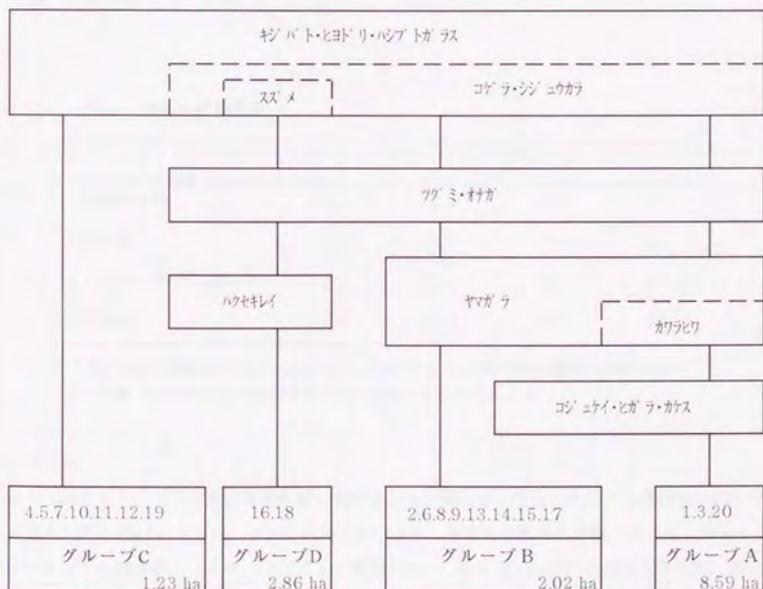


図4.5 鳥類出現パターン模式図 (越冬期)

図の見方については図3.2aを参照。樹林地グループの下の数字はグループごとの平均の面積。

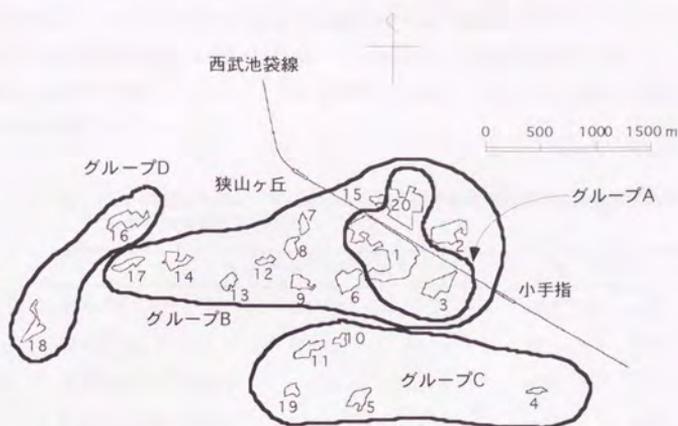


図4.6 樹林地グループ分布図
ただし、7, 12はグループCに含まれる。

表4.3 判別分析の結果

	グループA	グループB	グループC	グループD
面積の対数	6.1	-1.5	-3.3	2.2
孤立度*	13.5	13.0	8.0	6.9
アズマネガサの植被率	-16.5	-13.1	2.8	0.4
定数項	28.7	-17.4	-9.3	9.9

* 樹林地の外周から半径500m以内に存在するその他の樹林地の面積の合計の対数 (300mと1000mは統計的に有意ではなかった。)

(4)判別分析

それぞれのグループの分類に関連の強い要因をさらに明らかにするために、正準判別分析を行った。その結果を表4.3に示した。それぞれのグループは、樹林地の面積の対数、孤立度 (500m)、アズマネガサの植被率によって、ほぼ正しく判別された。樹林地3と6だけが誤判別された。孤立度の指標において、樹林地から300mおよび1000mの範囲の“donut area”内の種林地面積を採用した場合には、それらの指標は判別モデルにおいて統計的に有意ではなかった。それぞれのグループごとの説明変数の平均値と樹林内部性の鳥類 (シロハラ *Turdus pallidus*、ヒガラ、ヤマガラ、シメ *Coccothraustes coccothraustes*、カケス) の平均出現種数を表4.4に示した。これらの種は本ケーススタディを行った地域では、比較的規模の大きな樹林地のみに出現が限られている (所沢市, 1987)

この表から、孤立していてアズマネザサの植被されている樹林地（グループCとD）においては、樹林地内部性の鳥類がほとんど出現していないことがわかる。この判別分析の結果によって、鳥類の分布に樹林地の面積だけではなく、樹林地の孤立の程度、アズマネザサの植被が影響を及ぼしていることが明らかになった。

表4.4 それぞれのグループにおける判別分析で用いた説明変数と樹林地性の鳥類の出現種数の平均値

	グループA	グループB	グループC	グループD
面積 (ha)	8.59	2.02	1.23	2.86
孤立度 (ha)	25.01	14.78	7.84	8.69
アズマネザサの植被率	0.02	0.02	0.56	0.43
樹林地性の鳥類の種数	3.67	1.38	0.29	0.00

・樹林地性の鳥類とは、シロハラ、ヒガラ、ヤマガラ、シメ、カケス

4.2.3 議論

(1) 樹林地の面積と鳥類群集の関係

個体数を目的変数とし、面積を決定係数とした回帰分析では、越冬期 ($r^2 = 0.78$)・繁殖期 ($r^2 = 0.89$)ともに、高い相関が得られた。生息地の面積とそこに生息する鳥類の総個体数の関係を分析した研究には、個体数は面積の対数と比例するという研究 (Askins et al., 1987)もあるが、本研究では、個体数と面積の相関は個体数と面積の対数の相関より強かった。これは本研究では、対象とした孤立林の面積が比較的小さく、樹林地内の鳥類の密度がほぼ一定であったためと考えられる。

出現種数は、面積の対数と高い相関（越冬期・繁殖期とも $r^2 = 0.74$ ）を示した。同様の結果が、Ford (1987) など、いくつかの研究によって示されている。

本章のケーススタディでも、樹林地における鳥類の個体数と種数に最も大きな影響を与える要因は、樹林地の面積であることが再確認できた。よって、鳥類群集の保全のためには、多くの鳥類の生息地となっている樹林地の面積を確保することが最も重要といえる。

(2) 種組成の分析結果について

越冬期の種組成をTWINSPANによって分類し、判別分析を行った結果、種組成は樹林地の面積、孤立度、樹林地内の植生の構造の三つによって影響を受けていることがわかった。以下に、これら三つの要因について順に議論する。

まず、樹林地の面積は種組成にも大きな影響を与えていた。面積の大きな、核となるグループAの樹林地は、周辺の樹林地への種の供給源として重要な役割を果たしていると考えられる。よって、これらの核となる樹林地を維持することは、地域全体の鳥類群集を保全する上でまず第一に

重要である。

グループBの樹林地における鳥類群集は、条件の悪い樹林地でも条件のよい樹林地との連結を保っている場合には、鳥類にとっての利用価値が生じ得ることを示すものといえる。グループBの樹林地は、グループAの樹林地の周囲に位置していることによって、鳥類の生息地としての役割を持っていると考えられる。一方で、グループAの樹林地から遠く離れている樹林地(例えば、樹林地4, 5)では、グループBの樹林地と同程度の面積であっても種組成は貧弱になっている。また、Askins et al. (1987)の研究で指摘されているように、本研究でも一部の鳥類(例えばカケス)にとっては、わずかな樹林地の分断も重大な影響を及ぼすことがわかった。また、他の樹林地と比較的近距離に位置していても、その面積が小さすぎる場合や条件の悪いものは(例えば、樹林地7,12)利用されていないことが示唆された。

最後に、鳥類の分布と植生構造について述べる。従来の研究でも、鳥類の種多様性に植生の構造が影響を及ぼしていることが指摘されている(MacArthur and MacArthur, 1961; Erdelen, 1984; 由井・鈴木, 1987)。Pearson (1993)は、低木層の植被率が高いことが越冬期の鳥類の出現に重要な役割を果たしていることを指摘している。しかし、本章のケーススタディでは、アズマネザサの繁茂が鳥類の分布に悪影響を及ぼしていることが明らかになった。同様に、守山(1993)もアズマネザサを刈り取った後に、樹林地内の鳥類の出現種数が増加したことを報告している。アズマネザサの繁茂が鳥類の種多様性を減少させるのは、アズマネザサの植被率が高くなることによって他の植物が生育できなくなり、越冬期に鳥類に果実などを提供する植物が減少するためであると考えられる。しかし、一方でウグイスのようにアズマネザサの藪を好む種も存在する。アズマネザサがあらゆる鳥類の生息に悪影響を及ぼすわけではないことには留意する必要がある。

4.3 結論

メソスケールの鳥類群集分析手法として、個々の景観構成要素を調査単位とした鳥類群集調査と、回帰分析、TWINSPAN、正準判別分析による調査結果の解析からなる手法を提案した。その有効性を検証するために、所沢市西部における孤立樹林地を対象としてケーススタディを行った結果、提案した手法により樹林地間の鳥類群集に差をもたらす要因を明らかにすることができ、樹林地の評価を行ったり、樹林地の保全、再生のための指針を策定する上で有用な知見が得られた。このことから、提案した手法は個々の景観構成要素の評価を行ったり、その保全、整備をすすめる上で有用であると結論づけられる。

ケーススタディの結果、都市近郊の孤立樹林地における鳥類群集について、いくつかの知見を得ることができた。こうした場所における鳥類の個体数と種数に最も大きな影響を与える要因は、繁殖期・越冬期ともに樹林地の面積であることが再確認できた。また、越冬期の鳥類群集の種組成について分析を行った結果、鳥類の種組成は樹林地の面積のほかに、樹林地の他の樹林地からの孤立度と、樹林地の林床部分のアズマネザサの植被率にも影響を受けていることがわかった。この結果、調査対象地において個々の樹林地の生息地としての価値は、第一に面積、次いで他の

樹林地からの孤立度、さらに林床の植生によって評価できることが明らかになり、樹林地の評価のための基準を得ることができた。



第5章 ミクロスケールにおける分析・評価

5.1 ミクロスケールにおける分析・評価の目的と方法

5.1.1 目的

巨視的には均一と見せる空間も、よりミクロな視点から見た場合にはしばしば不均一である。ミクロスケールの分析と評価では、こうしたミクロな不均一性が生物群集に及ぼす影響を分析し、その結果に基づき環境評価を行うとともに、そうした評価を詳細なスケールでの緑地整備や空間計画に反映させるための手順を示すことを目的とする。本章では、植生の種組成と構造、および隣接する土地利用の影響に着目し、そうした要因によってもたらされる空間の不均一性が、鳥類群集に及ぼす影響を分析するとともに、そうした不均一性が環境評価や空間計画にどのように反映されるべきかを検討した。

5.1.2 方法の提示

ミクロスケールにおける分析の手順は、着目する環境要因によって様々であり得る。本研究では、点センサス法による鳥類群集調査結果を利用する方法を提案した。限られた範囲の空間の属性を鳥類の分布と対比するためには、有効な方法であると考えられる。

分析・評価の手順を、図5.1に示した。まず、対象地をその着目する環境要因に基づいていくつかに分ける。この際に、区分された個々の範囲内には、着目した要因に関して不均一性が無いようにする。次に、個々の範囲内に調査地点を設定して、点センサス法による鳥類群集調査を行う。同時に、それぞれの調

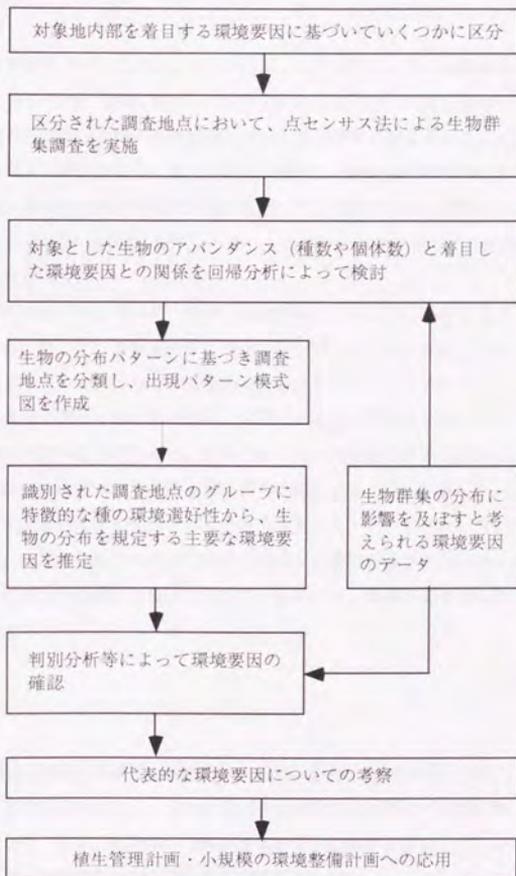


図5.1 ミクロスケールでの分析・評価の手順

査地点において着目した環境要因がどのような状態であるのかを調査する。このときの方法は、要因の種類によって異なる。その上で、個々の調査地点を単位とした回帰分析などにより種数や個体数と環境条件の関係を明らかにする。さらに、種組成に基づき調査地点を分類し、判別分析などにより種組成と環境条件の対応関係を明らかにする。

本研究では、着目する環境要因の異なる3つのケーススタディを行った。以下の節では、その結果を順に示し、その上でここで提案した手法の有効性を考察する。

5.2 植生の種組成のタイプとの関係

5.2.1 鳥類の分布と植生の種組成

植生は様々な形で鳥類の分布に影響を及ぼしていると考えられる。この節では、特に植生の種組成に着目して鳥類の分布との関係を調査、分析したケーススタディ結果を報告し考察を加える。

このケーススタディでは、鳥類の分布状況と植生の種組成との対応関係を明らかにすることが目的であるので、鳥類の調査範囲の中に収まるように植生調査区を設定し、調査区内の植生の種組成を調査した。植生の種組成は、植物社会学的な群落分類の基礎となる情報であり、植物社会的表操作法によって分析されることが多い(宮脇, 1977)。しかし、このケーススタディでは植物社会学的な分析法をあえて採用しなかった。

このケーススタディでは、樹林地の中の植生の不均一性が、鳥類群集にどのような影響を及ぼしているかが主要な関心事項になる。従って、樹林地の中に異なる植分がパッチ状に混在している場所、人為的な植栽が列状に貫入している場所などに調査地点を設けた。こうした場所は、小規模ながら「結節地域」的なまとまりを持っておりその限りではひとまとまりの空間なのだが、植物社会学的な観点からは明らかに不均一な空間である。そのため、均一な植分の中の典型的な部分に調査区を設定することを前提とする植物社会学的な群落調査の適用は難しいと判断した。

本節では、植生の種組成を数的に分類するというアプローチを採用した。このアプローチでは、植物社会学的な手法と異なり、典型的な植分の内部で組成上均質な調査区を設定する必要は必ずしもない。調査区間での植生の変化が連続的な場合にも対応できるため、本節のような条件下でも使用することができるものである。

5.2.2 対象地と方法

(1) 調査対象地

調査対象とした樹林地は、埼玉県所沢市、川越市、狭山市、入間郡三芳町、東京都東村山市に存在する規模の大きな9つの樹林地である(図5.2)。図中に記された樹林地の名称の一部は、特に名前のない樹林地に対して、便宜上樹林地の近傍の地名をもとに名称を設定したものである。また、狭山丘陵の規模の大きな樹林地は狭山湖を取り囲むように広がっているため、以下この論文では便宜的に狭山湖樹林地と呼ぶ。

それぞれの樹林地の面積を1/25,000の地図を用いて計測した。各樹林地の面積は、狭山湖樹林地 1340 ha、下富 200 ha、南入曽 120 ha、富士見台 105 ha、八国山緑地 60 ha、下松原 65 ha、鳩峰公園 30 ha、多聞院 27 ha、若狭 15 haである。狭山湖樹林地は、これらの樹林地が位置する埼玉県南西部においてもっとも規模が大きく、樹林性の種の生息の中心地となっていると考えられる。狭山丘陵では、比較的人間の立ち入りが少なく周辺部からの影響を受けにくいと考えられる山口貯水池（狭山湖）の西側の林の中で行った。狭山湖樹林地以外では、八国山緑地と鳩峰公園が、狭山丘陵上に位置し、一部公園化された二次林である。それ以外の樹林地はすべて武蔵野台地上の平地二次林である。

(2) 鳥類群集調査

鳥類群集調査は、鳥類の繁殖期に当たる1994年5月25日から7月20日の間に行った。調査対象とした9ヶ所の樹林地それぞれの中に、その面積に応じて調査地点を設定した。ただし、狭山湖樹林地は面積が大きく、その全域において調査を行うのは困難であるので、調査地点数を10地点とした。調査地点は、計100地点である。調査地点番号とその調査地点が位置する樹林地を表5.1に示した。調査時間は、鳥類の活動が最も活発な日の出から午前9時までとした（松田, 1985）。

調査方法は、観察地点

を中心とした半径25m以内に出現する鳥類を記録する点センサス法を採用した。点センサス法は、樹林地全体に生息する種をできるだけ多く記録したい場合には、ラインセンサス法に比べて能率が低い。一定時間静止して観察を行うので、調査精度が高い調査法であることが知られている（大迫, 1989）。また、大規模な樹林地ではいくつかの植生のタイプが存在し、ラインセンサス法ではそれらの植生のタイプの違いが打ち消されてしまうからである（Bibby et al., 1992）。見通しが悪



図5.2 調査対象樹林地分布図

い林分においては、見通しがよい林分に比べて記録率が低下することが予想されたために、見通しの悪い林分では適宜観察半径内を移動して観察した。記録方法については、加藤(1996a)が文京区における公園緑地の鳥類群集調査に使用した方法と同様に、調査開始から経過時間、出現した種の種名・個体数を記録し、連続して10分間新たな種が記録されなくなるまで調査を継続し、同一個体は2重には記録しなかった。その際、上空通過の個体は記録に加えなかったが、林内及び樹冠内を通過したものについては、その個体の行動はその空間にある程度影響を受けていると判断し記録に加えた。

調査はそれぞれの調査地点について2回ずつ行った。これまでの調査では、3回ずつ調査を行ってきたが、今回の調査を2回としたのは、調査地点が多かったことが主な理由であるが、繁殖期の早朝は、鳥類の定着性が強いので、データの変動が少ないと考えて2回とした。

表5.1 調査地点と樹林地の対応表

	調査地点番号
下富	13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 54, 55, 60, 61, 62, 63, 100
富士見台	32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 48, 49, 50, 51, 52, 53
南入曽	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 67, 68, 69, 70, 71
下松原	72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79
八国山緑地	80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 94, 95
多福院	56, 57, 58, 59
鳩峰公園	96, 97, 98, 99
若狹	64, 65, 66
狹山丘陵樹林地	29, 30, 31, 87, 88, 90, 91, 92, 93

(3) 植生調査

植生の種組成を把握するために、鳥類群集調査を行った100地点において、1995年7月～10月に植生調査を行った。各調査地点で、鳥類群集調査を行った範囲内に400m²の調査区を設定し、調査区内に出現したすべての植物種について、植生の階層ごとに種名、被度、群度を記録した。階層は高木層、亜高木層、低木層、草本層に分けたが、調査地点によってはその一部を欠くものがあった。また、各階層の植被率を目測で記録した。

(4) 分析

まず、鳥類群集調査の結果について、それぞれの調査地点における鳥類のそれぞれの種の、2回の調査で記録された個体数の合計を算出した。この結果を元に、TWINSPANを用いて調査地点

を分類した。pseudospecies cut levelは、1個体も出現しない、1個体以上2個体出現した、3個体以上9個体以下出現した、10個体以上出現した、の4階級とした。ただし、1地点にしか出現しなかった種は分析に用いなかった。その結果、分析の対象となったのは、17種であった。

TWINSPANの結果に基づき調査地点を分類するとともに、鳥類出現パターン模式図を作成して、調査地点のそれぞれのグループが鳥類群集の種組成をどのように反映しているかを整理した。

鳥類の分布によって分けられた調査地点のグループと、植生との関係を明らかにするために、さらに植生調査の結果を基にTWINSPANによる調査地点と植物種の分類を行った。まず、分析に先立ち、階層ごとに記録されたデータを上層と下層の2層に統合した。ここで、上層とは、高木層・亜高木層をまとめたものであり、下層とは、低木層・草本層をまとめたものである。このような集計を行ったのは、上層の植物と下層の植物では、群落における生態的意味も、また鳥類にとっても役割も異なっていたと考えられるからである。集計後に、被度を用いて、+または+2、I、II、III、IV、V、の6つの階級を設定した。ただし、100調査地点中5地点未満にしか出現しなかった種は、分析に用いなかった。その結果、分析の対象となったのは、173種であった。

TWINSPANの結果に基づき、植生パターン模式図を作成した。これは、鳥類出現パターン模式図と同様、植物社会学において植生図を作成する際につくられる現存植生図作成指針と同じ形式のものである。

最後に、鳥類の種組成による分類と植生の種組成による分類を比較し、鳥類の種組成と植生の種組成の関係について検討した。

5.2.3 結果

(1) 鳥類のデータについてのTWINSPANの結果

鳥類群集の種組成をTWINSPANによって分析した結果を図5.3に示した。その結果に基づき、鳥類出現パターン模式図を作成した(図5.4)。樹林地は大きく4つのグループに分けられた。これらを、図5.3のようにグループA, B, C, Dとする。グループAには、主に狭山丘陵、鳩峰公園、南入曽、若狭、富士見台の調査地点が含まれた。特に、狭山丘陵と鳩峰公園の調査地点はすべてグループAに含まれた。グループBには、南入曽、下松原、富士見台の、グループCには、下富、富士見台、下松原の調査地点が含まれた。グループDは、下富と多聞院の調査地点だけで構成された。

それぞれのグループに特徴的な鳥類は以下の通りである。グループAは、メジロの出現個体数が多いことが特徴である。また、ヤブサメはグループAの調査地点のみに出現した。なお、ヤブサメが出現した調査地点は、すべて狭山湖樹林地であった。一方で、ムクドリ、オナガ、スズメ *Passer montanus* はほとんど出現しなかった。グループBでは、ムクドリ、キジバト *Streptopelia orientalis*、メジロ、アオゲラが出現した。グループCでは、ムクドリ、オナガ、スズメ、カワラヒワ *Carduelis cinica*、ホオジロ *Emberiza coides*、キジバトが多く出現した。グループDでは、ムクドリ、カワラヒワ、ホオジロ、そしてスズメが顕著に出現した。また、ハシブトガラス、シジュウカラ、ヒヨドリ *Hypsipetes anaurotis*、コゲラはいずれのグループにも普通に出現した。

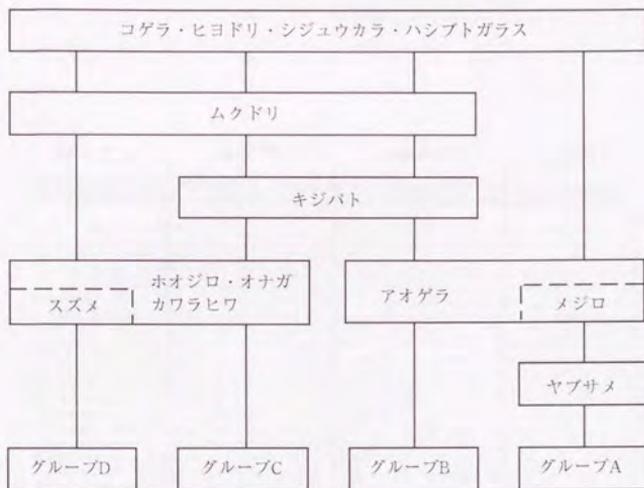


図5.4 鳥類出現パターン模式図
図の見方については図3.2aを参照。

(2) 植生のデータに対するTWINSPANの結果

植生のデータをTWINSPANによって分析した結果を図5.5に示した。分析対象の173種のうち、図5.5にはそのうち出現傾向が顕著である100種のみを示した。分析の結果、調査地点は4つのタイプに分類された。その結果を用いて、植生パターン模式図を作成した(図5.6)。それぞれのタイプを図5.5のように、タイプ1、2、3、4とする。それぞれのタイプに顕著に出現した種は以下の通りである。タイプ1と2には上層にコナラ・エゴノキが高い被度で出現した。下層には、ヤブラン *Liriope platyphylla*、アオキ *Aucuba japonica*、アズマネザサなどがみられた。さらにタイプ1には、上層にクヌギ *Quercus acutissima*、下層にウミズザクラ *Prunus grayana*、コウヤボウキ *Pertya scandens*、オオバジャノヒゲ *Ophiopogon planiscapus*、フジ *Wisteria floribunda*、アラカシ *Quercus glauca*、ツルグミ *Elaeagnus glabra*といった種が典型的に出現していた。タイプ1には、狭山湖樹林地、八国山緑地、鳩峰公園のすべての調査地点が含まれ、それ以外には若狭の1地点が含まれたのみであった。タイプ2のみに顕著に出現している植物はみられなかったが、タイプ1と比較すると、ヒノキ *Chamaecyparis obtusa*、サワラ *Chamaecyparis pisifera*、スギ *Cryptomeria japonica* といった針葉樹の被度が高い。タイプ2には、南入曽と富士見台の調査地点が主に含まれた。

タイプ3と4(の調査地点)の場合、上層には、コナラ、エゴノキに加えてアカマツ *Pinus densiflora*が顕著に出現した。また、下層にはアキノキリンソウ *Solidago virga-aurea* ssp. *asiatica*、ノガリヤス *Calamagrostis arundinacea* var. *brachytricha*などが出現していた。この2つのタイプの調査

	タイプ1	タイプ2	タイプ3	タイプ4
88992389993688999898989	957734455731236	6713345 347	56 11344461213572561112	45745 221224460267757
78019092371601689236445	578948905781565456807353139		3286217232016753072273946888	852991490674030214641
ツバ(上)	---11-32-2-3---32	---2---	2---	2---2---
ツバツバ(上)	---2-2-2-31-1-2-			2---
ツバツバ	211-1111-12142221-21	1---	1---	1---
ツバツバ	---1-1-1-1-1-1-1-1			
ツバ(上)	---3---21---2212			2---
ツバ	2121111			
ツバ	111121113	111---		
ツバツバツバ	---11111-1---			
ツバツバ	1-111111-1---			
ツバツバ	11-11111			
ツバツバ	111-11111-1---	1---		
ツバ	1111111111-1-111111	1---	1---	1---
ツバツバツバ	212-2111-1-1-11	1---	1---	1---
ツバ	111-22111	1-1-1-		
ツバ(上)	---2-3223---31314-333424---	12---3-23-3-21	2---	2-2---
ツバ	1-1-2111-42323212-11---	11-1-1-1-1-1-2131-21	1-1-	1-1-1-1-1-
ツバツバ	2111111111221112111111	11---	11-111111-11-	1-1-
ツバ	111-211211221121112	2111112-1-11-1111-1121112-	1111-111-111-1-2-	1-1-
ツバツバツバ	411-12-135424143234253214	-1-11-21-	11-2-	1-1312-53-
ツバツバツバ	212111211-1-1-1111-11	11-	1-1-1-1-	1-1-
ツバ	---1-1-11111-1-1-	1-1-1-1-1-1-1-1-1-1-		1-1-1-1-1-1-
ツバ	---1-1-1-1-1-1-1111-11	11---	1-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバツバ	1-1-1111211-1-1-1-2-	11-1-	1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバ	1111122211-2111111111	11111-2111111-1-1-1-1-	111-11111-1-	11-11-1-1-1-
ツバツバ	1111121211-1-3111-1-	1-2-1-1-2-1-1-1-	121-1-11-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバ(上)	---5---12-242-1-1-1-23-2-	1-1-2-	1-2-	1-2-
ツバツバ	---1-1-111111111	21-1-111111-1-1111111-1-	1-111-111-	1-1-1-1-1-1-
ツバ	---1-1-111111111	1-1-1-1-1-1-1111-1-1-	1-1-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバツバ	---11-11-1-1-1-1-1-	1-1111-11-11111-11-	1-1-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-
ツバ(上)	33-322-2-2-	3222242-21-	2-	2-11-123-
ツバ	11-111111-1-	111112121113-	111-1-	1-1-1-1-1-1-1-
ツバ	---11111111111111	111-11-1-1-1-1-1-	111-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバ	---21212-231-1111-1-	1111-11-11112221-1-1-	111-1211-11111111-	111-1-1-1-2-
ツバツバツバ	1-1-111-1-1-1-1-1-1-	111-1111-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-21-	22-1-1-1-1-1-2-
ツバ	---111-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-1-1-	1-1-1-1-1-1-
ツバツバ	---1121-2111111211	1-11-1-1-1-1-1111111-1-11	111-1-1-1-111111-1-	1-212-1-1-1-1-1-2-
ツバ(上)	445455564454455554555	22424334444444443354283568	352-1523352134235254543434	443232-2442322-232-1
ツバ	111111-11-11111111-1-	1-111-1111111-1-1-111-	1-1-1-1-11111-1-1-1-	1-1111-1-1-1-1-111
ツバ	11112211311211221111	1422143131211244221321111	11131111111121111-111111	1111-1-1-1-1-1-1-13
ツバツバ	2-1-11111-11-1-11211	1111-1-1-1-1-1-1-12-11	1-11-11-1-1-1-1-1-	1111-11-1-1-1-111-1
ツバ	---31-111-111211	11111111-1-1-1-1-1-1-1-1-	1-1-111111111-1-	111-11-1-1-1-1-1-1
ツバ(上)	224-323-2-2-2-22-12-2	2-113-3-42-1-1-11-412223	21-1-3-1-3221-3242-22-2-	2-22-2-2-2-1-1-2-
ツバ	242433-32-	2425233232-332-2-2-	1231-242-12241-224-42-3-2-3-	2-21-2-2-2-2-2
ツバ	121134213-	3223114-34-23112122142-41482-5-4-121-322-11232-412-22	1-1-1-2-	22-1-1-2-2-2-1-2
ツバ(上)	3332-11-	13-3124-21-	42-1-1-22423232-2-222-	21-3-423-3-2-
ツバツバ	---1-1-1-1-1-1-1-	1-111111-1-111111-1-1-1-	1-11-111-111-	1-1-1-1-1-1-1-

図5.5.1 TWINSKANの結果(植生)
 TWINSKANの結果の見方については、図2.2を参照。ただし、分割のされ方を見やすくするために、分割の段階を0と1の組み合わせではなく、デンドログラムで示した。

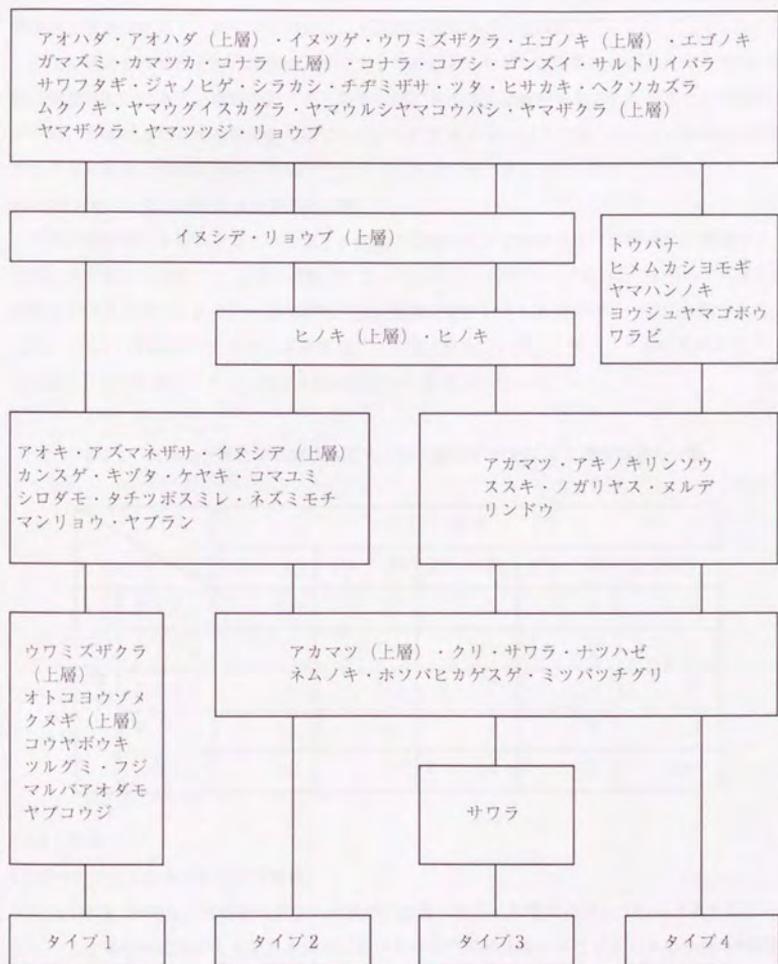


図5.6 植生タイプパターン模式図

図の見方については、図3.2aと同様である。ただし、上層とあるのは、上層に出現した種、それ以外はすべて下層に出現した種である。

地点を比べると、タイプ3の調査地点ではヒサカキ *Eurya japonica*、シラカシ *Quercus myrsinaefolia* といった常緑樹が下層にみられた点特徴的である。タイプ4の調査地点には、ススキ *Miscanthus sinensis*、タケニグサ *Maclaya cordata*、ヒメムカシヨモギ *Erigeron canadensis*、ヨウシュヤマゴボウ *Phytolacca americana*などが顕著に出現していた。タイプ3にはいくつかの樹林地の調査地点が含まれており、タイプ4には主に下富の調査地点が含まれた。

以上の結果からそれぞれの植生のタイプをまとめると、タイプ1は管理が行われなくなり、常緑化が進行しつつある丘陵地のクスギ-コナラ林、タイプ2は管理をなされなくなった平地のコナラ林、タイプ3は適度な管理を受けている平地のアカマツ-コナラ林、タイプ4は強度の管理がなされており、林床の明るい平地のアカマツ-コナラ林であるといえる。

(3) 鳥類による分類と植生による分類の比較

鳥類の種組成による調査地点の分類と、植生の種組成による調査地点の分類の対応関係をクロス表にまとめた(表5.2)。鳥類の種組成によって分けられたグループAには、植生のタイプ1の調査地がほとんど含まれた。八国山緑地の調査地点だけがいくつか他のグループに分類された。また、グループDはほぼタイプ4の調査地だけで構成されていた。しかし、それ以外のグループBとCはいくつかの植生タイプに属する調査地点から構成されていた。

表5.2 鳥類の分布による調査地点の分類と植生の分布による調査地点の分類のクロス表

		鳥類				
		グループA	グループB	グループC	グループD	合計
植生	タイプ1	19	3	2	0	24
	タイプ2	7	11	10	0	28
	タイプ3	5	11	9	4	29
	タイプ4	4	0	7	8	19
	合計	35	25	28	12	100

5.2.4 議論

(1) 植生のタイプと鳥類の分布の関係

由井(1976, 1977)は、樹林地の樹種の構成が、鳥類の分布に影響を及ぼしていることを明らかにしている。本研究においても、ある地点における植生の種組成と、そこでみられる鳥類の種組成との間に一定の関係がみられた。

鳥類群集の種組成に基づき分類されたグループAは、丘陵地の二次林の植生とみなし得る調査地点(タイプ1)とよく対応していた。グループAには、林床が密に茂った暗い樹林を好むとされるヤブサメ(中村・中村, 1995)が出現している以外にもメジロが顕著に出現している。メジロは常緑

樹林を好むとされており(中村・中村, 1995)、二次林の遷移の進行による常緑化が、これらの種の出現を促しているものと考えられる。

一方で、鳥類群集の種組成により分類されたグループDは、強度な管理がなされて林床の明るい平地のアカマツ・コナラ林(タイプ4)の調査地点と対応していた。アカマツを主体として管理されている二次林の林床には、草地的な植生が形成されている(山本・糸賀, 1988)。このような植生によって、ムクドリ、オナガ、スズメ、カワラヒワ、ホオジロといった生息の中心が本来は樹林地内部ではない鳥類が出現したと考えられる。このように、植生のタイプと鳥類の分布の間には明らかな関係がみられた。

しかし、鳥類の種組成のグループBおよびCは、特定の植生との対応関係がみられなかった。これらはともにグループAとDの中間的な性質をもつグループであり、従って植生の種組成との結びつきも明確に現れなかったものと考えられる。植生タイプ2および3が、タイプ1および4の中間的な性質をもつことから、グループBとC、タイプ2と3をそれぞれひとまとめにして考えると、中間的な性質をもつものどうしの対応がみられることがわかる。

5.3 植生の構造との関係

5.3.1 鳥類の分布と植生の構造

前節では、鳥類の種組成と植生の種組成の関係を明らかにした。本節では、植生の構造に着目して、植生の構造が異なる林分ごとに鳥類群集調査を行い、鳥類の生息にとって重要な植生の構造を明らかにすることを目的とする。植生の構造と鳥類の分布については、特にこれまで繁殖期において多くの研究がなされてきたが(例えば、MacArthur and MacArthur, 1961; 田井, 1976)、本研究では越冬期において調査を行った。越冬期において調査を行ったのは、越冬期が繁殖期と並んで鳥類の生存にとって重要な時期であることと、都市化の進んでいる本研究対象地域では、出現種数が少ない繁殖期よりも(第4章参照)、出現種数の多い越冬期の方が植生構造と鳥類の分布を比較しやすいと考えたためである。

5.3.2 対象地と方法

(1) 研究対象地

埼玉県所沢市西部(小手指・狭山ヶ丘)の比較的面積の大きい樹林地2ヶ所を研究対象地とした(図5.7)。樹林地の面積は、それぞれ14.5 ha, 7.8 haである。予め、これらの樹林地の内部を植生の相観によって、いくつかの林分にわけた。相観植生によって分けられた林分のうち、面積が16a (40 m X 40 m)以上のものを調査対象林分とした。調査対象林分は、14.5haの樹林地に16ヶ所、7.8haの樹林地に8ヶ所の計24ヶ所である。

(2) 鳥類群集調査

鳥類群集調査は、鳥類の越冬期に当たる1994年の1月16日から3月11日の間に調査対象となった



図5.7 研究対象地

それぞれの林分で行った。調査方法は、本章第2節に述べた点センサ法を採用した。観察半径は20mとした。点センサ法においても見通しが悪い林分においては、見通しがよい林分に比べて記録率が低下することが予想されたために、見通しの悪い林分では適宜観察半径内を移動して観察した。調査は、9時から15時の間に行った。調査時間は20分とし、調査開始から経過時間、出現した種の種名・個体数、発見場所を記録し、同一個体は2重には記録しなかった。その際、上空通過の個体は記録に加えなかったが、樹冠内および下を通過したものについては、その個体の行動はその空間にある程度影響を受けていると判断し記録に加えた。また、樹林地内の空間を地面(0m)・下層(0~2m)・中層(2~8m)・上層(8m以上)の4層に分け、それぞれの種が最初に発見された場所を記録し、それをその種の利用している空間とした。調査はそれぞれの対象地点について、3回ずつ行った。ただし、空間利用のデータにおいては、明確に位置が確認できなかった個体、林内通過の個体は集計から除外した。

以上の鳥類群集調査に基づき、鳥類の分布に関する変数を2つ設定した。林分ごとの鳥類の出現種数(3回の調査を通じての総種数)と、鳥類の種多様度(BSD、(シャノンの多様度指数)である。

$$BSD = - \sum_{i=1}^s P_i \cdot \ln P_i$$

s: 種数; P_i : i 番目の種の個体数の全出現個体数に対する割合

(3) 植生調査

各林分の植生の垂直構造を、1994年9月19日から11月14日にかけて調査した。それぞれの林分において、まず40mのラインを引き、そのライン上で2mおきに測定点を設けて植生の垂直構造を調べた。具体的には、測定点上の地表から0, 0.12, 0.37, 0.75, 1.5, 3, 4.5, 6, 9, 12, 18, 24, 32 mの高さに、半径30 cmの円を想定し、その円内に植物体が入っている植物種名を記録した (Erdelen, 1984を参照)。複数の植物種が円内に存在する場合には、それらすべてを記録した。枯死している枝あるいは幹も記録した。これは、鳥類にとっては枯死した枝や幹も重要な採餌場所や隠れ家になるからである。このラインを各林分で2本ずつ取った。よって、それぞれの林分において、計40の測定点で植生の垂直構造を把握した。

次に、各林分の植生の現存量を1994年9月19日から11月14日までと1995年7月14日から10月13日の間に調査した。それぞれの林分において50 mのラインを1本設定し、その両側1 m以内に根元がある樹高1.5 m以上の植物の、位置と種名、胸高直径を記録した。その際には枯死木も対象とした。

以上の植生調査の結果に基づき、植生構造に関する変数を以下のように作成した。

・垂直構造の発達状況を示す変数。

- 1) 高度別植物体頻度 (PLB)。それぞれの階層で植物体が存在した頻度(0mをPLB00とし、32mをPLB12とする。各林分において40の測定点でデータを取っているので個々のPLBの最大値は40)。
- 2) 全階層植物体頻度。全階層の高度別植物体頻度を合計したもの。
- 3) 低木層植物体頻度。低木層に相当する高さ(高さ0.12~3m)の植物体頻度を合計したもの。
- 4) 植物体頻度の高さの方向の多様度。(シャノンの多様度指数: s : 階層数(ここでは、12)、 P_i : i 番目の階層の高度別植物体頻度の全階層植物体頻度に対する割合; 数式は鳥類の種多様度を参照)
- 5) 出現した植物の種多様度(シャノンの多様度指数: s : 植物の出現種数、 P_i : i 番目の植物種の出現数の全出現数に対する割合)。

鳥類の分布と植生の階層構造を比較する研究では、植生の垂直構造の指標として、一般的には葉の量つまり葉量 (foliage amount) を用いているが(例えば、Erdelen, 1984)、本研究対象地のほとんどの林分では落葉広葉樹が優占しており、越冬期には落葉しているため、葉量という指標はふさわしくない。よって、植物の枝や幹などの植物体がどれだけ複雑に存在しているかの指標として、高度別植物体頻度という指標を設定した。

・現存量に関する変数。

- 1) 出現したすべての種の胸高断面積の合計。
 - 2) 出現したすべての枯れ木の胸高断面積の合計。
- (4)分析

まず、鳥類群集の分布と植生構造の関係把握するために、林分ごとに出現した種数および鳥類の種多様度と、全階層植物体頻度、植物体頻度の高さの方向の多様度、植物の種多様度との相関を調べた。

次に、各調査地点で記録された鳥類群集の種組成のデータに対し、TWINSPANによる分析を行った。pseudospecies cut levelをそれぞれの種が1回も出現しない、1回出現した、2回以上出現した、の3つに設定した。ただし、3回の調査を通して1地点にしか出現しなかった種は、まれにしか出現しない種として分析から除外した。TWINSPANの結果に基づき、鳥類出現パターン模式図を作成した。TWINSPANによって分けられた林分のタイプの特徴を把握するために各々のタイプ間における全階層植物体頻度と低木層植物体頻度、枯れ木の胸高断面積の合計の差をt検定により検定した。

5.3.3 結果

(1) 回帰分析

出現した鳥類の種多様度はどの説明変数とも有意な相関が見られなかった(すべて、 $p > 0.1$)。出現種数は、全階層植物体頻度と有意な正の相関が見られたが($r = 0.51, p < 0.01$, 図5.8)、それ以外の説明変数との相関は有意ではなかった(すべて、 $p > 0.1$)。

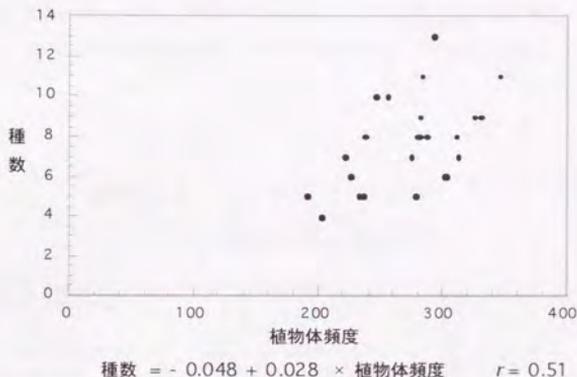


図5.8 出現種数と全階層植物体頻度の関係
全階層植物体頻度とは、全階層の高度別植物体頻度を合計したもの。

この結果は、越冬期においても植生の構造の複雑さと鳥類の分布の間に関係があることを示唆する。しかし、その相関は弱く、また植生構造についての他の変数と、鳥類群集との関係は確認できなかった。従って、次に植生の構造と鳥類群集の種組成の関係を検討する。

(2) TWINSPAN

TWINSPANの結果を図5.9に示す。林分は、鳥類の種組成によって4つのグループに分けられた。ここで、それぞれの林分のグループを図5.9にあるように、グループA, B, C, Dとする。それぞれのグループに典型的に出現する鳥類を模式図にした鳥類出現パターン図を作成した(図5.10)。グループAの林分は、他のグループに比べて鳥類の種組成が貧弱であった。グループCの林分でも鳥相は貧弱であるが、ヒヨドリの出現頻度が高くまたハシブトガラスが出現している。グループBグループDの林分には、ウグイスやアオジといった主に低木層を利用する鳥類が出現したのが特徴的である。さらに、グループBでは、アオゲラ、オナガが出現していた。

鳥類の種組成によって分けられたこれらの林分のグループの植生の特徴を把握するために、林

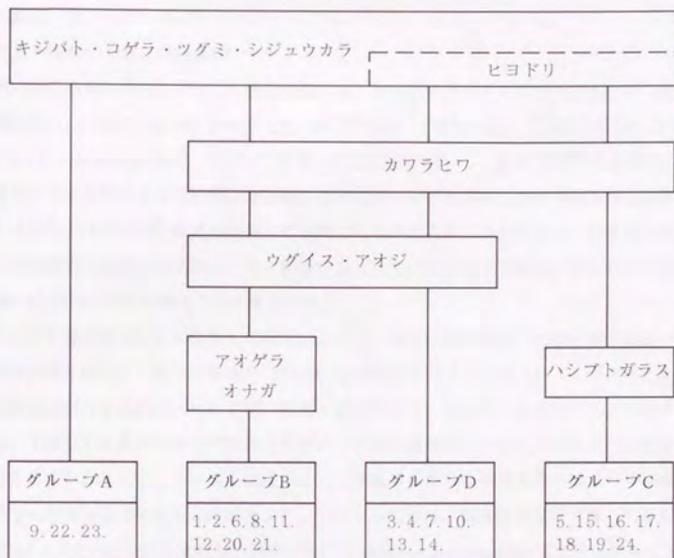


図5.10 鳥類出現パターン模式図
図の見方については図3.2aを参照。

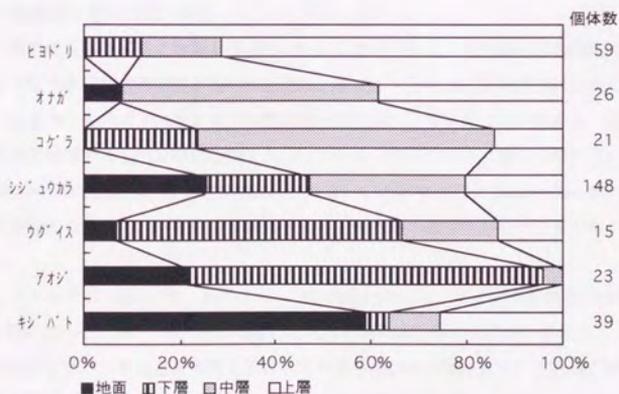


図5.11 主な鳥類の利用空間

それぞれの鳥類が最初に発見された場所を示した。地面は0m、下層は0~2m、中層は2~8m、上層は8m以上である。なお、位置が確認できた個体が、15個体以上の種に限って示した。

5.3.4 議論

(1) 越冬期の鳥類の分布と植生構造

鳥類の分布と植生構造を比較した研究の多くは、繁殖期に調査をしており(例えば、MacArthur and MacArthur, 1961; Erdelen, 1984など)、越冬期において植生構造との関係を検討したものは少ない(例えば、Pearson, 1993)。また、これまでに我が国において、前節であげたように、越冬期の鳥類の分布と林相および植生構造を比較した研究がいくつか見られるが(例えば、由井, 1977)それらは鳥相と林相や植生構造を定性的に比較したものである。本研究では、越冬期においても植生の階層構造の複雑さが鳥類の分布に影響を及ぼしていることを定量的に明らかにできた。

(2) 鳥類の種数および種多様性と植生構造の関係

これまでの繁殖期に行われた多くの研究によって、鳥類の種多様性(BSD)が、葉量(本研究の植物体積度に相当)の高さの多様性(PHD)と相関を持つことが示されている(例えば、MacArthur and MacArthur, 1961; 石田, 1987)。本研究では、そのような関係は見られなかった。これは、本研究の対象地の林分間の植生のグループの相違が従来の研究の場合と比べて小さいことによる考えられる。よって、この結果によって鳥類の多様性と植物体積量の高さの多様性の間に関係がないとは結論づけることはできない。しかし、近年は、葉量の密度を考慮した指数を用いた研究(由井・鈴木, 1987)やその他の研究(例えば、Maeda and Maruyama, 1991)によって、鳥類の種数や多様性は、葉量の高さの多様性より植被の密度が重要であることが指摘されている。本研究でも、鳥類の種数は各階層の植物体積量の合計と相関があり、植物体積量の高さの多様性より植被の密度の方が重要であることが示唆された。

(3) 鳥類の種組成と植生構造の関係

鳥類の種組成も植生構造に影響を受けていることが示された。低木層の植物体積量の合計が大きいため、つまり低木層の植被の密度が高い林分では、ウグイスとアオジが特徴的に出現していた。利用空間の結果からもウグイスとアオジは主に低木層を利用していたことがわかる(図5.11)。従って、低木層の植被が鳥類の分布に影響を及ぼしていると考えられる。同じく越冬期における研究で、Pearson (1993)も低木の植被率の増加にともないノドシロシトド *Zonotrichia albicollis*等の種の個体数が増加するとして、越冬期の鳥類にとって、低木層の被覆の存在が重要であることを指摘している。

また、グループBの林分では、他のグループの林分に比べて、アオゲラが顕著に出現している。グループDに比べてグループBの林分では、枯死木の胸高断面積の合計が大きかったことから、枯死木の多少がアオゲラの生息に影響を及ぼしている可能性が示唆される。これは、枯死木において昆虫類などの食物を得ることができるためであると考えられる。

5.4 小規模緑地における周辺の土地利用の影響

5.4.1 鳥類の分布と周辺の土地利用

我が国の都市域および都市近郊の樹林地は、近年の様々な開発の結果分断され、孤立化している。これらの小規模な樹林地では、そこに出現する種の少なから生物の生息地としてはこれまであまり注目されてこなかった。しかしこうした小規模な樹林地も、林縁性の生物など少なからぬ種にとって重要な生息地であり (Taylor et al., 1987; Dichman, 1987)、小規模樹林地と草地や農耕地を組み合わせて都市やその近郊における生物生息地の整備を進めていくことの有効性も指摘されている (Taylor et al., 1987)。そこで本節では、面積が2ha未満の小規模な樹林地 (以下単に小規模樹林地と称する) と、高木が植栽されていて小規模樹林地に準じた役割を果たし得ると考えられる、やはり小面積 (2ha未満) の都市公園に注目し、そこに生息する鳥類の種組成を明らかにするとともに、それに影響を及ぼす要因について検討した。

都市域や都市近郊地域でも、樹林地の面積がそこにおける種多様性を決定づける重要な要因であるという報告がなされている (例えば、平野ら, 1985; Taylor et al., 1987; 伊藤・藤巻, 1990など)。加えて、植生の階層構造が鳥類の種組成に影響を及ぼすことを指摘した研究もあり (葉山, 1985; Maeda and Maruyama, 1991など)、特に、低木層や草本層の重要性が指摘されている (Cicero, 1989; 加藤, 1996a; 第5章3節も参照)。香川 (1987) は、東京の多摩ニュータウンの都市公園を対象とした研究で、大面積の緑地からの距離と林縁の植生の発達程度、および林床の管理状況を、鳥類群集の種組成に影響を及ぼす要因として示している。

しかし、以上の研究で取り上げられてきた都市および近郊の緑地のほとんどは、比較的規模が大きく、小規模な緑地についてはほとんど研究されていない。本節では、そうした小規模な緑地を対象としたものである。こうした小規模な緑地では、大規模なものに比べて周辺からの影響を受けやすいとされている (Schonewald-Cox and Bayless, 1986)。ある程度の規模の樹林地においても、生息地における生物の分布状況は生息地に隣接する土地の利用状況に影響を受けると考えられていることから (Loman, 1991)、住宅地や商業地などと隣接している都市域および都市近郊地域の小規模緑地では、周囲の土地からの影響がより明瞭な形で生じていると考えられる。そこで、本節では、特に隣接する土地利用の影響に着目したい。

5.4.2 対象地と方法

(1) 研究対象地の概要

調査対象地には、埼玉県所沢市の小規模樹林地と都市公園を選んだ。所沢市西部 (小手指および狭山ヶ丘地区) の面積の小さい樹林地14ヶ所 (0.20~1.43 ha) と、比較的植被率の高い都市公園12ヶ所 (0.12~2.07 ha、ただし植被が連続して存在する部分の面積)、計26ヶ所を対象地とした (図5.12)。研究対象地域は武蔵野台地上に位置し、標高は80~100mである。それぞれの対象地にはほとんど傾斜がなく、地形の上での差はみられない。

研究対象地域の位置する武蔵野台地では、以前は大規模な平地林がいたるところでみられたが、

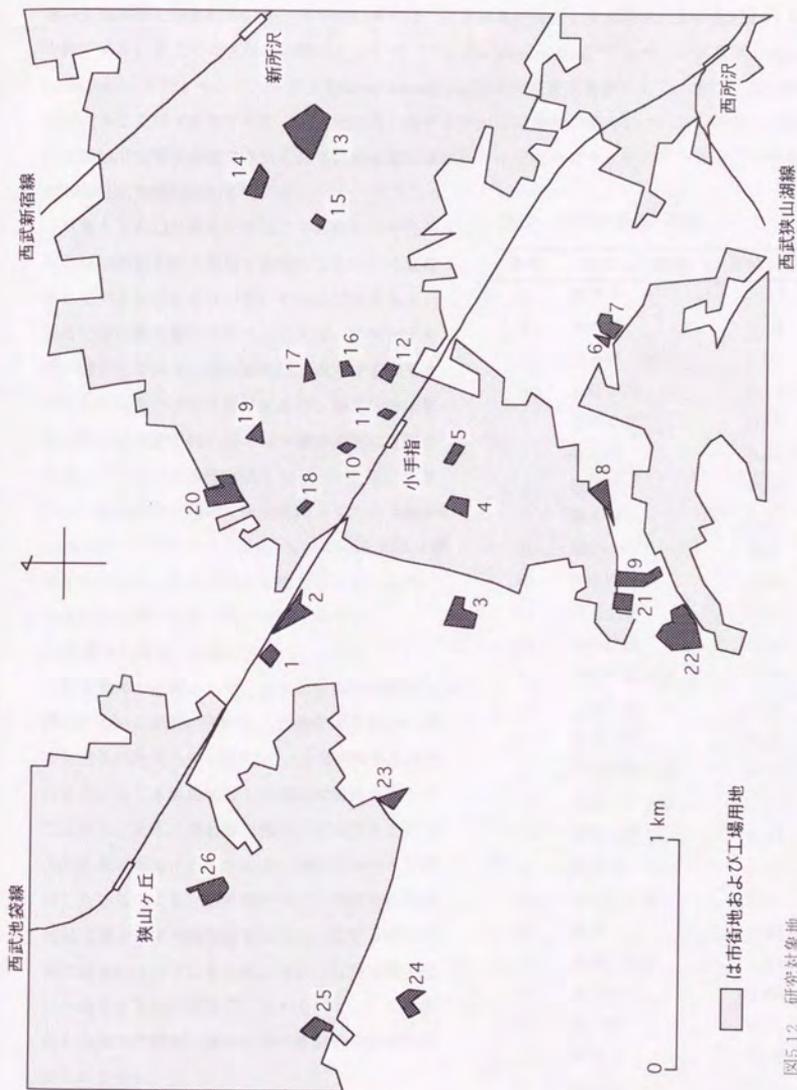


図5.12 研究対象地

高度成長期以降都市化の影響を受けてそれらの大規模な樹林地は分断され、細分化されてきた(犬井, 1982)。対象とした小規模樹林地の多くは、そのような開発の結果わずかに残されたものである。これらの樹林地の多くは都市公園と同様に、その周囲を住宅地や商業地などの人為的影響の強い土地利用に囲まれている。樹林地の多くは、以前は農用林として利用されていたいわゆる雑木林である。そこでの主な優占種は、コナラ、クリ *Castanea crenata*、クヌギ、イヌシデ *Capinus tschonoskii*、エゴノキ、ヤマザクラ *Prunus jamasakura* などの落葉広葉樹である。また一部は植林地で、そこではアカマツやヒノキ、サワラ、スギといった針葉樹が優占している。近年、これらの樹林地では管理が放棄されており、低木層にはアズマネザサやヒサカキ、シラカシ、アオキなどの常緑広葉樹が増加している。

対象とした12の都市公園は、その植生の特徴から、以前の雑木林の景観を維持しようとして整備されているものとそうでないものに二分できる。前者では、高木層にコナラ・クヌギ・アカマツなどが優占しており、高木層の種組成だけを取り上げると樹林地とほぼ同様であるが、強度の林床管理や踏圧の影響で低木層・草本層が非常に貧弱であり、実生および稚樹はほとんどみられない。また、土壌も非常に硬い。後者では、ケヤキ *Zelkova serrata* やソメイヨシノ *Prunus Yedoensis* が多く植栽されている。低木や草本も植栽されているが、ほとんどが園芸品種であり樹種も少ない。

(2) 対象地の属性の計測

各対象地の面積として、連続して高木の樹冠に覆われている範囲の面積を、1990年10月撮影の空中写真から計測した(表5.3)。小規模樹林地またはそれに準じる生息地として調査対象地を選んだことから、高木に覆われた部分だけを取り上げた方が生息地の属性としてはより適切であろうと判断したことによる。樹林地の場合、計測された面積は地図上の樹林地の面積とほぼ一致するが、公園の場合には必ずしも一致しない。以後本論文では、調査対象地の面積というときには、ここで測定した高木の樹冠に覆われている部分の面積を指すものとする。

周囲の土地から対象地へと及ぶ影響は、隣接す

表5.3 研究対象地の概要

番号	対象地の属性	面積 (ha)
1	雑木林	0.57
2	雑木林	1.18
3	雑木林・植林	1.02
4	北野公園	0.47
5	長野公園	0.15
6	雑木林	0.20
7	雑木林	0.44
8	雑木林	1.43
9	植林	0.62
10	中山西公園	0.12
11	下原公園	0.18
12	中山公園	0.15
13	緑町中央公園	2.07
14	上砂公園	0.36
15	中道公園	0.22
16	小手指東公園	0.18
17	ルポハルク緑地	0.39
18	松岡公園	0.25
19	雑木林	1.42
20	小手指公園	0.14
21	植林	0.43
22	北野天神社	1.24
23	雑木林	0.60
24	雑木林	0.56
25	雑木林	0.30
26	雑木林	1.02

る土地のうち人為的な影響の強い土地利用が占めている割合によって指標されると考え、対象地の境界のうち人為的な影響の強い土地利用と接している部分の割合を1979年作成1991年修正の所沢市現況図(1/2,500)から測定した。人為的な影響の強い土地利用は、植被のほとんどない住宅地、工場用地、造成地、幹線道路とした。植被の存在については、上記の空中写真を用いて判断した。

(3)鳥類群集調査

鳥類群集調査は、鳥類の越冬期に当たる1994年の2月5日から3月16日の間にそれぞれの対象地でを行った。本研究対象地の小規模樹林地では、繁殖期には出現種が非常に少ないが(第4章を参照)、越冬期には出現種数も多く、越冬地としては機能していると考えられるためである。

調査方法として、観察地点を中心とした半径25m以内に出現する鳥類を記録する点センサス法を採用した。見通しが悪い対象地においては、見通しがよい対象地に比べて記録率が低下することが予想されたために、適宜観察半径内を移動して観察した。調査は、9時から15時の間に行った。調査時間は20分とし、調査開始からの経過時間、出現した種の種名・個体数、発見場所を記録し、同一個体は2重には記録しなかった。その際、上空通過の個体は記録に加えなかったが、樹冠の内および下を通過したものについては、その個体の行動はその空間にある程度影響を受けていると判断し記録に加えた。また、樹林地内の空間を地面(0m)・下層(0~2m)・中層(2~8m)・上層(8m以上)の4層に分け、それぞれの個体が最初に発見された場所を記録し、それをその個体を利用して空間とした。ただし、明確に位置が確認できなかった個体、林内通過の個体は、利用していた空間の分析の対象からは除外した。調査はそれぞれの対象地点で3回ずつ行った。

(4)植生調査

各対象地の植生の階層構造を、1994年11月から12月にかけて調査した。それぞれの対象地において、まず50mのラインを設定した。ライン上で2mおきに測定点を設定し、各測定点で地上0, 0.12, 0.37, 0.75, 1.5, 3, 4.5, 6, 9, 12, 18, 24, および32mの高さにある半径30cmの円を想定し、その円内に植物体が入っている植物種名を記録した(Erdelen, 1984; 第5章第3節も参照)。複数の植物種が円内に存在する場合には、それらすべてを記録した。枯死している枝あるいは幹も記録した。これは、鳥類にとっては枯死した枝や幹も重要な採餌場所や隠れ家になるからである。

この結果から、Erdelen(1984)に準拠して以下の変数を計算した。各対象地で25の測定点でデータを取っているため、個々の高さにおける植物体頻度の最大値は25となる。その上で、全ての高さの高度別植物体頻度を合計した全階層植物体頻度を計算した。また、本研究対象地域で行った比較的規模の大きい樹林地における研究では、低木層の階層構造が鳥類の分布に影響を及ぼすことがわかっているので(第5章第3節)、低木層の発達状況を示す変数として、0.12~1.5mの高度別植物体頻度を合計した低木層植物体頻度を計算した。

ある特定の階層だけ発達しているのか、上層から下層までまんべんなく同じ程度に発達しているのかを見る指標として、植物体頻度の高さ方向の多様度(PHD)を考えた。これは次の式により

計算する。

$$PHD = - \sum_{i=1}^s P_i \cdot \ln P_i$$

s: 高度階級数 (ここでは12)、 P_i : i 番目の高度階級の植物体頻度の全植物体頻度に対する割合。

植物の種の多様度も鳥類群集の状態と関係し得る。そこで、植物の種多様度を示す変数を2つ計算した。1つは、出現した植物の種数である。もう一つはシャノンの多様度指数による植物種の多様度であるが (以下単に植物種の多様度と称する)、これは、上式のsを植物の出現種数に、 P_i を i 番目の植物種の出現回数の全ての種の出現回数の合計に対する割合に、それぞれ置き換えて計算した。

鳥類の分布と植生の階層構造を対照する研究では、植生の垂直構造の指標として葉量 (foliage amount) を用いることが多いが (例えば、Erdelen, 1984)、第5章第3節と同様な理由で、植物の枝や幹などの植物体がどれだけ複雑に存在しているかを、植物体頻度という指標で表現した (第5章第3節を参照)。

(5) 分析

まず、鳥類の出現種数と、対象地に関して測定されたそれぞれの変数との相関を調べ、これらの変数が示す対象地の属性が、鳥類群集の種の多様性にどのように関わっているかを検討した。

都市緑地においては、隣接している土地から主に樹林外に生息する種が侵入して樹林性の種と競合し、結果として種数は変わらないまま組成に変化が生じることも考えられる。従って、単純に種数や種の多様度を比較するだけでなく、種組成まで分析の対象とする必要がある。そこで、各調査対象地で記録された鳥類群集の種組成のデータ (3回の調査の個体数を種別に合計したもの) に対し、TWINSPANによる分析を行った。pseudospecies cut levelはデフォルトの0、2、5、10、20の5段階に設定した。3回の調査を通して1地点にしか出現しなかった種は、まれにしか出現しない種として分析から除外した。TWINSPANによって得られた対象地グループの特徴を把握するために、各調査地の属性や植生に関する変数の分布のグループ間の差を調べ、鳥類の種組成と関連の強い要因を検討した。

最後に、鳥類の利用空間のデータに基づき、種ごとの空間利用パターンについて検討した。

5.4.3 結果

(1) 鳥類の種数の変化に対応する要因

鳥類の出現種数は、対象地の面積の対数と正の相関が見られたが (図5.13、 $r = 0.64$, $p < 0.01$)、それ以外の説明変数との間には有意な相関はみられなかった ($p > 0.1$ 、表5.4)。

(2) TWINSPAN

TWINSPANの結果を図5.14に示す。対象地は、鳥類の種組成によって2つのグループに分けられた。これらを以下、グループA、Bと称する。グループAの対象地には、ドバト *Columba livia* var. *domestica*、スズメ、ジョウビタキ *Phoenicurus auroreus*、ハクセキレイ *Motacilla alba* といった、

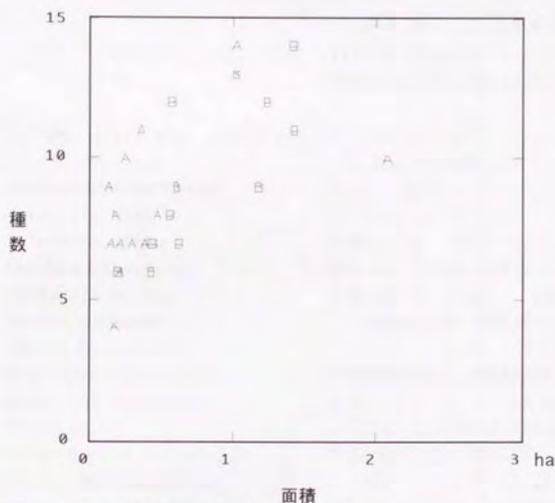


図5.13 出現した鳥類の種数と対象地の面積の関係
 図中のA, Bはそれぞれの対象地が後のTWINSPANによる分析の結果、
 どちらのグループに属しているかを示す。

表5.4 調査地に関するパラメータと鳥類出現種数の相関 (n = 26)

パラメータ	相関 (r)
対象地の面積の対数	0.64**
全植物体頻度	0.12
低木層植物体頻度	0.10
植物体頻度の高さの方向の多様度	0.19
植物種の多様度	0.02
出現した植物の種数	0.04
人為的な影響の強い土地利用と接している割合	0.07

** 1%水準で有意な相関

樹林を主な生息地としていない種が高い頻度で出現していた。一方で、グループBの対象地では、アオジ、ウグイス、カシラダカ *Emberiza rustica*、コゲラといった種が多く見られた。これらの種は、対象地に近いより大面積の樹林地では、越冬期に樹林地で一般的に観察された種である（第4章を参照）。グループBに含まれる対象地はすべて小規模樹林地である（植林、社寺林を含む）。また、グループAには、すべての都市公園と2つの小規模樹林地が分類された。

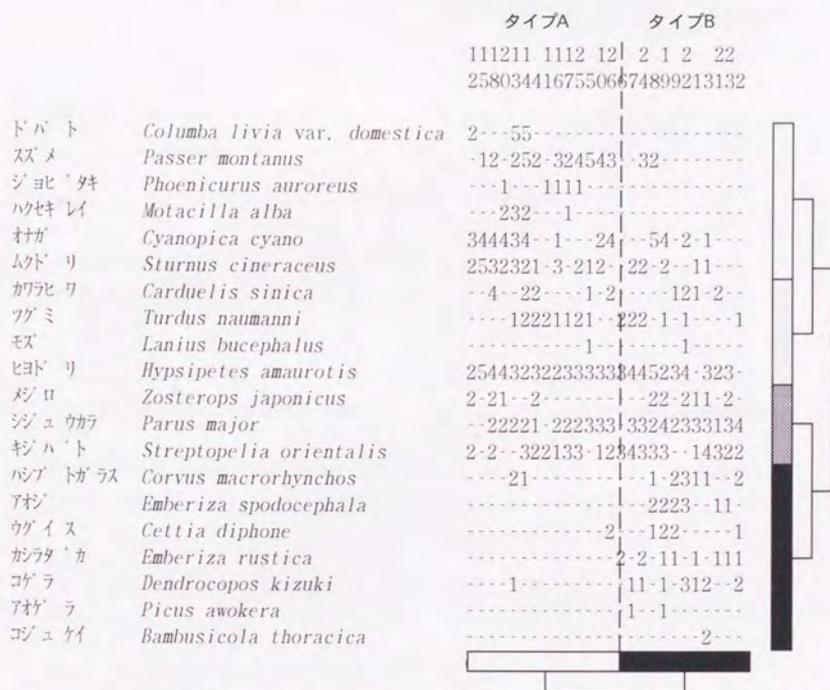


図5.14 TWINSpanの結果

TWINSpanの結果の見方については、図2.2を参照。ただし、分割のされ方を見やすくするために、分割の段階を0と1の組み合わせではなく、デンドログラムで示した。

表5.5 各変数間の相関 (n = 26)

	全階層植物体頻度	低木層植物体頻度	植物種の多様度
低木層植物体頻度	0.30		
植物種の多様度	0.73**	0.43*	
植物の種数	0.78**	0.55**	0.88**

** 1%水準で有意な相関、* 5%水準で有意な相関

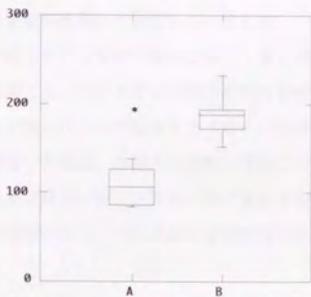


図5.15a グループごとの全植物体類度の分布

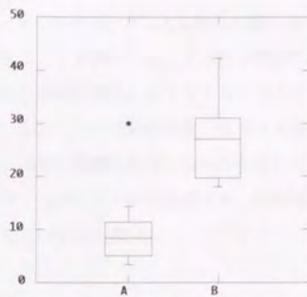


図5.15b グループごとの低木層植物体類度の分布

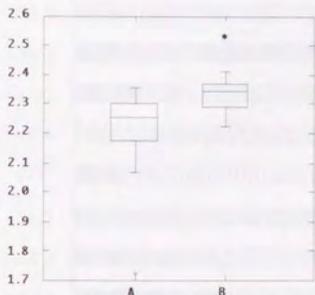


図5.15c グループごとの植物体類度の高さの方向の多様度の分布

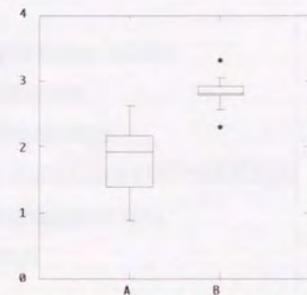


図5.15d グループごとの植物種の多様度の分布

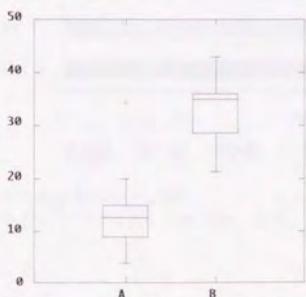


図5.15e グループごとの出現した植物の種数の分布

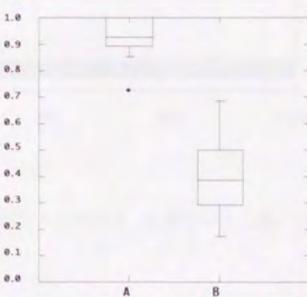


図5.15f グループごとの人為的な影響の強い土地利用と採している部分の割合の関係

図5.15 グループAとグループBにおけるそれぞれの変数の分布

これらのグループの区分と関係のある要因を明らかにするために、全植物体頻度、低木層植物体頻度、植物体頻度の高さの方向の多様度、植物種の多様度、出現した植物の種数、および人為的な影響の強い土地利用と接している部分の割合のそれぞれについて、グループ間での分布の違いを箱髭図を用いて検討した(図5.15)。その結果、2つのグループは人為的な影響の強い土地利用と接している部分の割合において最も差が顕著であることがわかった。人為的な影響の強い土地利用と接している部分の割合が70%を越える樹林地や都市公園は、全てAグループに分類され、70%に満たないものは全てBグループに分類された。しかし、全植物体頻度、低木層植物体頻度、植物種の多様度、出現した植物の種数についても、人為的な影響の強い土地利用と接している割合ほどではないが、グループ間で顕著な差が見られた。これら4つの変数のうち、低木層植物体頻度を除いた3つの変数間に比較的強い相関があった($p < 0.01$ 、表5.5)。

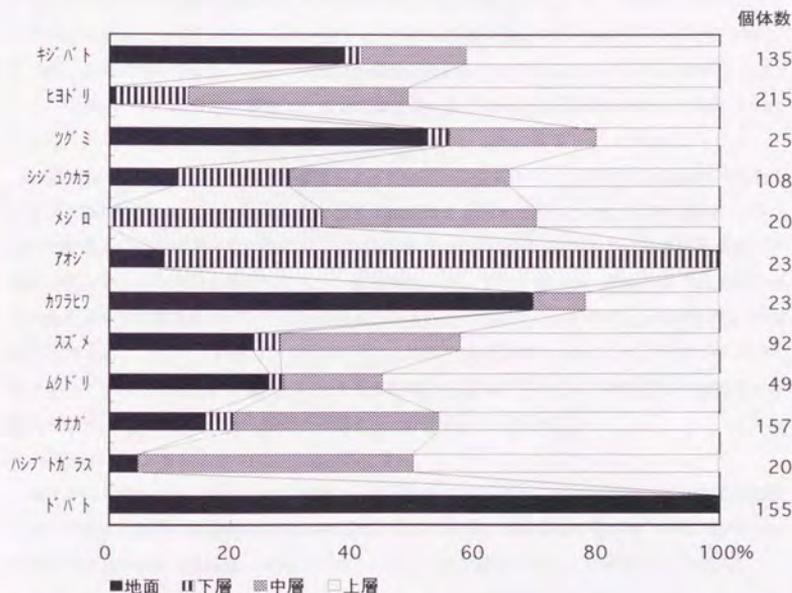


図5.16 主な種の利用空間

図の見方については図5.11を参照。なお、位置が確認できた個体が、20個体以上の種に限定して示した。

(3) 利用空間

調査を通じて20個体以上の行動を観察できた種について、観察した個体が利用していた空間を集計した結果を図5.16に示す。グループAの対象地に特徴的に出現したツグミ、カワラヒワ、スズメ、ムクドリ、ドバトは地上を利用する割合が高かった。特にドバトはすべての個体が地上を利

用していた。一方で、グループBに特徴的に出現したアオジはほとんど下層を利用していた。また、同じくグループBに特徴的に出現したハシブトガラスは、主に上層を利用していた。ほとんどの対象地で観察されたシジュウカラは、すべての階層を同程度利用していた。

5.4.4 議論

(1) 隣接する土地利用の影響

本研究では、樹林地や都市公園の周囲の土地利用状況が、樹林地や都市公園における鳥類群集の種組成と関連を持っていることが示された。すなわち、人為的な影響の強い土地利用と接している部分の割合が高いほど、ドバト、スズメ、ハクセキレイといった種が高頻度で出現しやすい群集になりやすいという結果が得られた。ドバトは、カワラバト *Columba livia* を家禽化したもので、餌付けがなされている神社仏閣および公園・広場や落初を捨うることができる刈り取り後の水田などで主にみられる(杉森, 1996)。スズメは主に人為的な影響の強い環境を嗜好して生息する傾向が見られ、ハクセキレイは水辺もしくは開けた環境を嗜好して生息する(中村・中村, 1995)。よって、これらの種はいずれも樹林地が主な生息地ではなく、唐沢(1989)によると、都市鳥であるとされている。よって、これらの種は隣接している土地から対象地内に侵入していると考えられる。

Moller(1987)は、鳥類をその採餌場所によっていくつかのグループに分け、生息地内だけで採餌をする種以外は、いくつかの異なった種類の生息地を利用しており、それらの生息地の状態によって影響を受けるだろうと示唆した。Loman(1991)は、生息地に隣接している農耕地が重要な影響を及ぼしていることを明らかにした。都市緑地においても、樹林地に隣接する土地の状況が樹林地の鳥類に影響を及ぼす可能性が指摘されてきたが(例えば、香川, 1987)、本研究ではこれを明確な形で示すことができた。2つのグループは境界の割合が70%を境にして、明らかに2つにわけられており、本研究が対象としたような小規模な生息地においては、隣接する土地利用が生息地内部の鳥類の分布に大きな影響を及ぼすことが明らかになった。

(2) 小規模緑地における植生の階層構造と多様性

第5章第3節でもあげたように、鳥類の分布と植生の関係についての既往研究では鳥類の種数や種の多様性と植生の階層構造(MacArthur and MacArthur, 1961; Erdelen, 1984; 由井・鈴木, 1987)や植生の種の多様性(Pearson, 1993)との間に有意な相関が認められることが報告されている。

本節では、鳥類の出現種数は、植生の階層構造、あるいは植物種の多様性ととの間に、有意な相関を示さなかった。鳥類の種組成は、植生の階層構造の複雑さや種の多様性によって異なっていたが、変数間の相関が強かったために、植生の階層構造と種の多様性のどちらの要因が重要であるかはこうした相関関係からだけでは決定しがたい。

鳥類の空間利用について分析した結果、ツグミ、カワラヒワ、スズメ、ムクドリ、ドバトといったもともと比較的開けた景観を好する種が、グループAに分類された低木層の発達していない対象地の林床を利用していることがわかった。その一方で、低木層を主に利用するアオジは、低木層の発達した対象地が多いグループBに典型的に出現した。同じく低木層を主に利用するウグイス

も観察数が20個体に満たなかったが、同様の傾向がみられた。よって、低木層の発達の有無が、開けた景観を嗜好する種の侵入と低木層を利用する種の出現を左右すると考えられる。よって本節で対象とした小規模緑地においても、植生の階層構造の複雑さは、鳥類の分布に影響を及ぼしていたと考えられる。

一方で、植物の種の多様度が鳥類に与える影響もないとは言えない。加藤(1996 a)は東京都文京区の都市緑地において行った研究で、植物の種数が鳥類の分布に影響を及ぼしていることを明らかにしている。越冬期においては、樹林に生息する鳥類の多くが果実や種子を摂食しているとされている(例えば、中村・中村, 1995)。本研究対象地に近い狭山丘陵では、越冬期にメジロ・シロハラが好んでヒサカキの実を採食していたことが観察されている(第6章3節を参照)。中西(1994)によると、越冬期の鳥類に、トウネズミモチ、クスノキ、クロガネモチ、ナンキンハゼ、アカギ、ヒサカキ、ヤツデといった種の果実が頻繁に採食されており、またその中でも最も脂肪分の多いクスノキの果実が最も好まれている。しかし、本研究では、どの鳥類の分布が明らかに植物の多様度と関係があるということを示すことができなかった。鳥類と植物種の間関係を明らかにすることは今後の課題である。

5.5 結論

提案した手法の有効性を実証するために、3つのケーススタディを行った。その結果、ミクروسケールにおいて樹林地に生息する鳥類の分布は、植生の種組成のタイプ、植生の構造、隣接する土地利用によって影響を受けることが明らかになった。この3つのケーススタディによって、提案した手法が樹林地の内部の不均一性が鳥類群集に及ぼす影響を明らかにするのに有効であることを示せた。

第6章 動物生態的要因の分析・評価

6.1 動物生態的要因の分析・評価の目的と方法

動物の分布は環境要因だけによって規定されるわけではなく、多かれ少なかれ種間競争や繁殖生態といった動物生態的要因にも影響される。しかし、たいていの場合はこれらの動物生態的要因は、人為的に制御することは困難であり、またそのような人為的な制御ができたとしても、それが動物相保全のために適切でないことも多い。但し、動物生態的要因が、動物の分布に関する詳細な分析・評価において、無視できないような場合には、その分析・評価をより確実にするためにも、動物生態的要因についても調査を行いその影響の程度を明らかにする必要がある。よって、この章で扱う動物生態的要因についての分析・評価は、これまでに示した3つのスケールにおける環境要因の分析・評価を補完する目的でなされるものである。

動物の分布に影響を及ぼす環境要因が数多く存在するように、動物生態的要因も様々である。よって、着目する要因によってその分析の手順も当然変えなければならない。本研究においては、捕食圧の空間的な変化の野外実験による把握を試みた。

6.2 捕食圧の空間的变化

6.2.1 境界効果

第1章第2節の研究の背景であげたように、生息地の分断・孤立化は、生息地の面積の減少、生息地間の連結性の低下、境界効果のおよぶ範囲の増大などをもたらし、その結果生息地内の生物に影響を及ぼす。本節では、生息地としての樹林地の分断化の影響を境界効果の視点から検討した。

欧米においては、鳥類の巣を使用した数多くの被捕食実験が行われているが（第1章第2節を参照）、我が国においては、分断された樹林地や孤立林において同様な調査・実験を行った研究がほとんどない。

本節では、主に農耕地や住宅地と境界を形成している狭山丘陵周辺の樹林地において、ダミーの卵としてウズラ *Coturnix coturnix* の卵を入れた人工巣を設置して卵が捕食される状況を調査することで、都市近郊に残存する樹林地における捕食圧の空間的なパターンを明らかにすることを試みた。さらに、その捕食圧の空間的なパターンをもたらす原因を検討した。

6.2.2 対象地と方法

研究対象地は、狭山丘陵の比較的大規模な樹林地（狭山湖樹林地）とその周辺に位置する孤立樹林地（八国山緑地・雑魚入緑地・鳩峰公園・東大和公園・荒幡富士）である（図6.1）。

狭山丘陵は植物社会学的にはシラカシ群集域にあたり、シラカシ林が極相林になるといわれているが（宮脇, 1977）、残存している樹林地の多くは、以前は農用林として利用されていたいわゆる雑木林である。主な優占種は、コナラ *Quercus serrata*・クリ *Castanea crenata*・クスギ *Quercus*



図6.1 研究対象とした樹林地と人工巣設置用のライン (50m)

acutissima・イヌシデ *Carpinus tschonoskii*・エゴノキ *Styrax japonica*・ヤマザクラ *Prunus jamosakura* などの落葉広葉樹である。植林されていた林分では、アカマツ *Pinus densiflora* やヒノキ *Chamaecyparis obtusa*・サワラ *Chamaecyparis pisifera*・スギ *Cryptomeria japonica* といった針葉樹が優占している。近年、管理が放棄されるにもなつて、低木層にはアズマネザサ *Pleoblastus chino* やヒサカキ *Eurya japonica*・シラカシ *Quercus myrsinaefolia*・アラカシ *Quercus glauca*・アオキ *Aucuba japonica*・ネズミモチ *Ligustrum japonicum*・シロダモ *Neolitsea sericea* などの常緑広葉樹が増加している。それぞれの樹林地の概要を表6.1に示した。なお各樹林地の面積計測にあたっては、樹冠が連続している範囲をその樹林地の面積とした。狭山湖樹林地においては、人為的な影響が最も少ないと考えられる東京都水道局用地内の立入禁止区域において、同局の許可を得て調査を行った。

これまで、生息地の境界における被捕食率についての研究は、大きく分けて2つの方法でなされている。一つは実際に利用されている鳥の巣における被捕食率を観察する方法(例えば、Gates and Gysel, 1978; Moller, 1991)で、もう一方はダミーの卵を用いた操作実験的な方法である。この実験的方法には、人工的につくったダミーの巣を用いる方法と(例えば、Wilcove, 1985; Andrén and Angelstam, 1988)、以前に繁殖に使われた古巣にダミーの卵をおく方法(例えば、Nilsson et al., 1985; Moller, 1988)がある。また、本物の巣における観察と人工巣における実験を併用した研究(例えば、Martin, 1987)も行われている。本研究の対象地には、小規模の樹林地も含まれており、実際の巣における被捕食率を比較することは困難であると考えられたので、人工巣を用いた実験的手法を採用した。

被捕食実験は1995年5月1日に開始した。調査対象の樹林地において、林縁から林内に向かってひいた長さ50 mのライン上に、端から10 mごとの間隔で人工巣を設置した。ラインの長さを50 mとしたのは、小規模の樹林地ではそれ以上の長いラインを取るができなかったからである。狭山湖樹林地においては、外部からの捕食者の侵入を最も受けにくいと考えられる水面(狭

表6.1 調査の対象とした樹林地の概要

それぞれの樹林地は現在も農用林として利用されていたり、公園として整備されていたりしている。植生管理を受けている林分と管理されていない林分が混在している。実験はすべて定期的な管理を受けていない林分で行ったので、ここに示した各樹林地の概要はそれぞれの樹林地の非管理林分の概要である。また、それぞれの樹林地の名称は含まれていない樹林地の中から代表的な名称を採用したので、実際にはその名称が指す樹林地の周辺の樹林地も含まれている。

樹林地	面積 (ha)	高木層の主な種	樹高(m)	低木層の主な種	低木層の 植被率(%)	備考
狭山湖樹林地	134.0	コナラ・クリ・クスギ・アカマツ・ イヌシデ・アカシデ・ヤマザクラ・ スギ・ヒノキ・サワラ・モミ	18.25	アズマネザサ・ヒサカキ・ シラカシ・アラカシ・アオ キ・ヤマツツジ・ヒノキ	20.80	東京都水道局の用地は立 入が制限されており、遷 移が進行している。
八国山緑地	61.6	コナラ・クリ・クスギ・アカマツ・ イヌシデ・ヤマザクラ	17.22	アズマネザサ・ヒサカキ・ アオキ・ヤマウルシ・リョ ウブ・ヤマツツジ	30.60	北側は所沢市が、南側は 東京都が公園として管理 している。
雑魚入緑地	43.0	コナラ・クリ・クスギ・アカマツ・ イヌシデ・ヤマザクラ・スギ・ヒノ キ・サワラ	17.22	アズマネザサ・ヒサカキ・ シラカシ・アオキ・ヤマツ ツジ・ヒノキ	50.80	一部は農用林として利用 されているが、放棄され ている林分が多い。
鳩峰公園	31.7	コナラ・クリ・クスギ・イヌシデ・ ヤマザクラ・シラカシ	15.20	アズマネザサ・ヒサカキ・ シラカシ・アラカシ・リョ ウブ・ヤマツツジ	30.60	一部は所沢市が管理して いる公園で、杜寺林が含 まれている。
東大和公園	30.9	コナラ・クリ・クスギ・アカマツ・ ヤマザクラ	15.20	アズマネザサ・ヒサカキ・ シラカシ・アラカシ・アオ キ・リョウブ	50.90	東京都が管理している公 園である。
荒崎富士	14.2	コナラ・クリ・クスギ・アカマツ・ イヌシデ・ヤマザクラ	15.20	アズマネザサ・ヒサカキ・ シラカシ・アオキ・ヤマツ ツジ	20.60	一部は埼玉県が管理して いる樹林地である。

山湖)との境界からラインをひいた。対象とした樹林地には、薪炭林として利用されているためや公園として管理されているために定期的な植生管理をされている林分が存在するが、ライン設定の際にはそのような林分は避けた。

地上と樹上では捕食者や捕食の状況が異なると考えられたので、各点で地上(0m)と樹上(約1.5~2m)に1つずつ巣を設置した。したがって、1ラインあたりの巣の数は12である。6つの樹林地で計30本のラインを設定した(図6.1)。人工巣の設置に際しては、できるだけ巣が目立たない場所を選んだが、設置した巣を意図的に隠すことはしなかった。

用いた人工巣は、市販品のおわん型のカナリアの巣(直径約13cm、深さ約4cm)である。ダミーの卵としては食用のウズラの卵(長径 31.6 ± 1.5 mm、短径 24.3 ± 0.7 mm、100サンプルをランダムに取り出し計測)を用い、1巣あたり4個の卵をおいた。

巣を設置後、それぞれの巣を毎日(7日目以降は1日おき)1回観察し、残っていた卵の数を記録した。卵のなくなり方と卵の捕食の状況をそれぞれ以下のように2つのカテゴリーに分けて記録した。

卵のなくなり方: 1) 4個同時に捕食された、2) 徐々に捕食された

卵の捕食の状況: 1) 卵が消滅、2) 卵が巣の周囲に散乱、3) 卵の殻が散乱、4) 小さな穴をあけられて被捕食

都市近郊ではハシブトガラスが鳥類の巣における主要な捕食者であることが報告されている(唐沢, 1988, 1995)。狭山丘陵においてはハシブトガラスの生息密度が高く、主要な捕食者になっていると予想される。よって、それぞれの樹林地におけるハシブトガラスの生息密度をラインセンサス法により調査した。対象とした樹林地をできるだけ網羅しかつセンサス範囲が重複しないように予めセンサスルートを設定し、すべての樹林地で各90分間調査を行った。センサス速度は時速約1.5kmとし、観察半径は25mとした。調査は、1995年5月8日から6月25日の間にそれぞれ2回ずつ、早朝5時から9時の間に行った。

分析における有意差の検定は、特に述べない場合にはt-検定を用いた。

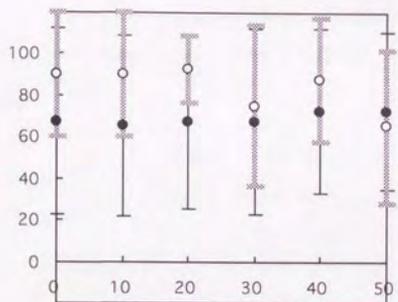
6.2.3 結果

(1) 林縁からの距離、巣の位置と被捕食率の関係

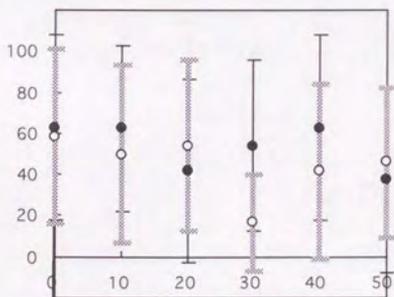
狭山湖樹林地と孤立樹林地のそれぞれにおける、人工巣設置後1日目と2日目の捕食の状況を図で示した(図6.2, 図6.3)。1日目の狭山湖樹林地における樹上の被捕食率だけが、林縁からの距離と有意な弱い相関を示した(Adjusted $r^2 = 0.60$, $p < 0.05$)。それ以外は、1日目と2日目のどちらにおいても、林縁からの距離と被捕食率の間には有意な相関が見られなかった($p > 0.1$)。

1日目の狭山湖樹林地では、地上の巣が樹上の巣より有意に被捕食率が高かった(図6.2, $p < 0.01$)。2日目にはどちらもほとんど100%捕食されたために違いは消失した($p > 0.1$)。その他の樹林地では、1日目も2日目も樹上と地上の間で被捕食率の有意な差はなかった($p > 0.1$)。

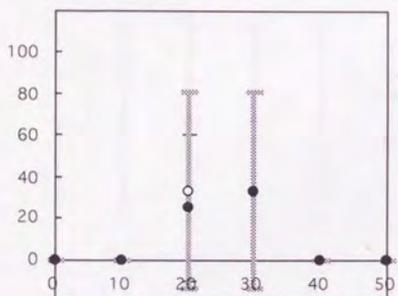
1日の間に4個の卵がまとめて捕食された巣が、全体の77%をしめた。つまり、ほとんどの巣



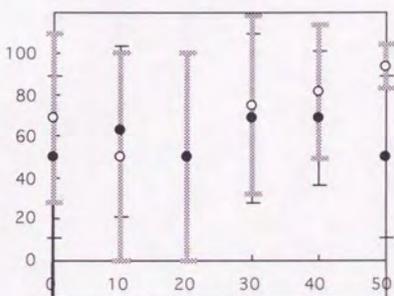
狭山湖樹林地 (n = 10)



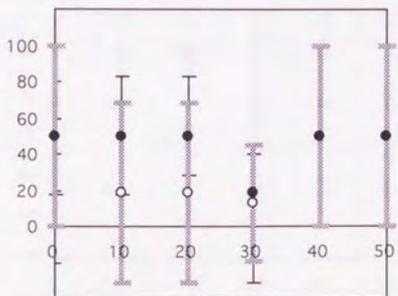
八国山緑地 (n = 6)



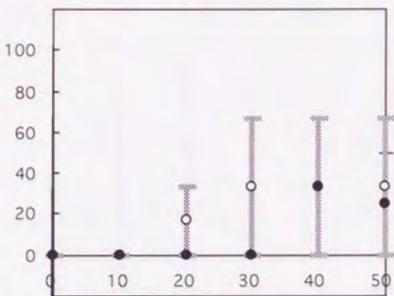
雑魚入緑地 (n = 3)



鳩峰公園 (n = 4)



東大和公園 (n = 4)



荒幡富士 (n = 3)

図6.2 それぞれの樹林地における被捕食率 (1日目)
 横軸：林縁からの距離 (m)、縦軸：被捕食率 (%)
 ●：樹上、○：地上、縦線：標準偏差。

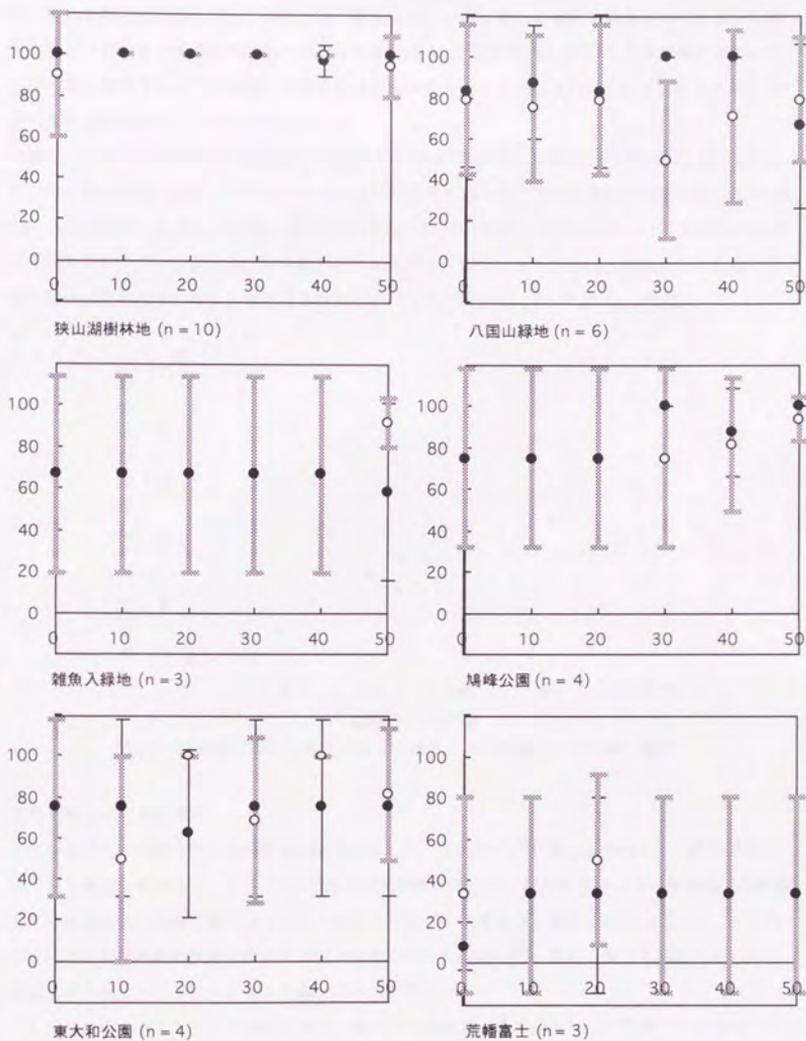


図6.3 それぞれの樹林地における被捕食率（2日目）
 横軸：林縁からの距離 (m)、縦軸：被捕食率 (%)
 ●：樹上、○：地上、縦線：標準偏差。

で一度に4個の卵が捕食されており、全く捕食されていない巣と4個とも捕食されてしまった巣が混在したために、被捕食率のばらつきが大きくなった(図6.2, 図6.3)。まとめて捕食されたタイプの巣の数は林縁からの距離とは有意な関係を示さなかった($p > 0.1$)。これは、樹上と地上の間でも有意な差はみられなかった($p > 0.1$)。

捕食状況タイプの中では、卵が消滅したタイプが84%を占め最も多かった。記録数は少なかったが卵の殻が散乱したタイプについては、地上の巣で林縁からの距離と有意な関係が見られた(図6.4、Adjusted $r^2 = 0.98$, $p < 0.01$)。樹上の巣では、卵の殻が散乱した捕食状況タイプは50mの位置に1例みられただけであった。卵の殻が散乱したタイプ以外のタイプでは、林縁からの距離と有意な関係は見られず、樹上と地上でも有意な差はみられなかった(それぞれ $p > 0.1$)。

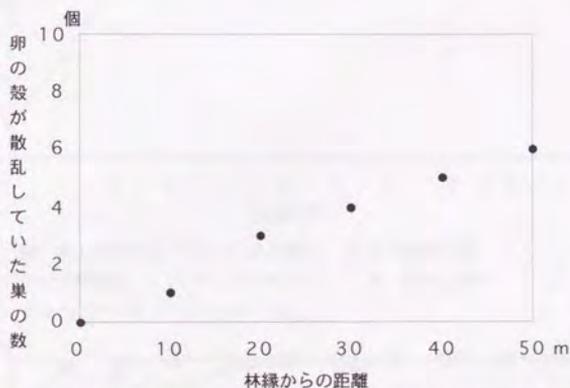


図6.4 卵の殻が散乱していた捕食状況タイプと林縁からの距離の関係

(2) 樹林地ごとの被捕食率

樹林地ごとの被捕食率の推移を図6.5a, bに示した。調査地の中で最も規模の大きい狭山湖樹林地で最も被捕食率が高く、2日ではほぼ100%の卵が捕食された。最も面積の小さい樹林地(荒幡富士)で被捕食率は最低の値を示し、他の樹林地に比べて比較的長い期間卵が残っていた。その他の樹林地における被捕食率の推移には大きな差がみられなかった。また、樹上と地上の間には、被捕食率の推移のパターンに大きな違いはみられなかった。

1日目の被捕食率も2日目の被捕食率も、樹林地の面積が大きくなるにつれて高くなる傾向が見られたが、いずれも統計的には有意ではなかった($p > 0.05$)。2日目の被捕食率と樹林地の面積の関係を図6.6に示した。

(3) ハシブトガラスの密度

ラインセンサスによってそれぞれの樹林地で記録されたハシブトガラスの個体数を表6.2に示した。このセンサスはすべての樹林地でセンサス時間を統一したため、記録された個体数はその樹

林地におけるハシトガラスの密度を反映するものとみなせる。個体数の多さから果の主要な捕食者と考えられるハシトガラスの生息密度は、狭山丘陵の樹林地において他の5つの樹林地よりも有意に高かった (Mann-Whitney U-test, $p = 0.03$)。

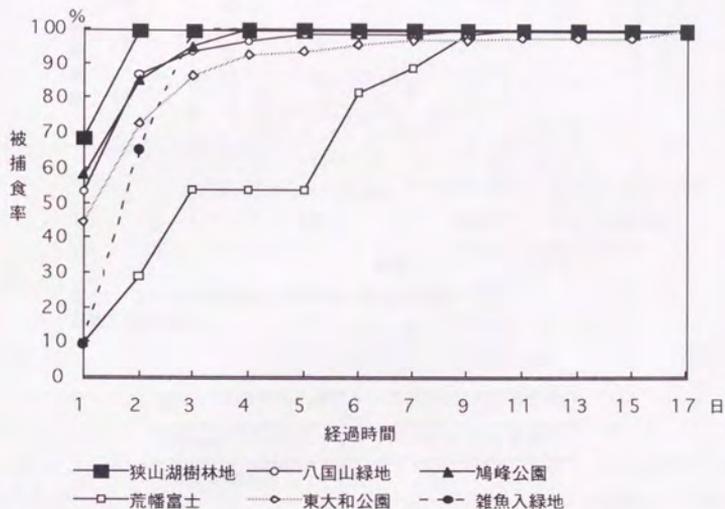


図6.5a 樹林地ごとの被捕捉率の推移 (樹上)

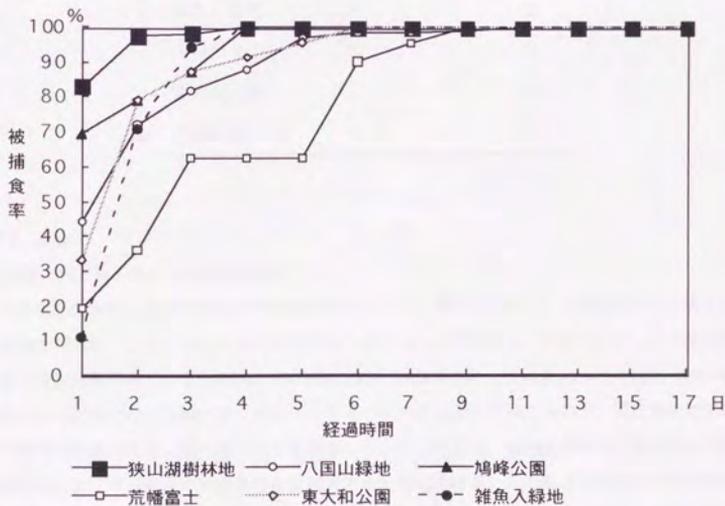


図6.5b 樹林地ごとの被捕捉率の推移 (地上)

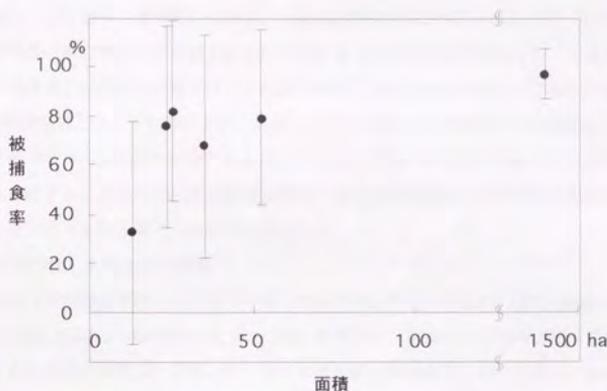


図6.6 2日目の被捕食率と樹林地の面積の関係
縦線：標準偏差

表6.2 各樹林地におけるハシブトガラスの個体数

樹林地	1回目	2回目	合計
狭山湖樹林地	40	28	68
八国山緑地	18	23	41
雑魚入緑地	9	14	23
鳩峰公園	9	5	14
東大和公園	9	6	15
荒幡富士	8	6	14

6.2.4 議論

(1) 本物の巣と人工巣における被捕食率

生息場所の境界における被捕食率の空間的パターンを調べるために、本研究では人工巣を用いた実験を行った。これまでなされた研究でもしばしば人工巣が用いられてきたが、人工巣の利用は様々な批判を受けている(例えば、Storaas, 1988; Willebrand and Marström, 1988)。Yahner and Voytko (1989)は、本物の巣は種によってその見つけやすさが異なるので、人工巣を用いた研究の結果は注意深く用いるべきであると警告している。例えば、Martin (1987)とRoper (1992)は、本物の巣と人工巣のそれぞれにおける被捕食率を比較した結果、人工巣より本物の巣で被捕食率が高いことを見出した。Martin (1987)は、これは主な捕食者が本物の鳥の巣をよく知っているからであろうと示唆している。一方、Götmark et al. (1990)は、同様の研究を行って被捕食率に差

がみられなかったと報告している。しかし、Andrén (1995)も述べているように、人工巣を用いた捕食実験は実際の鳥の巣に対する捕食圧そのものを調べるためのものではなく、生息地における境界効果や樹林地の孤立化の影響をはかる指標を得ることを目標とするものである。Moller (1988)は、本物の巣とダミーの卵をおいた古巣における被捕食率が林縁からの距離によりどう変化するか、そのパターンを検討したが、両者のパターンには違いがみられなかった。これらの先行研究の結果を踏まえ、人工巣における被捕食率は、地点間の捕食圧の差を知るための指標として用いることができるものと考え、本研究を実施した。

(2)境界からの距離と被捕食率の関係

本研究における実験結果は、これまでの多くの人工巣を用いた研究(例えば、Andrén and Angelstam, 1988; Moller, 1989; Burkey, 1993など)と異なり、林縁からの距離と被捕食率の間にはほとんど有意な関係が認められなかった。唯一有意な弱い相関が見られた関係も、林縁付近で被捕食率が高まるのではなく、樹林地内部で被捕食率が高まる傾向であった。これまでになされた研究(例えば、Andrén and Angelstam, 1988; Moller, 1989)では林縁から林内に向かって100-500m程度のラインを設定して調査を行ったが、本研究では林縁から50m内部までしか調査対象としていない。これは対象とした樹林地の中に小規模の孤立樹林地が含まれていたためである。しかし、林縁から20mという比較的短い距離で明らかな被捕食率の変化が認められた研究もあり(Kuitunen and Helle, 1988; Sandström, 1991)、またより長いラインを設定した他の研究でも、林縁から50m程度の範囲で被捕食率の変化が見られたものが多い(例えば、Gates and Gysel, 1978)。したがって、調査区間が50mだったことだけが、林縁からの距離の影響が見いだせなかった理由となっていることはないと考えられる。本研究の結果は、調査対象とした樹林地では、林縁付近で被捕食率が高まる、または林内で被捕食率が低下するという現象は生じていないことを示しているものと考えられる。

(3)樹林地の面積と被捕食率の関係

人工巣を用いたほとんどの既往研究(例えば、Wilcove, 1985; Small and Hunter, 1988; Moller, 1991など)では、樹林地の面積が小さくなるにつれて巣における被捕食率が高くなることを報告している。植田(1994)は、東京近郊に残存している二次林において同様の関係を見出した。しかし、本研究ではそのような関係は見られず、もっとも面積の大きい狭山湖樹林地で被捕食率が最も高く、面積が最小の孤立樹林地である荒幡富士における被捕食率が最低であった。

(4)捕食者と被捕食率の関係

主な捕食者の分布パターンは被捕食率の変化に大きな影響を及ぼすものと考えられる(Andrén, 1995)。北欧でなされた研究(Andrén et al., 1985; Andrén, 1992)では、林縁からの距離と被捕食率の間に相関があるのは、主な捕食者であるハシボソガラス *Corvus corone* が周辺の農耕地から林内へ侵入するためであることが明らかにされた。また、Yahner and Wright (1985)は、主な捕食者であるアメリカガラス *Corvus brachyrhynchos* の個体数の季節変動にともなう巣における被捕食率が変化したことを報告している。さらに、Angelstam (1986)がスウェーデンで実施した人工巣を用

いた研究では、林縁からの距離と巣の被捕食率には特別な関係は見られなかった。それは巣における捕食に特化した種が存在せず、そのため捕食が無作為に起こっているためであると考察された。本研究の対象樹林地においては、その生息密度の高さから主な捕食者であると考えられるハシブトガラスの密度は、狭山湖樹林地で最も高く、その他の孤立樹林地との間には、その生息密度に有意な差が認められた。ハシブトガラスは樹林地の内外を問わず採餌場所として利用することから、林縁からの距離と被捕食率の間に有意な相関が見られなかった理由の一つであると考えられる。

ただし、本研究においては明確な捕食者の同定を行っていないので、実際にどの程度ハシブトガラスが捕食に関与したのかは明確ではない。ハシブトガラスは、巣内の雛や卵を残らず捕食してしまうことが報告されているが(唐沢, 1995)、本研究でもほとんどの巣で1日の間にまとめて4個の卵が捕食された。また、ほとんどの巣で卵が消滅しており、何の痕跡も残っていなかった。これらの卵のなくなり方や捕食の状況からハシブトガラスが主な捕食者であったことが予測される。しかし、同様の捕食の状況はヘビ類の捕食の際にもみられるので、断定はできない。

さらに、わが国において同様の孤立した樹林地において面積と被捕食率の関係を明らかにした植田(1994)の研究では、主な巣における捕食者はハシブトガラスであったが、それぞれの孤立樹林地ごとのハシブトガラスの生息密度に有意な差が見られなかったという(植田, 未発表データ)。

ウズラの卵の殻を散乱させての捕食は哺乳類によるものであると考えられるが、このタイプの捕食は樹林地の内部にいくほど多く観察された。それは、林内ほど高い哺乳動物の生息密度を反映しているものと考えられる。また、狭山湖樹林地では樹上よりも地上の方が被捕食率が高かった。孤立樹林地で被捕食率が低かったのは樹林内部性の哺乳類が生息しないことによる可能性もある。しかし、殻を散乱させて捕食したパターンには大規模樹林地と孤立林の間で有意な差は見られなかった。巣を設置してから1日後の狭山湖樹林地の樹上の巣における被捕食率は、樹林の内部にいくほど上昇する傾向があったが、これは樹林の内部に生息する捕食者(例えば、カケス *Garrulus glandarius*)によって捕食されたためである可能性もある。捕食者の樹林内外の空間利用パターンは、捕食率の空間パターンを決定する重要な要因であると考えられるので、今後は何らかの方法で捕食者を特定し、ハシブトガラスを含めそれぞれの捕食者がどの程度捕食圧を高める要因となっているのかを明らかにする必要がある。

第7章 環境管理計画への応用

7.1 広域緑地計画への応用

第3章のマクロスケールにおける分析では、メッシュデータを規準として鳥類の代表的な生息地を把握する手法を示した。このTWINSPANと判別分析の組み合わせによる評価手法によって、広範囲の地域においても生物にとって重要な景観構成要素を抽出できる。この手法の優れている点は、植物や鳥類と違って、個々の生態についての知見があまり集積されていない分類群においても、同様に適用できる点である。よって、個生態についての情報が少ないことの多い無脊椎動物においても有効であろう。

この研究の成果は、近年いくつかの市町村でなされている緑のマスタープランの基礎データとしてに生かすことができる。これまでの自然環境基礎調査や緑のマスタープランのための調査は、植物のみに限定されて行われることが多かった。また、もし植物以外の動物が対象となっても、その目録が作成されるか、主だった種の分布が地図上に示される程度であった。しかし、都市緑地保全法の改正にともない、緑のマスタープランにおいても新たな緑地保全地区として、動植物の生息地または生育地として保全すべき緑地が組み込まれた(榎野, 1994)。今後は、動物相の分布の特徴を分析する手法を確立してそれに基づく調査を実施していく必要がでてきたのである。本研究の手法は、ある程度の広がりをもって分布し、一定の種数・個体数も存在する分類群に対して有効であろう。その結果、これまでの植生中心に行われてきた地域の重要な景観構成要素の抽出が、いくつかの分類群を対象として行え、その結果を合わせることによって、その地域において生物相にとって重要な景観構成要素を把握できるだろう。

7.2 緑地配置計画への応用

第4章のメソスケールにおける分析では、マクロスケールで鳥類にとって重要であるとされた景観構成要素の中から樹林地を選び、鳥類の分布に影響を及ぼしているメソスケールの環境要因を抽出できた。このメソスケールの結果は、緑地配置計画や中規模の緑地環境整備計画に応用できると考えられる。

第4章のケーススタディの結果から、鳥類群集の生息に配慮した緑地の配置・管理指針として、以下の二点を指摘できる。

第一に、核となる緑地を維持することである。第1章第2節でも述べたように鳥類群集にとって、緑地の面積は群集の存続に関わる最も重要な環境要因である。また、大規模な緑地は周辺に位置する孤立した緑地に種の供給を行う機能を持つ。よって、規模の大きな緑地の面積の減少の抑制はもっとも優先して考慮されなければならない。

第二に、核となる緑地の周辺に、それと機能的に強く結び付いた緑地を配置することである。そうすることによって、核となる緑地を中心とした地域全体に、種組成の豊富な鳥類群集を成立させることができる。本研究の第3章の分析においては、この際に非常に小規模の緑地(1ha程度以下)は有効ではない可能性があることが示唆されたが、こうした小規模な緑地も、そもそも

緑地が非常に少ない都市地域では、踏み石的な機能を果たしている可能性もあるので、保全のための配慮が必要である。

7.3 植生管理計画への応用

第5章においては、ミクروسケールにおける鳥類の分布とそれに影響を及ぼす要因について検討した。その結果は、植生管理計画等の小規模な緑地環境整備計画に応用できよう。

第5章の結果に基づき、植生管理計画および小規模な緑地環境整備計画において、鳥類群集を保全するための方法として以下の3点を提案する。

第一に、植生の階層構造を複雑にする。この場合、複雑というのは、樹冠部から地表部までの各階層がそれぞれ高い被度で存在することを意味する。特に、都市緑地では、高木を保存もしくは植栽することは重視されるが、それより丈の低い植物には、修景用の植栽や生け垣、花壇といったものを除いて、あまり注意が払われない。鳥類群集保全のためには、そうした高木の下を埋める植物が存在することが必要なのである。また、枯死木の存在も重要である。公園化された緑地では、枯死木は安全性確保のために、排除されてしまうことが多いが、樹洞をつくって繁殖するキツキ類には、枯死木あるいは樹勢の弱っている樹木の存在は欠かせないし、またそのキツキ類の古巣を繁殖のためにも、巣としても利用する種も多く、枯死木の存在は樹林性の鳥類に大きな影響を及ぼすと考えられる。

第二に、植物の種の多様性を維持し、著しく種の多様性が低い緑地や公園には、新たに種の導入を行う。本研究では詳細には具体的に明らかにできなかったが、植物種の多様性は、食物の供給など様々な点で鳥類の分布に影響を及ぼすと考えられる。第6章第3節で示したように、越冬期においては、多くの鳥類が植物の果実を採食しており、果実は昆虫が減少する越冬期において貴重な食物となっていると考えられる。植物の導入にあたっては、その対象となる地域の在来種を用いるのは当然であるが、鷲谷・矢原(1996)も指摘しているように、遺伝的な攪乱をさけるために対象地に近い場所からの導入が望ましい。また、植物種の選定においては、その樹林地や公園がどのような役割を持っているのかを明確にした上、鳥類以外の生物群のことも考慮して行う必要がある。

第三に、隣接する土地利用の影響を低減する方策を工夫する。そのための方法としては、例えば樹林地や公園の周囲にバッファゾーンを設定することが提案されている(Adams and Dove, 1989など)。本研究の対象とした小規模な緑地では、バッファゾーンを設けるだけの空間的な余裕が無いものが多いが、小規模な都市緑地のほとんどは林縁植生さえも欠いているため、これを発達させるだけでもある程度の効果が期待できるものと思われる。スズメやハシブトガラスは別としても、外部から侵入するドバトやハクセキレイといった都市鳥は、密に茂った林縁植生は好まないと考えられるからである。

第四に、都市鳥が増加する要因の排除である。第6章第2節で明らかにしたように、都市鳥の中でも、ハシブトガラスは、樹林性の鳥類に大きな影響を及ぼしていると考えられる。既に述べ

たように、種間関係といった動物生態的要因を直接的に制御することは非常に難しいが、人為的な要因がその個体数の増加に強く影響しているような種については、その要因を排除することが重要である。例えば、ハシブトガラスについては、唐沢(1987)が述べているように、ゴミの収集時刻の変更などの方法が効果的であろう。

第8章 まとめと今後の課題

本研究では、ある地域の動物群集の分布をマクロスケール、メソスケール、ミクロスケールの3つのスケールに分けて、調査分析を行い、動物群集の分布から緑地環境を評価する手法を提案した。この手法を埼玉県南西部の所沢市、狭山市を中心とした都市近郊地域の鳥類群集に対して適用し、いくつかのケーススタディを行った結果、この3つのスケールの分析から成り立つ緑地環境評価手法が有効であることが示された。また、この分析の結果が、それぞれに対応する空間スケールにおける環境管理計画の策定に重要な情報を提供することができることも示せた。

しかし、本研究には、いくつかの課題も残された。まず、第一は、種数、個体数ともに少ないような分類群をどのように調査分析し、それを緑地環境評価手法につなげるかである。本研究では、対象とする分類群として鳥類を選んだが、鳥類と同様に対象地域全域にわたりある程度の種数と個体数が存在する分類群においては、本研究で提案した手法は有効であろう。しかし、例えば本研究対象地域における哺乳類のように、その種数、個体数ともに少ない分類群においては、本研究の手法は適用しにくい。一方で、そのように個体数が少ない分類群は、多様性の確保の視点からも非常に重要である。このような分類群をいかに調査分析し、本研究で提案した緑地環境評価に組み込んでいくかは今後の課題である。

第二には、生態的回廊による生息地間の結合、もしくはネットワークの評価である。第1章第2節の研究の背景でも述べたように、我が国においては、欧米諸国のようにヘッジロウのような形態の土地利用があまりみられない。よって、本研究においても、生態的回廊の有効性について明らかにすることができなかった。欧米諸国のようなヘッジロウのような形態の土地利用が、我が国においても本当に有効に機能しうるのかについては、今後明らかにしていく必要がある。

第三には、植物との相互関係である。本研究においては、あくまで動物群集に主眼を置いたために、植物は景観構成要素を形成する一つの構造としてしか評価しなかった。しかし、近年特に多くの分類群で指摘されているように、動物と植物の間の相互作用には、動物の保全を考える上でも無視できないものがある。例えば、鳥類についていうと、植物は鳥類に果実や種子といった食物を提供し、鳥類は植物の種子を散布するという関係がみられる。この植物と動物の相互作用にも、今後注目する必要があると考えている。

謝辞

本研究をまとめるに当たっては、研究室に所属した4年生の時から、指導教官として東京大学大学院農学生命科学研究科井手久登教授に御指導を頂いた。また、元同研究科の助教授で、現在は東京大学アジア生物資源環境研究センターの武内和彦教授にも様々な御指導助言を頂いた。また、同じく元同研究科の助手で、現在は東京大学農学部附属緑地植物実験所の加藤和弘助教授には、鳥類の調査方法から、統計解析の手法まで、様々な御指導を賜った。私が本研究を論文としてまとめあげることができたもの、この3氏の御指導があってこそと考えている。ここに厚く御礼申し上げたい。

東京大学大学院農学生命科学研究科樋口広芳教授には、所属していた研究室が異なるのにも関わらず、本研究全般にわたって鳥類についての非常に多くの示唆と助言を賜った。同じく東京大学大学院農学生命科学研究科の田付貞洋教授には、論文をまとめる段階において様々な助言を頂いた。同研究科恒川篤史助教授には、氏が国立環境研究所に所属していた頃から、研究の方向性について相談させていただいた。東京大学演習林石田健講師には、鳥類の捕獲について助言を頂いた。また、日本大学生物資源科学部勝野武彦教授には、ドイツの自然保護についての指導を賜った。現在、私が留学しているミュンヘン工科大学景観生態学研究室のLudwig Trepl教授、Friedrich Duhme博士、Stephan Pauleit助手には、ドイツの都市生態学研究やビオトープ保護について、様々な情報を提供していただいた。

また、研究室の先輩にあたる、筑波大学芸術学系鈴木雅和助教授、農林水産省農業環境技術研究所井手任博士、同研究所横張真博士、JICA国際協力総合研究所下村泰史氏、大阪芸術大学環境計画学科篠沢健太講師、兵庫県人と自然の博物館池口仁研究員には、学会大会など折りにふれて、様々な助言を頂いた。

そもそも私が鳥類について研究を始めることになったのは、私が学部4年生の時に、埼玉県生態系保護協会高橋俊守氏に、同協会が調査した鳥類メッシュデータについて紹介して頂いたのがきっかけであった。高橋俊守氏には、他にもドイツのビオトープ保護についてなど様々な情報を提供していただいた。また、同協会の高橋衛氏、須永伊知郎氏には、快く鳥類メッシュデータの分析を許可していただいた。

調査に際しては、埼玉県自然保護課野生生物係、所沢市公園緑地課、同市緑化推進室、東京都水道局には、調査の許可を頂くなど様々な便宜をはかっていただいた。特に、所沢市緑化推進室榎本清氏とトトロのふるさと基金委員会永石文明氏は、調査対象地について詳しい情報を下さったり、様々な配慮をして下さった。

文献の収集においては、東京大学大学院農学生命科学研究科藤田剛氏、元同研究科（現農林水産省農業研究センター）吉田保志子氏、日本野鳥の会研究センター植田睦之研究員の方々には、主に鳥類の文献について、また、日本生態系協会青木進氏には、ドイツのビオトープ保護の文献について、多くの情報を頂いた。

さらに、平澤毅氏、大久保悟氏、岡亮介氏、山口知成氏をはじめ、緑地学研究室に所属してい

るあるいは所属していた、研究室の同級生・後輩諸氏には、調査への協力をはじめ、様々な援助をいただいた。

最後に、この博士論文をまとめるにあたって、私の家内ノ瀬まどかにも公私ともに援助を受けた。本研究においては、論文の校正やデータの入力などを手伝ってもらった。彼女の協力なくしては、本研究をまとめることはできなかったと思っている。

以上の本研究を支えてきて下さった方々に、この場を借りてあらためて厚く御礼申し上げたい。

摘要

1. 研究の目的

生物群集の保全を目的とした緑地環境の評価はこれまで主に植物相を対象に行われてきた。しかし、そのような環境評価の際に動物相についても配慮する必要があることが指摘されてきている。そこで、本研究では動物相保全の視点からの緑地環境評価手法を提案することを目的とした。対象とする分類群としては、社会一般になじみが深く、自然の衰退に敏感に反応し環境指標性が高いと考えられる鳥類を選んだ。

生物群集の空間的な変化に関するこれまでの研究によって、様々な要因が生物の分布に影響を及ぼすことが明らかになっている。それらの要因は、生息地の面積や生息地内部の構造といった環境要因と、種間関係や個々の種の行動や繁殖生態といった動物生態的要因の2つに大きく分けられることができる。本研究では、環境管理計画などにおいて直接に制御可能な環境要因について主に取り上げた。但し、鳥類の分布についての詳細な分析で、動物生態的要因が無視できないような場合には、必要な調査を行い影響の程度を分析した。

2. 環境要因を分析・評価する際の3つのスケール

生物群集のあり方を規定する要因には広域的なものからきわめて局地的なものまで様々なものがある。これら全てを一度に取り扱うのは不可能である。そのため、生物群集の保全を目的とした緑地環境評価では、空間スケールを変えながら分析や評価を行い、それぞれのスケールにおける要因を明らかにしていく必要がある。本研究では、市町村規模の対象地域で緑地環境評価を行う場合を想定し、マクロ、メソ、ミクロの3つのスケールで分析と評価を行う手法を採用した。

マクロスケールでは、対象地域全体を、対象となる生物群集の分布に基づいて区分し、対象生物にとって重要な景観構成要素を抽出することを目的とする。メソスケールでは、マクロスケールで重要と判定されたタイプの景観構成要素について、その質を規定する要因を明らかにすることを目的とする。広域的な視点では均一にみなし得る空間も、よりミクロな視点ではしばしば不均一である。ミクロスケールでは、こうした不均一性が生物群集に及ぼす影響を分析し環境評価に反映させることを目的とする。

3. マクロスケールにおける分析・評価

本研究では、マクロスケールの分析を行うにあたり、メッシュデータ化された鳥類の分布データを利用した。まず、分類型の変量解析手法により、メッシュと種を類型化する。種のグループとメッシュのグループの対応関係を分析することにより、対象地域全体が鳥類のどのようなタイプの生息地を含んでいるかを明らかにする。その上で、判別分析を用いてメッシュのグループに対応する環境条件を推定する。結果として、それぞれのタイプの生息地が、どのような環境条件に規定されて存在しているか把握できる。

この方法の有効性を、埼玉県所沢市と同県狭山市の鳥類分布のメッシュデータを用いて検証し

た。所沢市においては、その重要性が広く認識されている狭山丘陵に加えて、市北部に残存する平地二次林が鳥類の生息地として重要であることが指摘された。狭山市においては、二次林と、入間川の両側の帯状の区域および農耕地に、それぞれ異なったグループの鳥類が分布していることが示された。一般に重要視されない空間にも、鳥類群集の維持機能を果たしているものがあり、そのような空間の存在を今回提示した手法は適切に指摘できることが示されたことで、手法の有効性は検証できたものと判断した。

4. メソスケールにおける分析・評価

まず、マクロスケールで抽出された景観構成要素のタイプの中から、分析の対象とするものを選択する。選択されたタイプに属する研究対象地を複数選び、対象地全域をカバーするラインセンサス法による鳥類調査を行う。記録された種数・個体数と対象地の主要な属性の関係を、回帰分析によって検討する。次に、種組成に基づき対象地を分類し、各グループの対象地における種組成から、鳥類の分布を規定している主要な環境要因を推定する。最後に、判別分析等によって、対象地の分類を環境条件についてのデータと対応させ、主要な環境要因を確認するとともに要因間の重要性の比較などを行う。

所沢市西部における孤立樹林地を対象としたケーススタディの結果、鳥類の個体数と種数に最も大きな影響を与える要因は、繁殖期・越冬期ともに生息地の面積であることが再確認できた。また、越冬期の鳥類群集の種組成について分析を行った結果、鳥類の種組成は樹林地の面積のほか、樹林地の他の樹林地からの孤立度と、樹林地の林床部分のアズマネザサの植被率にも影響を受けていることがわかった。この結果、調査対象地において個々の樹林地の生息地としての価値は、第一に面積、次いで他の樹林地からの孤立度、さらに林床の植生によって評価できることが明らかになり、樹林地の評価のための基準を得ることができた。

5. ミクロスケールにおける分析・評価

ミクロスケールにおける分析の手順は、着目する環境要因によって様々であり得る。本研究では、点センサス法による調査結果を利用する方法を提案した。分析の手続きとしては、回帰分析などにより種数や個体数と環境条件の関係を明らかにすることと、種組成に基づき調査点を分類し、判別分析などにより種組成と環境条件の対応関係を明らかにすることの2つを提案した。3つのケーススタディでは、樹林地の内部の不均一性が鳥類群集にどのような変化をもたらすかを明らかにするのに、ここで提案した方法が有効であることを示す結果が得られた。

(1) 植生の種組成のタイプとの関係

植生の種組成が鳥類の分布とどのような関係にあるか明らかにするために、埼玉県南西部の樹林地9ヶ所で調査を行った。樹林地内に計100個の調査地点を設定し、点センサス法による鳥類調査を繁殖期に行った。調査地点の植生の種組成を把握するために、植物社会学的な方法に準じた群落調査を行った。対象地の植生は、アカマツを優占種とするものとコナラを優占種とするもの、

およびその中間型に分けられ、鳥類の種組成もこれに対応して変化していることが示された。

(2) 植生の構造との関係

樹林地内部の植生の構造が鳥類の分布にどのような影響を及ぼしているかを明らかにするために、所沢市西部の比較的面積の大きな孤立樹林地2箇所で調査を行った。樹林地をよりミクロな視点からも植生の組成と構造が均一であるようないくつかの林分に分け、24ヶ所の林分において点センサス法による鳥類調査を行った。植生の構造は各階層の植物体頻度と胸高断面積によって把握した。その結果、鳥類の種数は植物体の頻度と有意な相関が見られた。鳥類の種組成は、全階層の植物体量と低木・草本層の植物体頻度、枯れ木の胸高断面積と関係があることがわかった。

(3) 小規模緑地における周辺の土地利用の影響

小規模緑地において鳥類の分布に影響を及ぼしている要因を明らかにするために、所沢市西部の小規模な樹林地と都市公園において、点センサス法による鳥類調査を行い、植生の構造、種多様性、隣接する土地利用などとの対応関係を調べた。その結果、隣接する土地のうち人為的に利用されているものの割合が鳥類の分布に最も影響を及ぼしており、次に植生の構造が影響を及ぼしていることが明らかになった。隣接する人為的な土地利用が鳥類群集に影響を及ぼすのは、樹林地の外に分布の中心があるいわゆる都市鳥が、緑地内に侵入するためであると考察された。

6. 動物生態的要因

動物生態的要因の分析にも、対象によって様々な方法が考えられる。本研究においては、捕食圧の空間的な変化の野外実験による把握を試みた。

狭山丘陵の大規模な樹林地とその周辺の樹林地5カ所で、ダミーの卵を入れた人工巣を設置して卵が捕食される状況を調査し、樹林地における捕食圧の空間的なパターンを明らかにすることを試みた。樹林地の周囲から侵入してくる捕食者によって、林縁付近においては被捕食率が高くなることが予測されたが、林縁からの距離と被捕食率の間には統計的に有意な相関は認められなかった。また、狭山丘陵の樹林地でもっとも被捕食率が高く、他の樹林地と有意な差を示した。ハシブトガラスが主な捕食者であると考えられたが、その密度は狭山丘陵の樹林地で最も高かった。鳥類の巣における捕食は、主な捕食者の種類と分布状況に大きな影響を受けていることが示唆された。

7. 環境管理計画への応用

本研究で提案した緑地環境評価手法は、市町村レベルでの環境管理計画の策定に大きく貢献できると考えられる。マクロスケールでの評価は、広域的な生物保全地域の設定に生かすことができる。メソスケールでの評価は、緑地配置計画や土地利用計画に利用できる。ミクロスケールでの評価は、植生管理計画やバッファゾーンの整備など小規模な環境整備計画に応用できる。動物生態的要因の評価は、個々の分類群あるいは種に典型的に見られる特質を明らかにし、それぞれのスケールにおける評価を補完する役割を果たす。

Summary

Methods of Environmental Evaluation for Avian Conservation

1. Study objective

The objective of the present study is to propose procedures of environmental evaluation for avian conservation. The reasons why birds were selected as indicator organisms are as follows: 1) Birds are often accepted by citizens as symbols of natural landscapes, and 2) species composition of avian communities reflects landscape change clearly. Multivariate analysis methods were used for avian data analyses.

Species composition of avian communities can be influenced by various factors. In the present study environmental factors such as habitat area, habitat isolation and vegetation structure were mainly considered, because they can be manipulated through landscape planning and environmental management. Other factors such as interspecific relationship and density-dependent population dynamics were partly studied, though they might influence avian species composition.

2. Spatial scale of analysis

The environmental factors mentioned above are different in their spatial scale: Biogeographical conditions are possible environmental factors and should often be considered in national or even in global scale. Quite local conditions such as vegetational microstructures and boundary effects can also influence avian communities. It is not appropriate to analyze these conditions at a time. In the present study three classes of spatial scale of environmental conditions, namely "macro-scale", "meso-scale" and "micro-scale", were proposed to arrange data analysis properly.

The objectives of the "macro-scale" analyses are to classify avian habitats and elucidate their distribution within study areas. The environmental factors influencing habitat quality are identified in the following "meso-scale" analysis. Spatial heterogeneity and its influence on avian communities within the recognized habitat patches are considered in the final "micro-scale" analyses.

3. "Macro-scale" analysis

A procedure for data analyses using grid cell data system were proposed to carry out habitat classification and mapping. Multivariate classification methods for ecological data were recommended as tools of data processing. The steps of analysis were as follows:

1) On the basis of the census data covering the whole range of the study area, a set of grid cell data of avian species composition is prepared.

2) The grid cells are classified based on the avian compositional similarity. Multivariate analysis

for classification is suitable for this stage.

- 3) The environmental factors causing spatial variation of species composition are detected. They can be considered to influence avian communities in the study area. Discriminant analysis using environmental parameters (for example, ratio of a particular land use or land cover) as independent variables is recommended to perform this stage.
- 4) On the basis of the classification typical habitat types and their spatial distribution can be estimated.
- 5) The area where more detail surveys are needed can be selected based on the discrepancy of actual status and estimated status obtained in the discriminant analysis.

To test the validity of the procedure, two sets of grid cell data were analyzed. One contains species compositional information of avian communities in a wintering and breeding season in Tokorozawa City, Saitama Prefecture, Japan. The other also contains avian compositional information in a breeding season in Sayama City, Saitama Prefecture. The land use was more diverse in Sayama City than in Tokorozawa City, because of the lack of rice fields and large rivers in the latter. The results of TWINSpan and discriminant analysis indicated that not only the largest woodland among the study area but also fragmented woodlots would be important avian habitats in Tokorozawa City. In Sayama City a riparian corridor along the largest river and agricultural fields were also regarded as avian habitats maintaining distinctive species composition.

4. "Meso-scale" analysis

The "meso-scale" analysis was arranged in order that the important types of habitat indicated in the "macro-scale" analysis could further be investigated. The following procedure is proposed.

- 1) Among the typical habitat types indicated in the "macro-scale" analyses, one type is selected. Species composition of avian communities is then surveyed in the habitat patches of the selected type.
- 2) Relationships between environmental conditions at the habitat patches and avian parameters such as species richness and the number of individuals are examined by regression analysis.
- 3) The patches are classified based on the avian species compositional similarity. The use of multivariate classification methods such as TWINSpan is recommended.
- 4) Discriminant analysis using habitat parameters such as area of habitat patches and isolation indices as independent variables is carried out to identify the environmental factors causing spatial variation of avian species composition.
- 5) The steps 1 to 4 could be repeated for other habitat types, if needed.

To test the validity of the procedure, avian communities in the 20 fragmented woodlots in a suburban area were studied in the Tokorozawa City. The results showed that woodlot area (i.e.,

area of habitat patches) was the most important predictor of the number of individuals and the species richness of birds in each woodlot. Based on the species composition of birds in wintering season, the fragmented woodlots were classified into four types by TWINSpan, namely core woodlots, woodlots surrounding core ones, isolated and small woodlots, and isolated and middle-sized woodlots. By canonical discriminant analysis, it was indicated that connectivity between woodlots and vegetation coverage in the shrub layer were also important factors influencing avian communities.

5. "Micro-scale" analyses

Many factors influencing heterogeneity within habitat are considered in the "micro-scale" analysis. A procedure shown below was proposed based on the point-census technique and multivariate data analysis.

- 1) Birds are censused by the point census method at selected sites, among which local environmental conditions such as vegetation structure and vegetation composition are diverse regardless of the commonness of habitat type.
- 2) Relationships between avian parameters and environmental conditions are examined by regression analysis.
- 3) Sites are classified based on the avian compositional similarity.
- 4) The environmental factors causing spatial variation of avian species composition are detected by discriminant analysis.

Three case studies mentioned below were carried out considering vegetation composition, vegetation structure and effect of neighboring land use.

1) Relationship between avian species composition and vegetational species composition

Woodlots are usually heterogeneous for their vegetational species composition and structure. Such heterogeneity may cause spatial variation of avian communities. In the first case study of "micro-scale" analysis, attention was focused on the relationship between avian species composition and vegetational species composition. At 100 sites in 9 large woodlots located in Tokorozawa City or Sayama City, birds were censused in breeding season. The woodlot area ranged from 14.5 ha to 200 ha. Vegetation composition was also surveyed. The results showed that vegetation types had some correspondence with avian community types, which indicate the possibility of influence of vegetational heterogeneity on avian species composition.

(2) Relationship between avian species composition and vegetation structure

In the second case study the influence of vegetation structure on birds was mainly studied. Twenty-four sites were located on two isolated woodlots in Tokorozawa City, of which area was 14.5 ha

and 7.8 ha, respectively. Birds were censused in a wintering season at each site. Vegetation structure was also surveyed. The results showed that vegetation cover density correlated with the avian species richness in wintering season. It was also indicated that avian species composition had some relationship with vegetation cover density in the shrub and herb layers and total basal area of standing-dead trees.

(3) Effects of contacting land uses on small urban woodlots and parks

Avian communities in isolated small woodlots and urban parks in residential area in Tokorozawa City were studied during a wintering season to identify the factors that influenced the distribution of wintering birds. The results showed that the ratio of edge contacting with urban land use to all edge explained the spatial variation of avian species composition, which implies the importance of edge effect in determining avian species composition. The location of the observed bird individuals indicated that several species such as *Emberiza spodocephala* and *Corvus macrorhynchos* showed tendency to prefer particular layers of vegetation, which suggests that vegetation structure may also influence birds distribution.

6. Animal ecological factors

In the present study interspecific relationship was observed through predation on bird nests. Predation ratio on artificial bird nests was experimentally studied in three woodlots on the Sayama Hills. The result did not indicate high predation ratio on edges, though many preceding studies indicated that predation ratio was higher near edges than in inner areas. Furthermore, predation ratio was highest in the largest woodlot and lowest in the smallest woodlot, which was also the opposite pattern against the common knowledge. The result was interpreted based on the observation that the density of *Corvus macrorhynchos*, which is a major predator in the study area, was significantly higher in the largest woodlot than in the other woodlots. It was suggested that the distribution of predators most influenced predation pattern on bird nests.

7. Application of the proposed methods

The methods proposed in the present study can be applied to environmental management or landscape planning. "Macro-scale" analyses can help to establish regional conservation area. "Meso-scale" analyses can be used in landscape planning or land use planning. "Micro-scale" analyses can be applied to local habitat maintenance (for example, re-vegetation, landscape planting, or construction of buffer zones around habitat patches). Evaluation of ecological factors may play a role to complement the evaluation of environmental factors.

参考文献

- Adams, L. W. and Dove, L. E. (1989) Wildlife reserves and corridors in the urban environment: a guide to ecological landscape planning and resource conservation. National Institute for Urban Wildlife, Columbia, 91pp.
- Ambuel, B. and Temple, S. A. (1983) Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64, 1057-1068.
- 安藤滋・小笠原昭夫 (1970) テレメーターによるシロハラ (*Turdus pallidus*) の行動測定. 日本生態学会誌 20, 137-144.
- Andrén, H. (1992) Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology* 73, 794-804.
- Andrén, H. (1995) Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. in *Mosaic landscape and ecological processes* (eds. L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam), London, Chapman & Hall. 225-255.
- Andrén, H. and Angelstam, P. (1988) Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: Experimental evidence. *Ecology* 69, 544-547.
- Andrén, H., Angelstam, P., Lindström, E. and Widén, P. (1985) Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45, 273-277.
- Angelstam, P. (1986) Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47, 365-373.
- 有田一郎 (1988) 基準地域メッシュを単位とした鳥類分布を構成する要因について. *Strix* 7, 177-192.
- Askins, R. A., Philbrick, M. J. and Sugeno, D. S. (1987) Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39, 129-152.
- Bennett, A. F. (1990) Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4, 109-122.
- Berg, Nilsson, S. G. and Boström, U. (1992) Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. *Ornis Scandinavica* 23, 13-16.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. and Hill, D. A. (1992) Bird Census Techniques. London, Academic Press, 257pp.
- Bider, J. R. (1968) Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Ecological Monograph* 38, 269-308.
- Blab, J., Tehhardt, A. and Zsivanovits, K. P. (1989) Tierwelt in der Zivilisationslandschaft Teil I: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelser Ländchen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 30,
- Blab, J. (1993) Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Greven, Kilda-Verlag, 479pp.

- Blake, J. G. and Karr, J. R. (1987) Breeding birds of isolated woodlots: Area and habitat relationships. *Ecology* 68, 1724-1734.
- Blouin, M. S. and Conner, E. F. (1985) Is there a best shape for nature reserves? *Biological Conservation* 32, 277-288.
- Brown, J. H. (1984) On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist* 124, 255-279.
- Brown, M. and Dinsmore, J. J. (1986) Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management* 50, 392-397.
- Buechner, M. (1987) Conservation in insular parks: Simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biological Conservation* 41, 57-76.
- Burel, F. (1989) Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology* 2, 215-226.
- Burel, F. and Baudry, J. (1990) Hedgerow network patterns and processes in France. in *Changing Landscape: An Ecological Perspective* (eds. I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman), New York, Springer Verlag, 99-120.
- Burger, L. D., Burger, L. W., JR. and Faaborg, J. (1994) Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 58, 249-254.
- Burkey, T. V. (1993) Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* 66, 139-143.
- Chasko, G. C. and Gates, J. E. (1982) Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monograph* 82, 1-41.
- Cicero, C. (1989) Avian community structure in a large urban park: controls of local richness and diversity. *Landscape and Urban Planning* 17, 221-240.
- Clark, R. G. and Nudds, T. D. (1991) Habitat patch size and duck nesting success: the crucial experiments have not been performed. *Wildlife Society Bulletin* 19, 534-543.
- Dichman, C. R. (1987) Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology* 24, 337-351.
- Dmowski, K. and Kozakiewicz, M. (1990) Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology* 4, 99-108.
- Erdelen, M. (1984) Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* 61, 277-284.
- Faeth, S. H. and Kane, T. C. (1978) Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia* 32, 127-133.
- Fahrig, L. and Merriam, G. (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66, 1762-1768.

- Ford, H. A. (1987) Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study* 34, 205-218.
- Forman, R. T. T. and Baudry, J. (1984) Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* 8, 495-510.
- Forman, R. T. T., Galli, A. E. and Leck, C. F. (1976) Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia* 26, 1-8.
- Freemark, K. E. and Merriam, H. G. (1986) Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36, 115-141.
- 藤巻裕蔵 (1981) 北海道十勝地方の鳥類 3. 帯広市における植被と鳥類の関係. 山階鳥類研究所研究報告 13, 50-59.
- Gates, J. E. and Gysel, L. W. (1978) Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59, 871-883.
- Gauch, H. G. J. (1982) Multivariate analysis in community ecology. Cambridge, Cambridge University Press, 298pp.
- Götmark, F., Neergaard, R. and Åhlund, M. (1990) Predation of artificial and real arctic loon nests in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 54, 429-432.
- 羽田健三・木内清 (1969) メボソムシクイの生活史に関する研究 I. 繁殖生活の概要. 日本生態学会誌 19, 116-125.
- Harms, W. B. and Opdam, P. (1990) Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. in *Changing Landscape: An Ecological Perspective* (eds. I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman), Springer Verlag, New York. 73-97.
- 蓮尾純子 (1991) 水鳥が戻ってきた. NTT出版, 東京, 208pp.
- 葉山嘉一 (1985) 都市内緑地における鳥類と植生の関係に関する研究 - 東京都世田谷区等々力緑地を事例として -. 応用植物社会学研究 14, 19-34.
- 葉山嘉一 (1994) 都市緑地における鳥類の生息特性に関する研究. 造園雑誌 57, 229-234.
- Henderson, M. T., Merriam, G. and Wegner, J. (1985) Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. *Biological Conservation* 31, 95-105.
- Henein, K. and Merriam, G. (1990) The elements of connectivity where corridors quality is variable. *Landscape Ecology* 4, 157-170.
- Heydemann, B. (1986) Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. in *Biotopverbund in der Landschaft*, (eds. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege), Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach. 9-18.
- 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. Ithaca, Cornell University, pp30.
- 樋口広芳 (1976) ヤマガラの行動圏と番の相手. 鳥 25, 69-80.

- 樋口広芳・村井英紀・花輪伸一・浜屋さと(1988) ガンカモ類における生息地の特性と生息数との関係. *Strix* 7, 193-202.
- 日置佳之(1996) オランダにおける国土生態ネットワーク計画とその実現戦略に関する研究. *ランドスケープ研究* 59, 205-208.
- 平野敏明・遠藤孝一・仁平康介・金原啓一・樋口広芳(1985) 宇都宮市における樹木率と鳥の種数との関係. *Strix* 4, 33-42
- 平野敏明・樋口広芳(1988) 冬期における川幅と水辺性鳥類の種数、個体数との関係. *Strix* 7, 203-212.
- Howe, R. W. (1984) Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* 65, 1585-1601.
- 井手久登・武内和彦(1985) 自然立地的土地利用計画. 東京大学出版会, 東京, 227pp.
- 井手任(1992) 生物相保全のための農村緑地配置に関する生態学的研究. 東京大学農学部緑地学研究室, 東京, 120pp.
- 井上忠佳(1986) 野鳥等の生息に配慮した都市緑化方策. *新都市* 41(4), 40-57.
- 犬井正(1982) 武蔵野台地北部における平地林の利用形態. *地理学評論* 55, 549-565.
- 石田健(1987) 植生断面積によって評価した森林の空間構造と鳥類の多様性. *東京大学演習林報告* 76, 267-278.
- 伊藤育子・藤巻裕蔵(1990) 帯広市の公園の鳥類. *日本鳥学会誌* 38, 119-129.
- 伊藤秀三編(1977) 群落の組成と構造. 朝倉書店, 東京, 332pp.
- 伊藤嘉昭・山村則男・嶋田正和(1992) 動物生態学. 蒼樹書房, 東京, 507pp.
- Jedicke, E. (1994) *Biotopverbund: Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie.* Ulmer, Stuttgart, 287pp.
- Johnson, R. G. and Temple, S. A. (1990) Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *Journal of Wildlife Management* 54, 106-111.
- 香川淳(1987) 都市近郊造成地の鳥相多様性と公園緑地の関連について. *造園雑誌* 50, 203-208.
- 唐沢孝一(1983) 鳥の生息環境としての都市. *遺伝* 37(8), 6-11.
- 唐沢孝一(1987) マンウォッチングする都会の鳥たち. 草思社, 東京, 261pp.
- 唐沢孝一(1988) カラスはどれほど賢いか. 中公新書, 東京, 234pp.
- 唐沢孝一(1995) 早起きカラスはなぜ三文の得か. *実業之日本社*, 東京, 222pp.
- 加藤和弘(1992) 多変量解析を用いた珪藻群集の生態研究. *日本珪藻学会誌* 7, 1-8.
- 加藤和弘(1995a) 生態学の視点でみた都市・農村計画. *環境研究* 98, 125-132.
- 加藤和弘(1995b) 生物群集分析のための序列化手法の比較研究. *環境科学会誌* 8, 339-352.
- 加藤和弘(1996a) 都市緑地内の樹林地における越冬期の鳥類と植生の構造の関係. *ランドスケープ研究* 59, 77-80.
- 加藤和弘(1996b) 生物群集の多変量解析とその地域環境計画への応用. *ランドスケープ研究* 60,

- 木元新作 (1979) 南の島の生きものたち：島の生物地理学. 共立出版, 東京, 203pp.
- 小林四郎 (1990) 島の種多様性をめぐる諸問題—移入・絶滅平衡仮説を中心として—. 生物科学 42, 68-84.
- 小林四郎 (1995) 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 東京, 194pp.
- 小島幸彦 (1982) シシバ (*Butastur indicus*) のテリトリーとテリトリー行動. 鳥 30, 117-147.
- Kricher, J. C. (1973) Summer bird species diversity in relation to secondary succession on the New Jersey piedmont. *American Midland Naturalists* 89, 121-137.
- Kuitunen, M. and Helle, P. (1988) Relationship of the Common Treecreeper *Certhia familiaris* to edge effect and forest fragmentation. *Ornis Fennica* 65, 150-154.
- LaPolla, V. N. and Barrett, G. W. (1993) Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* 8, 25-37.
- Lefkovitch, L. P. and Fahrig, L. (1985) Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling* 30, 297-308.
- Lobo, E. A., Katoh, K. and Aruga, Y. (1995) Epilithic diatom assemblages response to water pollution in rivers located in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology* 34, 191-204.
- Loiselle, B. A. and Hoppes, W. G. (1983) Nest predation in insular and mainland lowland rainforest in Panama. *Condor* 85, 93-95.
- Loman, J. (1991) Small mammal and raptor densities in habitat islands; area effects in a south Swedish agricultural landscape. *Landscape Ecology* 5, 183-189.
- Loman, J. and von Schantz, T. (1991) Birds in a farmland - More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5, 176-188.
- MacArthur, R. H. and MacArthur, J. W. (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17, 373-387.
- 前田琢 (1993) 鳥類保護と都市環境—鳥のすめる街づくりへのアプローチ—. 山階鳥類研究所研究報告 25, 105-136.
- Maeda, T. and Maruyama, N. (1991) Early fall urban bird communities of Hobart, Tasmania. *Journal of Yamashina Institute Ornithology* 22, 56-69.
- Martin, J.-L. (1983) Impoverishment of island bird communities in a Finnish archipelago. *Ornis Scandinavica* 14, 66-77.
- Martin, T. E. (1987) Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *Condor* 89, 925-928.
- 松田道生 (1985) 野鳥の調査—バードカウント入門. 東洋館出版社, 東京, 271pp.

- Means, D. B. and Simberloff, D. (1987) The peninsula effect: habitat-correlated species decline in Florida's herpetofauna. *Journal of Biogeography* 14, 551-568.
- Merriam, G. (1990) Ecological processes in the time and space of farmland mosaics. in *Changing Landscape: An Ecological Perspective* (eds. I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman), New York, Springer Verlag, 121-133.
- Merriam, G. and Wegner, J. (1992) Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. in *Landscape Boundary* (eds. A. J. Hansen and F. di Castri), New York, Springer Verlag, 150-169.
- Middleton, J. and Merriam, G. (1983) Distribution of woodland species in farmland woods. *Journal of Applied Ecology* 20, 625-644.
- 水野信彦 (1985) 河川改修と魚類: 中流域 (アユ漁場) での河川改修の改善策 (続) - 淵の回復効果と改善策の実現例. *淡水魚* 11, 39-45.
- 宮脇昭編 (1977) 日本の植生. 学研, 東京, 535pp.
- Monk, C. D., Imm, D. W., Potter, R. L. and Parker, G. G. (1989) A classification of the deciduous forest eastern North America. *Vegetatio* 80, 167-181.
- 森清和 (1988) ホタル文化と水辺エコアップ. *公害と対策* 24(9), 78-91.
- 守山弘 (1988) 自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京, 260pp.
- 守山弘 (1992) 環境復元のデザインと手法・農村環境. 「自然環境復元の技術」杉山恵一・進士五十八編. 朝倉書店, 東京. 66-74.
- 守山弘 (1993) 農村環境とビオトープ. 「農村環境とビオトープ」農林水産省農業環境技術研究所編. 養賢堂, 東京. 38-66.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implication for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 58-62.
- Moller, A. P. (1987) Breeding birds in habitat patches: random distribution of species and individuals? *Journal of Biogeography* 14, 225-236.
- Moller, A. P. (1988) Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53, 215-221.
- Moller, A. P. (1989) Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56, 240-246.
- Moller, A. P. (1991) Clutch size, nest predation, and distribution of avian unequal competitions in a patchy environment. *Ecology* 72, 1336-1349.
- 柳野良明 (1994) 都市緑地保全法の改正について. *ランドスケープ研究* 58, 86-88.
- 中村登流 (1969) エナガの個体群の行動圏構造 - I 冬季群の行動圏と群れテリトリー. 山階鳥類研究所研究報告 5, 433-461.
- 中村登流・中村雅彦 (1995) 日本野鳥生態図鑑. 保育社, 東京, 301pp.
- 中西弘樹 (1994) 種子ひろがる - 種子散布の生態学 -. 平凡社, 東京, 256pp.

- 日本生態系協会 (1994) ビオトープネットワークー都市・農村・自然の新秩序ー. ぎょうせい, 東京, 109pp.
- 日本生態系協会 (1995) ビオトープネットワークⅡー環境の世紀を担う農業への挑戦ー. ぎょうせい, 東京, 127pp.
- Nilsson, S. G. (1986) Are bird communities in small biotope patches random samples from communities in large patches? *Biological Conservation* 38, 179-204.
- Nilsson, S. G., Björkman, C., Forslund, P. and Höglund, J. (1985) Egg predation in forest bird communities on islands and mainland. *Oecologia* 66, 511-515.
- 西本孝 (1991) 中部地方日本海側のブナ林の分類と序列づけ. 日本生態学会誌 41, 109-123.
- 小笠原コウ (1970) 東北大学植物園におけるシジュウカラ科鳥類の混合群の解析 Ⅲ. 混合群の群行動および種間関係. 山階鳥類研究所研究報告 6, 179-187.
- 小笠原コウ (1975) 東北大学植物園におけるシジュウカラ科鳥類の混合群の解析 V 混合群の主構成種エナガの営巣場所とつがいの行動範囲. 山階鳥類研究所研究報告 7, 652-664.
- 荻野豊 (1980) 狭山丘陵の鳥. さきたま出版会, 埼玉県, 82pp.
- 大迫義人 (1989) 鳥類相調査における捕獲、ラインセンサスと定点観察の特性. *Strix* 8, 179-186.
- Opdam, P., Rijsdijk, G. and Hustings, F. (1985) Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biological Conservation* 34, 333-352.
- Opdam, P., van Dorp, D. and ter Braak, C. J. F. (1984) The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of Biogeography* 11, 473-478.
- Osborne, P. (1984) Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *Journal of Applied ecology* 21, 63-82.
- Oxley, D. J., Fenton, M. B. and Carmody, G. R. (1974) The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11, 51-59.
- Pearson, S. M. (1993) The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecology* 8, 3-18.
- Preston, F. W. (1962) The canonical distribution of commonness and rarity: Part II. *Ecology* 43, 410-432.
- Rafe, R. W., Usher, M. B. and Jefferson, R. G. (1985) Birds on reserves: the influence of area and habitat on species richness. *Journal of Applied Ecology* 22, 327-335.
- Rathiff, R. D. and Westfall, S. E. (1989) Monitoring plant community change: an application of quadrat classification + discriminant analysis. *Vegetatio* 80, 1-9.
- Roper, J. J. (1992) Nest predation experiments with quail eggs: too much to swallow? *Oikos* 65, 528-530.
- Ruefenacht, B. and Knight, R. L. (1994) Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deer mice. *Biological Conservation* 71, 269-274.

- 佐伯彰光 (1989) 野鳥のすめるまちづくり・コンセプトワーク. 緑の読本 25, 536-545.
- Saetersdal, M. and Birks, H. J. B. (1993) Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, western Norway. *Biological Conservation* 65, 121-135.
- 佐藤誠三 (1991) ジョウビタキの採餌行動と闘争行動. 日本の生物 5(4), 30-35.
- Saitou, T. (1978) Ecological study of social organization in the Great Tit, *Parus major* L. I. basic structure of the winter flocks. *Japanese Journal of Ecology* 28, 199-214.
- Saitou, T. (1979a) Ecological study of social organization in the Great Tit, *Parus major* L. II. Formation of the basic flocks. *Journal of Yamashina Institute Ornithology* 11, 137-148.
- Saitou, T. (1979b) Ecological study of social organization in the Great Tit, *Parus major* L. III. Home range of the basic flocks and dominance relationship of the members in a basic flock. *Journal of Yamashina Institute Ornithology* 11, 149-171.
- Saitou, T. (1979c) Ecological study of social organization in the Great Tit, *Parus major* L. IV. Pair formation and establishment of territory in the members of basic flocks. *Journal of Yamashina Institute Ornithology* 11, 172-188.
- Sandström, U. (1991) Enhanced predation rates on cavity bird nests at deciduous forest edges - an experimental study. *Ornis Fennica* 68, 93-98.
- 狭山市 (1988) 狭山市都市緑化推進計画 - 自然環境保全調査報告書一. 狭山市, 152pp.
- Schonewald-Cox, C. M. and Bayless, J. W. (1986) The boundary model: a geographical analysis of design and conservation of nature reserves. *Biological Conservation* 38, 305-322.
- Seib, R. L. (1980) Baja California: a peninsula for rodents but not for reptiles. *American Naturalists* 115, 613-620.
- Shafer, C. L. (1990) Nature reserves. Smithsonian, Washington, 189pp.
- Shaffer, M. L. and Samson, F. B. (1985) Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. *American Naturalists* 125, 144-152.
- Shaltout, K. H., El-Kady, H. F. and Al-Sodany, Y. M. (1995) Vegetation analysis of the Mediterranean region of Nile Delta. *Vegetatio* 116, 73-83.
- Simberloff, D. S. and Abele, L. G. (1976) Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191, 285-286.
- Simberloff, D. S. and Abele, L. G. (1984) Conservation and obfuscation: subdivision of reserves. *Oikos* 42, 399-401.
- Simpson, G. G. (1964) Species density of North American recent mammals. *Systematic Zoology* 13, 57-73.
- Small, M. F. and Hunter, M. L. (1988) Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76, 62-64.

- Soulé, M. E. and Simberloff, D. (1986) What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35,19-40.
- Soulé, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wright, J., Sorice, M. and Hill, S. (1988) Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2, 75-92.
- Storaas, T. (1988) A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nest. *Journal of Wildlife Management* 52, 123-126.
- 杉森文夫(1996) ドバトの生活。「鳥獣害とその対策—植物防疫特別増刊号」中村和雄編. 日本植物防疫協会, 東京. 110-115.
- 杉山恵一・進士五十八編(1992) 自然環境復元の技術. 朝倉書店, 東京, 170pp.
- Szacki, J. and Liro, A. (1991) Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* 5, 219-224.
- Saetersdal, M. and Birks, H. J. B. (1993) Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forest, western Norway. *Biological Conservation* 65, 121-135.
- 武内和彦・小河原孝生編(1992) 自然環境復元・創造・管理技術集成・ランドスケープ・エコロジー編. 総合ユニコム, 東京, 432pp.
- 武内和彦・恒川篤史編(1994) 環境資源と情報システム. 古今書院, 東京, 219pp.
- 武内和彦・横張真(1993) 農村生態系におけるビオトープの保全・創出. 「農村環境とビオトープ」農林水産省農業環境技術研究所編. 養賢堂, 東京. 5-16.
- Taylor, K., Marchant, J. H. and Morgan, R. A. (1987) The breeding bird communities of woodlands in a new city. *Acta Oecologia Oecologia Generalis* 8, 293-299.
- Telleria, J. L. and Santos, T. (1992) Spatiotemporal patterns of egg predation in forest islands: an experimental approach. *Biological Conservation* 62, 29-33.
- Terborgh, J. (1974) Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience* 24, 715-722.
- Thomas, C. D. (1991) Habitat use and geographic ranges of butterflies from the wet lowland of Costa Rica. *Biological Conservation* 55, 269-281.
- 所沢市(1987) 所沢市の鳥相—所沢市環境保全調査—. 所沢市.
- 上田恵介・樋口広芳(1988) 個体識別による鳥類の野外調査—その意義と方法—. *Strix* 7, 1-34.
- 植田睦之(1994) 森林の分断化が鳥類に与える影響—巣の被捕食率の増加—. 日本鳥学会大会講演要旨 98.
- Van der Maarel, E., Espejel, I. and Moreno-Casasola, P. (1987) Two-step vegetation analysis based on very large data sets. *Vegetatio* 68, 139-143.
- Vickery, P. D., Hunter, M. L., Jr. and Wells, J. V. (1992) Evidence of incidental nest predation and

- its effects on nests of threatened grassland birds. *Oikos* 63, 281-288.
- 鷺谷いづみ・矢原徹一(1996) 保全生態学入門. 文一総合出版, 東京, 270pp.
- Wegner, J. F. and Merriam, G. (1979) Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 46, 349-357.
- Whitcomb, R., Lynch, J. F., Opler, P. A. and Robbins, C. S. (1976) Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193, 1030-1032.
- Whitehead, P. J., Bowman, D. M. J. S. and Tidemann, S. C. (1992) Biogeographic patterns, environmental correlates and conservation of avifauna in the Northern Territory, Australia. *Journal of Biogeography* 19, 151-161.
- Whittaker, R. H. (1972) Evolution and the measurement of species diversity. *Taxon* 21, 215-251.
- Wilcove, D. S. (1985) Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66, 1211-1214.
- Willebrand, T. and Marcström, V. (1988) On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105, 378-379.
- Wood, P. A. and Samways, M. J. (1991) Landscape element pattern and continuity of butterfly flight paths in an ecologically landscaped botanic garden, Natal, South Africa. *Biological Conservation* 58, 149-166.
- Woolhouse, M. E. J. (1987) On species richness and nature reserve design: an empirical study of UK woodland avifauna. *Biological Conservation* 40, 167-178.
- Wright, J. F., Moss, D., Armitage, P. D. and Furze, M. T. (1984) A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14, 221-256.
- 養父志乃夫(1991) 生きもののすむ環境づくり—トンボ編. 環境緑化新聞社, 東京, 157pp.
- 養父志乃夫・野村圭佑・藤田明嗣(1992) 都市の工場跡地における自然生態系の再生力に関する研究. 造園雑誌 56, 209-223.
- Yahner, R. H. (1983) Seasonal dynamics, habitat relationships, and management on avifauna in farmstead shelterbelts. *Journal of Wildlife Management* 47, 85-104.
- Yahner, R. H. and Voytko, R. A. (1989) Effects of nest-site selection on predation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 53, 21-25.
- Yahner, R. H. and Wright, A. L. (1985) Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* 49, 508-513.
- 山本勝利・糸賀黎(1988) 茨城県南西部におけるアカマツ平地林の森林型とその分布. 造園雑誌 51, 150-155.
- 柳澤紀夫(1989) 鳥とその生息環境. 緑の読本 25, 515-521.
- 由井正敏(1976) 森林性鳥類の群集構造解析 I 林相間類似性と類型化及び種構成(繁殖期). 山階

鳥類研究所研究報告 8, 223-248.

由井正敏 (1977) 森林性鳥類の群集構造解析 II 冬期の林相間類似性と類型化および種構成. 山階鳥類研究所研究報告 9, 29-45.

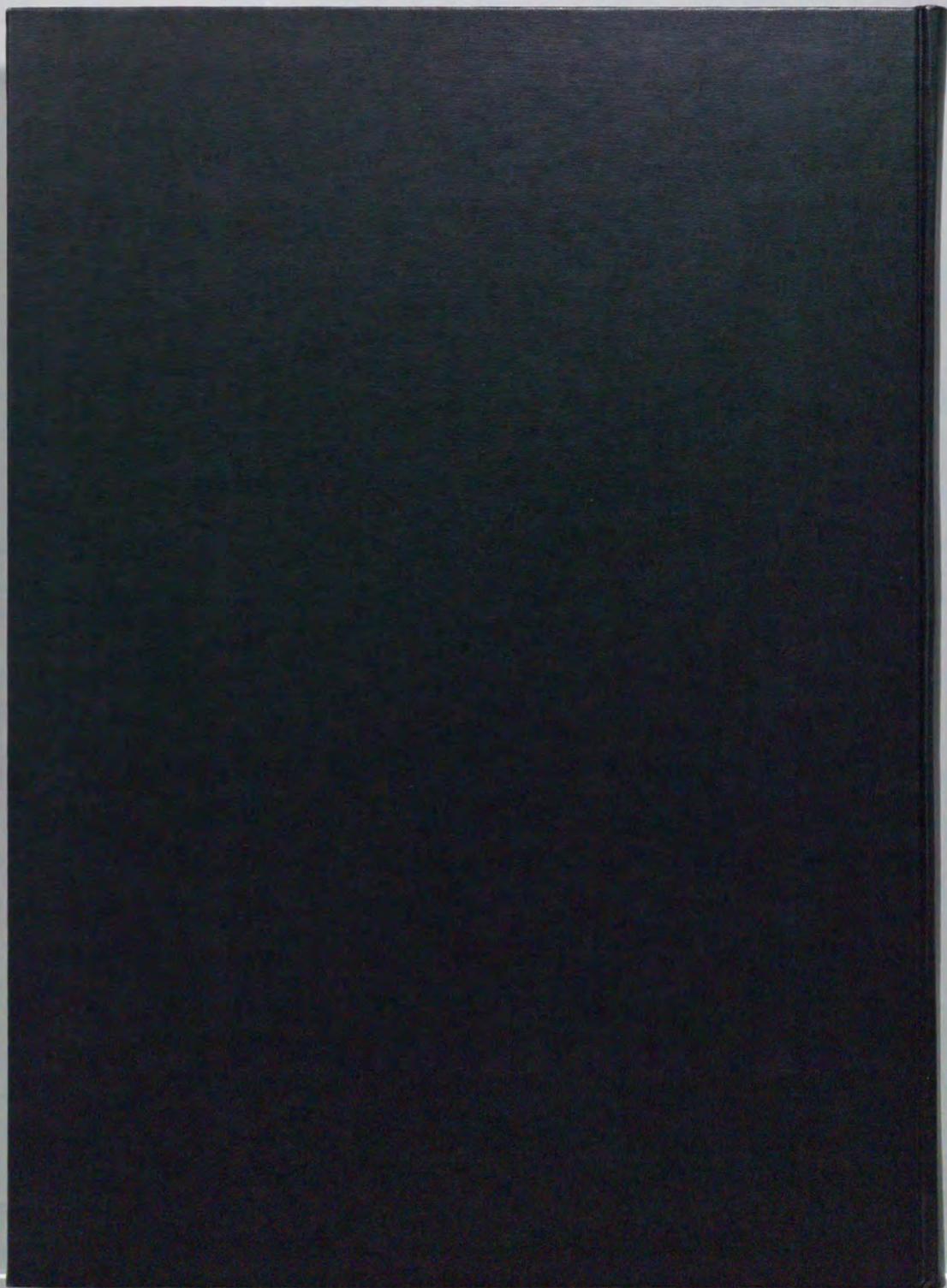
由井正敏 (1978) 森林原野性鳥類のラインセンサス法の研究 I 記録率の日周変化. 山階鳥類研究所研究報告 10, 70-81.

由井正敏 (1980a) 森林原野性鳥類のラインセンサス法の研究 II 天候と記録率. 山階鳥類研究所研究報告 12, 1-13.

由井正敏 (1980b) 森林原野性鳥類のラインセンサス法の研究 V. 観察半径と記録率. 山階鳥類研究所研究報告 12, 85-101.

由井正敏・鈴木祥悟 (1987) 森林性鳥類の群集構造解析 IV. 繁殖期群集の林相別生息密度、種数及び多様性. 山階鳥類研究所研究報告 19, 13-27.

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.



inches
1 2 3 4 5 6 7 8
cm
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19

Kodak Color Control Patches

© Kodak, 2007 TM, Kodak

Blue	Cyan	Green	Yellow	Red	Magenta	White	3/Color	Black
Blue patch	Cyan patch	Green patch	Yellow patch	Red patch	Magenta patch	White patch	3/Color patch	Black patch

Kodak Gray Scale

C **Y** **M**

© Kodak, 2007 TM, Kodak

A 1 2 3 4 5 6 M 8 9 10 11 12 13 14 15 B 17 18 19

