

繁殖期の鳥類相からみる都市の  
小規模な緑地環境整備の在り方に関する研究

2020年

宮本脩詩



博士論文

京都府立大学大学院 生命環境科学研究科 環境科学専攻

繁殖期の鳥類相からみる

都市の小規模な緑地環境整備の在り方に関する研究

A study on the improve way of narrow green space environment in urban  
area seen from the breeding avifauna

2020

宮本 脩詩

MIYAMOTO Shushi



## 目次

学位論文要旨	1
第1章 都市の生物多様性に対するエコロジカルネットワークの重要性	
1-1. 整理する既存資料と本研究での目的設定の方法	5
1-2. 生物多様性に関する施策の既存資料整理	11
1-2-1. 生物多様性国家戦略 2012-2020	11
1-2-2. 生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策	12
1-2-3. 都市の生物多様性指標（素案）	13
1-2-4. 都市における生物多様性指標（簡易版）	15
1-2-5. 京都市生物多様性プラン	16
1-2-6. 持続可能な開発目標（SDGs）実施指針	17
1-2-7. 生物多様性の保全のため都市部で必要とされていること	18
1-3. 緑地計画に関する施策の既存資料整理	19
1-3-1. 京都市緑の基本計画	19
1-3-2. 緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項	20
1-3-3. 生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き	22
1-3-4. 生物多様性に配慮した緑地計画に関する施策の動向	23
1-4. 小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準の既存資料整理	24
1-4-1. 小規模な緑道に関する整備・管理基準	24
1-4-1-1. 河川区域内における樹木の伐採・植樹基準	24
1-4-1-2. 京都市都市緑地マニュアル<公共施設編>【河川緑化】	24
1-4-2. 街区公園に関する整備・管理基準	25
1-4-2-1. 都市公園法・都市公園法施行令	25
1-4-2-2. 土地区画整理法	26
1-4-2-3. 開発許可制度	27
1-4-2-4. 京都市都市緑地マニュアル<公共施設編>【公園緑化】	29
1-4-3. 生物多様性に配慮した小規模な緑道，街区公園の整備・管理基準の現状	30
1-5. 小規模な緑地の生物多様性に関する既存資料整理結果	33
1-6. 既往研究の整理	34
1-6-1. 鳥類に関する既往研究	34
1-6-1-1. パッチに出現する鳥類に関する研究	34
1-6-1-2. コリドーに出現する鳥類に関する研究	37
1-6-1-3. マトリックスに出現する鳥類に関する研究	38
1-6-2. 小規模な緑道の利用者に関する既往研究	38
1-6-3. 公園に関する既往研究・既往資料	40

1-6-3-1. 街区公園の設置に関する歴史的変遷	40
1-6-3-2. 公園利用者を対象とした研究	43
1-7. 既往研究の課題点と本研究の目的	45
1-8. 研究の流れ	48

## 第2章 小規模な緑道の環境要因と出現する鳥類相の関係について

2-1. 研究方法	49
2-2. 調査対象地の選定	51
2-3. 鳥類調査	54
2-3-1. 琵琶湖疏水の緑道での鳥類調査	54
2-3-2. 琵琶湖疏水周辺地域での鳥類調査	54
2-3-3. 異なる調査方法で得られた結果の整理	54
2-4. 琵琶湖疏水の環境要因	56
2-4-1. 琵琶湖疏水沿いの樹木調査	56
2-4-2. GISによる環境要因の算出	56
2-5. 分析方法	57
2-5-1. 鳥類調査結果の整理	57
2-5-2. 環境評価指数	57
2-5-3. TWINSPLANによる疏水周辺部の鳥類の分類	57
2-5-4. 類似度	57
2-5-5. ステップワイズ重回帰分析	58
2-6. 景観構成要素の鳥類調査結果の比較	59
2-7. 調査地点間の環境評価指数の比較	65
2-8. TWINSPLANでの鳥類の分類	66
2-9. 調査地間の類似度の比較	69
2-10. 調査地間の類似度・鳥類個体数と疏水植生の関係	71
2-11. 緑地へ距離で分けた疏水環境と鳥類との重回帰分析結果	72
2-12. まとめ	74

## 第3章 街区公園の分布特性と出現する鳥類相の関係について

3-1. 研究方法	75
3-2. 琵琶湖疏水周辺の街区公園を対象とした調査（調査①）の対象地	77
3-3. 琵琶湖疏水周辺の街区公園での鳥類調査（調査①）	80
3-4. 琵琶湖疏水周辺の街区公園の環境要因	81
3-4-1. 公園周辺の緑被率	81
3-4-2. 公園内の緑被率	81
3-4-3. 公園周辺の農耕地被覆率	81
3-4-4. 外部の樹林地・河川・琵琶湖疏水との直線距離	82

3-4-5. コスト距離	82
3-5. 分析方法（分析①）	83
3-5-1. 環境評価指数・樹林選好性 5 種の比較	83
3-5-2. CCA による序列化と環境要因との対応関係	83
3-5-3. GLMM	84
3-6. 鳥類調査（調査①）の結果	86
3-7. 分析①の結果	87
3-7-1. 街区公園およびその周辺地域での鳥類相	87
3-7-2. 分析①における CCA による序列化と環境要因との対応関係	92
3-7-3. 分析①における GLMM の結果	95
3-8. 分析①の考察	97
3-8-1. 小規模な緑道周辺の街区公園の鳥類に影響を与える環境要因	97
3-8-2. 都市の小規模な緑道が街区公園の鳥類相に与える影響	101
3-9. 京都市全域の街区公園を対象とした調査（調査②）の対象地	102
3-10. 京都市全域の街区公園での鳥類調査（調査②）	106
3-11. 調査②での環境要因	107
3-11-1. 公園面積	107
3-11-2. 公園内緑被率	107
3-11-3. 公園周辺の農耕地被覆率	107
3-11-4. 公園周辺の緑被率	108
3-11-5. 大規模（8ha 以上）樹林地との距離	108
3-12. 分析方法（分析②）	108
3-13. 鳥類調査（調査②）の結果	109
3-14. 分析②の結果	112
3-14-1. 調査地の選定毎に分けた鳥類集計結果	112
3-14-2. 街区公園に出現する鳥類と環境要因との単相関	117
3-14-3. 分析②における CCA による序列化と環境要因との対応関係	123
3-14-4. 分析②における GLMM の結果	125
3-15. 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と出現する鳥類との関係	127
3-15-1. 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離に沿って出現する鳥類の推移	127
3-15-2. 出現個体数が変化する大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の推定	134
3-16. 大規模樹林地からの距離ごとにみた鳥類相と環境要因との関係	137
3-16-1. 大規模樹林地から 250m 圏内の街区公園	137
3-16-2. 大規模樹林地から 250m-500m 圏内の街区公園	143
3-16-3. 大規模樹林地から 500m 以上離れた街区公園	148
3-17. 分析②の考察	153
3-17-1. 街区公園に出現する鳥類の傾向を把握するための主軸となる環境要因	153
3-17-2. 大規模樹林地までの距離による出現鳥類の変化とその距離の目安	153

3-17-3. 大規模樹林地までの距離によって抽出される環境要因の変化	154
3-18. 京都市の街区公園の分布状況	156
3-18-1. 京都市の公園設置数の推移	156
3-18-2. 街区公園の取得方法の推移	157
3-18-3. 公園面積の推移	160
3-18-4. 公園内緑被率	162
3-18-5. 大規模（8ha以上）樹林地までの距離	164
3-18-6. 街区公園整備の推移の概要	166
3-19. 街区公園の分布特性を踏まえた出現鳥類の考察	169

#### 第4章：総合考察

4-1. 小規模な緑道が都市の生物多様性の向上に果たす役割	171
4-2. 今後の生物多様性に配慮した小規模な緑道の植栽整備に関する考察	172
4-3. 街区公園に出現する鳥類相の特徴	173
4-4. 街区公園の配置状況に対する鳥類の出現状況	176
4-5. 鳥類の出現傾向からみる小規模な緑道と街区公園の関係性	177
4-6. 都市内の小規模な緑地に今後必要な整備	177
4-7. 都市内の小規模な緑地を対象とした研究の今後の課題	178

引用参考文献	181
--------	-----

図表リスト	191
-------	-----

発表論文一覧	195
--------	-----

謝辞	197
----	-----



## 学位論文要旨

### 題目：繁殖期の鳥類相からみる都市の小規模な緑地環境整備の在り方に関する研究

本研究では、都市域の小規模な緑地として緑道と街区公園を対象に、環境要因が鳥類相に与える影響を調べ、生物多様性に配慮した小規模な緑地整備の在り方を明らかにした。

#### 第1章：都市の生物多様性に対するエコロジカルネットワークの重要性

生物多様性に配慮した緑地政策のためには、都市内のエコロジカルネットワークの創出が必要であり、小規模な緑道や街区公園はエコロジカルネットワークの中で拠点間をつなぐ回廊としての機能が期待されている。対して、小規模な緑道と街区公園の整備や管理を行うマニュアルでは、実際に生物多様性に配慮した管理を行うための実効性のある記述は見当たらない。

生物多様性に関する既往研究をみると、鳥類を指標とした研究が多く、都市における鳥類についてみると、都市を忌避する種（都市忌避種）、都市に適応できる種（都市適応種）、都市を積極的に利用する種（都市利用種）に区別される。この都市化の傾度による鳥種の変化の特徴から、都市の生物多様性の向上には、都市忌避種と都市適応種の出現が多い環境づくりが必要といえる。

都市内の小規模な緑道で行われた鳥類の研究をみると、出現鳥類の多様性に影響を与える要素として、緑道の植栽の階層構造や隣接地の土地利用などが明らかにされている。しかし、既往研究はいずれも緑道のみで鳥類調査がされ、周囲の樹林地との繋がりの程度が明らかにされておらず、緑道とその周囲の鳥類分布の実態と緑道の環境要因との関係が十分解明されていない。よって、本研究では都市の小規模な緑道とその周辺地域に出現する鳥類相の相違を明らかにし、緑道の鳥類相に影響を与える環境要因を明らかにすることを第一の目的とした。

次に、街区公園のような小規模な緑地を対象とした既往研究をみると、鳥類

の多様性に影響を与える要素として、緑地の面積、周辺樹林地との連続性、植生の種組成や階層構造、隣接地の土地利用などが明らかとなっている。しかし、生物多様性のための取り組みは災害に備えるインフラ整備などに比べて優先度が相対的に低く、割り当てられる財源も少ない現状をみると、街区公園の緑環境整備を優先的に行うべき箇所の抽出方法に関する知見を得る必要があるが、既往研究では行われていない。よって本研究は、その知見を得るために現状の街区公園の鳥類の出現状況を基に、街区公園の立地状況や緑環境の要因による鳥類相の変化を明らかにすることを第二の目的とした。

以上、2つの目的に即した取りまとめをし、生物多様性に配慮した小規模な緑地環境整備の在り方を、本研究では明らかにした。

## 第2章：小規模な緑道の環境要因と出現する鳥類相の関係について

本章では、小規模な緑道として琵琶湖疏水を対象に、疏水と周辺500m圏内の大規模樹林地や大規模河川、住宅地で鳥類調査を行い、疏水と周辺地域での鳥類相の類似度を算出し、その類似度と疏水の植栽との関係性を明らかにした。

疏水周辺部の鳥類相をみると、鳥類調査の集計の結果、都市忌避種は大規模樹林地で主に生息し、都市適応種は大規模樹林地や大規模河川で主に生息、都市利用種は大規模河川や住宅地などで主に生息していた。それに対し、大規模樹林地周辺の疏水では都市忌避種が多く出現し、大規模河川周辺の疏水では都市利用種が多く出現していた。これより大規模樹林地や大規模河川に生息する種が採食などで疏水に飛び出しているものと考えられる。

次に、本調査対象地に合った鳥類のグループ分けを行うため、TWINSpanを用いて出現傾向の似た鳥類同士を5グループに分類した。その後、疏水と周辺部で類似度を5グループごとに算出した結果、カワラヒワなど河川緑地のような開けた場所を好む種、コゲラやシジュウカラなど山地から緑の多い市街地にかけて生息する種、エナガなど山地のような緑地を好む種で、疏水は住宅地より大規模樹林地や大規模河川に似通っていることが明らかとなった。この結果から大規模樹林地や大規模河川の周辺500m圏内に小規模な緑道が存在することで、それらに生息している種の分布が都市内に広がりやすくなり、生物多様性の向上に繋がると考えられる。

疏水周辺部間の類似度と疏水植栽との相関係数を算出した結果、疏水の樹木の種数が増えるよりも本数が増えることで大規模樹林地や大規模河川との鳥類の往来が活発になり、類似度が高まることが明らかとなった。また、TWINSpanで分類した各グループの鳥類個体数を目的変数とし、疏水の環境要因を説明変数として重回帰分析をした結果、高木層の発達によって山地を好む種の出現が増えることが示された。ただし、大規模樹林地や大規模河川から離れた疏水では、鳥類と疏水の植栽との関係性は低下する結果となった。よって、大規模樹林地や大規模河川から離れた小規模な緑道部で植栽を増やすより、大規模樹林地や大規模河川近くの緑道部の高木層を充実させることが優先的に重要であると考えられる。

### 第3章：街区公園の分布特性と出現する鳥類相の関係について

本章では、琵琶湖疏水沿いの街区公園と京都市全域の街区公園を対象に鳥類調査を実施し、マクロ的な視点で街区公園の緑環境による鳥類相の変化を明らかにした。

相関係数の算出、CCA（正準対応分析）、GLMM（一般化線形混合モデル）を行った結果、街区公園に出現する鳥類相に影響を与える環境要因に8ha以上の大規模樹林地からの距離が抽出された。また、マン・ホイットニーのU検定の結果、鳥類相の変化がみられる大規模樹林地からの距離は、250mと500mであるとの結果が示された。これにより、大規模樹林地から250m圏内では、都市忌避種と都市適応種が多く、250-500m圏内になると都市忌避種は減り、都市適応種と都市利用種が主に出現し、500m以上になると都市適応種も減少し、都市利用種の出現が主になることが明らかとなった。

鳥類の出現結果と街区公園の環境要因を用いて、大規模樹林地からの距離別に相関係数の算出、GLMMを行った結果、250m圏内の街区公園では、都市忌避種に周辺の狭い範囲内の緑被率が正の影響を与えていることを明らかとなり、街区公園周辺の緑環境の充実が必要であることが推察された。大規模樹林地から250-500m圏内の街区公園では、公園内緑被率が都市忌避種、都市適応種に正の影響を与える結果であった。この区域で街区公園内の緑被率を充実することは、都市忌避種が採食などで公園を訪れやすくし、分布の拡大と生物多

様性の向上に繋がると考えられよう。

大規模樹林地から 500m 以上離れた街区公園では、周辺の中～広範囲の緑被率が都市適応種、都市利用種に正の影響を与える結果であり、この区域でも街区公園周辺の緑環境の充実が重要であると考えられる。

小規模な緑道と街区公園との関係をみると、小規模な緑道に近い街区公園ほど出現鳥類相が特異的に多様化する結果は得られなかったが、街区公園の鳥類相は周辺緑被率から正の影響を受けるため、小規模な緑道の緑環境の充実が街区公園の鳥類相の充実にも繋がると考えられた。

#### 第 4 章：総合考察

本研究では、小規模な緑道である琵琶湖疏水と京都市の街区公園において、出現鳥類相と環境要因との関係性を明らかにした。その結果から今後の生物多様性を向上させるためには、都市忌避種や都市適応種を都市内に広く分布させて、都市の生物多様性を高める必要がある。小規模な緑道については、大規模樹林地や大規模河川から 500m 圏内の高木層を優先的に整備することが、街区公園の鳥類相の多様化にも繋がると推察された。

街区公園については、都市忌避種を大規模樹林地から 250m 以上離れた公園に、都市適応種を 500m 以上離れた公園に出現させる環境づくりが必要であり、大規模樹林地から 250m-500m 圏内の街区公園内の緑被率を優先的に向上させる必要があると考えられる。また、大規模樹林地から 500m 以上離れた街区公園では、街区公園内の緑環境の充実よりも周囲の緑環境を充実させることが重要であり、規模の比較的大きい近隣公園、地区公園、総合公園などの緑環境を充実させて、生き物の拠点となる緑地の整備がまずは優先的に必要であると考えられよう。

## 第1章 都市の生物多様性に対するエコロジカルネットワークの重要性

本章では、都市域における生物多様性向上の観点から、生物多様性に配慮した緑地計画などの施策に関する近年の国内の動向、および生物多様性の指標となる鳥類に関する既往研究を整理し、緑地計画などの施策の動向に対する既往研究の現状を把握した。さらに、街中で最も身近に緑や生物と触れ合える場所である小規模な緑道や街区公園に関しても、その整備に関わる国内の基準、およびそれらをフィールドとして調査された既往研究を整理し、生物多様性の観点から小規模な緑道、街区公園を取り巻く現状を把握した。以上の整理結果から、生物多様性に配慮した緑地計画などの施策、小規模な緑道や街区公園の整備に資する既往研究上の課題を把握し、本研究の目的とその意義を抽出した。

### 1-1. 整理する既存資料と本研究での目的設定の方法

本研究での目的設定のフローを図 1-1 に示した。まず、施策などに関する既存資料を収集し、大きく3つの項目を中心に整理した。3つの項目は、「生物多様性に関する施策」、「緑地計画に関する施策」、「小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準」とし、都市の生物多様性に配慮した緑地計画などの施策、小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準に関する現状を把握した。次に、生物多様性の指標種として鳥類を対象に行われた研究、小規模な緑道の利用者に関する研究、街区公園の設置の歴史的変遷に関する資料や公園利用者に関する既往研究を対象として、生物多様性に配慮した小規模な緑道、街区公園の整備に資する既往研究上の課題を把握した。これらの点を踏まえて、本研究の目的を抽出した。

本節では、上記3つの項目別に、施策などが策定されてきた経緯を年代順に整理する。

まず生物多様性に関する施策の動向をみると、1992年、「生物の多様性に関する条約」(生物多様性条約)<sup>1)</sup>がブラジルのリオデジャネイロで採択された。これを受けて、日本は締約国として1993年に同条約を締結し、この条約に基づいて1995年に日本で最初の生物多様性国家戦略(第一次)が策定された。2008年には生物多様性基本法が制定され、生物多様性国家戦略の策定は国の義務と

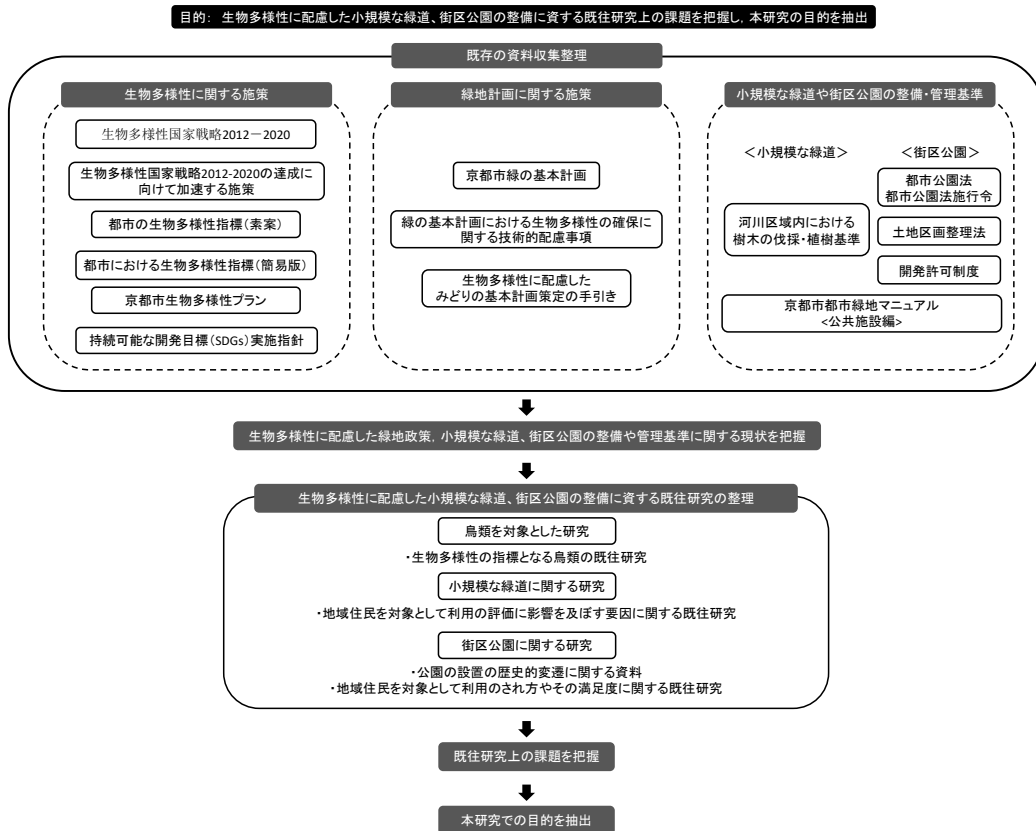


図 1-1 本研究の目的抽出のフロー図

して法定化された。こういった状況を受けながら、策定された生物多様性国家戦略は適宜見直しが行われ、現在「生物多様性国家戦略 2012-2020」<sup>2)</sup>が策定されている。本戦略では、日本での生物多様性関連施策が体系的に網羅され、それら施策の実行が進められている。掲げられた施策が実行された結果、2013年には「都市の生物多様性指標(素案)」<sup>3)</sup>、2016年には「都市における生物多様性指標(簡易版)」<sup>4)</sup>の作成が行われた。その後、施策の達成をさらに加速させる必要があるとして、2016年に「生物多様性国家戦略 2012-2020の達成に向けて加速する施策」<sup>5)</sup>が生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議から発表された。

そのような生物多様性関連の施策実行の動きは国だけでなく、実際にインフラストラクチャー(インフラ)の整備や管理を行う地方自治体にも広がっている。2008年制定の生物多様性基本法<sup>6)</sup>では、地方自治体に対して、生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画(生物多様性地域戦略)の策定を努力義務として求めている。そのため、地域特性を考慮した生物多様性の保全の取組を進めるため、生物多様性地域戦略を策定する地方自治体<sup>7)</sup>もある。

一方、2016年に国連開発計画(United Nations Development Programme, UNDP)

は、貧困に終止符を打ち、地球を保護し、すべての人が平和と豊かさを享受できるようにすることを目指す普遍的な行動を目指して、持続可能な開発目標（Sustainable Development Goals, SDGs）<sup>8)</sup>を公表した。これを受けて、日本では、SDGs の実施を総合的かつ効果的に推進するため、内閣総理大臣を本部長として、全閣僚を構成員とする SDGs 推進本部が、2016 年に内閣に設置された。推進本部によって、日本が 2030 アジェンダの実施にかかる重要な挑戦に取り組むための国家戦略として、SDGs 実施指針<sup>8)</sup>が策定された。

以上の生物多様性に関する施策の動向を踏まえて、本章ではまず生物多様性国家戦略とそれに関連して公表された施策、および地域戦略（本研究では京都市を調査対象地に選定しているため、京都市における生物多様性地域戦略）<sup>7)</sup>を確認し、生物多様性の保全のために特に都市部で必要とされている事項について把握を進めた。また、新たに策定された SDGs 実施指針とそれまでに策定されている生物多様性に関する施策との内容の整合性についても確認した。

続いて、生物多様性の保全や向上に影響を与える緑地計画に関する施策の動向の把握を行った。1973 年、都市の緑地を保全することに加え緑化推進をすることで良好な都市環境の形成を図るとともに、健康で文化的な都市生活の確保に寄与する目的として都市緑地法<sup>9)</sup>（制定時の名称は都市緑地保全法。2004 年の一部改正時に「都市緑地法」へ名称が改正）が制定された。その後の 1994 年の都市緑地法の一部改正では、緑地の保全や緑化の推進に関し、地方自治体はその将来像と目標、施策などを定める基本計画としての「緑の基本計画」制度<sup>9)</sup>が創設された。そして 2004 年の都市緑地法の一部改正では、緑の基本計画で策定する項目が拡大され、「都市公園の整備の方針」を緑の基本計画に位置付けることが可能<sup>9)</sup>となり、公園を含めて地方自治体に存在する緑地の保全等に関する施策を緑の基本計画で網羅するよう定められている。さらに近年、緑の基本計画に生物多様性の視点を取り入れるよう促すため、国は 2011 年に「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」<sup>10)</sup>を、2018 年に「生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き」<sup>11)</sup>をそれぞれ策定している。

以上の緑地計画に関する施策の動向を踏まえて、本章では京都市の緑地や小規模な緑道、公園整備の今後の方向性に関して、「京都市緑の基本計画」<sup>12)</sup>に記

載されている内容と、生物多様性に配慮した地域の緑地計画作成を促すために国が策定した施策に関する動向を把握し、まとめた。

続いて、街中で身近に緑や生物と触れ合える緑地である小規模な緑道、街区公園に着目し、小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準の把握を行った。小規模な緑道については、1997年に河川法が抜本的に改正されて、河川環境の整備と保全が河川管理の目的として位置づけられたこと、河道内の樹木の治水上の機能についての知見の集積が進んできたことから、1998年に「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」<sup>13)</sup>が国から発表された。街区公園については、1956年に都市公園の健全な発達を図り、公共の福祉の増進に資することを目的として「都市公園法」<sup>14)</sup>、および「都市公園施行令」<sup>15)</sup>が制定され、都市公園の整備水準、配置標準、管理基準等が定められた。また、街区公園の設置は、「土地区画整理法」<sup>16)</sup>に基づく土地区画整理事業や「開発許可制度」<sup>17)</sup>を活用しながら進められてきた背景がある。

以上の小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準の動向を踏まえて、本章では、都市での小規模な緑道に植栽する樹木の整備基準として、「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」を確認し、特に生物多様性に配慮するための記述内容を確認した。また、街区公園については、「都市公園法」、「都市公園施行令」で規定されている内容や、「土地区画整理法」や「開発許可制度」でその設置に関する内容についてもまとめた。さらに、京都市で小規模な緑道、街区公園を整備、管理する際に活用されている「京都市都市緑地マニュアル〈公共施設編〉」<sup>18)</sup>も確認し、生物多様性に配慮した小規模な緑道、街区公園の整備や管理に関する現状をとりまとめた。

以上のような施策などに関する既存資料を整理した後、既往研究の整理を行った。

生物多様性の指標種として鳥類が多く用いられているため、鳥類を対象としてその多様性に影響を与える環境要因を明らかにした既往研究の整理を進めた。また、小規模な緑道に関しては、市街地内の身近な小河川の緑道を対象に利用者の評価に影響を及ぼす要因を明らかにした既往研究等を整理した。街区公園に関しては、設置の歴史的な変遷を明らかにした資料や公園を利用する地域住民を対象として、利用のされ方や利用の際の満足度に関して調査した既往研究



を整理した。そのようにして、小規模な緑道や街区公園の利用者に影響を与える要因と、鳥類を指標種として生物多様性の向上に影響を与える要因の把握を行った。

以上の既往研究の整理結果とそれまでに確認した生物多様性に配慮した緑地計画などの施策、小規模な緑道や公園の整備・管理基準に関する内容を照らし合わせ、既往研究上の課題点を把握し、本研究での目的を抽出した。なお、本章では既存資料を主題ごとに把握するため、記述の順番がそのまま策定・制定年の順番に対応していない。よって本研究に関連する資料を策定・制定された年で並べたものを表 1-1 に示した。(本章で整理した資料以外で関連する法案等についても、一部表に記述している。)

表 1-1 本研究に関連する施策・法令・計画等一覧（策定・制定年順）

年代	施策・法令・計画等	関係組織
1954年 (昭和29年)	土地区画整理法	国土交通省 (所轄官庁)
1956年 (昭和31年)	都市公園法・都市公園法施行令	国土交通省 (所轄官庁)
1971年 (昭和46年)	京都市で都市計画法に基づく開発許可制度が発足	京都市
1973年 (昭和48年)	都市緑地保全法 (現在の都市緑地法)	国土交通省 (所轄官庁)
1992年 (平成4年)	生物多様性条約	国連環境開発会議 (UNCED)
1994年 (平成6年)	都市緑地保全法 一部改正 (緑の基本計画制度の創設)	国土交通省 (所轄官庁)
1998年 (平成10年)	河川区域内における樹木の伐採・植樹基準	国土交通省
2008年 (平成20年)	生物多様性基本法	環境省(所轄官庁)
2010年 (平成22年)	京都市緑の基本計画	京都市
2011年 (平成23年)	緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項 (都市緑地法運用指針 参考資料)	国土交通省
2012年 (平成24年)	生物多様性国家戦略 2012-2020	環境省
2013年 (平成25年)	都市の生物多様性指標（素案）	国土交通省
2014年 (平成26年)	京都市生物多様性プラン	京都市
2016年 (平成28年)	都市における生物多様性指標（簡易版）	国土交通省
2016年 (平成28年)	生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策	生物多様性国家戦略 関係省庁連絡会議
2016年 (平成28年)	持続可能な開発目標（SDGs）実施指針	SDGs推進本部 (内閣に設置)
2016年 (平成28年)	京都市都市緑化マニュアル <公共施設編>	京都市
2018年 (平成30年)	生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き	国土交通省
2018年 (平成30年)	京都市の開発許可制度 一部改正 (現在に至る)	京都市

## 1-2. 生物多様性に関する施策の既存資料整理

### 1-2-1. 生物多様性国家戦略 2012-2020

生物多様性国家戦略 2012-2020<sup>2)</sup> は、日本で初めて法定戦略として策定された生物多様性国家戦略 2010<sup>19)</sup> を基にして、生物多様性条約第 10 回締約国会議 (COP10) で設定された愛知目標の達成に向けたロードマップを示すこと、および東日本大震災から人と自然との関係を改めて考えなおすことを目的に策定された。

生物多様性国家戦略 2012-2020 のなかでは、生物多様性が有する生態系サービスとしては、生態系がすべての生命の存立基礎であること、人間にとって有用な価値を有すること、豊かな文化の根源となること、将来にわたる暮らしの安全性を保証するものであること、が挙げられている。それらの生態系サービスを確保していくために、生物多様性を守る必要があるとされる。

都市地域は特に生態系サービスを他地域に依存している地域であり、高密度な土地利用、高い環境負荷の集中が見られ、食料をはじめ、多くの生態系サービスを通じて他の地域と関係しているとされる。また、都市における樹林地や草地などの緑地は、都市に生きる生物の生息・生育の場として重要であるとともに、都市住民にとっても身近な自然とのふれあいの場として貴重なものと述べられている。

しかし、現在の日本における都市域の現状をみると、市街地の拡大に伴ってヒバリやホタル類など多くの身近な生物の分布域が郊外に後退した。それとともに、斜面林、社寺林、屋敷林など都市内で島状に残存する緑地は孤立し、都市地域で見られる生物は、カラス類やムクドリなど人為的な環境に適応することのできる一部の生物に限られている。その結果、居住地周辺での身近な自然とのふれあいや生物多様性の保全活動への参加を求めるニーズは高まりつつあるも、生物多様性の乏しさを背景に自然との付き合い方を知らない子どもたちやそれを教えることのできない大人たちも増えていることが現在の都市地域の現状であることが述べられている。

それに対して、都市地域の今後の取り組む内容として、緑地の量だけでなく、質、規模、連続性等を考慮した上で緑地を適正に配置し、エコロジカルネットワーク (ecological network) の形成を図ること、日常的な暮らしの中で身近な

自然とのふれあいの場と機会を確保することが本戦略で挙げられている。また、実際に施策を行う地方自治体が自身の都市の生物多様性の状況や施策の進捗状況等の把握ができるように、都市の生物多様性指標の提示など、都市の生物多様性の確保の取組を促進することも挙げられている。

今後の人口減少・超高齢社会では、集約型都市構造（エコ・コンパクトシティ）を目指すことが望まれる。そのためには、都市計画区域マスタープランや緑の基本計画などを活用し、都市の形態や自然的環境の様態に応じながら、総合的かつ体系的な施策を実施することが必要となる。また、計画に基づいた緑地の保全とともに、都市公園や道路、下水道などの事業間連携による自然的環境の創出により、広域的視点に基づく、水と緑のネットワークの形成を推進することが必要であると本戦略には示されている。

以上が都市域での生物多様性の現状と課題、それに対する必要な施策について、本戦略に示されている内容である。生物多様性国家戦略 2012-2020 には、都市域の生物多様性を確保するため、広域なエコロジカルネットワークの形成が必要であること、身近な自然とのふれあいの場と機会を確保することが重要であると示されている。

#### 1-2-2. 生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策

COP12 で決定された愛知目標の中間評価では、愛知目標の達成のためには取組をさらに加速する必要があるとされた。これを受けて、愛知目標達成のため今後一層加速させる具体的施策について、生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策<sup>5)</sup>が生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議でとりまとめられた。

本施策の中では、都市部の生物多様性に関しては、「国民理解の増進、事業者の意識・取組の向上」と「生態系ネットワークの形成／地域循環圏・自然共生圏の構築」、「気候変動の影響への適応、地域づくりへの生態系の機能の活用等」を行うことが示されている。

「国民理解の増進、事業者の意識・取組の向上」の具体的施策として、平成 25 年度に策定した都市の生物多様性指標（素案）の普及啓発を図るため、幅広い自治体が活用できる都市の生物多様性指標（素案）の簡易版を開発し、都市

の生物多様性保全の取組を一層推進することが挙げられた。また、都市公園等においては、利用者・地域・学校などと一体となった環境教育・環境学習などの指導者や実践者の養成の場や機会を提供するとともに、それらのプログラムを実践する都市公園等の整備を引き続き推進することも挙げられている。

「生態系ネットワークの形成／地域循環圏・自然共生圏の構築」の具体的施策として、緑の基本計画等に基づいて生物多様性の拠点となる緑地の保全や都市公園の整備を地方自治体等が行うことで水と緑のネットワークの形成を推進することが挙げられている。

「気候変動の影響への適応，地域づくりへの生態系の機能の活用等」の具体的施策として、都市公園の整備で緑化の推進を図ると共に、都市緑化におけるCO<sub>2</sub>の吸収量の算定方法等の整備や都市緑化の意義や効果の普及啓発を行い、日本の地球温暖化対策を引き続き推進することが挙げられている。

以上が都市域で今後加速させることが必要な項目について、本施策でまとめられた内容である。都市公園の緑化の推進を図ること、緑の基本計画等を用いながら水と緑のネットワークの形成を推進すること、環境教育・環境学習を実践する都市公園の整備を引き続き推進すること、都市の生物多様性指標として策定された「都市の生物多様性指標（素案）」の普及とその簡易版を開発することが示され、生物多様性国家戦略 2012-2020 での事項を強化していく内容である。

### 1-2-3. 都市の生物多様性指標（素案）

生物多様性国家戦略 2012-2020 では、今後進める具体的施策の一つに、都市の生物多様性指標などを活用しながら、地方自治体における都市の生物多様性の状況や施策の進捗状況の把握を行い、都市の生物多様性確保の取組を促進することが掲げられている。これを受けて、地方自治体の都市の生物多様性確保に向けた取組を一層支援することを目的に、2013年、都市の生物多様性指標（素案）<sup>3)</sup>が策定された。

この指標は都市での生物多様性の状況やその確保の取組の度合いをレーダーチャートで表現し、都市における生物多様性に係る行政計画の目標設定や施策の進捗管理ツールとして活用が可能なものとなっている。その構成は、都市の

プロフィールの整理方法，都市の生物多様性とその確保に向けた取組の状況を表す1～7の指標の算出方法，算出した指標のレーダーチャートへの示し方，である。指標は以下の7つが示されている。

指標 1：緑地等の現況（都市における生物多様性確保のポテンシャルを有する緑地等の割合）

指標 2：法令等に基づき確保されている緑地等の状況（都市における生物多様性確保のポテンシャルを有する法令等に基づく継続性のある緑地等の割合）

指標 3：都市におけるエコロジカルネットワークの状況（都市における生物多様性確保のポテンシャルを有する緑地等から算出）

指標 4：動植物種の状況（都市に生息・生育する動植物種数の状況，リファレンス種を設定し，その種数の任意の時点間における増減を算定）

指標 5：生態系サービスの状況（生態系サービス7項目に関して独自に数値を算出し，任意の時点での増減を算出）

指標 6：行政の生物多様性取組状況（生物多様性の確保に向けた都市の行政計画における取組に関する実施数を算出）

指標 7：行政計画への住民等の参加状況（生物多様性の確保に向けた都市の行政計画における住民・企業等の参加の取組に関する実施数を算出）

以上の指標をレーダーチャートに示すことで，各カテゴリの算定結果のバランスを確認でき，都市の生物多様性に関する行政計画・施策等の目標を設定したり，改善を図る際に参考となるように作成されている。

以上が，本資料で示されている内容である。地方自治体が有する緑地の状況や実際の動植物の調査結果の内容，行政計画へ生物多様性に関する内容の反映状況など，生物多様性に対するハード面からソフト面の対策まで評価することが可能な構成となっている。特に，生物多様性国家戦略 2012-2020 で都市部の生物多様性を確保するために必要と示されていたエコロジカルネットワークの形成状況を評価できるような内容を盛り込んだことに特徴がある。しかし，エコロジカルネットワークの形成状況の算出をするためには，評価指標となる動

物種を独自で設定したうえで、当該種の生息地又は生育地となるポテンシャルを有する緑地（都市における生物多様性確保のポテンシャルを有する緑地）を設定しなければならず、地方自治体が活用しにくい内容にもなっていた。

そこで、より地方自治体が活用しやすい内容とするために、その簡易版の作成が行われた。

#### 1-2-4. 都市における生物多様性指標（簡易版）

地方自治体がより活用し易いツールとなるように、「素案」を改良して、2016年に「都市の生物多様性指標（簡易版）」<sup>4)</sup>（以下、「簡易版」）が策定された。

素案からの主な変更点は、緑地の現況を評価する際に、地方自治体が独自に行った調査データを用いるのではなく、一般公開されている「国土数値情報土地利用細分メッシュデータ」を用いることを可能にするなど、指標値の算出をより簡易化する内容である。特に指標3の都市におけるエコロジカルネットワークの状況の算定方法に着目すると、素案では指標種は地方自治体が独自に設定するものとされていた。しかし「簡易版」では、都市でも生息が可能な生物であるコゲラに着目し、コゲラの生息地又は生育地となるポテンシャルを有する連続性のある緑地等から構成されるエコロジカルネットワークの形成の状況（指標3）を評価するように変更された。指標3の計算の手順としては、次の①、②の順で行うこととされている。

①当該地方自治体に、15ha以上の一体となった森林が分布するか否かを確認（存在する場合はエコロジカルネットワークの拠点が存在すると評価。存在しない場合は本指標の評価の対象外。）

②その上で、GISデータ上で森林と認識される区画（森林メッシュ）を対象とし、それぞれの森林メッシュから半径250m以内の森林メッシュを連続性のある緑地とみなし、以下の計算式により算定

$$\text{指標3} = I_3 / A_{\text{total}} \times 100$$

$$I_3 = 1 / A_{\text{total}} (A_1^2 + A_2^2 + A_3^2 + \dots + A_n^2)$$

N：都市における生物多様性確保のポテンシャルを有する緑地等の総数

$A_{total}$  : 上記緑地等の総面積

$A_1 \sim A_n$  : 上記緑地等のそれぞれの面積

上記指標 3 の特徴としては、指標種としてコゲラを設定していること、エコロジカルネットワークの拠点面積を 15ha としていること、連続性のある緑地間の距離を 250m 以内としていることが挙げられる。本研究では後述する通り、小規模な緑道や街区公園に出現する鳥類を調査対象としている。大規模樹林地周辺部の街区公園を対象とした調査では、大規模樹林地からの距離別に鳥類調査を行い、鳥類種の出現傾向の変化から連続性のある緑地間距離の結果を得ている。よって、本研究で得られた結果と「簡易版」の数値の整合性を、3 章で検討した。

#### 1-2-5. 京都市生物多様性プラン

2008 年に制定された生物多様性基本法で、地方自治体に対して、生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画（生物多様性地域戦略）の策定が努力義務として求められている。このことを受け、京都市では、京都の地域特性を考慮した生物多様性の保全に向けた取組を進めることで、京都の自然環境を後世に伝えていくため、2014 年に「京都市生物多様性プラン」<sup>7)</sup>（生物多様性地域戦略）を策定した。

本戦略では、京都市の市街地の現状として、広い緑地を有する京都御苑や梅小路公園のような大きな公園は生物の格好のすみかとなっており、市内に点在する緑地（小さな公園や街路樹、個人の庭など）も生物の生活域として重要な場所として機能しているとされる。

しかし近年の市街地では、老朽化により町家を取り壊され、京都らしい景観が失われるとともに、町家に残された坪庭・路地庭が失われ、コインパーキングの転用により、舗装面が増加し、気候調節の機能等が損なわれている。それに伴って、昔から変わらない環境が維持されてきたことで生き残ってきた生物のすみかが失われてしまうといった問題なども懸念されている。

そういった状況への対策として、本戦略では、市街地への生物の供給源となっている京都盆地に隣接する山麓や三山の生態系を保全すること、そのために、



生態的、社会的な情報を収集し、生物が健全に生息できるような方策や計画を地域住民とともに作りあげていくことが必要であると示している。また、京都市の各地域で見られる生物の生息・生育地は、孤立して存在しているわけではなく、お互いに関係し合いながら生物多様性を支えているため、孤立した生息・生育地を河川や緑地（公園、街路樹、庭木の緑）などでつなぐことで、生物が移動できるようにする必要があることも示している。

以上の内容を確認すると、京都市生物多様性プランでも、生物多様性国家戦略 2012-2020 と同様に、市街地においてエコロジカルネットワークを創出する必要性が示されていた。

#### 1-2-6. 持続可能な開発目標（SDGs）実施指針

2015年に国連で採択された2030アジェンダを受けて、その実施にかかる重要な挑戦に取り組むための国家戦略として、「持続可能な開発目標（SDGs）実施指針」<sup>8)</sup>が策定された。本実施指針のビジョンとしては、「持続可能で強靱、そして誰一人取り残さない、経済、社会、環境の統合的向上が実現された未来への先駆者を目指す」ことを掲げている。

この実施指針の中に、SDGsを達成するための具体的施策が整理されており、生物多様性の保全も施策の一つに掲げられ、2012年に策定された生物多様性国家戦略 2012-2020に基づき、「希少な野生動植物の保護、外来生物による生態系等への被害の防止、陸域及び海域の保護地域の拡充・管理の推進、ならびに遺伝資源のアクセスと利益配分に関する名古屋議定書の早期締結と実施などに取り組む。」との内容が記載されている。生物多様性の保全は、先進国において取り組むべき国際的な目標の一つであり、かつ日本における優先課題にもなっているとされる。

以上が本指針内の生物多様性に関する内容である。本指針は「生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策」と同年に公表されたが、市街地の生物多様性の保全に関する前節までの内容から新たな項目が特別追加されることはなかった。

#### 1-2-7. 生物多様性の保全のため都市部で必要とされていること

以上の生物多様性に関する施策などの既存資料をみていくと、都市部の生物多様性の保全のためには、エコロジカルネットワークの形成が最も必要であることが読み取れる。生物多様性国家戦略 2012-2020 では、緑の量だけでなく、質、規模、連続性を考慮した上で、緑地を適正に配置すること、都市公園や道路、下水道等の事業間連携による自然的環境を創出することにより、緑地と水辺によるエコロジカルネットワークの形成が必要である旨の記載がされている。また、「生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策」<sup>5)</sup>では、エコロジカルネットワークの形成を緑の基本計画を用いて推進するとの記載もあり、地方自治体による生物多様性確保のための手段がより明確になってきている。生物多様性国家戦略 2012-2020 を受けて作成された「都市の生物多様性指標（素案）」、「都市における生物多様性指標（簡易版）」でもエコロジカルネットワークの形成が一つの指標となっている。

京都市の生物多様性地域戦略である「京都市生物多様性プラン」<sup>7)</sup>でも、ネットワーク形成のため、京都盆地に隣接する山麓や三山の生態系を保全するとともに、孤立した生息・生育地を河川や緑地（公園、街路樹、庭木の緑）などでつなぐ旨の記載がされている。

他方、ネットワーク形成の他にも、日常の身近な場所に自然との触れ合いの場を確保することや環境教育・環境学習などを行う指導者や実施者養成の場の提供を推進することなども挙げられている。

次節では、実際に都市の緑の配置方針や必要な施策を計画する緑の基本計画（本研究では、京都市内の緑地を対象としているため、「京都市緑の基本計画」）に、前節までの生物多様性に関する資料を踏まえた内容が、どのように反映されているかを整理していく。

### 1-3. 緑地計画に関する施策の既存資料整理

#### 1-3-1. 京都市緑の基本計画

京都市では 1999 年に第 1 次となる「京都市緑の基本計画」を策定し、様々な施策を推進してきた。しかし、根拠法である都市緑地保全法が 2004 年（平成 16 年）に都市緑地法として改正されて「都市公園の整備の方針」を緑の基本計画に位置付けることが可能となったこと、また温暖化対策やヒートアイランド対策、新景観政策の推進という視点を反映させる必要があることに加え、旧京北町が 2005 年に編入されて市域面積と森林面積が大幅に増加したことを受けて、2010 年に現在の「京都市緑の基本計画」<sup>12)</sup>が策定された。現在の計画の目標年次としては、京都市基本構想の期間である 2025 年までとされている。

本計画の中では、京都市の緑の現況として、現在の京都市の骨格を形作る緑に、市街地を取り囲む三山とその中を流下する鴨川、桂川、宇治川の三川、および吉田山、船岡山、双ヶ岡の三丘に代表される丘陵の緑が示されている。骨格となる緑の周辺には公園や小河川などの小さな緑が広がり、公園の現況としては、分布が地域によって偏っており、中心市街地の中京区、下京区や、新興市街地の山科区、右京区で、公園面積が不足している状況である。小河川の現況としては、疏水、水路等が市内を縦横に流れ、水辺には樹木が大きく育ち、水と緑が市民に潤いと安らぎを与えている状況である。近年では、環境、レクリエーション、防災等の側面から、親水化や水辺の再生などの整備も進められている最中である。

そのような状況の中、公園の状況に対しては、市民に身近な公園を確保するために、中心市街地や新興市街地での公園の不足地域解消、地域の核となる身近な公園の整備、市民との協働による公園整備と管理、さらには時代のニーズや地域の社会的状況に合うような既存の公園の再整備が必要であることが示されている。また、生態系に配慮し、子供が遊べ、自然環境とも触れ合える公園を整備することも示され、生態系に配慮した公園整備方針も示されている。

小河川を含む水辺の整備については、散策路と共に防災避難路にもなる市街地内の河川沿いの緑道を整備するほか、水辺に固有な自然環境や生態系に配慮し、自然復元を行うと共に水と触れ合い、生き物と親しめる河川や湖沼を整備することも示され、水辺に関しても生態系に配慮した整備方針が示されている。

個々の緑については以上のような方針を掲げて整備を行ったうえで、京都市は最終的な緑の将来像として、緑のきめ細やかなネットワークの形成を図ることを掲げている。緑の質と量を確保し、豊かさを実感できる生活環境の形成を図るために、互いをつなぎあわせて効果をより強く発揮させることが重要である。市街地周辺部の山々や農地の緑と中心市街地の緑が、市内を貫流する河川の太い軸の緑で、骨格としての緑のネットワークを形成し、市街地に散らばる個人の庭、公園、社寺等の点の緑が、道や小河川等の線の緑で有機的につながってきめ細やかなネットワークを形成する必要があると示されている。これにより、防災避難路が確保され、同時に野鳥や昆虫等の小動物の生息空間がつかわれて豊かな都市の生態系を創り出すことが可能となると記述されている。

以上が現在の「京都市緑の基本計画」内の特に都市部の緑地計画に関する内容である。都市の生物多様性の向上のために生態系に配慮した公園や小河川の整備を行う必要があること、市民の身近なレクリエーションの場としてその地域の要望に合った公園や小河川の整備を行う必要性が述べられている。また、京都市全体でみると、生物の生息空間の確保のために公園の緑を小河川でつなぎ合わせてエコロジカルネットワークの形成を図ることが示されている。このエコロジカルネットワークは、生物多様性国家戦略 2012-2020 で市街地の生物多様性の確保のために必要と述べられている構想である（エコロジカルネットワーク自体は、2012 年以前の国家戦略から述べられていた構想である）。このことから、生物多様性を確保するために国家戦略で述べられている内容は、京都市のような地方自治体の緑地政策にも反映されており、政策の一つの柱として位置付けられていることが分かる。ただし、「京都市緑の基本計画」の策定は2010年であり、それ以降に緑の基本計画の作成に関する資料が国から公表されている。よって、次節ではその公表された資料の内容を確認する。

### 1-3-2. 緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項

「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」<sup>10)</sup>は、緑の基本計画の策定又は改定時の参考資料として活用されることを想定し、2011年に作成された。その背景には、生物多様性を確保する取組が国外、国内で進展し、今後は地方自治体でも生物多様性に配慮した都市づくりに的確に取

り組む必要性がでてきたことがある。本資料は緑の基本計画の策定、または改定時において、生物多様性の確保のために配慮する事項をまとめており、その内容は、2018年に作成された「生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き」にも受け継がれている。

都市における生物多様性の確保のための配慮事項としては、エコロジカルネットワークの形成を図ること、およびその形成のためには緑の基本計画を活用することが示されている。エコロジカルネットワークの構想は前節まででみてきたように生物多様性国家戦略 2012-2020 から引き継がれてきた内容であるが、本資料ではそれがより具体的に示されていることが特徴である。

本資料では、緑の基本計画で以下の緑地を設定したうえで、それらを有機的につなぐことでエコロジカルネットワークを形成し、都市での動植物の個体間の交流や他の個体群との交流の機会を積極的に確保する必要があるとしている。

- ・中核地区：都市の郊外に存在し他の地域への動植物種の供給等に資する核となる緑地
- ・拠点地区：市街地に存在し動植物種の分布域の拡大等に資する拠点となる緑地
- ・回廊地区：中核地区と拠点地区を結び動植物種の移動空間となる河川や緑道等の緑地
- ・緩衝地区：中核地区、拠点地区、回廊地区に隣接して存在し、これらの地区が安定して存続するために必要な緑地を含む緩衝地帯

上記のように、エコロジカルネットワークのために具体的な緑の地区設定を行うという記述は本資料から確認されはじめた。ただし、中核地区は都市郊外の大規模な緑地、拠点地区は市街地内の大規模な緑地と位置づけられ、非常に大きな緑地を対象とした地区の設定を行うことが想定されている。街区公園のような小さな緑地がエコロジカルネットワークの中でこういった役割を担う地区に入るかは、本資料には明記されていない。それに関する記載が確認される資料は、次節の「生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き」である。

### 1-3-3. 生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き

「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」を踏まえて、緑の基本計画を新しく策定または改定する際に、緑の基本計画内に生物多様性確保の観点をどのように取り入れれば良いかを分かりやすく解説することを目的として、2018年に「生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き」<sup>11)</sup>が作成された。

その作成背景には、現在の緑の基本計画は生物多様性の重要性が強く認識される以前に策定された計画が大半で、生物多様性への配慮は十分とは言えないこと、緑の基本計画に生物多様性の確保に関する具体的な記載がある方が、生物多様性確保の取組の進捗管理が進む傾向にあることが挙げられている。今後、緑の基本計画が策定・改定される際に、生物多様性に関する具体的施策をより記載することが望まれている。

本手引きでは、生物多様性に配慮した緑の基本計画を作成できるよう、基本方針や施策体系への生物多様性に関する内容の組み込み方、緑地の配置方針の整理の仕方などが整理されている。本手引きを参照しながら、緑の基本計画を策定、または更新することで都市における生物多様性指標の得点の向上にもつながるよう配慮されている。

本手引きの中では、緑地の配置方針として「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」で示された中核地区、拠点地区、回廊地区、緩衝地区を設定することが重要であると示されている。ただし、「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」で記載のなかった街区公園のような小さな緑地については、「飛び石状に配置される小規模緑地（小規模な公園など）も昆虫や鳥類などにとって重要な移動経路になりますので、回廊となりうるか検討しましょう」と記述され、回廊地区としての役割を想定することが本手引きで明記された。さらに、「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」で記載のなかった事項としては、先に策定された都市の生物多様性指標資料との関連性を持たせていることである。

今後策定や改定される緑の基本計画においては、エコロジカルネットワークの構成要素として中核地区、拠点地区、回廊地区、緩衝地区の設定が行われること、街区公園の小規模な緑地、都市内の小規模な緑道は、回廊地区として設

定されることが想定される。また、都市の生物多様性指標を向上させるような内容を盛り込み、緑の基本計画が現在よりもさらに生物多様性に配慮する内容になることが想定される。

#### 1-3-4. 生物多様性に配慮した緑地計画に関する施策の動向

「生物多様性国家戦略 2012-2020」のような生物多様性に関する資料内容を受けて、生物多様性に配慮するために緑地政策として今後進めなければいけないことは、エコロジカルネットワークの創出であった。「生物多様性国家戦略 2012-2020」が策定される以前に作成された「京都市緑の基本計画」でも、エコロジカルネットワークの創出の必要性が述べられている。「京都市緑の基本計画」では緑の骨格として具体的な場所の指定やエコロジカルネットワークの概念図が示されてはいるが、それ以上に具体的なエコロジカルネットワークの構成要素の指定はされていなかった。エコロジカルネットワークの構成要素をより詳しく示した資料は、「緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項」、「生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き」であり、中核地区、拠点地区、回廊地区、緩衝地区の適切な配置の重要性が述べられた。エコロジカルネットワークの構想は、大まかな概念で示されていたときから、近年ではより具体的な地区を設定し、緑の基本計画内に示す傾向が読み取れた。また、街区公園のような小規模な緑地、都市内の小規模な緑道は、今後は周辺住民の身近な自然環境との触れ合いの場として活用されつつ、エコロジカルネットワークの回廊地区としての役割が期待される場所となることが想定される。

以上、これまでは緑地政策面での街区公園や小規模な緑道の位置づけを確認してきたが、次節では実際にそれらを整備する際に用いられている基準、特に植樹する際に用いられている基準を確認し、生物多様性に配慮する内容がどの程度盛り込まれているかについてみていく。

#### 1-4. 小規模な緑道や街区公園の整備・管理基準の既存資料整理

##### 1-4-1. 小規模な緑道に関する整備・管理基準

##### 1-4-1-1. 河川区域内における樹木の伐採・植樹基準

河川管理者が河川区域の樹木の伐採や植樹，管理を行う際に，河川管理上必要とされる一般的技術基準を定めたものとして，1998年に「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」<sup>13)</sup>が策定された。本基準では，河川区域内での植樹の基本方針として，植栽された樹木が洪水時の水位上昇など治水の支障や河川利用上の支障とならないことが重要であり，その上で生態系の保全にも考慮することとしている。

植樹の基準は，掘込河道や堤防など実際に植樹を行う河川の構造によって若干異なる。ただし，植樹する高木は安全のために簡単に倒れないような耐風性樹木とすること，護岸構造や堤防に根などが影響を与えないように護岸から必要な距離を確保した位置に植樹すること，樹木の枝や根などが背後の民地との境界線又は道路の建築限界を侵さないこと，高水敷のように洪水時に水に浸かる場所では，治水に影響を与えない適切な樹木の間隔とすることなどが概ね共通する内容である。生物多様性に関する内容をみると，数値解析，水理模型実験などで治水上支障ないと認められるときは，生態系の保全のための植樹ができるという内容が確認できる。しかし，それ以上の内容として，生物多様性に配慮するために一定の植樹密度を確保するなど積極的に生物多様性に配慮するために設けられている基準は確認されなかった。

##### 1-4-1-2. 京都市都市緑地マニュアル<公共施設編>【河川緑化】

「京都市緑の基本計画」<sup>12)</sup>に基づいて，将来目指すべき緑を確保するため，公共公益施設の緑化に携わる京都市職員への配布を目的に，都市緑化に関する技術をまとめたものとして，2016年に「京都市都市緑化マニュアル<公共施設編>」<sup>18)</sup>が作成された。

マニュアルの構成としては，公共緑化樹木を取り扱う上で必要となる基本的知識や用語の解説，樹木の生育に必要な植栽基盤条件の解説，植栽施工や樹木育成管理に関する基本的事項や留意点の解説など都市緑化全般に共通する事項がまず記載されている。その次に，公園緑化，道路緑化，河川緑化それぞれを



行う上での基本方針や、植栽・配植の手順やポイントなど実例を交えながら解説され、京都市の都市緑化に関して押さえておくべき事項が整理されている。

本マニュアルの中では、高木の樹間距離、および低木の植栽密度が記載され、高木や低木を適切な樹形や生育環境で管理する際の一つの目安として参考にされている。

河川緑化の章では、河川緑化を行う上での基本方針となる事項、河川緑化の計画の流れ、配植の種類や周辺との調和を図る河川緑化の手法、自然環境や景観に配慮した護岸の種類、樹種選定のポイント、管理をする際のポイントが整理されている。河川緑化を行う上での基本方針には、河川が生物の移動に大きな役割を果たすことを認識したうえで、自然生態系を形成する緑化を図ることが掲げられている。また、樹種選定の項目では、鳥や昆虫の餌となる樹種を考慮することも効果的であると示されている。

しかし、それ以上の内容として、鳥や昆虫の餌の代表となる樹種を実際に示したり、生物多様性確保のために必要な植樹密度を示すなど、積極的に生物多様性に配慮するために設定している内容は確認されなかった。

以上のように、「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」、「京都市都市緑地マニュアル」を確認しても、小規模な緑道で積極的に生物多様性に配慮するための植樹基準に関する記述は確認されなかった。

## 1-4-2. 街区公園に関する整備・管理基準

### 1-4-2-1. 都市公園法・都市公園法施行令

続いて、街区公園の植樹基準に関する内容を含めて、街区公園の設置や整備、管理を行う際に用いられる法令やマニュアルの確認を行う。

1956年、都市公園の設置、及び管理に関する基準等を定めて、都市公園の健全な発達を図り、公共の福祉の増進に資することを目的に都市公園法<sup>14)</sup>、および都市公園法施行令<sup>15)</sup>が制定された。

都市公園法をみると公園の設置基準について、地方自治体が都市公園を設置する場合、政令で定める都市公園の配置及び規模に関する技術的基準を参酌して条例で定める基準に適合するように行うこと、緑の基本計画に都市公園の整備の方針が定められている場合は、地方自治体はその緑の基本計画に即して公

園の設置を行うこと、国が設置する都市公園は政令で定める都市公園の配置、規模、位置及び区域の選定並びに整備に関する技術的基準に適合するように行うことが示されている。

この「技術的基準」は、主に都市公園法施行令に記述されている。都市公園法施行令をみると、市町村区域内の都市公園の住民一人当たりの敷地面積の標準は  $15\text{m}^2$  以上とし、当該市町村の市街地の都市公園の当該市街地の住民一人当たりの敷地面積の標準は  $5\text{m}^2$  以上とされている。また、地方自治体が設置する都市公園の配置及び規模の基準については、それぞれの特質に応じて当該市町村又は都道府県における都市公園の分布の均衡を図り、かつ、防火、避難等災害の防止に資するよう考慮することが示されている。特に街区公園の配置や規模の基準をみると、街区公園は街区内に居住する者が容易に利用することができるように配置し、その敷地面積は、 $0.25\text{ha}$  を標準として定めることとされている。

以上が都市公園法や都市公園法施行令で街区公園の配置や規模について定められている内容であり、公園の植栽に関する基準などは定められていない。なお都市公園法では、公園内に設置する「公園施設」として植栽や花壇を挙げているが、植栽に関する具体的な配植基準は定められていない状況である。

#### 1-4-2-2. 土地区画整理法

街区公園のような小規模な公園は、土地区画整理事業で確保される用地を用いて整備された経緯があるため、土地区画整理法の中での公園用地に関する内容を確認する。土地区画整理法<sup>16)</sup>は、土地区画整理事業に関する施行者、施行方法、費用の負担等必要な事項を規定するために1954年に制定された。

土地区画整理事業は、公共施設が不十分な区域で地権者からその権利に応じて少しずつ土地を提供してもらい（減歩）、その土地を道路・公園などの公共用地が増える分に充てる他、その一部を売却し事業資金の一部に充てる事業制度である。土地区画整理事業によって、道路、公園、河川等の公共施設を整備・改善し、土地の区画を整え宅地の利用の増進を図ることが可能となる。地権者にとっては、土地区画整理事業後の宅地の面積は従前に比べ小さくなるものの、都市計画道路や公園等の公共施設が整備され、土地の区画が整うことにより、

利用価値の高い宅地が得られる。

1954年に制定された現在の土地区画整理法の公園用地に関する内容をみると、「設計は、公園の面積の合計が施工地区内に居住することとなる人口について、一人当たり3m<sup>2</sup>以上であり、かつ施工地区の面積の3%以上となるように定めなければならない。」と定められており、公園の必置規定が法定化<sup>16)</sup>されている。

土地区画整理事業自体は、法が制定される以前から行われており、主には大正から昭和にかけて発展した。土地区画整理法が制定される以前の公園用地の確保状況をみると、大正から昭和へと移りかわる1920年代末の土地区画整理事業でも、地区面積の3%近い公園用地が確保されていた<sup>20)</sup>ようである。そのため、土地区画整理法制定前に整備された街区公園と、土地区画整理法制定後に整備された街区公園の施工面積は、どちらも施工地区の面積の3%以上を確保する内容であり、基本的に同じであることが想定される。

土地区画整理事業によって設置させる公園の規模は以上のような内容であり、公園内の配植基準については、土地区画整理法で特に定められていない状況である。

#### 1-4-2-3. 開発許可制度

街区公園のような小規模な公園の用地は、土地区画整理事業と同様に、開発許可制度によっても整備されてきた経緯があるため、制度の中での公園用地に関する内容を確認した。開発許可制度<sup>17)</sup>は、新たに開発される市街地の環境の保全、災害の防止、利便の増進を図るために、都市計画法上の制度として1968年に設けられた。開発許可制度が制定された背景をみると、昭和30年代後半から昭和40年代の高度経済成長で人口や産業が都市に集中した結果、郊外部では無秩序に市街化し、道路や公園といった必要不可欠な施設の整備が行われないうちに市街地が形成された経緯がある。開発許可制度によって、都市計画で定められる線引き制度の実効を確保するとともに、一定の土地の造成に対するチェックを行うことで、適切な市街地の形成が図られている。

ただし近年は、市街地の拡散と人口減少・高齢化の進展により低密度な市街地が形成され、既成市街地における空き家や空地の発生、将来的なインフラの

維持・更新に係るコストの増大等の懸念が生じており、コンパクトシティの必要性が高まっている状況である。開発許可制度は、もともと無秩序な市街化や必要な施設が設置されない市街化を抑制するために制定されたが、今後はまちづくりの将来像を示すマスタープランを実現する手段として重要となってきたりしている。

開発許可制度において開発行為とは、建築物の建築など「土地の区画形質の変更」<sup>17)</sup>を指し、土地区画整理事業の施行として行うものは、開発許可制度での規制対象外である。規制対象規模は、市街化区域では 1,000m<sup>2</sup> (1ha) 以上、市街化調整区域では原則全ての開発行為とされている。開発許可基準は地方自治体の条例で一定の強化又は緩和、最低敷地規模に関する制限の付加が可能であり、許可を行う地方自治体によって個別に開発許可基準が定められ、公表されている。

開発許可基準における技術的細目は、都市計画法施行令に定められており、特に公園の設置に関しては、以下のように定められている。<sup>17)</sup>

- ・ 開発区域の面積が 0.3ha 以上 5ha 未満の開発行為：開発区域の面積の 3% 以上の公園
- ・ 開発区域の面積が 5ha 以上の開発行為：面積が 1 箇所 300m<sup>2</sup> 以上、かつ開発区域の面積の 3% 以上の公園

なお、許可基準は 1974 年（昭和 49 年）に強化され、樹木または樹木の集団に対して保存の措置を講じることなど、樹木環境の保全に関する内容が定められている状況である。

次に、京都市での開発許可制度に関する内容を確認する。京都市においては、上記のような開発区域の 3% 以上の面積確保を満たし、かつ以下の表 1-2 に示すような技術基準を設けている<sup>21)</sup>。

表 1-2：京都市の開発許可制度で規定する公園面積規模

開発区域の面積	公園等の規模
0.3ha 以上 1ha 未満	公園等 1 箇所が必要面積を確保
1ha 以上 5ha 未満	公園等 1 箇所の面積は 300m <sup>2</sup> 以上
5ha 以上 15ha 未満	1,000m <sup>2</sup> 以上の公園 1 箇所以上，その他の各公園 300m <sup>2</sup> 以上
15ha 以上 30ha 未満	2,500m <sup>2</sup> 以上の公園 1 箇所以上，1,000m <sup>2</sup> 以上の公園 1 箇所以上，その他の各公園 300m <sup>2</sup> 以上
30ha 以上 60ha 未満	2,500m <sup>2</sup> 以上の公園 2 箇所以上，1,000m <sup>2</sup> 以上の公園 2 箇所以上，その他の各公園 300m <sup>2</sup> 以上
60ha 以上	10,000m <sup>2</sup> 以上の公園 1 箇所以上，2,500m <sup>2</sup> 以上の公園 2 箇所以上，1,000m <sup>2</sup> 以上の公園 2 箇所以上，その他の各公園 300m <sup>2</sup> 以上

開発許可制度での公園用地面積の内容を確認すると，土地区画整理法と同様に開発区域の面積の 3%以上を確保されるように規定されている。京都市の規定では，開発区域が 0.3ha 以上 1ha 未満であれば公園等 1 箇所が必要面積を確保するとされているため，開発許可制度での公園の最低面積は， $3,000\text{m}^2 \times 0.03(3\%) = 90\text{m}^2$  と想定される。1ha 以上の開発区域での公園の最低面積については，京都市の規定により，300m<sup>2</sup> と想定される。

以上が開発許可制度によって設置される公園の規模に関する内容であり，公園内の配植基準については，土地区画整理法と同様に開発許可制度でも特に定められていない状況である。

#### 1-4-2-4. 京都市都市緑地マニュアル<公共施設編>【公園緑化】

2016 年，京都市職員への配布を目的に京都市都市緑化マニュアル〈公共施設編〉<sup>18)</sup>が作成された。本マニュアルでは，前述のような河川緑化の章の他に，公園緑化の章も設けられ，都市公園の植栽・配植のポイントなどが整理されている。

本マニュアルの中で公園緑化のポイントには，視認性を確保する緑化とすること，周辺の耕地や住宅地への影響を考慮した緑化とすること，およそ 20 年後

を樹木の完成形として管理をおこなえる緑化とすることなどの記載がされている。特に植栽設計上の留意点には、主に以下の内容が示されている<sup>18)</sup>。

- ・樹木が民地および道路へ越境するのを防ぐため、境界付近へ高木を植栽しないように注意する。
- ・落葉広葉樹は、落ち葉によって周辺の住民に影響を与える可能性があるため、公園面積に対して過剰な緑量とならないよう本数と位置を考慮する。
- ・剪定管理が容易な樹木を植栽する。
- ・植栽間隔は、樹木が生長した時点での自然樹形を想定して決定する。
- ・公園面積に対して植栽密度が高くなりすぎないように注意する。
- ・生垣を設置する場合は、中木以下を主とする。また、道路に面した部分は見通しを確保するため、全面生け垣としないように注意する。ただし、民地に近接し、目隠しが必要な箇所には、遮蔽植栽として生け垣を設置する。
- ・高木を植栽する場合は、生長した時の大きさを想定して、植栽間隔やほかの構造物との離隔を決定する。
- ・照明灯の周囲には、その光を妨げるような高木の植栽はおこなわないようにする。
- ・ベンチなどの休憩施設の周囲に落葉樹を植栽することで、夏期には涼しい緑陰をつくりだし、冬期には暖かな陽射しを確保することができる。

以上のように京都市都市緑化マニュアル〈公共施設編〉をみると、安全のために視認性を確保することや管理を行いやすいようにすること、周辺住民に影響を与えないようにすることなどが公園緑化を行う際の注意点として挙げられている。しかし、生物多様性確保のために必要な植樹密度を示すなど、積極的に生物多様性に配慮するために設定している内容は確認されなかった。

#### 1-4-3. 生物多様性に配慮した小規模な緑道、街区公園の整備・管理基準の現状

河川区域内における樹木の伐採・植樹基準では、河川の氾濫や決壊、増水等に影響を与えないような治水の観点から、植栽を行う基準が定められていた。ただし、生態系の保全、良好な景観形成等の環境上の必要性から行う植樹につ

いては、治水上支障とまらない範囲の中で認められており、生物多様性に配慮する視点での記述も確認された。しかし、生物多様性に配慮するための具体的な記述は確認されなかった。

京都市職員が使用することを目的に作成された京都市都市緑化マニュアルでは、河川緑化の基本方針の一つに、自然生態系を形成する緑化が挙げられており、樹種選定の際のポイントにも、鳥や昆虫の餌となる樹種を考慮することが挙げられていた。しかし、河川区域内における樹木の伐採・植樹基準と同様に、生物多様性に配慮するための具体的な記述は確認されなかった。

以上のように、小規模な緑道の整備や維持管理に関する既存資料を確認したところ、生態系に配慮する必要性があることは記述されているものの、それを具体化する内容は確認されない現状であった。

次に、街区公園に関する既存資料を確認すると、都市公園法や都市公園法施行令では、市民一人当たりの公園面積や街区公園の標準とする公園面積は定められているが、公園内の植栽に関する具体的な基準は見当たらなかった。

土地区画整理事業では、公園の面積を地区内の居住人口に対して一人当たり $3\text{m}^2$ 以上、かつ施工地区面積の3%以上確保するように土地区画整理法によって決められており、施行地区の人口と面積が大きい事業ほど、設置する公園面積も大きくなる傾向にある。また、土地区画整理法が制定される以前の1920年代末から施行地区面積の3%以上が公園用地として確保されており、京都市では1930年代から土地区画整理事業によって街区公園が設置されているため、その3%が公園面積の1つの目安として設置されたと想定される。

開発許可制度で国が定めている公園設置の基準をみると、開発区域面積の3%以上の公園を設置するという点で、土地区画整理法と同様の数値基準が確認された。京都市の基準ではより詳細に設定されており、公園の最低面積は、1ha未満の開発区域では $90\text{m}^2$ 、1ha以上の開発区域では、 $300\text{m}^2$ と想定された。京都市都市緑化マニュアルの公園緑化に関する箇所では、安全面に配慮することや周辺住民へ悪影響を与えないことなどが緑化の注意点として挙げられていたが、河川緑化と同様に生物多様性に配慮するための具体的な記述は確認されなかった。

以上のように、街区公園の整備や維持管理に関する既存資料を確認したとこ

ろ，土地区画整理法，開発許可制度では設置する公園の最低面積が決められており，京都市都市緑化マニュアルでは，安心安全な公園づくりを行う上での維持管理上のポイントがまとめられていた。しかし，いずれの資料においても小規模な緑道に関する資料と同様に，生物多様性に配慮するために必要とされる具体的な整備内容に関する記述は確認されない現状であった。したがって，実際に現場で小規模な緑道や街区公園の整備や維持管理を行う際には，生物多様性への配慮の視点を持った整備や管理はされていないと想定される。



#### 1-5. 小規模な緑地の生物多様性に関する既存資料整理結果

以上のように、生物多様性に関する施策、市街地の緑化に関する施策、小規模な緑道や街区公園を整備や管理する際に用いられている基準やマニュアルを確認した。その結果、生物多様性に配慮した緑地政策のためには、エコロジカルネットワークの創出が必要とされている。京都市緑の基本計画では、骨格となる緑と市街地の公園の緑が道や小河川などの線の緑できめ細やかなネットワークを形成することを目標像としている。そして今後、小規模な緑道や街区公園はエコロジカルネットワークの中の回廊地区として、拠点地区をつなぐ移動路として活用されることが期待されている。同時に小規模な緑道や街区公園は、地域住民の住居のそばにあって最も身近に自然を感じる場所でもある。そのため、身近に生物と触れ合える場所として整備されることが求められている。しかし、小規模な緑道や公園の管理を行うマニュアルでは、生物多様性の視点での具体的かつ実効性を伴う記述が無く、実際に生物多様性に配慮した管理を行う際に参照となる資料は見当たらない。上位計画では、エコロジカルネットワークの創出がさかんに強調されている。それに対して、実際に小規模な緑道や公園の整備や管理を行うマニュアルなどへその創出のために参考となる整備基準等が欠落していることが、現在の生物多様性に配慮した小規模な緑道、街区公園整備に関する現状である。

そういった状況に対して、次節からは生物多様性の指標種となる鳥類、小規模な緑道や街区公園の利用者を対象とした既往研究で、現在までに明らかにされている事項の確認を行う。

## 1-6. 既往研究の整理

### 1-6-1. 鳥類に関する既往研究

生物多様性国家戦略や生物多様性に配慮した緑の基本計画作成の手引き、京都市生物多様性プラン、京都市緑の基本計画などの行政施策を確認すると、都市の生物多様性の保全には、拠点となる緑地間を移動路の役割を果たすような緑道で結び、エコロジカルネットワークを形成することが重要かつ必要とされている。

景観生態学の分野では、見た目が周囲とは異なる線状ではない地表面はパッチ<sup>22)</sup>、パッチ間の移動が問題となる時のパッチを連結する連絡路などはコリドー<sup>23)</sup>、パッチでもコリドーでもないそれらを取り巻く空間はマトリックス<sup>22)</sup>と定義され、それらはまとめて景観構成要素と呼ばれている。景観生態学のこの考え方にあてはめると、エコロジカルネットワーク内の拠点となる緑地はパッチに分類され、移動路の役割を果たすような緑道はコリドーに分類され、本節ではこの景観構成要素の分類ごとに既往研究の整理を行う。

生物多様性が向上する環境要因を調査した既往研究をみると、視認が容易であることや、食物連鎖の上位種にあつて生物多様性の指標種であることから、鳥類を調査対象としてその出現に影響を与える環境要因を探ったものが多く確認される。また、「都市における生物多様性指標（簡易版）」でもエコロジカルネットワークの形成の評価を行う際に指標種としてコゲラが用いられている。したがって本節では、景観構成要素（パッチ、コリドー、マトリックス）ごとに、出現する鳥類に影響を与える環境要因を調査した既往研究の整理をした。

#### 1-6-1-1. パッチに出現する鳥類に関する研究

パッチにおいて鳥類出現に影響を与える要因としては、次の7項目が挙げられる。①「パッチの面積」、②「樹林地間の連続性」、③「植生の階層構造」、④「植生の種組成」、⑤「周辺土地利用」、⑥「緑道による連結」、⑦「人的圧力」である。

前述の環境要因について、既往研究では①「パッチの面積」がまず重要とされ、例えば平野ら<sup>24)</sup>や Blake *et al.*<sup>25)</sup>によるとパッチ面積が大きくなれば鳥類種数も増加することを報告している。一ノ瀬<sup>26, 27)</sup>は、パッチの緑被面積が種組

成に影響をおよぼし、緑被面積が 0.2ha 以上になると、鳥類相が豊かになる傾向があると報告している。

パッチの面積に次いで、②「樹林地間の連結性」が Mörberg *et al.*<sup>28)</sup>により、鳥類の種多様性に影響を与える第二の要因とされている。Askins *et al.*<sup>29)</sup>は、生息地間の連結性は面積の大きい樹林地で典型的にみられる種の生息に影響を与えやすいことを明らかとした。また、Natuhara *et al.*<sup>30)</sup>、Harms *et al.*<sup>31)</sup>は、大規模樹林地との距離がパッチ状樹林地における鳥類の種多様性に影響をおよぼすと報告している。また、Fernández-Juricic<sup>32)</sup>は、小面積の樹林地では連結性の重要性は相対的に高くなるとし、葉山<sup>33)</sup>は、小規模な針葉樹林が分散し、他の樹林と隣接して存在することが、鳥相の多様性に有効であると示しており、パッチの面積規模に応じて連結性の重要度も変化することが報告されている。

③「植生の階層構造」についてみると、MacArthur *et al.*<sup>34)</sup>、樋口ら<sup>35)</sup>、Sasaki *et al.*<sup>36, 37)</sup>は、葉群が特定の階層に集中せず、多くの階層に分散した場合に全体の鳥類の種多様性が高くなることを明らかにしている。特に、一ノ瀬<sup>26)</sup>、葉山ら<sup>38)</sup>、森田ら<sup>39)</sup>は、林床植生の密度が高い林分では種数や個体数が多く種多様性が豊かになり、また密度が低くても高木類が点在することが鳥類の種多様性に良好に作用し、草本・低木層の存在頻度と高木層の存在の重要性を示した。同様に福井<sup>40, 41)</sup>も階層構造の重要性を提示している。

④「植生の種組成」をみると、村井ら<sup>42)</sup>は、相観的によく発達した森林や広葉樹の混交した林、樹林内に疎開部のある林で鳥類群集が豊かになることを示し、葉山<sup>33)</sup>は、落葉広葉樹林が特に重要であると報告している。

⑤「周辺の土地利用」では、Natuhara *et al.*<sup>30)</sup>、鶴川ら<sup>43)</sup>が周辺の樹木被覆率が高いと鳥類多様度も高まることを明らかにし、特に、Ichinose *et al.*<sup>44)</sup>は半径 500m 以内の樹林地率が鳥類の出現に影響を及ぼしていると報告し、一ノ瀬<sup>26)</sup>は、半径 500m 以内の樹林地率が 6%以上になると都市鳥以外の出現があると報告している。さらに Loman *et al.*<sup>45)</sup>は、生息地に隣接している農耕地が、鳥類の生活に対して重要な寄与を示し、橋本ら<sup>46)</sup>、岡崎ら<sup>47)</sup>は周辺の道路用地率と商業地率が緑地内の樹林性鳥類の種数に負の影響を及ぼすことを示している。また、福井ら<sup>48, 49)</sup>や Fukui *et al.*<sup>50)</sup>は、半径 500m からそれ以上の半径の土地利用の多様性は一定化することを示し、500m 以内の土地利用と鳥類との

かかわりを示している。

研究事例は少ないが、⑥「緑道による連結」をみると、森本ら<sup>51)</sup>は、緑道が連結している緑地では連結していない緑地よりも種多様性が高くなると報告している。

⑦「人的圧力」をみると、Fernández-Juricic<sup>52)</sup>は、人間の訪問の頻度が高まると鳥類の種多様性が低下するという負の影響を明らかにしている。

続いて、上記7項目の要因ではなく、都市公園を対象とした既往研究に焦点をあてると、Fernandez-Juricic<sup>52)</sup>は、15～118haの都市公園で調査を行い、公園の端部では車や歩行者の交通量が有意に高かったために、営巣は樹上、採食は樹上または地面で行う種の繁殖する数が端部では少ないと報告している。反対に隣接する建物でも営巣可能で、人が残した食べ物などを採食するような人に慣れ親しんだ種は端部で多く出現したことを報告している。また、Fernández-Juricic<sup>53)</sup>が1～118haの都市公園で調査を行った結果、出現する鳥類の種組成には公園が設置されてから経過した年数と公園面積が影響を与えており、設置からの経過年数が高くなると公園内の植生構造などが多様になり、多様な種の営巣、採食可能な場所が増え、出現する鳥類種も豊富になることを明らかにした。そのため、面積の大きい公園だけでなく、年数の経過した公園も保全対象とすべきであるとも述べている。Njoroge *et al.*<sup>54)</sup>は、大規模緑地である万博記念公園を対象とした研究で、落葉樹林と混合樹林は森林性の種の出現に影響を与え、オープンな場所や芝生には都市性の鳥類が優先したと報告している。

一ノ瀬ら<sup>55)</sup>は、都市公園以外も含めた0.12～2.07haの都市内の小規模樹林地を対象に調査を行い、樹林地面積、隣接地の土地利用、樹林地内の植生の度合が、小規模樹林地の鳥類の出現に影響していることを明らかにした。

また、Strahbach *et al.*<sup>56)</sup>は、52～4,377m<sup>2</sup>の緑地で調査を行い、小規模緑地の鳥類相は大規模緑地の鳥類相よりも住宅地の鳥類相に近い結果であり、緑地の面積と樹洞を有する樹木の存在が出現種数の増加に寄与していることを報告している。核となる樹林地周辺に位置する50m<sup>2</sup>～1.9haの小規模樹林地を対象とした加藤らの研究<sup>57)</sup>では、越冬期と繁殖期の調査で、高木被覆面積、植生構造、近隣の都市化の程度、近隣における農耕地や草地の面積、大規模パッチからの距離が出現鳥類に影響を与えていることを示した。特に繁殖期では、樹林

地面積と高木被覆率が増加すると都市忌避種の出現が増加し、周辺の農耕地・草地の面積率が増加することで営巣は林縁で行い、採食は周囲の開放地で行うカワラヒワのような種の増加があったことが報告されている。

#### 1-6-1-2. コリドーに出現する鳥類に関する研究

コリドーの鳥類出現に影響を与える要因としては、次の4項目が挙げられる。①「植生の階層構造」、②「大規模樹林地からの距離」、③「周辺土地利用」、④「人的圧力」がある。

コリドーにおいてもパッチと同様に、①「植生の階層構造」が影響しており、高林ら<sup>58)</sup>は、コリドー内の植生の階層構造が豊かになるほど、鳥類多様性が増すことを明らかにした。加えて、小出ら<sup>59)</sup>は、河川での調査にて採食場所となる低茎草地だけでなく、隠れ家となる高茎草地がともに存在することで多様な種の出現があると報告している。また、寺田ら<sup>60)</sup>はコリドーとして高速道路の緑化空間に着目し、低木や草本群の植栽面積の増加が出現鳥類の多様化に正の影響を与えていることを報告している。福井ら<sup>61)</sup>は街路樹で調査を行い、樹種が階層的に多様な混載場所で出現鳥類が多様となることを報告している。

②「大規模樹林地からの距離」をみると、宮本ら<sup>62)</sup>は、樹林地に近い場所ほど森林性鳥類の出現が増え、種多様性が増加することを報告し、一ノ瀬<sup>63)</sup>は、街路樹を対象に調査を行い、2ha以上の緑地から300～400mの範囲に近接することで、鳥類の利用があると報告している。

③「周辺土地利用」をみると、小出ら<sup>59)</sup>は、河川の堤外地の人工構造物面積が増加すると市街地性鳥類が特に多く出現することを明らかとしている。

④「人的圧力」をみると、Fernandez-Juricic *et al.*<sup>64)</sup>は、交通量の多い道路を野鳥はあまり利用しないと報告している。

コリドーでの既往研究数をみると、およそ1980年代から対象地として選定されて調査が進められてきたが、パッチで行われた研究数よりも非常に数が少ない現状である。その理由として、河川環境には様々な環境がモザイク的に含まれているために、研究者にとって実態をとらえにくいことが既往研究でも指摘されている。<sup>65)</sup> また、調査対象とされる場所は、大河川や大通りの街路樹などの大規模な緑道であり、都市内の小規模な緑道で調査が行われた研究は非常に

少ないことが現状である。

### 1-6-1-3. マトリックスに出現する鳥類に関する研究

マトリックスの鳥類出現に影響を与える要因としては、次の4項目が挙げられる。①「樹木量」、②「植生の階層構造」、③「対象とするマトリックス内の土地利用」、④「周辺の土地利用」である。

マトリックスにおいては、調査をしたマトリックス空間内の①「樹木量」が多様な鳥類出現に重要であり、橋本ら<sup>66)</sup>は、マトリックス空間内の樹木の量が増えることでマトリックス域だけで生活できる種が増えることを明らかにした。また、平野ら<sup>67)</sup>は、樹木率と種数との間には直線的な関係があり、樹木率が増加すると種数も増えることを報告している。

②「植生の階層構造」をみると、鵜川ら<sup>68)</sup>は、調査をしたマトリックス空間内の下層植生の植被率が高いほど出現種数が増すことを報告している。

③「対象とするマトリックス内の土地利用」をみると、Dunford *et al.*<sup>69)</sup>、加藤ら<sup>70)</sup>は、農地のような自然的な土地利用がされていると周辺のパッチからマトリックスに飛来する鳥類が増加することを示した。また、濱田ら<sup>71,72)</sup>は、宅地化によって建築面積割合や道路面積割合等が増加すると、樹林性鳥類に負の影響を与え、多様度が低下するが、都市適応種には正の影響を与えることを明らかにしている。また、坂下ら<sup>73)</sup>は都市部の農地の状況によって鳥類多様度が増えることを報告している。

④「周辺の土地利用」をみると、鵜川ら<sup>68)</sup>は、調査をしたマトリックス空間の周辺に樹林地がある場所ほど出現種数が増すことを示している。

### 1-6-2. 小規模な緑道の利用者に関する既往研究

小規模な緑道に関する既往研究のうち、利用者の満足度に影響を与える要因や、利用者が小規模な緑道に求めている要素を既往研究から把握した。既往研究では、緑道として河川で行われている研究が多い。そのため、本節では河川で調査された研究を含めることとし、その中でも対象地ができるだけ小規模な研究を対象とした。

都市域を流れる中小河川を対象にした清水ら<sup>74)</sup>の研究をみると、都市住民

が望んでいる水辺空間を把握するため、周辺住民にアンケート調査を行った結果、風景の良さが河川環境に対する印象を良くすること、木や花などの緑の状態、水のきれいさ、歩道の状態、水辺の公園等のスペースの有無などが風景の良さに寄与することが明らかとなった。和田ら<sup>75)</sup>は、あえて利用が積極的に行われていない都市内河川を対象とし、周辺住民に対する河川の利用状況、目的、満足度、河川整備に対する要望などに関する意識調査を行った。その結果、対象河川を利用する人は、河川に対して直接的な触れ合い、親水を好む傾向が強かったことに対して、河川を利用しない人は、河川に対する関心度が低く、河川には治水としてだけの関心を持っていた。対象河川に望まれている対策は、河川水の見え目など印象を改善すること、遊歩道をきれいにすること、防犯対策を行うこと、草木など豊かな水辺にすること、生き物が現状より多く棲めるように整備することなどが挙げられ、自然的な環境整備を行いつつ、安全対策もきちんと行うような整備が望まれていた。

福井ら<sup>76)</sup>は、都市河川で直接来訪者へヒアリング調査した結果、水辺・緑地空間では植物だけでなく、水鳥や虫などの生物も、その場の魅力の一つとして捉えられ、生物が生息する自然的な側面が魅力であったと報告している。

以上のように小規模な緑道では、水辺としての景観をきれいにすることや防犯などの安全対策を充実することに加えて、草木や花などの植物やそこに生息する生物を多様にするなど生態系に配慮することが利用者に求められていた。

ただし、木村ら<sup>77)</sup>が行った緑道空間における植栽と犯罪不安感に関する研究では、人目がないなどの視覚情報がその空間での犯罪不安感を感じさせる要因となっていることが示されている。この研究では、不安感が高いと抽出された場所で現地調査を行うと、階段や段差のある緑道に沿ってサツキ等の低木が配置されることで視界が特に狭まり、緑道上の人は左右方向への行動が制限されているように感じてしまうために不安感が高まる傾向が確認されている。また、常緑中木、常緑高木は、偏った場所にまとまって配置されると視界を遮る原因となること、緑道が曲線で常緑樹が曲部に配置されている場合は視界を遮る原因となることが確認されている。生態系に配慮するため、景観をより良くするために植栽を行うことは重要であるが、利用者に不安感を与えないように、その配植には注意が必要であることが既往研究では現在、明らかとなっていた。

### 1-6-3. 公園に関する既往研究・既往資料

公園の設置に関する歴史的変遷について調査を行った既往研究・既往資料(主に京都市を対象にしたもの)から、街区公園が設置され始めた時期や街区公園の設置数の歴史的変化などについて把握した。これにより、現在整備されている街区公園の配置の特徴や整備の経緯の把握を行った。また、公園利用者の満足度を向上させる要因や、公園利用者が公園内施設や公園自体に求めている要素についても既往研究から把握した。

#### 1-6-3-1. 街区公園の設置に関する歴史的変遷

街区公園に限らず公園を設置するように日本で初めて定めた文書は、1873年(明治6年)に府県に対する行政内部の連絡文書として下達された太政官布達第16号であった。<sup>78)</sup> この下達により、東京・大阪・京都をはじめとして人口が密な場所において従来から特別免税地の扱いを受けてきた社寺境内や公有地の類があるところに対して国民にとって永く偕楽の場所とするよう公園の制定が伝えられた。東京では同年に浅草公園や上野恩賜公園など、それまで行楽地や名所として認識されていた場所にそのまま公園という名を与えるだけの設置が行われた。<sup>78)</sup> その後、すでにある名所を公園として活用することから計画的に公園を配置する動きへと発展していく。日清戦争後の1903年(明治36年)には、膨張する東京の改良に早期に対応するため、整備がなるべく必要な公園だけに絞った公園計画案が市区改正委員会によって検討され、18か所の新たな計画公園の設置が定められた。その後、4か所の公園が加えられ、「市区改正委員提出修正案」として提出され、整備が確定された。また、この頃から街区公園のような小公園の設置に関する機運が高まり、1910年(明治43年)には、「小公園ニ関スル建議案」が市区改正委員会で議案として可決された。「小公園ニ関スル建議案」では、その頃の児童の遊ぶ場所が道路等となっている原因に、広場のような恰好の遊び場所がない現状があるため、市内の適切な場所に幾多の小公園を設置することが緊要の課題であると述べられている。<sup>78)</sup>

以上のような計画的な公園設置の高まりとともに、1889年(明治22年)の市制町村制の公布で、公園管理事務の多くが市町村に移管された結果、市町村による公園開設は年々増加していった。これにより、それまでは公園の設置・



改廃は中央政府による認可を必要としていたが、その制度も 1906 年（明治 39 年）に廃止され、府县市町村が自由に公園を設置・廃止を行うことができるようになって、太政官布達公園は制度的に終焉をむかえた。<sup>78)</sup>

1919 年（大正 8 年）には都市計画法（戦後の新法に対する旧法）が制定され、「都市公園法」が制定されるまで都市施設としての公園の整備を行う重要な根拠として作用した。都市計画法によって、土地区画整理事業による受益者負担の制度が新設され、これにより、土地区画整理による留保地を公園用地確保の代替手段として利用されることとなった。また、このころから東京市、内務省の公園関係者や専門家で、公園計画の標準ないし設置標準などの議論が盛んに行われた。<sup>78)</sup>

そういった中、1920 年（大正 9 年）に関東大震災が発生し、東京の大部分が焼失した。震災を契機として火除地としての空地に対する認識が高まり、震災復興再開発事業として復興を必要とする小学校付近に小公園（児童公園）を多数新設する公園事業が行われた。ただし、新設用地の確保と財政面から、土地の買収によって行うのではなく、土地区画整理事業の受益者負担によってその多くの整備が行われた。この震災復興に関わる公園事業の特徴は、小公園（児童公園）を多数新設して適当な距離に配分したこと、区画整理によって初めて小公園用地を生み出したことが挙げられる。この関東大震災後の小公園事業において利用された区画整理地区における公園地留保の手法は、全国の各都市における小公園・児童公園事業に著しい刺激を与え、区画整理による公園地の留保は各地において行われるようになった。<sup>78)</sup>

その後において第二次世界大戦前の 1938 年（昭和 13 年）には、「防空 3 箇年計画」が策定され、市街地の大小公園は空襲時の防火・避難地のほか、防空対策上からも重要な施設と位置づけられた。防空上の公園緑地の機能は、空襲時における「防火、消防、避難」のほか、市街地に散在する小公園緑地などは、必要に応じ軍の防空陣地にも共用された。軍の要望では、高射砲や照空隊の陣地として 1 箇所平均 4ha が必要で、その配置はほぼ全市に 2km から 4km の間隔で点在することが理想とされ、従来の近隣公園の配置状況に一致していたので、これに必要な公園や社寺境内地、校庭などが優先的に考慮・整備された。<sup>78)</sup>

戦後においては都市環境の悪化が目立ち、生活における都市装置の欠如が深

刻さを増していた。戦前において確保されてきた公園緑地は急激な都市化とそれに連動した自然的環境の宅地化や工場地化によって減少し、都市における大量のオープンスペースの激減を招いていた。そのような情勢に必要な措置を講じるため、1972年（昭和47年）に「都市公園等整備緊急措置法」ならびに「都市公園等整備5か年計画」が打ち出された。この計画によって、緊急的に都市公園を整備するため、総額9,000億円を投資することが決められ、大量の都市公園がこの時期に整備された。<sup>78, 79)</sup>

1993年（平成5年）には、「都市公園法」の改正<sup>77)</sup>が行われ、「児童公園」と称されていたものを「街区公園」と名称変更し、児童の利用のみならず、高齢者をはじめとする街区内の居住者の利用を視野に入れ、コミュニティ形成の役割も期待されるようになった。それに伴い、児童公園でのブランコ、滑り台、砂場などの公園施設の設置義務は廃止された。<sup>78)</sup>

京都の歴史の変遷をみると、京都市での公園の設置は太政官布達からすぐには行われず、公園の設置は明治中期になってから行われた。京都市には社寺仏閣が多いためにオープンスペースを特別確保する必要がなく、積極的な設置の必要性が少なかったことがその背景にあると考えられている。<sup>80)</sup>

京都市で最初に設置された公園は、1886年（明治16年）に設置された円山公園である。円山公園付近の東山山麓、八坂神社あたりの一帯は、近世から東山遊覧などと称されるような行楽地であったため、太政官布達を根拠に設置された。<sup>80)</sup>

京都市で最初に設置された街区公園は、五条公園である。<sup>80)</sup> 五条公園は、五条橋の北西角にあった京都府五条警察署が移転したことに伴い、その跡地を府から払下げをうけて、1905年（明治38年）に面積1,061m<sup>2</sup>で開園した。当初は五条橋の橋詰広場として利用されていたが、1927年（昭和2年）に児童公園として整備され、ブランコ、シーソー、滑り台、砂場等が設置されていた記録が残っている。<sup>80)</sup> その後、戦後、戦時中に行われていた強制疎開跡地に公園の整備が行われるなど、戦災復興事業によって多くの公園が整備された。高度経済成長期には中・小規模の宅地開発に伴って、小規模公園が整備された。また、1972年から始まる「都市公園等整備5か年計画」による長期的な公園整備により、公園設置数が急激に増加し、多くの小規模な公園が整備された。しかし、

中心市街地では戦災復興区画整理事業が行われなかったことや、歴史的町並みを比較的多く残していることから、現在の京都における公園の分布状況は、地域によって偏りがあり、中心市街地の中京区、下京区や、新興市街地の山科区、右京区では、公園面積が不足している状況となっている。<sup>12)</sup>

### 1-6-3-2. 公園利用者を対象とした研究

街区公園の利用者を対象に、利用者の満足度を向上させる要因などの調査を行った既往研究を以下で確認する。

下村ら<sup>81)</sup>は、街区公園の配置計画や整備のあり方を探ることを目的として、街区公園5箇所で開催年度や平面的な形状の寸法、植栽樹木を計測・調査するとともに、主婦を対象に最もよく利用する街区公園やその理由についてアンケート調査を行った。その結果、地域住民は自宅に最も近い街区公園を最もよく利用する傾向が確認された。しかし近さに限らず、日常生活動線上に公園があることによる立ち寄りやすさ、公園内の緑環境や開放感などの内部環境も、地域住民の利用を高める要因として抽出され、それらを加味することで利用圏域の拡大や利用率を高める可能性が示唆されている。

藤居<sup>82)</sup>は、街区公園に対する環境の満足度やその評価構造を把握し、地域住民のニーズにあった街区公園の整備のあり方を検討することを目的として、街区公園42箇所を周辺住民にアンケート調査を実施した。その結果、公園施設では遊具、高木、ベンチなどが特に必要とされており、公園の開放性や安全性の観点からも、高木主体の植栽が好ましく、その植栽の足元を中心にベンチの設置が望まれていた。公園の環境を管理・施設・安全面からみると、安全性に対する評価が公園全体の評価に大きく関わっており、公園の安全性に配慮した整備が重要であった。安全性については公園の見通しをよくすることが重要であり、管理については植物の手入れや公園の清潔感を保つことが大切であった。また、開放感を感じる公園は、公園全体の評価を高め、また開放感のある公園イメージを得るためには、公園の適切な管理、公園施設の充実、公園利用時の安全性の向上などが重要であった。

公園の満足度に影響を与える要因を調査した塚田ら<sup>83)</sup>の研究では、公園の安全（利用マナー、開放感）、環境（花、樹木）、施設（遊具、水飲み場、トイ

レ) が満足度に影響を与えていることを明らかにしている。街区公園内の整備内容だけでなく、街区公園が立地している周辺市街地の状況の違いと公園に対する評価との関係に着目した研究をみると、田中ら<sup>84)</sup>は、スプロールによって形成された市街地、計画的に開発された市街地、土地区画整理事業で整備された市街地の3地区でアンケート調査を行っている。調査の結果、公園や神社、田畑などのオープンスペースが市街地の裏側に隠されたスプロール地区では、公園の利用も少なく、公園に対する満足度も低い状態であった。公園や歩行者専用道路などの特定のオープンスペースしか存在しない計画的に開発された地区では、日常的に公園は利用されているが、満足度は高くない傾向が確認された。対して、巨木のある社寺や河川敷など自然的なオープンスペースが多い土地区画整理地区では、公園の利用頻度が多く、公園に対する満足度も高い傾向があった。これにより、公園周辺の地区整備のされ方、特にオープンスペースの存在によって、公園の利用のされ方や満足度に違いが確認された。

以上の既往研究をみると、公園の利用者は、より近い街区公園を使用する傾向にあるが、公園内の緑環境を良くすることで、利用者の行動圏が拡大する可能性が確認された。また、土地区画整理事業で形成された地区内の街区公園では、利用者の使用頻度が高く、満足度も高い傾向にあることも示されていた。公園内部に関して、街区公園の満足度には、開放性や安全性に配慮した整備が重要であり、その点から高木の植栽が望ましいとされていた。地域住民にとって魅力ある街区公園には、植栽を適切に管理することで開放性、安全性に配慮した緑環境が重要であることが既往研究で示されている。

公園の整備内容と犯罪不安感との関係を調査した上杉ら<sup>85)</sup>の研究では、女性が犯罪不安感を抱き、安心して利用できないと評価する公園に共通していることは、木々が多くて周囲から見えづらく、日当たりが悪く公園全体が暗いことが抽出されている。満足度を高めるために植栽された樹木が、犯罪不安感を抱かせる要因となる可能性があるため、植栽の管理は重要であることが既往研究から読み取れた。

## 1-7. 既往研究の課題点と本研究の目的

小規模な緑道、および街区公園の利用者を対象とした既往研究では、どちらの場所でも、安全性を確保することはもちろんのこと、緑環境を充実させ、生息する生物を多様にするなど生態系に配慮することで利用者の満足度が向上することを明らかにしていた。

生物多様性の指標種である鳥類に関して緑道を対象にした既往研究では、緑道内の植生の階層構造を豊かにすること、周辺で人工的な土地利用を抑えることなどにより、出現する鳥類が多様になることが明らかとなっている。しかし、緑道を対象にした既往研究はいずれも緑道のみでしか調査されていない。小規模な緑道では、そこに生息している種よりも周辺から侵入する種が多いと推測され、どれだけ周囲の樹林地に生息している鳥類を飛来させてその行動圏を拡げることができるかが緑道の生態的な評価として重要である。そのためには緑道だけでなく、周囲の鳥類の分布状況を把握したうえで、周囲の鳥類種の緑道への出現状況と出現に影響を与える環境要因を探る必要があるがそういった研究事例はない。よって、緑道を対象にした鳥類に関する既往研究における課題は、緑道と周囲の樹林地との鳥類種の繋がり の程度を明らかにすること、つまり緑道の鳥類の種組成とその周辺地域の鳥類の種組成の相違を明らかにすることである。

そこで本研究では、都市内の小規模な緑地空間である緑道での鳥類調査、およびその周辺の景観構成要素での鳥類調査を実施し、緑道とその周辺地域に出現する鳥類の傾向を確認したうえで、緑道に飛来する鳥類に影響を与える環境要因を明らかにすることを1つ目の目的とした。

続いて、都市内の小規模な緑地空間である街区公園の鳥類に関する既往研究をみると、街区公園を含むパッチで行われた研究事例は多い。街区公園を含む小規模な樹林地を対象にした研究では、樹林地面積と高木被覆率が増加すること、植生構造を多様にする、周辺の農耕地・草地の面積率を増加させること、大規模パッチからの距離が近い位置に整備することなどにより、出現する鳥類が多様になることが明らかとなっている。

街区公園の利用者を対象にした既往研究から、魅力ある地域づくりのために緑環境の充実、生物多様性の向上の必要性が明らかにされ、街区公園を含む小

規模な樹林地の生物多様性の向上を図るための環境要因を明らかにした既往研究も国内外で多く発表されている。それにも関わらず、日本では、マニュアルも含めて街区公園の生物多様性を向上させる整備に関する行政資料の充実が進んでいないことが現状である。その要因として、生物多様性のための取組の優先度は、災害に備えるためのインフラ整備などに比べるとその優先度は相対的に低いこと、限られた財源を使ってどの公園から重点的に生物多様性に配慮した緑環境を整えていくべきか不明瞭であることが挙げられる。街区公園は設置されてから数は年々増加しており、それに伴って管理費も増大している。近年では、PFI（Private Finance Initiative）事業などで、管理を民間企業に委託し、少しでも行政の財政負担を少なくする動きが広がっているが、街区公園のような小さな公園では、来園者も限られ、来園者に対して行うサービスを展開するためのスペースも限られているため、民間企業によるPFI事業には活用されにくいことが想定される。限られた財源の中で都市全体の生物多様性を向上させるため、優先的に緑環境の整備を行う箇所の抽出方法に関する知見を得ることが、街区公園を対象とした既往研究の課題である。

その課題を解決するにあたり、まずは都市全体の街区公園の生物多様性の状況、すなわち指標となる鳥類の出現状況を把握する必要があると考えられる。街区公園は公共の施設であるため、全ての地域に同様のサービスを提供できるように同じような整備内容となったと考えられるが、公園内を同じ緑環境としてもその公園自体の立地環境によっては、鳥類の出現状況は異なる。公園内の緑環境が同じでも、生物の生息の拠点となる大規模樹林地の付近では生物が多く出現し、反対に離れた場所ではあまり出現しないことが予想される。生物多様性に配慮した街区公園の整備を行うためには、どの場所でも一律同じような整備を行うのではなく、周辺の状況を踏まえて緑化を変化させるなど、場所ごとに内容を変えて整備を行うことが必要であると考えられる。

よって本研究では、鳥類の出現に影響を与える環境要因を抽出した上で、同じ要因を有する街区公園をグループに分け、それぞれで鳥類調査を行うことで、立地状況を含めた街区公園の緑環境による出現鳥類の違いを明らかにすることを目的とした。その際、小規模な緑道が街区公園に与える生態的な影響の度合いについても検証するものとする。

さらに、京都市の街区公園は、その分布状況には偏りがあることが京都市緑の基本計画でも指摘されている。加えて、公園内の緑化状況も管理を行う地区によって違いが確認される可能性もある。よって、街区公園の配置の分布特性や地区による公園内の緑化の違いの傾向を明らかにすることも目的とした。

以上、小規模な緑道に対する目的と街区公園に対する目的の2つの目的に即した取りまとめをし、生物多様性に配慮した小規模な緑地整備の在り方を、本研究では明らかにした。

## 1-8. 研究の流れ

本研究の全体の流れを図 1-2 に示した。

第 1 章では、研究の背景および目的について記述し、第 2 章では、小規模な緑道の環境要因と出現する鳥類相の関係について、第 3 章では街区公園の分布特性と出現する鳥類相の関係について、第 4 章では、総合考察を述べた。

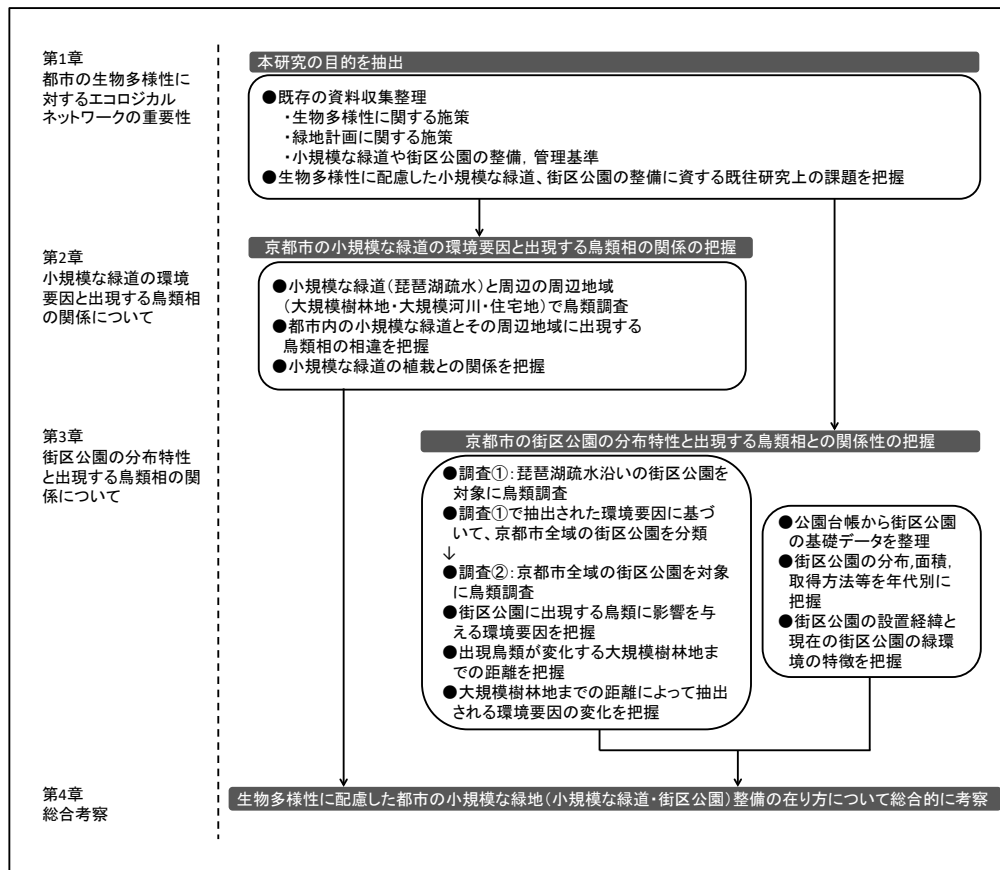


図 1-2 研究の構成



## 第2章 小規模な緑道の環境要因と出現する鳥類相の関係について

本章では、小規模な緑道とその周辺地域（大規模樹林地、大規模河川、住宅地）に出現する鳥類相の実態を明らかにしたうえで、その鳥類相と緑道の環境要因との関係性を明らかにした。

### 2-1. 研究方法

本章での研究フローを図 2-1 に示した。

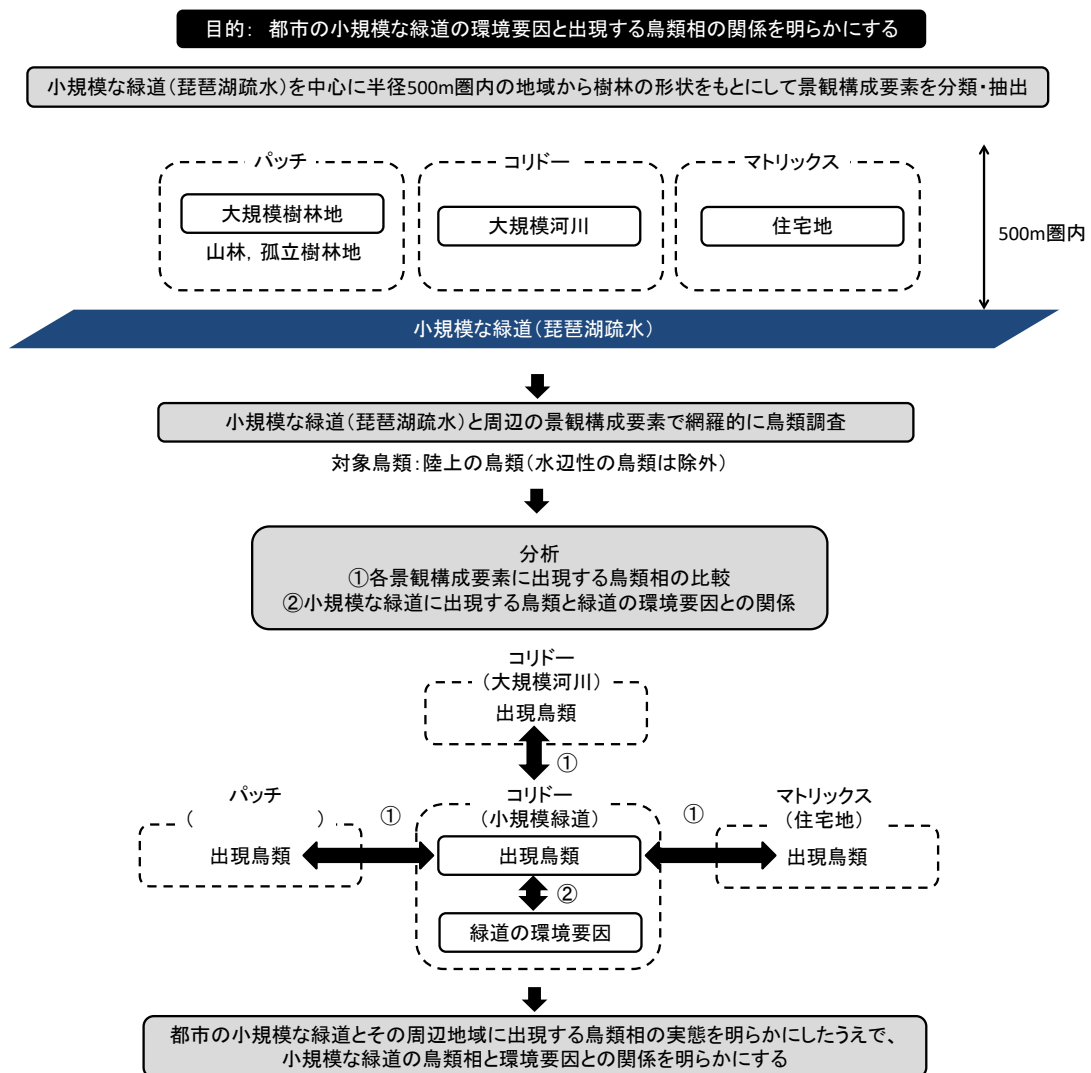


図 2-1 第2章フロー図

まず、調査対象地域を京都市内とし、市内を流れる琵琶湖疏水の周辺部で景観構成要素（パッチ、コリドー、マトリックス）の抽出を行った。景観構成要素としては、周辺部の大規模樹林地、大規模河川、住宅地を抽出し、それら景観構成要素と疏水で網羅的に鳥類調査を行った。ただし、琵琶湖疏水での鳥類調査は2013年にラインセンサス法で実施したデータ<sup>62)</sup>を使用し、疏水周辺部での鳥類調査は、2014年にポイントセンサス法で実施した。分析には異なる調査方法で得られた結果を同列に扱えるようにデータを整理後、使用した。樹林の形状をもとにして景観構成要素を分類したので、調査対象の鳥類は樹林性の鳥類とした。

その後、調査結果の分析を行った。分析に際して、まず琵琶湖疏水と周辺各景観構成要素における鳥類の種数や個体数、種組成などを比較し、景観構成要素ごとの鳥類の出現傾向を把握した。続いて、琵琶湖疏水に出現した鳥類を対象として疏水の環境要因（樹林地までの距離や疏水沿いに植栽されている樹木など）との関係性を把握するための分析を行った。

以上より、周辺地域を含めた琵琶湖疏水一帯の出現鳥類の実態を把握し、疏水のような小規模な緑道の環境要因との関係性を明らかにした。

詳細な研究内容を次節以降に示す。

## 2-2. 調査対象地の選定

調査対象地域である京都市は、市街地が広がっている中心域でも比較的多くの樹林地が残っており、大小さまざまな緑道が存在するため、調査地域として適切であると判断した。続いて、京都市内の中で小規模緑道の調査対象地を選定するにあたり、京都市緑の基本計画<sup>12)</sup>でコリドーとして期待されている琵琶湖疏水の緑道を調査対象の緑道とした。琵琶湖疏水は東山のような山林の近くや、京都府立植物園、吉田山のような都市内に存在する孤立樹林地の近く、また加茂街道などの街路樹や高野川や鴨川（賀茂川）の河川敷にある樹木などの大規模な緑道の近く、さらには三条や四条といった商業施設が多く立ち並ぶ京都市中心市街地の近くを流れている。疏水に沿って調査地を設定することは、多様な環境を網羅的に調査することが可能となり、より多くの景観構成要素と小規模な緑道との関係性を調査することが出来ると考えられた。

以上を踏まえて調査対象のコリドーは琵琶湖疏水の緑道とし、疏水の中でも、山科のような山に沿って整備されている箇所を含まない疏水長約 13km を対象とした。緑道の周辺部については、福井ら<sup>48, 49)</sup>の研究で調査地点から 500m の範囲の土地利用が鳥類の出現に影響を及ぼしているという結果を参考に、GIS を用いて疏水から 500m 圏内の大規模樹林地（山林、孤立樹林地）、大規模河川を抽出した。そして、その大規模樹林地、大規模河川での鳥類相の把握を行うためそれぞれの内部と境界部に調査地を設定した。

大規模河川については境界部のみに設定した。また、疏水の有無による鳥類相の違いを明らかにするため抽出した大規模樹林地、大規模河川から疏水までと等しい距離で、かつ大規模樹林地、大規模河川に近接した疏水部分の用途地域と同じ環境を住宅地の中に GIS を利用して抽出をし、外部の調査地として設定した。

用途地域に関しては、外間ら<sup>86)</sup>が第 1 種低層住居専用地域と他地域との間に緑被率の明確な差が認められたこと、第 1 種中高層住居専用地域も比較的他との差が明瞭であったとの報告をしており、緑被率を規定する要因として用途地域を挙げていたことから、緑被率をそろえるための一つの指標として用途地域を用いた。また、外部の地点は、近隣に公園などの緑地空間が少ないこと、交通の多い通りに面していないこと、調査の際の見通しの良い場所であること

に配慮して設定をした。以上を踏まえ予備調査を行い、内部 7 地点、境界部 21 地点（うち 4 地点が大規模河川境界）、外部 21 地点（うち 4 地点が大規模河川外部）の合計 49 地点を設定した。（図 2-2，図 2-3）

公的機関による数値データ<sup>87, 88)</sup>を基に GIS で基礎データを作成した。抽出の対象とした緑地は、Google earth で実際の緑被状態と比較し、植生図データのタケ・ササ群落、伐採跡地群落、常緑広葉樹二次林、常緑広葉樹林、常緑針葉樹二次林、暖温帯針葉樹林、植林地、河辺林、沼沢林、竹林、落葉広葉樹二次林、落葉広葉樹林、落葉広葉樹林（日本海型）、市街地等（残存・植栽樹群をもった公園、墓地等）の 14 分類を用いた。抽出された大規模樹林地の最小面積は 0.72ha であった。抽出対象とした大規模河川は、市街地等（開放水域）に分類されたものを用い、そのうち疏水から 500m 圏内では高野川と鴨川の緑道の一部が抽出された。この 2 河川の平均河川幅は 49m であった。なお、現状を踏査して変化があった場所は、基礎データの修正を行った。なお使用した GIS のソフトウェアは、ESRI 社製の Arc Map10.2 である。

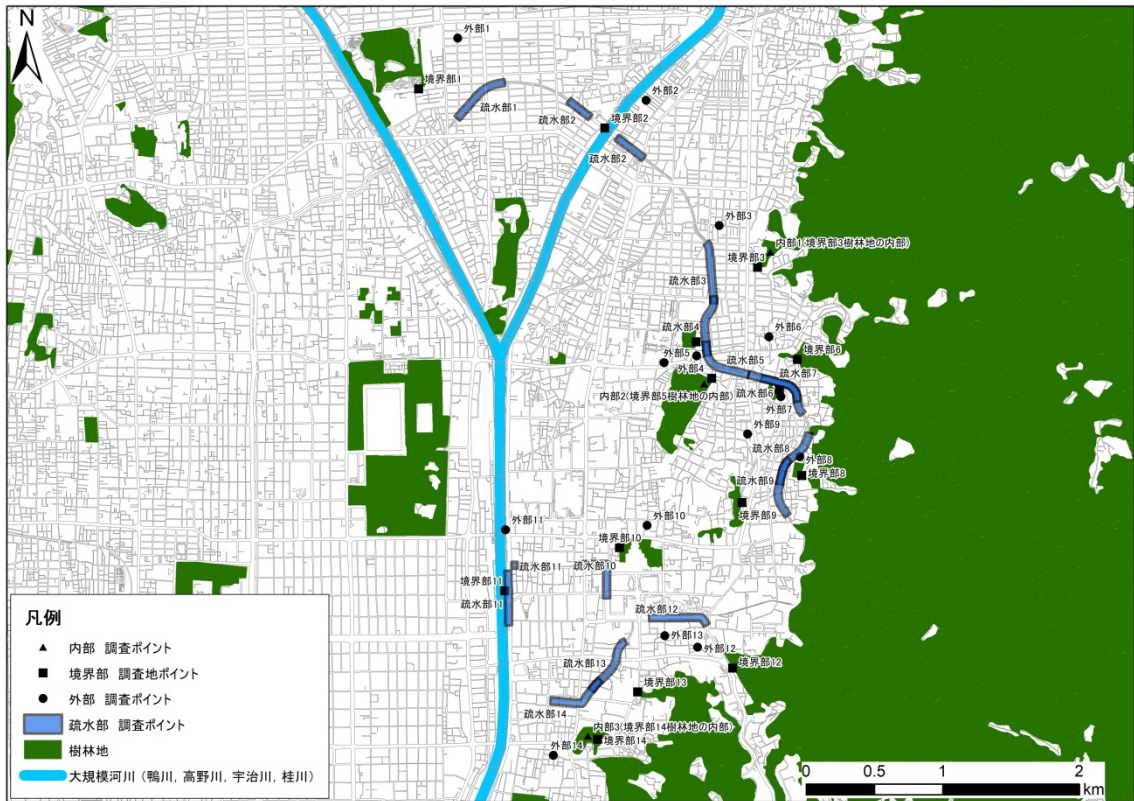


図 2-2 調査位置図・北部

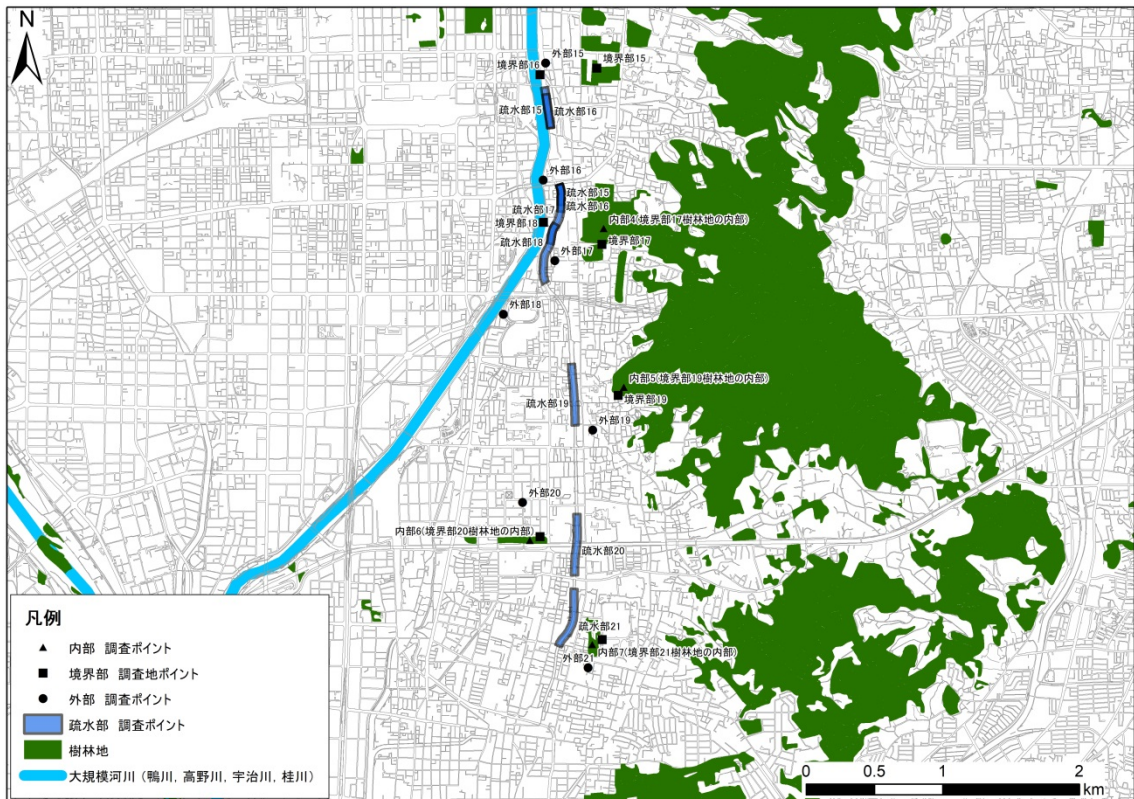


図 2-3 調査位置図・南部

## 2-3. 鳥類調査

### 2-3-1. 琵琶湖疏水の緑道での鳥類調査

琵琶湖疏水の緑道での鳥類調査は、2013年6月～7月に実施した。天候は晴れ、もしくは曇りの日に疏水の中で水面が表に出ており、山沿いではない部分の約13kmでラインセンサス法<sup>89)</sup>により実施した。調査時間と回数は、午前5時から午前11時30分までに、8回の調査を実施し、調査区域間で調査時刻に偏りが生じないよう調査順序は無作為とした。調査では、疏水に沿って平均時速約2.7kmで歩き、半径約20m圏内での目視、および声のきかれた鳥類の種名、個体数を1/2,500の地図上に直接記入した。往来を繰り返し明らかに同一個体と認識された個体についてはカウントしなかった。なお、疏水沿いの樹木は、半径約20m圏内にほぼ網羅されていた。疏水の平均幅は約10mであり、調査は兩岸を歩いて行ったので、調査幅は疏水の中心線から25mであった。調査結果は、全てGISを利用してデータベース化した。

### 2-3-2. 琵琶湖疏水周辺地域での鳥類調査

琵琶湖疏水の周辺地域での鳥類調査は、2014年6月～8月の晴れ、もしくは曇りの日にポイントセンサス法<sup>89)</sup>により実施した。調査時間は、午前5時から午後12時30分までに、49地点全てで8回ずつ調査を実施し、調査区域間で調査時刻に偏りが生じないよう調査順序は無作為とした。1調査地点につき10分間、半径25m圏内で目視、および声のきかれた鳥類の種名、個体数を1/2,500の地図上に直接記入した。調査結果はGISを利用してデータベース化し、全て解析に用いた。

### 2-3-3. 異なる調査方法で得られた結果の整理

本章は緑道と周辺の緑地の関係を考察することが目的であるので、水辺性の鳥類については研究対象から外し、陸上性の鳥類に絞った。ポイントセンサスで得られた結果とランセンサスで得られた結果では、調査方法が異なることで調査精度が変わるため、そのまま比較することはできない。ただし、鳥類調査の回数は5回を目安にそれ以上行うことが推奨され<sup>90)</sup>、また繁殖期の鳥類種の調査は容易であるとされている<sup>91)</sup>ことから、8回行った本研究のラインセンサ

スとポイントセンサスの鳥類種データは対象地の種をほぼ全て表していると考えられた。よって、調査幅と調査時間をそろえれば両者の種データの比較は可能であると考えられ、ラインセンサスで10分間に歩いた距離を実際に測り算出した。ラインセンサスでの平均時速は約2.7kmであり、信号待ちの時間も含まれることから10分間に歩いた距離は約450mと判断した。そこでGISで、疏水の中心線から片側25mのバッファを広げ、そのバッファを疏水の端から疏水に沿って50mごとに区切った。次に、対象とした緑地に最も近接した疏水の四角形を1つ求め、それに連続した四角形を片側で4つ、両側で合わせて8つ抽出し、合計9つの連続した四角形450m分を緑地付近の疏水部として設定した。(図2-4) そのようにしてポイントセンサス法と同じ幅と同じ調査時間で得たラインセンサス法の結果を用いることで両者の鳥類調査結果の比較を行った。なお、緑地付近の疏水部以外の箇所を緑地から離れた疏水部とした。

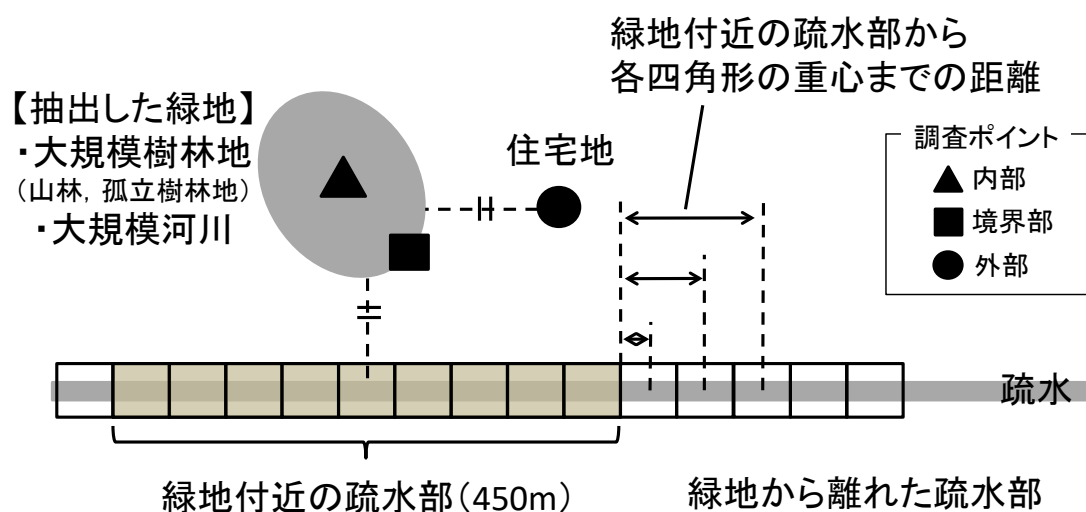


図 2-4 調査地設定の模式図

## 2-4. 琵琶湖疏水の環境要因

### 2-4-1. 琵琶湖疏水沿いの樹木調査

2013年9月～11月の間に、疏水際から5m以内で、かつ高さ1.5m以上の樹木の種類と場所を全て確認し、1/500の地図上に直接記入した。集計した樹木は、落葉樹と常緑樹に分類し、さらに高木（10m以上）、小高木（6～9m）、低木（1～5m）、小低木（1m以下）<sup>92)</sup>と4分類し、全てGISでデータベース化した。その後、緑地付近の疏水部の450m区域と緑地から離れた疏水部の50m区域で上記分類に沿った集計を行った。

### 2-4-2. GISによる環境要因の算出

図2-4の緑地付近の疏水部の450m区域と緑地から離れた疏水部の50m区域で、GISを用いて周辺の樹林地までの距離（各区域の重心点から周辺緑地の外周部までの最短距離）、水辺までの距離（各区域の重心点から周辺の水辺空間までの最短距離）、各区域内に占める疏水面積、緑地付近の疏水部から各四角形の重心までの距離（緑地から離れた疏水部のみ）を算出した。



## 2-5. 分析方法

### 2-5-1. 鳥類調査結果の整理

緑地付近の疏水部と周辺の緑地内部，境界部，外部で実施した8回分の調査結果から鳥類の全種数と全個体数，および各鳥類の個体数を集計し，比較した。緑地から離れた疏水部では50mごとに集計し，以降のステップワイズ重回帰分析に用いた。

### 2-5-2. 環境評価指数

加藤<sup>70, 94)</sup>の提案する出現した鳥類種を用いて算出を行う環境評価指数を参考に，各調査地点の都市化傾度の評価を行った。環境評価指数とは，鳥類の中でも，都市適応種数と都市忌避種数を用いて以下の式で求めることが出来き，この環境評価スコアの数字が大きいほど，その場所の都市化の傾度が小さいといえる。

$$\text{「環境評価スコア} = \text{都市適応種数} + 2 \times \text{都市忌避種数} \text{」(数式 2-1)}$$

### 2-5-3. TWINSPANによる疏水周辺部の鳥類の分類

疏水周辺で出現傾向が似た鳥類種とその種の選好場所を把握するため，緑地内部と緑地境界部，緑地外部で得た鳥類データを分類型の多変量解析手法であるTWINSPANを用いて分析した。なお，確認地点が2地点以下のノビタキ，サメビタキ，キビタキは分析対象外とし，残りの15種の個体数を分析対象のデータに用い，0，5，10を閾値としてpseudospeciesを区分した。<sup>51)</sup>その他の設定は分析に使用したPC-ORD ver.6.08のデフォルトのまま使用した。

### 2-5-4. 類似度

緑地境界部－緑地付近の疏水部間と緑地境界部－緑地外部間の鳥類の種組成に違いがあるか調べるため，TWINSPANで分類したグループごとに類似度を算出した。使用した類似度指数はJaccard指数を使用した<sup>93)</sup>。現在ではこの指数をさらに拡張した個体数に対するJaccard指数やChao指数があるが，本研究では個体数を扱った比較をせず，種数データを扱うJaccard指数を使用した。得

られた類似度が疏水の環境要因と関係があるか相関係数を求めた。調査地間の類似度指数の算出には R ver.3.1.2.を使用した。

#### 2-5-5. ステップワイズ重回帰分析

図 2-4 の緑地付近の疏水部と緑地から離れた疏水部で、TWINSPAN から分類された各グループの鳥類個体数を被説明変数、高さで分類した疏水沿いの樹木本数、樹林地までの距離、水辺までの距離、疏水面積、緑地付近の疏水部から四角形の重心までの距離（緑地から離れた疏水部のみ）を説明変数としてステップワイズ重回帰分析を行った。分析前に、使用する説明変数間の VIF を算出し、10 以下であることを確認した。分析には R ver.3.1.2.を使用した。

## 2-6. 景観構成要素の鳥類調査結果の比較

疏水周辺の景観構成要素 49 地点で合計 18 種 6,487 羽が確認された。緑地付近の疏水部 21 地点では合計 15 種 2,601 羽，緑地から離れた疏水部では 50 m×50 m の四角形 100 個内に合計 15 種 1,749 羽が確認された。

緑地から離れた疏水部を除き，各調査地点で確認された鳥類調査結果を表 2-1 に，既往研究<sup>70, 94)</sup>を参考に確認された鳥類を都市への適応度合いによって分類した一覧を表 2-2 に（3 章の調査で確認された鳥類種も含む），都市忌避種，都市適応種，都市利用種ごとの出現結果を図 2-5～7 に示した。景観構成要素での調査地点数が異なるため，厳密な比較を行うことはできないが，大まかな出現傾向を把握するため，以下のような結果の読み取りを行った。

まず地域の生物多様性の核となる樹林地の内部と境界部の比較を行った。その結果，全種数では内部で 11.1 種に対して境界部で 10.5 種，全個体数では内部で 76.9 羽に対して境界部で 96.9 羽であり，種数ではほぼ等しく，個体数では境界部の方が大きい値であった。都市忌避種の種数では内部で 3.9 種に対して境界部で 3.4 種，個体数では内部で 25.3 羽に対して境界部で 26.1 羽であり，種数と個体数ともにほぼ等しい結果であった。都市適応種の種数では，内部で 4.7 種に対して境界部で 4.8 種，個体数では内部で 27.7 羽に対して境界部で 25.9 羽の結果であり，忌避種と同様に種数，個体数ともにほぼ等しい結果であった。都市利用種の種数をみると，内部で 2.6 種に対して境界部で 2.4 種，個体数をみると内部で 23.9 羽に対して境界部で 44.8 羽であり，種数はほぼ等しいが，個体数は境界部の方が内部よりも 2 倍近く大きな結果であった。内部と境界部の調査地点の違いによって，都市忌避種と適応種の出現に違いはみられなかったが，都市利用種の出現が内部よりも境界部で特に多くなる傾向が確認された。

続いて，パッチとなる樹林地とコリドーとなる河川での境界部での出現鳥類の比較をした。その結果，全種数では樹林地で 10.5 種に対して河川で 8.5 種，全個体数では樹林地で 96.9 羽に対して河川で 95.8 羽であり，どちらも同様の出現状況であった。都市忌避種の種数では樹林地で 3.4 種に対して河川で 1.0 種，個体数では樹林地で 26.1 羽に対して河川で 3.5 羽であり，忌避種の種数，個体数ともに樹林地の方が大きい結果であった。都市適応種の種数では樹林地で 4.8 種に対して河川で 4.5 種，個体数では樹林地で 25.9 羽に対して河川で 14.8

羽であり、若干樹林地の方が多く出現した。都市利用種の種数では樹林地で 2.4 種に対して河川で 3.0 種、個体数では樹林地で 44.8 羽に対して河川で 77.5 羽であり、河川の方が個体数の出現が大きい結果であった。パッチとコリドーの景観構成要素の違いとして、パッチでは忌避種、適応種が多く出現し、コリドーでは利用種が多く出現する傾向が確認された。

マトリックスとなる外部の調査地点については、樹林地周辺のマトリックスと河川周辺のマトリックスでの出現鳥類の比較をした。その結果、全種数では樹林地周辺で 5.8 種に対して河川周辺で 7.5 種、全個体数では樹林地周辺で 58.5 羽に対して河川周辺で 80.8 羽であり、河川周辺の方が種数、個体数ともに大きい結果となった。都市忌避種の種数では、樹林地周辺で 1.1 種に対して河川周辺で 0.8 種、個体数では樹林地周辺で 4.1 羽に対して河川周辺で 2.3 羽であり、若干樹林地周辺の方に多く出現する傾向であった。都市適応種の種数では、樹林地周辺で 2.4 種に対して河川周辺で 3.8 種、個体数では樹林地周辺で 6.2 羽に対して河川周辺で 9.3 羽であり、若干河川周辺の方が多く出現する傾向であった。都市利用種の種数では、樹林地周辺で 2.4 種に対して河川周辺で 3.0 種、個体数では樹林地周辺で 48.3 羽に対して河川周辺で 69.3 羽であり、若干河川周辺の方が多く出現する結果であった。マトリックス内のパッチとなる樹林地周辺とコリドーとなる河川周辺の違いとしては、パッチ周辺で忌避種が若干多く出現し、コリドー周辺で適応種、利用種が若干多く出現する傾向が確認された。

緑地付近の疏水部の調査地点については、樹林地周辺と河川周辺での出現鳥類の比較をした。全種数では樹林地周辺で 8.5 種に対して河川周辺で 8.5 種、全個体数では樹林地周辺で 118.5 羽に対して河川周辺で 146.5 羽となり、種数はほぼ等しくなったが、個体数は河川周辺の方が大きい結果であった。都市忌避種の種数では樹林地周辺で 1.6 種に対して河川周辺で 1.3 種、個体数では樹林地周辺で 8.7 羽に対して河川周辺で 2.8 羽であり、樹林地周辺の方で多くの個体数が出現した。都市適応種の種数では樹林地周辺で 4.2 種に対して河川周辺で 4.3 種、個体数では樹林地周辺で 13.4 羽に対して河川周辺で 11.5 羽であり、あまり大きな違いはみられなかった。都市利用種の種数では樹林地周辺で 2.7 種に対して河川周辺で 3.0 種、個体数では樹林地周辺で 96.4 羽に対して河川周

辺で 132.3 羽であり、河川周辺の方が多く出現する結果であった。以上の結果から、小規模緑道内においてパッチとなる樹林地周辺とコリドーとなる河川周辺の違いとしては、パッチ周辺では忌避種が多く出現し、コリドー周辺では利用種が多く出現する傾向が確認された。

パッチとなる樹林地を対象として、樹林地自体と樹林地周辺のコリドーとなる小規模な緑道、樹林地周辺のマトリックスでの出現鳥類を比較した。全種数では、内部の 11.1 種が最も大きく、境界部、緑地付近の疏水部、外部の順に種数が多い結果であった。全個体数では疏水部の 118.5 羽が最も大きく、境界部、内部、外部の順に個体数が多い結果であった。都市忌避種の種数では、内部の 3.9 種が最も大きく、境界部、疏水部、外部の順に種数が多い結果であった。同種の個体数では、境界部の 26.1 種が最も大きく、内部、疏水部、外部の順に個体数が多い結果であった。都市適応種の種数では、境界部の 4.8 種が最も大きく、内部、疏水部、外部の順で種数が多い結果であった。同種の個体数では、内部の 27.7 種が最も大きく、境界部、疏水部、外部の順で個体数が多い結果であった。都市利用種の種数では、疏水部の 2.7 種が最も大きく、内部、境界部、外部の順（境界部、外部は同数）で種数が多い結果であった。同種の個体数では、疏水部の 96.4 羽が最も大きく、外部、境界部、内部の順で個体数が多い結果であった。景観構成要素の違いとしては、パッチ、小規模コリドー、マトリックスの順で忌避種と適応種が多く出現するものの、利用種の出現では、特に疏水のような小規模コリドーで多くなる傾向が確認された。

大規模なコリドーとなる河川を対象として、河川自体と河川周辺の小規模コリドーとなる緑道、河川周辺のマトリックスでの出現鳥類を比較した。全種数では河川境界部、河川付近の疏水部の 8.5 種が最も大きく、続いて河川付近の外部で種数が多い結果であった。全個体数では疏水部の 146.5 羽が最も大きく、境界部、外部の順で個体数が多い結果であった。都市忌避種の種数では、疏水部の 1.3 種が最も大きく、境界部、外部の順で種数が多い結果であった。同種の個体数では、境界部の 3.5 羽が最も大きく、疏水部、外部の順で個体数が多い結果であった。都市適応種の種数では、境界部の 4.5 種が最も大きく、疏水部、外部の順で種数が多い結果であった。同種の個体数では、境界部の 14.8 羽が最も大きく、疏水部、外部の順で個体数が多い結果であった。都市利用種の

種数では、全て同じの 3.0 種であった。同種の個体数では、疏水部の 132.3 羽が最も大きく、境界部、外部の順で個体数が多い結果であった。景観構成要素の違いとしては、大規模コリドー、小規模コリドー、マトリックスの順で忌避種と適応種が多く出現するものの、利用種の出現は特に疏水のような小規模コリドーで多くなる傾向が確認された。

表 2-1 1 地点あたりに出現した鳥類種と個体数の平均値

調査地	内部	境界部		外部		疏水部		
	樹林地 (7 箇所)	樹林地 (17 箇所)	河川 (4 箇所)	樹林地周辺 (17 箇所)	河川周辺 (4 箇所)	樹林地周辺 (17 箇所)	河川周辺 (4 箇所)	
全種数	11.1(±1.7)	10.5(±2.4)	8.5(±2.1)	5.8(±1.5)	7.5(±1.1)	8.5(±1.6)	8.5(±2.1)	
全個体数	76.9(±17.9)	96.9(±25.9)	95.8(±31.1)	58.5(±23.3)	80.8(±17.7)	118.5(±48.4)	146.5(±54.9)	
都市忌避種	コゲラ	2.9(±2.3)	2.7(±1.7)	0.5(±0.9)	0.1(±0.3)	0.0(±0.0)	0.3(±0.7)	0.3(±0.4)
	ヤマガラ	2.4(±3.0)	0.6(±0.8)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.1(±0.2)	0.0(±0.0)
	ウグイス	1.1(±1.6)	0.8(±1.7)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.3(±0.8)	0.0(±0.0)
	エナガ	3.0(±3.6)	3.7(±4.5)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	1.6(±2.7)	0.3(±0.4)
	メジロ	15.1(±9.6)	18.2(±9.1)	3.0(±3.0)	3.9(±2.1)	2.3(±1.8)	6.4(±6.0)	2.3(±2.3)
	ノビタキ	0.1(±0.3)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)
	キビタキ	0.1(±0.3)	0.1(±0.2)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)
	サメビタキ	0.4(±0.7)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)	0.0(±0.0)
	都市忌避種 種数	3.9(±2.0)	3.4(±1.3)	1.0(±0.7)	1.1(±0.4)	0.8(±0.4)	1.6(±1.0)	1.3(±0.8)
	都市忌避種 個体数	25.3(±16.2)	26.1(±13.4)	3.5(±3.0)	4.1(±2.1)	2.3(±1.8)	8.7(±8.9)	2.8(±2.6)
都市適応種	キジバト	1.0(±0.9)	1.4(±1.5)	2.0(±2.4)	0.6(±0.8)	1.5(±1.1)	1.8(±1.6)	2.8(±3.0)
	トビ	0.0(±0.0)	0.4(±0.7)	1.0(±0.0)	0.0(±0.0)	1.0(±1.7)	0.2(±0.5)	0.5(±0.9)
	ハシボソガラス	9.9(±4.7)	7.2(±4.7)	6.8(±3.3)	1.8(±2.4)	2.3(±1.3)	2.5(±2.3)	2.0(±1.6)
	ハシブトガラス	0.9(±0.8)	1.4(±1.6)	1.5(±2.1)	0.9(±1.1)	0.3(±0.4)	3.3(±3.1)	2.0(±1.2)
	シジュウカラ	6.0(±3.5)	3.2(±2.8)	0.3(±0.4)	0.2(±0.7)	0.0(±0.0)	1.5(±1.9)	2.0(±3.5)
	ヒヨドリ	8.9(±6.3)	9.1(±6.1)	1.0(±1.2)	2.5(±2.8)	1.5(±1.5)	3.6(±4.6)	1.3(±1.6)
	カララヒワ	1.1(±1.2)	3.3(±7.2)	2.3(±2.8)	0.1(±0.3)	2.8(±2.4)	0.6(±1.0)	1.0(±0.7)
	都市適応種 種数	4.7(±1.0)	4.8(±1.4)	4.5(±1.7)	2.4(±1.3)	3.8(±0.8)	4.2(±1.0)	4.3(±1.5)
	都市適応種 個体数	27.7(±5.6)	25.9(±11.8)	14.8(±3.3)	6.2(±4.3)	9.3(±5.2)	13.4(±7.3)	11.5(±4.6)
都市利用種	ツバメ	3.0(±2.4)	14.6(±10.8)	16.5(±6.8)	16.4(±9.3)	7.8(±8.3)	20.2(±19.5)	14.0(±4.3)
	ムクドリ	4.0(±3.9)	4.8(±7.1)	9.3(±5.8)	0.9(±1.4)	9.0(±5.0)	5.1(±6.5)	20.8(±12.6)
	スズメ	16.9(±14.7)	25.4(±13.8)	51.8(±23.9)	31.0(±21.1)	52.5(±14.5)	71.1(±47.0)	97.5(±54.4)
	都市利用種 種数	2.6(±0.5)	2.4(±0.5)	3.0(±0.0)	2.4(±0.5)	3.0(±0.0)	2.7(±0.5)	3.0(±0.0)
	都市利用種 個体数	23.9(±16.8)	44.8(±15.9)	77.5(±28.7)	48.3(±21.9)	69.3(±16.1)	96.4(±49.3)	132.3(±48.7)

※種数の単位は種、それ以外は羽で表す。カッコ内は、標準偏差を表す。

※種数の平均値は、調査箇所ごとに 8 回の調査で確認された種数を算出し、算出した箇所ごとの種数の合計を調査箇所数で割った値を示す。

表 2-2 都市への適応度合いによる鳥類種の分類

目名	科名	種名	学名	都市 忌避種	都市 適応種	都市 利用種
ハト	ハト	キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i> Latham, 1790		○	
タカ	タカ	トビ	<i>Milvus migrans</i> Boddaert, 1783		○	
キツツキ	キツツキ	コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i> Temminck, 1836	○		
スズメ	モズ	アカモズ	<i>Lanius cristatus</i>	○		
		モズ	<i>Lanius bucephalus</i> Temminck & Schlegel, 1845	○		
	カラス	ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i> Linnaeus, 1758		○	
		ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i> Wagler, 1827		○	
	シジュウ	ヤマガラ	<i>Poecile varius</i> Temminck & Schlegel, 1845	○		
	カラ	シジュウカラ	<i>Parus minor</i> Temminck & Schlegel, 1848		○	
		コガラ	<i>Parus montanus</i>	○		
	ツバメ	ツバメ	<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758			○
		コシアカツバメ	<i>Hirundo daurica</i> Laxmann, 1769			○
	ヒヨドリ	ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i> Temminck, 1830		○	
	ウグイス	ウグイス	<i>Cettia diphone</i> Kittlitz, 1830	○		
	エナガ	エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i> Linnaeus, 1758	○		
	メジロ	メジロ	<i>Zosterops japonicus</i> Temminck & Schlegel, 1845	○		
	ムクドリ	ムクドリ	<i>Spodiopsar cineraceus</i> Temminck, 1835			○
	ヒタキ	ノビタキ	<i>Saxicola torquata</i>	○		
		イソヒヨドリ	<i>Monticola solitarius</i> Linnaeus, 1758		○	
		キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	○		
サメビタキ		<i>Muscicapa sibirica</i>	○			
スズメ	スズメ	<i>Passer montanus</i> Linnaeus, 1758			○	
アトリ	カワラヒワ	<i>Chloris sinica</i> Linnaeus, 1766		○		

※2章だけでなく、3章の調査で確認された鳥類種も含む。

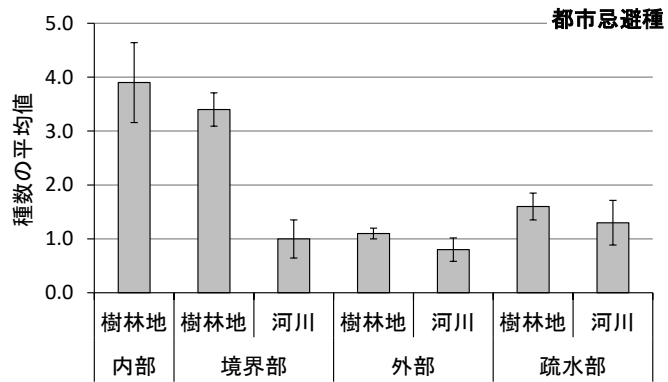


図 2-5 都市忌避種の種数の平均値

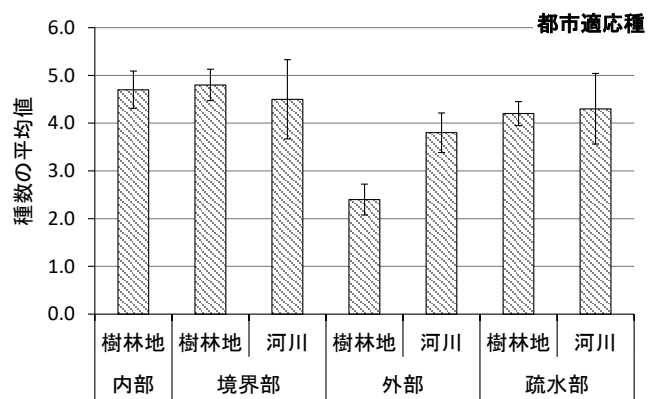


図 2-6 都市適応種の種数の平均値

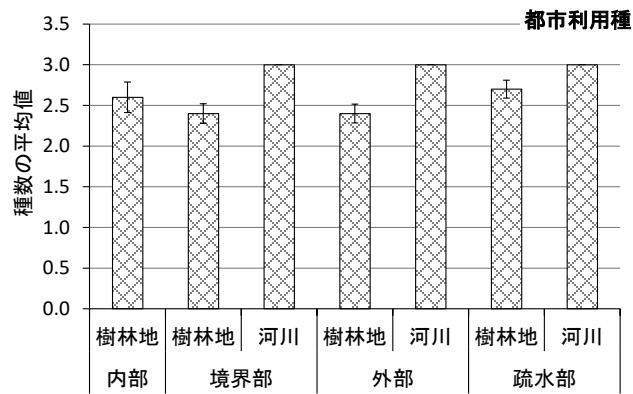


図 2-7 都市利用種の種数の平均値



## 2-7. 調査地点間の環境評価指数の比較

図 2-8 に、表 2-1 をもとに内部、境界部、外部、および緑地付近の疏水部での鳥類の出現状況から計算した環境評価指数を示す。樹林地内部と樹林地境界部のスコアが最も高く、続いて樹林地付近の疏水部、河川付近の疏水部、河川境界部が高く、その次に河川付近の外部、樹林地付近の外部という順となった。

表 2-3 に、地点間のスコアの  $t$  検定の結果を示した。 $p$  値をみると、内部－境界部以外は全て平均値に有意な関係があった。すなわち、環境評価指数の平均値から内部と境界部は都市化の傾度が小さい結果となり、この両者の差は小さいものの、外部とは境界部よりも 2 倍程度都市化傾度が大きく、疏水部はその中間の大きさであった。疏水部には、都市忌避種であるエナガ、ヤマガラ、コゲラ、ウグイスが外部よりも多く飛来したためスコアが高くなったものと考えられる。以上より緑地付近の疏水部は、これらの都市忌避種について、外部よりも好まれ、都市の生態系を良好に保つ役割を担っていることが考えられる。

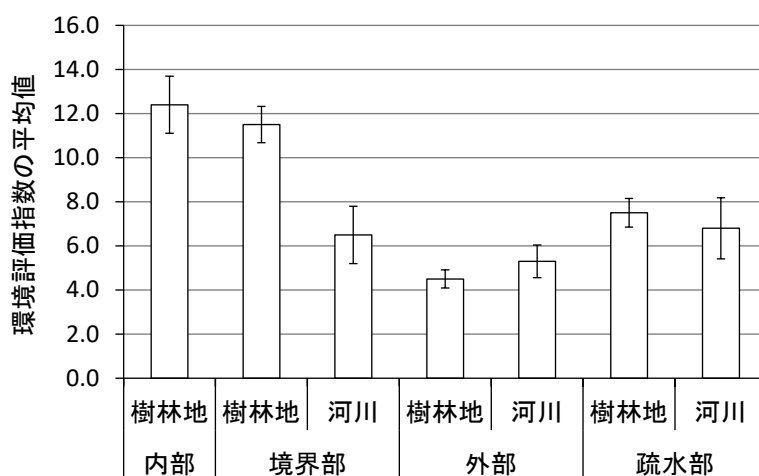


図 2-8 調査地での環境評価指数の平均値

表 2-3 各調査地間の環境評価指数の  $t$  検定結果

	平均	$p$ 値			
		内部	境界部	外部	疏水部
内部	11.29	-	0.51	0.00**	0.00**
境界部	10.43	-	-	0.00**	0.00**
外部	4.67	-	-	-	0.00**
疏水部	7.33	-	-	-	-

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ )

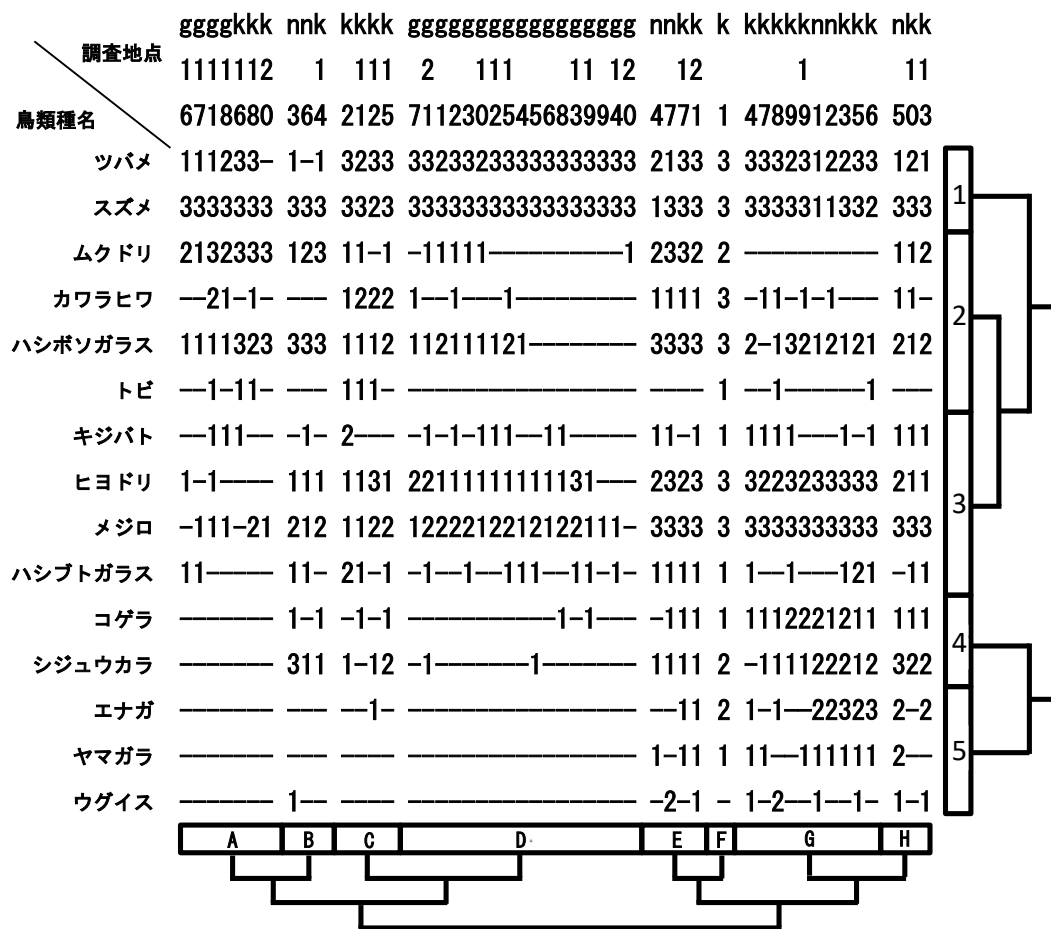
## 2-8. TWINSPAN での鳥類の分類

表 2-4 は、TWINSPAN により分類された調査地点と鳥類種の結果である。TWINSPAN による分類の結果、第三段階までの分割を採用し鳥類は 5 つ、調査地点は 8 つのグループに分けられた。鳥類のグループ 5 は調査地 E, F, G, H で多く、グループ 4 はそれに加え調査地 B, C にも多い。グループ 3 はさらにそれに加えて調査地 D に多く、グループ 2 はグループ 4 の多い調査地に加えて調査地 A に多く、グループ 1 は全ての調査地で多く確認された。グループ番号が小さくなるにつれ広範囲にわたって生息場所が広がり、疏水周辺では入れ子構造が成り立っていることが読み取れた。

調査地から半径 500m 圏内に含まれる緑地と開放水域の各調査地グループにおける平均面積を図 2-9, 図 2-10 に示す。図 2-9 より調査地 E~H 周辺は緑地面積が多く、表 2-4 でも緑地境界と緑地内部で行った調査地点から成り立っていることから、山地のような緑の豊かな場所であると推測できる。調査地 B は最も緑地面積が多いがその内訳は「残存・植栽樹群を持った公園、墓地等」で、調査地 B, C は人によって整備された緑が豊かな場所であると考えられる。調査地 A と D はどちらも緑地面積が小さいが、調査地 A は開放水域面積が最も大きく、市街地内でも河川緑地のような開けた環境であると考えられ、調査地 D は開放水域面積が小さく、全て緑地外部で成り立っていることから緑地からも水辺からも離れた市街地内と推察される。

よって、調査地 E~H で多く出現するグループ 5 は、山地などあまり人の手が介入されていない緑地を好む種であり、グループ 4 は山地から市街地内の緑の多い場所に進出している種と推測された。グループ 3 は調査地 E~H が最も多く、次いで B, C, D に多いことから、山地のような緑を好みながらも市街地内に点在する小さな緑地にも生息を拡大している種と考えられる。グループ 2 は 3 に対し、市街地の中でも開放水域のような開けた場所を好む種であり、グループ 1 は緑地面積に関係なくどのような場所でも生息可能な種であることがうかがえる。以上については表 2-5 にまとめた。

表 2-4 TWINSPAN の結果



※調査地点名の” g” は緑地外部,” k” は緑地境界部,” n” は緑地内部を表す。

表 2-5 TWINSPAN による鳥類の分類

グループ	鳥類種名	特徴
1	ツバメ, スズメ	緑地に関わらずすべての場所で生息
2	ムクドリ, カワラヒワ, ハシボソガラス, トビ	河川緑地のような開けた場所を好む
3	キジバト, ヒヨドリ, メジロ, ハシブトガラス	緑を好み, 市街地の小さな緑でも生息
4	コゲラ, シジュウカラ	山地から緑の多い市街地にかけて生息
5	エナガ, ヤマガラ, ウグイス	山地のような緑地を好む

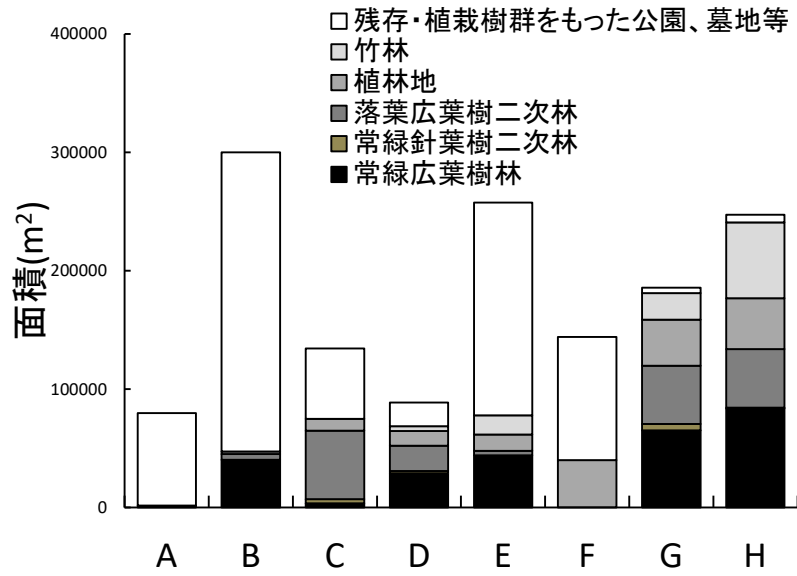


図 2-9 500m 内の緑地面積

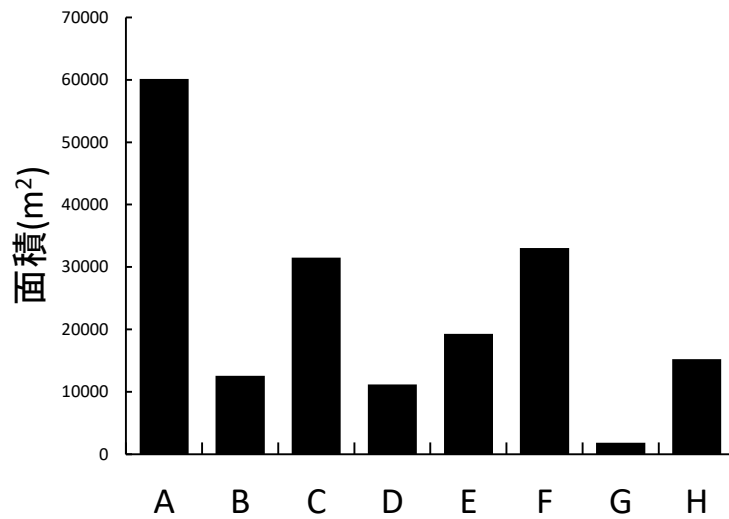


図 2-10 500m 内の開放水域面積

## 2-9. 調査地間の類似度の比較

TWINSPAN での分類結果の考察を深めるため、図 2-11 に TWINSPAN で分類した鳥類ごとの地点間の類似度の平均を示した。図 2-11 をみると、グループ 1 の鳥類（緑地に関わらずすべての場所で生息する種）の出現傾向は、境界部、緑地付近の疏水部、外部で違いがなく、どの場所同士を比較しても類似度は約 1.0 であった。グループ 1 の鳥類は、どの場所でも同じように出現していた。

グループ 2 の鳥類（河川緑地のような開けた場所を好む種）の出現傾向は、グループ 1 に比べて場所間でばらつきがみられ、境界部と内部の類似度が最も高く、出現鳥類種が似通っていた。続いて、境界部と疏水部の類似度が高く、境界部と外部、疏水部と外部の類似度が最も低い結果となり、外部よりも疏水部のほうが境界部に出現するグループ 2 の鳥類種と似通っていた。

グループ 3 の鳥類（緑を好み、市街地の小さな緑でも生息する種）の出現傾向は、境界部、疏水部、外部で違いがなく、約 0.6 であった。グループ 3 の鳥類は場所によって出現種が異なるが、その異なる程度がどの場所でも同じように異なる結果となった。

グループ 4 の鳥類（山地から緑の多い市街地にかけて生息する種）の出現傾向は、境界部と内部の類似度が最も高く、出現鳥類種が似通っていた。続いて、境界部と疏水部の類似度が高く、境界部と外部、疏水部と外部の順となり、外部よりも疏水部のほうが境界部に出現するグループ 4 の鳥類種と似通っていた。また、疏水部と外部の出現種は全く似通っていなかった。

グループ 5 の鳥類（山地のような緑地を好む種）の出現傾向は、境界部と内部の類似度が最も高く、出現鳥類種が似通っていた。続いて、境界部と疏水部の類似度が高かった。ただし、他のグループと比べて類似度の大きさが全体的に低く、グループ 5 の鳥類は場所によって出現傾向の異なる程度が大きい結果となった。外部にはグループ 5 の鳥類の出現がなかったため、類似度の算出はされなかった。

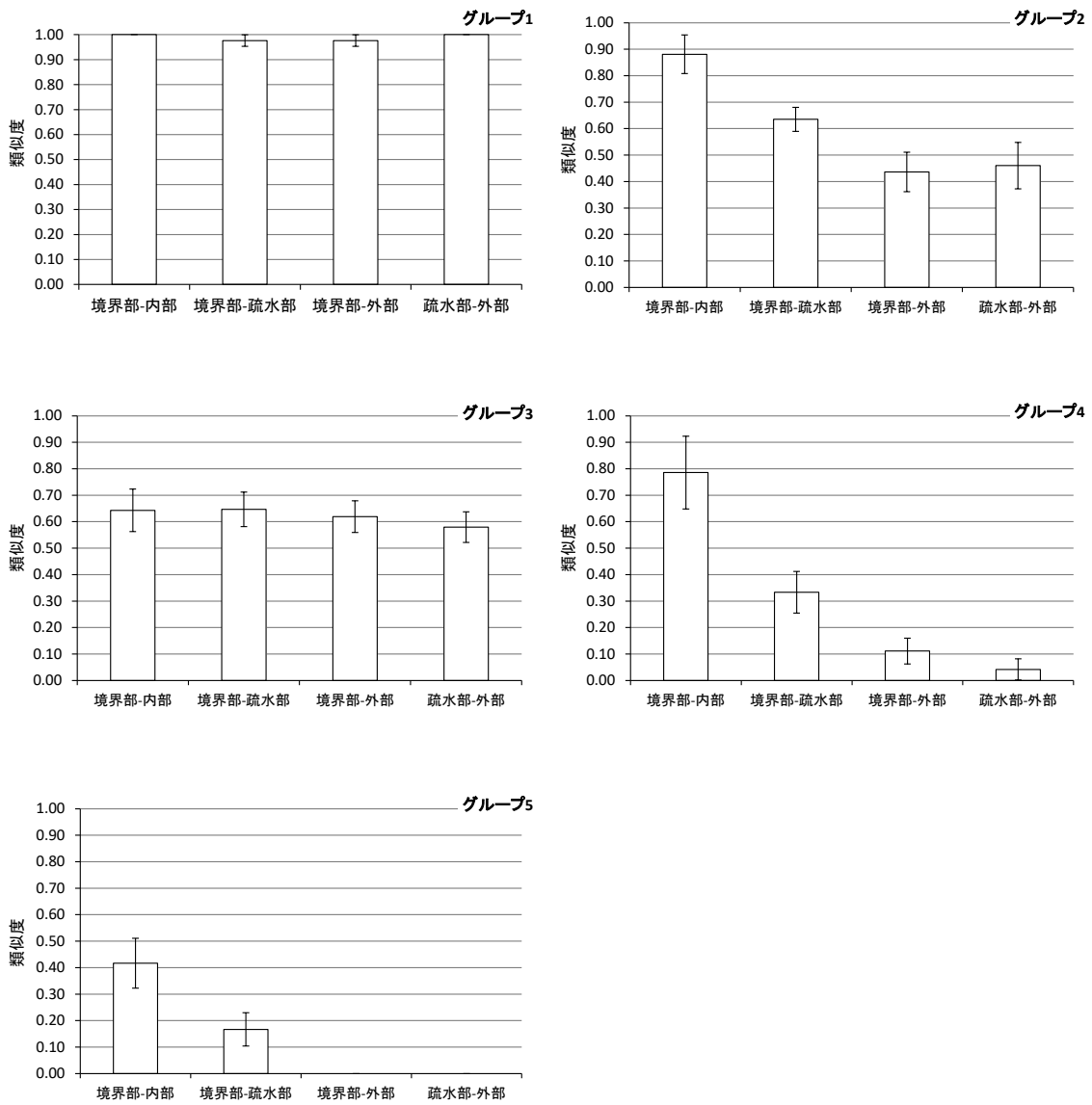


図 2-11 分類した各グループの類似度の平均値

## 2-10. 調査地間の類似度・鳥類個体数と疏水植生の関係

表 2-6 に TWINSpan で分類した鳥類ごとの地点間の類似度と疏水環境の相関を示した。表 2-6 をみると、境界－疏水間ではグループ 4 の鳥類の類似度が常緑小高木と、グループ 3 の鳥類の類似度が樹木本数、落葉高木、落葉低木と相関係数 0.47, 0.53, 0.49, 0.49 を示し、中程度の正の相関がみられた。このことから緑地付近の疏水部分において、樹木の植栽を増やすと緑地との鳥類の往来が活発になり、類似度が高くなることが考えられる。また、植栽においては種数を増やすよりも本数を増やす方が効果のあることもうかがえた。

樹木の内訳については、高木や小高木などが多くあることで緑地から疏水へと市街地を飛び越えやすくなったことがこの結果の理由であると考えられる。

境界－外部間の類似度との相関係数をみると、グループ 4 の鳥類で樹木種数と 0.50 の正の相関、樹木の多様度  $D$ 、 $H'$  で 0.55, 0.66 の正の相関が確認できた。市街地の緑の多い場所へ出現する種には疏水の多様な植栽が市街地への飛び出しを助けていると示唆された。

表 2-6 分類した各グループの類似度と疏水環境の相関

	1		2		3		4		5	
	境界- 疏水	境界- 外部	境界- 疏水	境界- 外部	境界- 疏水	境界- 外部	境界- 疏水	境界- 外部	境界- 疏水	境界- 外部
樹木種数	-0.14	-0.14	0.17	-0.05	0.35	0.22	0.23	0.50*	0.13	-
樹木本数	0.02	0.02	-0.14	0.04	0.53*	0.22	0.35	0.05	0.38	-
$D$ 疏水植生	-0.18	-0.18	0.54*	0.01	-0.08	-0.02	0.09	0.55*	-0.04	-
$H'$ 疏水植生	-0.19	-0.19	0.46*	-0.01	0.02	0.12	0.11	0.66**	-0.06	-
常緑高木	0.04	0.04	-0.10	0.20	0.35	0.19	0.22	0.12	0.23	-
常緑小高木	0.08	0.08	0.35	-0.12	0.30	0.40	0.47*	0.42	0.04	-
常緑小高木～高木	-0.30	-0.30	0.04	0.11	0.08	-0.05	0.15	0.24	0.00	-
常緑低木	0.01	0.01	-0.11	-0.16	0.43	0.03	0.26	0.11	0.07	-
常緑低木～高木	-1.00**	-1.00**	0.38	0.03	-0.22	-0.50*	0.22	0.12	0.29	-
常緑低木～小高木	-0.08	-0.08	-0.18	-0.33	0.16	-0.31	0.05	-0.07	-0.18	-
常緑樹全体	-0.12	-0.12	0.03	0.09	0.42	0.15	0.34	0.22	0.21	-
落葉高木	0.18	0.18	-0.33	-0.06	0.49*	0.23	0.31	-0.27	0.52	-
落葉小高木	0.03	0.03	0.09	0.34	0.16	0.03	0.03	-0.15	0.15	-
落葉小高木～高木	-0.03	-0.03	0.31	0.21	-0.04	-0.03	-0.22	-0.12	-0.13	-
落葉低木	0.18	0.18	-0.39	-0.26	0.49*	0.26	0.15	0.25	0.37	-
落葉低木～高木	-0.54*	-0.54*	0.08	0.10	0.28	-0.11	0.24	0.02	0.06	-
落葉樹全体	0.18	0.18	-0.32	-0.03	0.53*	0.24	0.28	-0.18	0.52	-
樹林地までの距離	0.08	0.08	-0.01	0.48*	0.01	0.11	-0.17	-0.14	-0.42	-
水辺までの距離	-0.15	-0.15	-0.37	-0.51*	0.44*	0.27	-0.01	0.37	0.35	-
疏水面積	-0.14	-0.14	0.20	0.21	-0.50*	-0.14	-0.35	0.03	-0.47	-

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ )

## 2-11. 緑地へ距離で分けた疏水環境と鳥類との重回帰分析結果

緑地付近の疏水部，および緑地から離れた疏水部での各鳥類の個体数を目的変数とし，疏水環境条件を説明変数とおいた時のステップワイズ重回帰分析結果を表 2-7 に示した。緑地から離れた疏水部分については，50m ごとで確認された鳥類と疏水沿いの環境条件との結果である。緑地付近の疏水部において，グループ 4, 5 の個体数にはともに落葉高木，常緑高木の本数が有意に高い正の影響を与え，反対に常緑低木，落葉小高木などは負の影響を与えており，周辺の緑地から疏水へと飛来させるには高木層を発達させることが重要と考えられる。

反対にグループ 3 の個体数には常緑高木は負の影響を与えるが，常緑低木，落葉小高木は正の影響を与えており，グループ 3 は低い階層を好む傾向があり，棲み分けが行われていた。緑地から離れた疏水部では緑地付近の疏水部に比べ決定係数が明確に低く，疏水際の樹木の鳥類出現に対する影響力は少ないことがうかがえた。その中でも影響を与えているものは，グループ 2 と 4 に常緑低木～小高木が正の影響を，グループ 3 と 4 に緑地付近の疏水部までの距離が負の影響を与えていた。緑地付近の疏水部分と離れた部分の 50m ごとの平均植栽本数は，近い場所で 18.9 本，そのうち高木が 13.9 本，低木が 3.0 本，離れた場所で 19.6 本，そのうち高木が 14.0 本，低木が 2.4 本で，緑地に近い場所と離れた場所での疏水の植栽密度にあまり違いはみられず，緑が豊かな場所を好む種の市街地への分散は疏水植栽よりも緑地からの距離に，より影響を受けることが考えられた。



表 2-7 緑地との距離別の鳥類個体数と環境との重回帰モデル

	緑地付近の疏水部					緑地から離れた疏水部				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
定数	159.30 (0.00)	18.94 (-0.00)	1.43 (0.00)	2.65 (0.00)	1.77 (-0.00)	8.72 (-0.00)	1.09 (-0.00)	2.56 (0.00)	0.41 (-0.00)	0.13 (0.00)
常緑高木			-0.17 (-0.72)*	0.07 (1.2)*	0.05 (0.86)*					
常緑 小高木	-1.03 (-0.23)			0.05 (0.22)	-0.07 (-0.32)*					
常緑小高 木～高木	-30.32 (-0.63)**	2.88 (0.29)	3.66 (0.41)*	0.69 (0.29)	0.80 (0.34)*			1.39 (0.36)**	0.15 (0.15)	
常緑低木	-3.11 (-0.77)*		0.53 (0.70)**	-0.16 (-0.81)*	-0.12 (-0.60)**			0.22 (0.18)		
常緑 小低木										
常緑低木 ～高木			-0.19 (-0.17)	0.12 (0.40)						
常緑低木 ～小高木			-0.77 (-0.21)	1.01 (1.0)**		2.35 (0.35)***	6.76 (0.49)***	0.34 (0.18)	0.17 (0.35)***	
落葉高木	-0.44 (-0.30)		0.15 (0.55)**	0.04 (0.56)*	0.04 (0.62)***					
落葉 小高木	-1.47 (-0.27)		0.71 (0.70)*	-0.21 (-0.78)	-0.22 (-0.83)*	-8.75 (-0.15)				
落葉小高 木～高木	23.20 (0.51)*		-3.65 (-0.43)**		0.54 (0.25)					
落葉低木	2.10 (0.46)							-0.26 (-0.18)		
落葉 小低木										
落葉低木 ～高木				-1.63 (-0.57)						
落葉低木 ～小高木										
樹林地ま での距離	0.17 (0.67)**		-0.01 (-0.25)	0.01 (0.62)*		0.01 (0.22)*		0.00 (0.23)*		
水辺まで の距離	0.03 (0.43)	-0.01 (-0.61)**		0.00 (-0.61)*					0.00 (0.23)*	
疏水面積	-0.18 (-0.78)***			-0.01 (-0.98)**	-0.01 (-0.72)***			0.00 (-0.40)***	0.00 (-0.27)*	
緑地付近の 疏水部まで の距離						-0.01 (-0.17)		-0.01 (-0.41)***	0.00 (-0.30)**	
R <sup>2</sup> 値	0.70	0.30	0.75	0.50	0.75	0.21	0.23	0.21	0.18	

※それぞれの変数の非標準化回帰係数を示す。カッコ内は標準化回帰係数である。選択されなかった説明変数は空欄にした。R<sup>2</sup> 値は自由度調整済み決定係数である。

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ )

## 2-12. まとめ

景観構成要素の鳥類相の比較より、パッチやその周辺では都市忌避種や適応種の出現が多くなり、大規模なコリドール周辺では、都市域を生息の拠点とする都市利用種の出現が多くなる傾向があった。

疏水部と外部では、都市忌避種の4種（エナガ、ヤマガラ、コゲラ、ウグイス）が外部よりも疏水で多く確認され、環境評価スコアを高める結果となり、疏水が都市の生物多様性の向上に良い影響を与えていることが示された。その影響には、疏水の植栽が関係しており、樹木の種数が多いことよりも高木と低木の樹木の本数が多いことが、山地や市街地の緑の多い場所に出現する種が緑地と疏水間で活発に往来し、両者の類似度を高める傾向が明らかとなった。緑地から離れた疏水部分では、疏水際の樹木の鳥類に対する影響力は小さくなり、緑地までの距離が関わってくるが、常緑低木～小高木が弱く正の影響を与えていた。

都市全体の生物多様性を高めるためには、グループ4や5の生息地を増やすことが必要と考えられる。緑地付近の緑道沿いに高木と低木の樹木本数を増やすこと、緑道沿いでその緑地間の間隔を可能な限り狭めていくことで、緑道の緑地間をつなぐ生態的回廊としての役割が強まり、さらなる都市の生物多様性の向上に繋がることが推察される。

### 第3章 街区公園の分布特性と出現する鳥類相の関係について

本章では、京都市の街区公園に出現する鳥類相とそれに影響を与える環境要因との把握を行った。加えて、その環境要因を含めた公園の緑の分布特性を明らかにし、街区公園の鳥類相と分布特性との関係性を明らかにした。

#### 3-1. 研究方法

本章での研究フローは図3-1に示した。

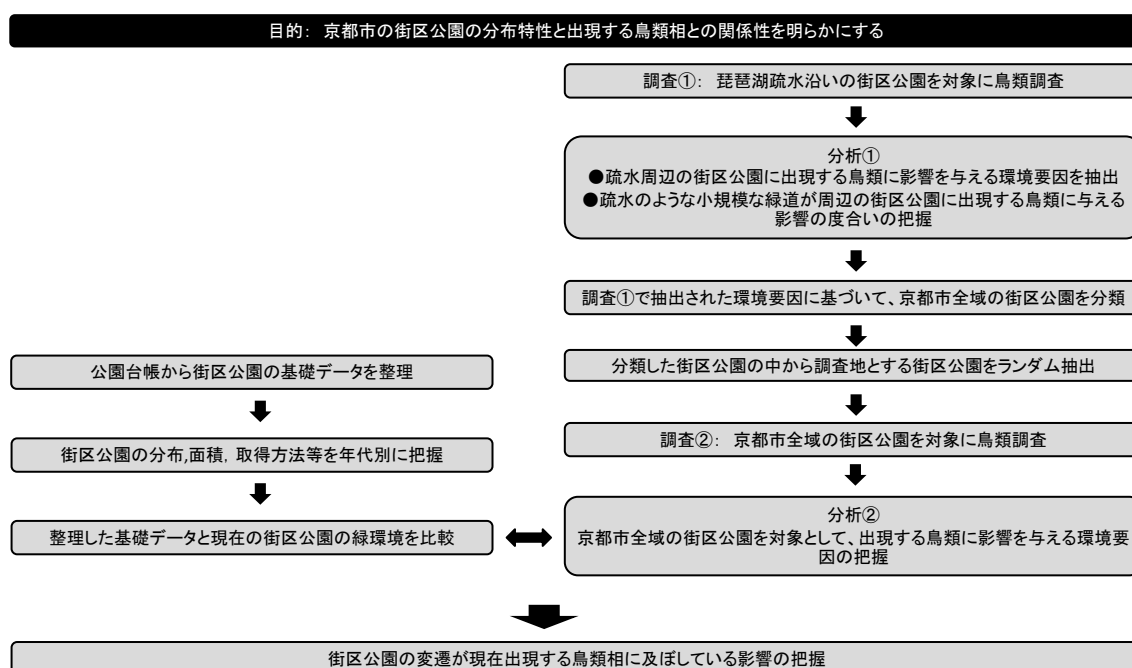


図3-1 第3章フロー図

鳥類調査は、全体を通して2度行った。既往研究で街区公園のみを対象とした研究は見当たらないことから、京都市全域の街区公園の調査地選定の際に、基準とする環境要因を把握するための調査として、最初に琵琶湖疏水周辺の街区公園を対象に一度目の鳥類調査を行った。(以下、調査①)ただし、調査①の結果からは環境要因の抽出のみならず、琵琶湖疏水のような小規模な緑道が周辺の街区公園に出現する鳥類に与える影響の度合いの評価も合わせて行い、小規模な緑道と街区公園の鳥類相の関係性についても把握した。

次に、調査①から得られた環境要因に基づいて、2度目の鳥類調査のための

調査対象地の選定を京都市全域の街区公園を対象に行い、いくつかの街区公園群のグループに分類した。その分類した街区公園群の中から調査地とする公園をランダム抽出し、調査①と同様の繁殖期に鳥類調査を行った。(以下、調査②) 調査②で得られた結果の分析を、調査①での分析と同様の手法を用いながら行うことで、京都市全域の街区公園に出現する鳥類に影響を与える環境要因を把握し、それが調査①での結果や既往研究からの知見と差異がないか確認を行った。

さらに、京都市の街区公園の分布特性を年代別に把握をした。京都市では初めての街区公園が設置されてから街区公園設置数は年々増加している。本研究では、街区公園の設置場所と面積、その取得方法などの特徴を年代ごとに整理した。加えて、現在植栽されている樹木の緑被率、また調査②の解析によって得られた鳥類に影響を与えている環境要因について、整理した設置場所や取得方法で、違いがあるのかを明らかとすることで、街区公園に出現する鳥類相と公園の分布特性との関係性の把握を行った。

### 3-2. 琵琶湖疏水周辺の街区公園を対象とした調査（調査①）の対象地

第2章では琵琶湖疏水とその周辺部での鳥類相を明らかにしたため、第2章で得られた結果と比較するため、調査①では琵琶湖疏水周辺の街区公園を対象とした。琵琶湖疏水は、大規模樹林地付近から中心市街地付近までを流れる運河であり、運河に沿って樹木が植栽され小規模な緑道を形成している。運河は小河川と異なり人為的に建設された空間であるが、京都市を流れる小河川の堀川や白川では現在、両側が護岸され、その脇に樹木が植栽される環境構造を有しており、疏水の環境構造と変わらない。よって、小規模な緑道としては疏水と他の小河川は同様であると考えられる。

調査対象とする街区公園の抽出は、以下に示すA～Cの手順に沿って疏水から500m圏内に位置する街区公園の中から行った。疏水の対象範囲は、市街地を流れる区間（全長13.4km）とした。500mという数値に関しては、福井ら<sup>48, 49)</sup>の研究で調査地点から500mの範囲の土地利用が鳥類の出現に影響をおよぼすという結果を参考にした。

- A 2016年6月3日にSPOT7号で撮影された1.5m解像度の衛星画像を用いて正規化植生指標（Normalized Difference Vegetation Index, NDVI）を算出し、京都市の緑被状況を確認しながらNDVI値が0.35以上の部分を抽出することで樹林地のGISデータを作成し、それを本研究における緑地と判別した。その樹林地GISデータのうち、8ha以上のものを大規模樹林地とした。<sup>44)</sup>
- B 疏水から500m圏内の街区公園に対して、大規模（8ha以上）樹林地からの距離を250mごとにグループに分け、グループ内で調査対象とする公園について5～7公園を抽出した。その際、同じグループ内で、公園内の緑被率が高いものと低いものが混ざるようにし、全体として緑被率が偏らないように設定をした。
- C 第2章で明らかにした大規模（8ha以上）樹林地や琵琶湖疏水、住宅地での鳥類調査結果と本章の街区公園における調査結果を比較するために、大

規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内にある全ての街区公園を調査対象とした。（第 2 章での調査地は大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内にあるため。）

以上，A と B については 24 公園を抽出し，C については 8 公園を抽出することで，全 32 公園を調査対象とした。（図 3-2，図 3-3）

調査対象とした 32 の街区公園について，公園の面積は，最小で 84.6m<sup>2</sup>，最大で 6755.3m<sup>2</sup> であった。街区公園内の緑被面積は，最小で 16.2m<sup>2</sup>，最大で 4874.6m<sup>2</sup>，平均 1009.4m<sup>2</sup> であった。

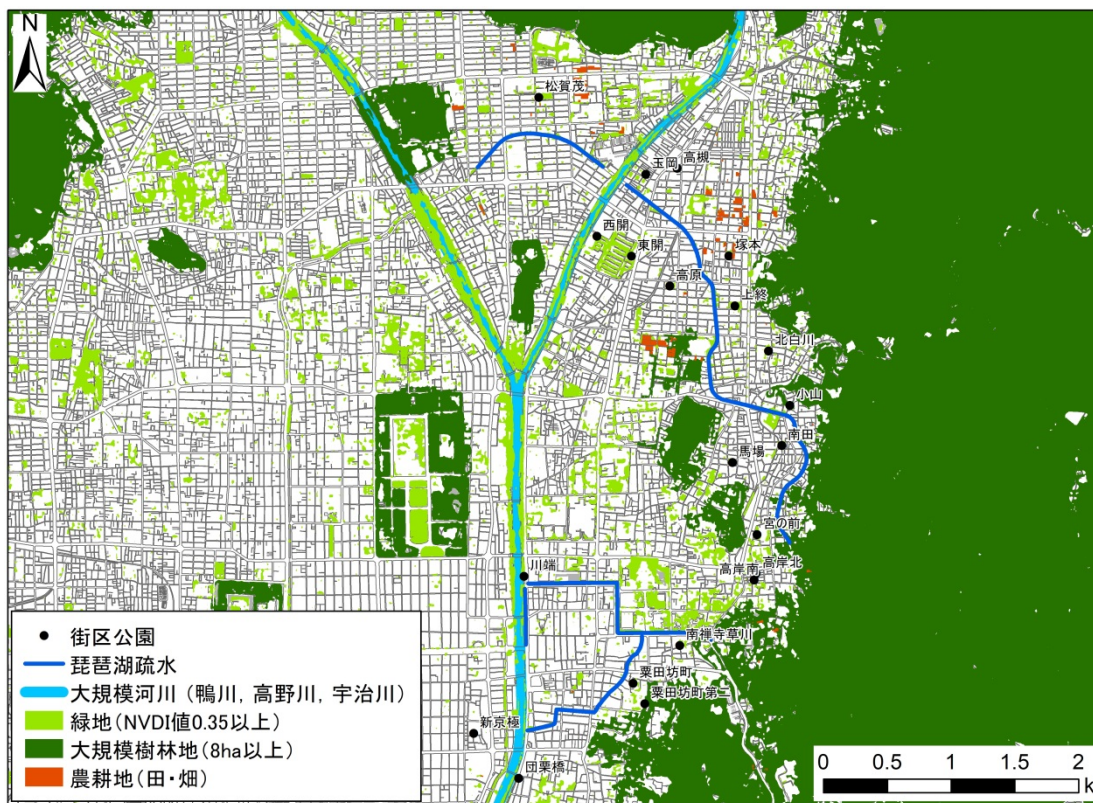


図 3-2 調査位置図・北部（調査①）

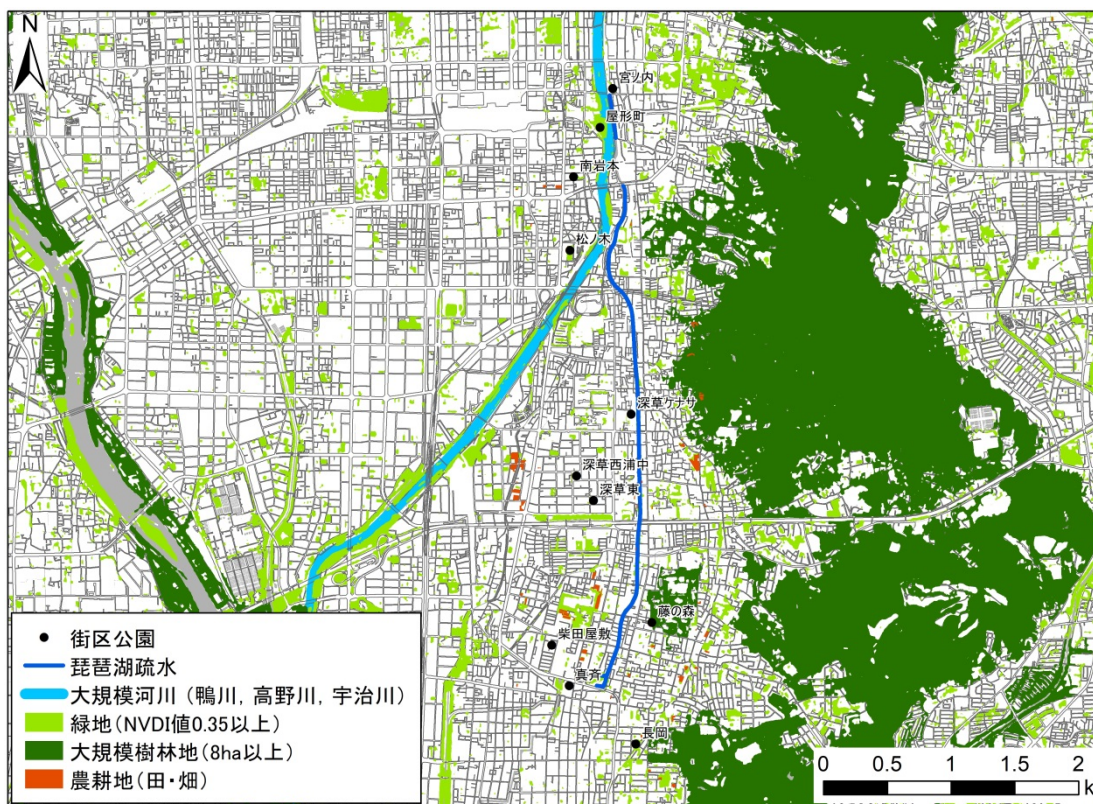


図 3-3 調査位置図・南部（調査①）

### 3-3. 琵琶湖疏水周辺の街区公園での鳥類調査（調査①）

鳥類の繁殖期となる 2017 年 5 月～7 月の期間において、琵琶湖疏水周辺の街区公園の鳥類調査を行った。天候は、晴れもしくは曇りの日の午前 5 時から 12 時 30 分までに、ポイントセンサス法<sup>89)</sup>で、1 街区公園当り 5 回ずつ調査を実施した。ポイントセンサス法は、調査地点から一定の半径を設定し、その範囲の中に出現した鳥類を記録することが一般的だが、本研究で対象とした街区公園には面積が極めて小さい公園も含まれるため、一定の調査半径の設定が難しかった。よって、各公園の境界を調査範囲とし、それよりも内側に出現する鳥類を調査した。上空については、公園の地表から街区公園に植栽されている樹木の高さを考慮し、高さ 15m まで飛翔している鳥類を調査対象とした。1 街区公園につき 10 分間、公園内で目視、および声のきかれた鳥類の種名、個体数を記録した。目視の際には、双眼鏡（倍率 8 倍）を使用した。調査地点間で調査時刻に偏りが生じないように調査順序は無作為とし、調査時期にも偏りがないように留意して行った。得られた鳥類調査結果は GIS で全てデータベース化し、解析に用いた。

街区公園周辺の鳥類出現状況を把握するため、琵琶湖疏水から 500m 圏内の大規模（8ha 以上）樹林地、および住宅地を対象に、2014 年 6 月～8 月にかけて上記と同様の方法で対象地内を 5 回ずつ調査した。ただし、調査範囲は半径 25m 圏内で確認された鳥類とした。大規模（8ha 以上）樹林地には内部進入が難しい場所もあり、そういった調査対象地は可能な限り近づけるところまで調査し、樹林地の境界部でも調査をした。これらの鳥類調査については大規模（8ha 以上）樹林地での鳥類調査結果とした。住宅地での調査場所の設定の際には、近隣に公園などの緑地空間が少ないこと、交通の多い通りに面していないこと、調査の際に見通しの良い場所であることに配慮した。（以上の調査結果は第 2 章のデータから抽出したものを使用）

琵琶湖疏水の調査場所は、疏水の対象範囲の中でも大規模（8ha 以上）樹林地との距離が特に近い場所に設定し、2016 年 6 月～8 月にかけて半径 25m 圏内の鳥類を 5 回ずつ調査した。なお大規模（8ha 以上）樹林地、住宅地、琵琶湖疏水では、それぞれ 13 地点ずつで調査を行った。なお、GIS のソフトウェアは ESRI 社製の Arc Map 10.6 を用いた。



### 3-4. 琵琶湖疏水周辺の街区公園の環境要因

街区公園に出現する鳥類に影響を与える環境要因としては既往研究を参考に以下の5つの要因を想定し、算出した。

#### 3-4-1. 公園周辺の緑被率

公園の境界から半径50mごとに500mまで環状帯(バッファ)を広げていき、各バッファ内の緑地面積を算出し、それをバッファ面積で割ることで、公園周辺部の50mごとの緑被率を算出した。緑地のデータは、前述の衛星画像から作成したものをを用いた。

#### 3-4-2. 公園内の緑被率

1.5m解像度の衛星画像は、広範囲の緑被状況を把握する際は適しているが、街区公園のような小面積内の緑被面積を算出する際には、解像度が低いため、正確な値を得ることができないと考えられる。よって、公園内の緑被率を算出するため、より解像度が高い地理院地図の航空写真を参考としながら公園内の緑被状況をGISでベクターデータ化した。ただし、地理院地図で公開している航空写真は、撮影年が2008年と古いため、踏査に加えてGoogle earthによる2018年の航空写真も参考とし、Google earthの緑被状況と合致するように地理院地図を利用し、GISにてトレースしてデータ化した。

また、公園の外周もトレースして公園のベクターデータを作成し、緑被ポリゴンから算出した公園内の緑被面積を公園ポリゴンから算出した公園面積で除することで、公園内の緑被率を算出した。

#### 3-4-3. 公園周辺の農耕地被覆率

2006年, 2008年, 2009年の1/2,500京都市都市計画図と地理院地図を参考に、公園から500m圏内の農耕地(田・畑)をGISでトレースした。その際、現在もその農耕地が存在するかGoogle earthと踏査で確認し、形状の変更などの修正を行った。公園の中心から、半径50mごとに500mまでバッファを広げ、緑被率算出と同手法にて、公園周辺部の50mごとの農耕地被覆率を算出した。

#### 3-4-4. 外部の樹林地・河川・琵琶湖疏水との直線距離

公園の中心から大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離，大規模河川までの直線距離，琵琶湖疏水までの直線距離について GIS を用いて算出した。大規模河川については，京都市緑の基本計画内に緑の骨格として描かれている鴨川（賀茂川），高野川，宇治川を対象とした。これらの対象とした大規模河川に沿っては，樹木が植栽または自然に繁茂しており，線状緑地が形成されている。

#### 3-4-5. コスト距離

大規模（8ha 以上）樹林地，琵琶湖疏水までの距離にマトリックス部分の緑被率を考慮するため，公園の中心から大規模（8ha 以上）樹林地までのコスト距離，琵琶湖疏水までのコスト距離について GIS を用い算出した。コスト距離は対象地域をメッシュに分割し，移動距離（メッシュ数）と土地利用項目毎に分布拡大にかかる労力をコスト値として設定したものとの積を累積した値で，野生動物の分布拡大のしにくさや経路を予測することが可能である<sup>95)</sup>。本研究では，3m メッシュの緑被率を算出した後，緑被率が高い場所ほどコスト値が低くなるよう，各メッシュで  $(1 - \text{緑被率})$  を計算し，それをメッシュのコスト値とした。そして，各公園の中心から最も近い大規模（8ha 以上）樹林地の地点，琵琶湖疏水の地点をそれぞれ抽出し，そこまでの累積コスト値が最も小さくなる経路を GIS で作成し，その累積コスト値をコスト距離とした。

### 3-5. 分析方法（分析①）

#### 3-5-1. 環境評価指数・樹林選好性 5 種の比較

加藤<sup>70, 94)</sup>が提案する鳥類を利用した環境評価指数を参考に、大規模（8ha 以上）樹林地，琵琶湖疏水，住宅地，街区公園の都市化傾度の評価を行った。環境評価指数とは，鳥類の中でも，都市適応種数と都市忌避種数を用いて求めることができ，この環境評価スコアの数字が大きいほど，その場所の都市化の傾度が小さいといえる。なお，都市忌避種，適応種への鳥類の分類は，既往研究<sup>70, 94)</sup>に基づいて行ったが，関東地方で調査を行ったそれら既往研究ではハシボソガラス，トビは都市忌避種として分類されている。しかし，関西地方で調査された研究<sup>66, 96)</sup>では，市街地内でも確認され，市街地に進出している種と考えられるため，本研究では都市適応種として分類した。また，イソヒヨドリについては，近年市街地内にも進出している種として報告<sup>97)</sup>されているため，都市適応種に分類した。分類結果は第 2 章の表 2-2 に示した通りであり，環境評価スコアの算出は 2 章で示した数式と同じである（数式 2-1）。

また，第 2 章で得られた出現鳥類の分析結果からも当該地域では，山地のような環境，および山地から緑の多い市街地にかけて生息するコゲラ，ウグイス，エナガ，シジュウカラ，ヤマガラ の 5 種（TWINSpan 結果のグループ 4, 5）の生息地を増やすことが，今後の都市全体の生物多様性向上に必要と考えられる。したがって，公園調査で確認された樹林選好性 5 種（コゲラ，ウグイス，エナガ，シジュウカラ，ヤマガラ）の種数，個体数を算出し，前述の環境評価指数，都市忌避種数，都市適応種数，都市利用種数もあわせて，大規模（8ha 以上）樹林地，琵琶湖疏水，住宅地，街区公園での比較を行った。差の検定は，Kruskal・Wallis の検定をするとともに多重比較の Steel-Dwass 法により実施した。

#### 3-5-2. CCA による序列化と環境要因との対応関係

街区公園で確認された鳥類の出現傾向と環境要因の対応関係を調べるため，正準対応分析（Canonical Correspondence Analysis, CCA）を行った。街区公園データは，対象地を選定する過程 A と B の 24 の街区公園を用いた。以降の分析も同様のデータを用いた。対応分析に由来する分析は出現頻度が低い種の影響を強く受けるため<sup>98)</sup>，3 地点以下でしか出現が確認されなかった種は分析対

象外とし、11種を対象として分析を行った。CCAの実行では、ランダム検定を1,000回繰り返し行い、軸の有意性を検定した。また、説明変数間の多重共線性を除くため、説明変数間で有意に高い相関（相関係数の絶対値0.5以上）の組み合わせが無いよう調整を行った。

その結果、説明変数には、大規模（8ha以上）樹林地までの直線距離、大規模河川までの直線距離、琵琶湖疏水までの直線距離、公園内の緑被率、周辺50m圏内の農耕地被覆率を用いた。説明変数のうち、緑被率などの割合は、平方根変換した後、逆正弦変換による値を用い、大規模（8ha以上）樹林地までの距離などは、常用対数値を用いた。この説明変数の処理は、以降の分析でも同様に行った。CCAの計算にはPC-ORD Ver. 6.08を使用した。

### 3-5-3. GLMM

公園調査で確認された鳥類の全種数、全個体数、および樹林選好性5種（コゲラ、ウグイス、エナガ、シジュウカラ、ヤマガラ）の種数、個体数、さらには環境評価指数を算出し、以上を応答変数としてそれぞれの応答変数ごとの一般化線形混合モデル（Generalized linear mixed model, GLMM）を算出した。GLMMは個体差や場所差の効果を一般線形モデル（General linear model, GLM）に組み込んだ統計モデル<sup>99)</sup>である。本研究では調査対象地を京都市の南北方向に広く設置しており、大規模（8ha以上）樹林地に生息している鳥類の優占度にも若干の違いがあると考えられるため、その観測不可能な場所差をランダム変数とした。応答変数にはポアソン分布を仮定した。周辺の緑被率、農耕地被覆率については、周囲何mが街区公園に出現する鳥類に影響を与えているか把握するため、50mから500mまでの全てのバッファにおいて赤池情報量基準（Akaike's Information Criterion, AIC）を算出し、最もAICの小さい距離の被覆率をモデルへと組み込んだ。説明変数をモデルに組み込む際、説明変数間で有意に高い相関があるもの（相関係数の絶対値0.5以上）については、同時にモデルに組み込むことを避け、全ての変数について総当たりで解析を行った。

最適なモデルの決定基準はAICを用い、最もAICの小さいモデルをベストモデルとした。

また、琵琶湖疏水が街区公園の近くにあることにより、公園への鳥類の移動が促進されて種の増加に影響を与えるかについて検証を行った。公園への鳥類種の供給源として疏水を取り上げる際に、種の主な供給源である大規模（8ha以上）樹林地との距離を考慮する必要がある。よって、街区公園－大規模（8ha以上）樹林地間の距離と街区公園－琵琶湖疏水間の距離を比較し、街区公園－大規模（8ha以上）樹林地間の距離が街区公園－琵琶湖疏水間の距離よりも小さいグループと大きいグループの2つに分けた。疏水よりも大規模（8ha以上）樹林地に近い公園グループと大規模（8ha以上）樹林地よりも琵琶湖疏水に近い街区公園グループのそれぞれで、琵琶湖疏水までの距離が説明変数として選択されるか GLMM による検証を行った。なお、2グループ間の街区公園数をできるだけ均等にするため、この検証にのみ、調査を行ったすべての32街区公園を対象とした。疏水よりも大規模（8ha以上）樹林地に近い街区公園は14街区公園、大規模（8ha以上）樹林地よりも琵琶湖疏水に近い街区公園は18街区公園であった。使用した統計のソフトウェアは R version 3.4.2 である。

### 3-6. 鳥類調査（調査①）の結果

調査①の街区公園で確認された鳥類を表 3-1 に示す。

表 3-1 公園別の鳥類調査結果（調査①）

公園名称	キジバト	トビ	コゲラ	モズ	ハシボソガラス	ハシブトガラス	シジュウカラ	ツバメ	コシヤカ	ヒヨドリ	ウグイス	エナガ	メジロ	ムクドリ	インビドリ	スズメ	カワラヒワ	種数	個体数
栗田坊町第二	0	3	1	0	1	1	5	2	0	3	0	0	3	0	0	7	0	9	26
藤の森	1	0	0	0	1	1	2	7	0	2	1	0	8	6	0	30	2	11	61
小山	6	0	0	0	0	5	1	13	0	3	0	0	3	0	0	28	1	8	60
宮の前	1	0	0	0	4	12	0	1	0	2	0	0	3	4	0	17	1	9	45
南禅寺草川	1	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	5	0	5	10
長岡	1	0	0	0	0	0	4	24	0	0	0	0	3	1	0	26	0	6	59
栗田坊町	1	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	1	1	0	2	0	7	9
南田	3	0	0	0	1	1	0	7	0	1	0	0	1	0	0	35	0	7	49
上終	2	0	0	0	2	1	0	6	0	4	0	0	2	0	0	34	0	7	51
馬場	3	0	0	0	4	2	0	6	0	2	0	0	2	0	0	37	0	7	56
高岸南	0	1	0	0	0	7	0	10	6	1	0	0	0	0	3	20	1	8	49
高岸北	1	0	0	0	2	15	0	10	10	0	0	0	1	0	2	32	0	8	73
塚本	1	0	0	0	3	2	0	9	0	2	0	0	1	3	0	32	3	9	56
北白川	4	1	0	0	3	1	0	13	0	3	0	0	1	1	0	41	1	11	70
高原	1	0	0	0	2	5	0	5	0	1	0	0	0	0	0	18	0	6	32
深草ケナサ	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	8	0	3	12
西開	1	0	0	0	0	3	2	8	0	11	0	0	0	1	0	17	5	8	48
川端	0	1	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	5	0	16	2	6	31
松賀茂	5	0	2	0	0	2	0	2	0	4	0	6	13	36	0	42	0	9	112
団栗橋	1	1	0	0	1	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0	6	17
松ノ木	1	0	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0	7	0	71	2	7	87
南岩本	2	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	2	15	0	69	2	8	96
東開	5	0	2	0	2	1	3	0	0	1	0	0	4	20	0	72	1	10	111
真沓	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	0	25	1	4	34
深草東	0	0	0	0	0	8	0	7	0	0	0	0	0	14	0	109	0	4	138
屋形町	0	0	0	0	1	0	0	10	0	0	0	0	0	25	0	14	0	4	50
柴田屋敷	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2	3
高瀬	3	0	0	0	2	3	0	5	0	0	0	0	1	3	0	51	0	7	68
新京極	1	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	28	0	4	37
深草西浦中	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	101	3	4	119
玉岡	3	0	0	1	0	5	0	12	0	1	0	0	3	3	0	53	0	8	81
宮ノ内	1	0	0	0	1	5	0	14	0	0	0	0	0	2	0	56	0	6	79

### 3-7. 分析①の結果

#### 3-7-1. 街区公園およびその周辺地域での鳥類相

街区公園とその周辺地域での鳥類調査の結果，確認された鳥類の総種数は19種，総個体数は3,627羽であった。調査地ごとでは，大規模（8ha以上）樹林地で16種，995羽，住宅地で10種，542羽，疏水で13種，261羽，大規模（8ha以上）樹林地から0-250m圏内の街区公園で15種，674羽，大規模（8ha以上）樹林地から250-500m圏内の街区公園で13種，235羽，大規模（8ha以上）樹林地から500-750m圏内の街区公園で12種，533羽，大規模（8ha以上）樹林地から750-1,000m圏内の街区公園で10種，387羽確認された。

表3-2に1地点あたりに出現した鳥類結果の平均を示した。都市への適応度合いに沿った鳥類種の分類は，2章の表2-2で示したものと同様である。また図3-4と図3-5は，大規模（8ha以上）樹林地までの直線距離と全種数，全個体数との散布図，図3-6は街区公園とその周辺地域で確認された鳥類種数を都市化への適応ごとに整理した結果，図3-7は街区公園とその周辺地域での環境評価指数を比較した結果，図3-8と図3-9は街区公園とその周辺地域において，樹林選好性鳥類5種の出現状況の比較結果を示した。

表 3-2 1 地点あたりに出現した鳥類種と個体数の平均値

	大規模（8ha以上）樹林地（13箇所）	住宅地（13箇所）	琵琶湖疏水（13箇所）	街区公園（大規模（8ha以上）樹林地までの距離別）				
				～250m（14箇所）	250～500m（5箇所）	500～750m（7箇所）	750～1,000m（6箇所）	
全種数	10.6 (±2.0)	5.2 (±1.5)	6.4 (±1.6)	8.0 (±1.6)	6.4 (±2.1)	6.1 (±2.2)	5.2 (±2.0)	
全個体数	76.5 (±18.6)	41.7 (±19.2)	20.1 (±4.3)	48.1 (±19.2)	47.0 (±34.4)	76.1 (±40.6)	64.5 (±36.5)	
都市忌避種	コゲラ	3.2 (±1.6)	0.2 (±0.4)	0.1 (±0.3)	0.2 (±0.6)	0.4 (±0.8)	0.3 (±0.7)	0.0 (±0.0)
	モズ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.2 (±0.4)
	ヤマガラ	0.5 (±0.5)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	ウグイス	1.0 (±1.9)	0.0 (±0.0)	0.1 (±0.3)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	エナガ	4.0 (±4.2)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.2 (±0.4)	1.2 (±2.4)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	メジロ	15.7 (±6.7)	3.3 (±1.8)	2.1 (±1.9)	1.7 (±1.4)	2.6 (±5.2)	0.9 (±1.5)	1.0 (±1.2)
	キビタキ	0.1 (±0.3)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	都市忌避種種数	3.7 (±1.1)	1.1 (±0.5)	1.1 (±0.7)	1.1 (±0.6)	0.6 (±1.2)	0.4 (±0.7)	0.7 (±0.7)
都市忌避種個体数	24.5 (±10.5)	3.5 (±1.9)	2.1 (±1.9)	2.3 (±2.2)	4.2 (±8.4)	1.1 (±2.1)	1.2 (±1.5)	
都市適応種	キジバト	1.1 (±1.3)	0.2 (±0.5)	1.8 (±1.6)	0.6 (±1.0)	1.4 (±1.9)	1.3 (±1.7)	1.3 (±1.2)
	トビ	0.3 (±0.6)	0.0 (±0.0)	0.4 (±0.8)	0.0 (±0.0)	0.2 (±0.4)	0.1 (±0.3)	0.0 (±0.0)
	ハシボソガラス	4.5 (±2.4)	1.1 (±2.2)	1.6 (±1.3)	1.4 (±1.4)	0.4 (±0.8)	1.0 (±0.8)	0.7 (±0.7)
	ハシブトガラス	1.2 (±1.1)	0.6 (±0.7)	3.6 (±4.5)	1.1 (±1.5)	2.8 (±1.2)	2.3 (±2.9)	3.2 (±2.4)
	シジュウカラ	2.7 (±2.6)	0.3 (±0.8)	0.9 (±1.6)	0.3 (±0.5)	0.4 (±0.8)	0.7 (±1.2)	0.0 (±0.0)
	ヒヨドリ	7.9 (±3.8)	2.3 (±2.8)	1.7 (±1.2)	0.9 (±0.8)	3.2 (±4.2)	0.1 (±0.3)	0.3 (±0.5)
	イソヒヨドリ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.4 (±0.9)	0.1 (±0.3)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	カララヒワ	2.2 (±4.1)	0.0 (±0.0)	0.6 (±0.9)	0.4 (±0.5)	1.4 (±2.0)	0.9 (±0.8)	0.5 (±1.1)
	都市適応種種数	4.6 (±1.1)	1.8 (±1.2)	2.9 (±1.2)	4.4 (±1.1)	3.2 (±1.3)	3.0 (±1.9)	2.3 (±0.7)
	都市適応種個体数	20.0 (±6.2)	4.5 (±4.5)	4.8 (±2.0)	10.9 (±5.2)	9.8 (±6.9)	6.4 (±4.0)	6.0 (±2.7)
都市利用種	ツバメ	12.9 (±9.7)	11.9 (±7.2)	7.9 (±5.9)	3.5 (±1.1)	4.4 (±2.2)	4.3 (±3.5)	5.2 (±5.8)
	コシアカツバメ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.1 (±2.9)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
	ムクドリ	3.4 (±6.0)	0.7 (±1.3)	1.1 (±1.8)	1.0 (±1.6)	8.4 (±13.9)	11.7 (±8.7)	3.7 (±4.8)
	スズメ	15.8 (±8.7)	21.2 (±16.1)	24.7 (±12.1)	8.7 (±2.7)	20.2 (±11.5)	52.6 (±34.7)	48.5 (±30.1)
	都市利用種種数	2.3 (±0.5)	2.3 (±0.5)	2.4 (±0.5)	2.6 (±0.5)	2.6 (±0.5)	2.7 (±0.5)	2.2 (±0.9)
都市利用種個体数	32.1 (±11.4)	33.8 (±16.3)	13.2 (±3.0)	34.9 (±16.6)	33.0 (±24.2)	68.6 (±37.8)	57.3 (±35.5)	

※種数の単位は種，それ以外は個体数（羽数）で表す。カッコ内は，標準偏差を表す。

※種数の平均値は，調査箇所ごとに5回の調査で確認された種数を算出し，算出した箇所ごとの種数の合計を調査箇所数で割った値を示す。



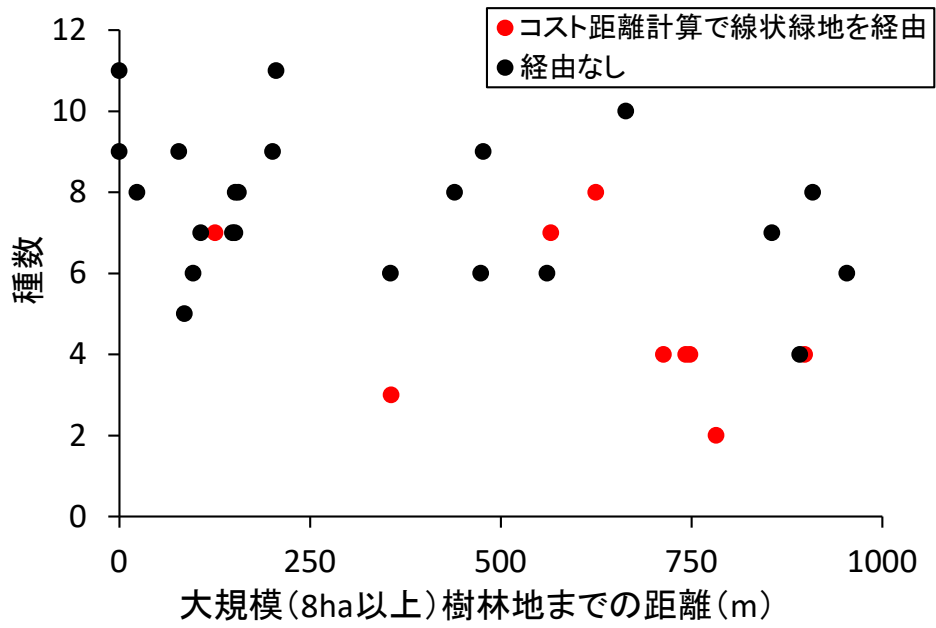


図 3-4 大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離と全種数との関係

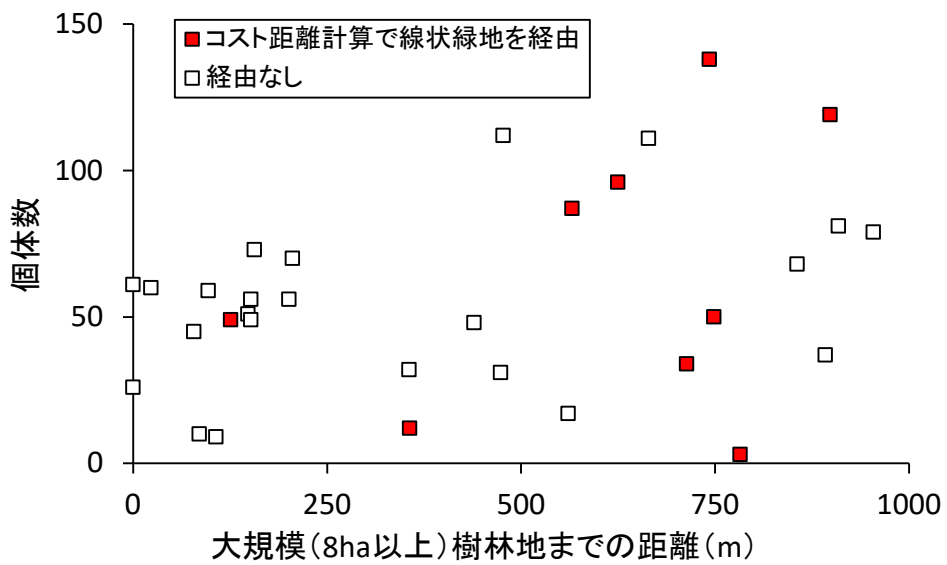
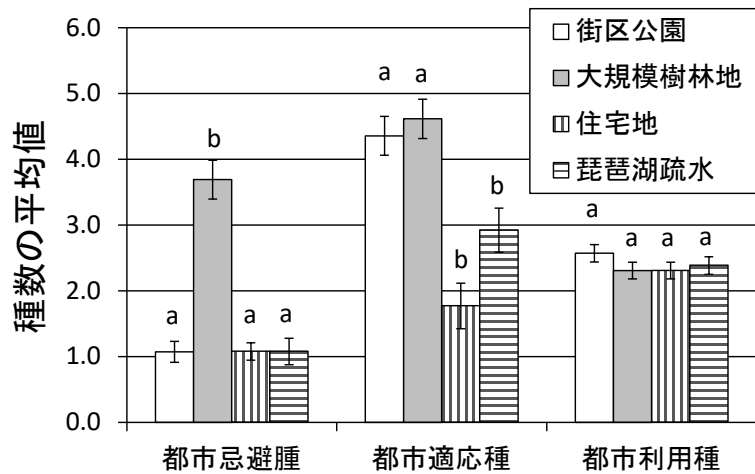


図 3-5 大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離と全個体数との関係



※同一アルファベット間に有意な差はない。(p<0.05) 以下の図 3-7 から図 3-9 も同様。

図 3-6 街区公園とその周辺地域で確認された鳥類を都市化への適応ごとに整理した結果

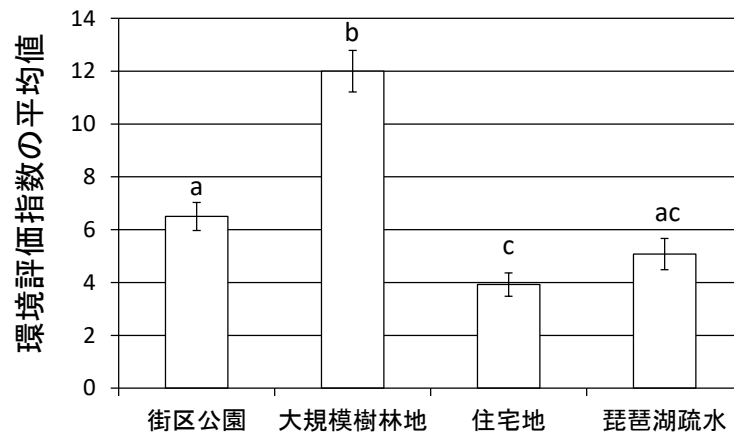


図 3-7 街区公園とその周辺地域での環境評価指数の比較

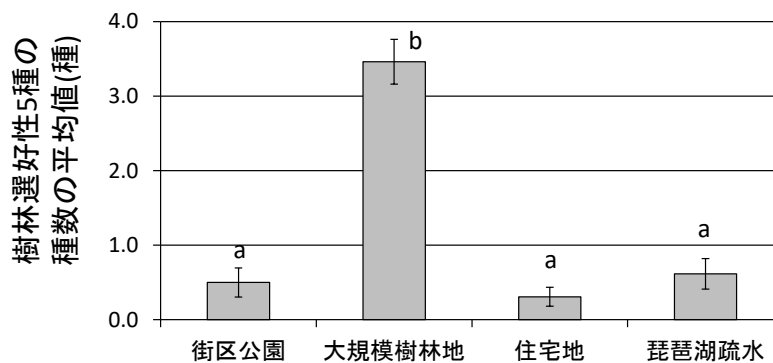


図 3-8 街区公園とその周辺地域での樹林選好性鳥類 5 種の出現種数の比較

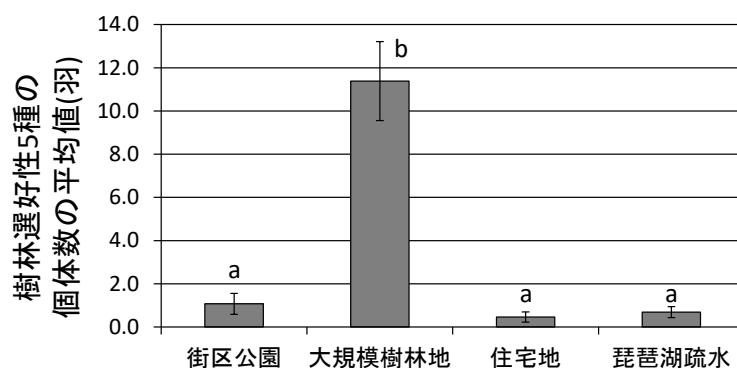


図 3-9 街区公園とその周辺地域での樹林選好性鳥類 5 種の出現個体数の比較

表 3-2, 図 3-4 より, 街区公園の中で最も出現鳥類種数が多かった場所は, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250m 圏内の公園であり, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から遠ざかるにつれて種数は減少した。ただし, 個体数については, 500~750m 圏内の公園が最も多く, 次いで 750~1,000m 圏内の公園で多くなり, 図 3-5 からも大規模 (8ha 以上) 樹林地から遠い公園ほど, 個体数は増加傾向にあった。

表 3-2 より, 鳥類種をみると, 都市忌避種の種数は 250m 圏内で平均 1.1 種確認され, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から遠ざかると 0.6 種, 0.4 種と減少する傾向であったが, 750~1,000m 圏内の公園では平均 0.7 種の確認があった。また, 都市適応種の種数も, 250m 圏内で平均 4.4 種確認され, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から遠ざかると, 3.2 種, 3.0 種, 2.3 種と減少する傾向であった。都市利用種の種数では, 都市忌避種や都市適応種のような距離別の増減はなかった。

1 地点あたりに出現する平均個体数をみると, 都市忌避種のエナガ, コゲラ, メジロは大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250~500m 圏内の街区公園にて, 1.2 羽, 0.4 羽, 2.6 羽と最も大きくなる結果となった。都市適応種でも, キジバト, ヒヨドリ, カワラヒワが大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250~500m 圏内の街区公園にて 1.4 羽, 3.2 羽, 1.4 羽と個体数が多かった。都市利用種については, 500~750m 圏内の街区公園にて, ムクドリ, スズメの個体数が 11.7 羽, 52.6 羽となり最も多く, ツバメは 750~1,000m 圏内の街区公園で 5.2 羽確認され, 最も確認個体数が多かった。

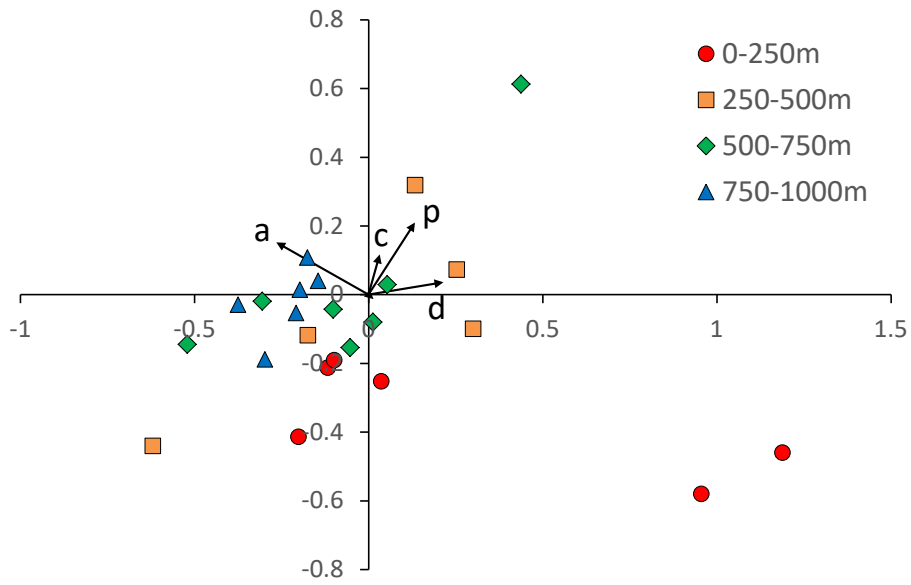
大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内の街区公園と周辺地点の鳥類を比較すると、表 3-2 より種数は、大規模（8ha 以上）樹林地よりも少なく、琵琶湖疏水よりも多くなる結果となった。

図 3-6 をみると、都市忌避種は大規模（8ha 以上）樹林地で最も多く出現し、街区公園、琵琶湖疏水、住宅地ではほぼ同程度であった。都市適応種は、大規模（8ha 以上）樹林地と街区公園でほぼ等しく出現し、次いで琵琶湖疏水、住宅地の順で減少した。都市利用種は、調査地間で大きな違いはなかった。

以上、その結果を受けて、図 3-7 より環境評価指数をみると、大規模（8ha 以上）樹林地が最も高いスコアを示し、街区公園、琵琶湖疏水、住宅地という順でスコアが少なくなっている。図 3-8 と図 3-9 より、樹林選好性 5 種の出現は、種数、個体数ともに、大規模（8ha 以上）樹林地が最も多くなり、他の地点での明確な違いは確認されなかった。

### 3-7-2. 分析①における CCA による序列化と環境要因との対応関係

CCA の結果得られた調査地点と説明変数のプロットを図 3-10 に、種と説明変数のプロットを図 3-11 に、その概要を表 3-3 に、第 1 軸～第 3 軸と説明変数との相関係数を表 3-4 に示した。



※凡例 a=大規模（8ha以上）樹林地までの直線距離, b=大規模河川までの直線距離（原点近くにプロットされており判読困難なため, グラフでは省略した）, c=琵琶湖疏水との直線距離, d=公園内の緑被率, p=周辺50m圏内の農耕地被覆率（図3-11も同様）

図 3-10 CCA による調査地点の序列化（調査①）

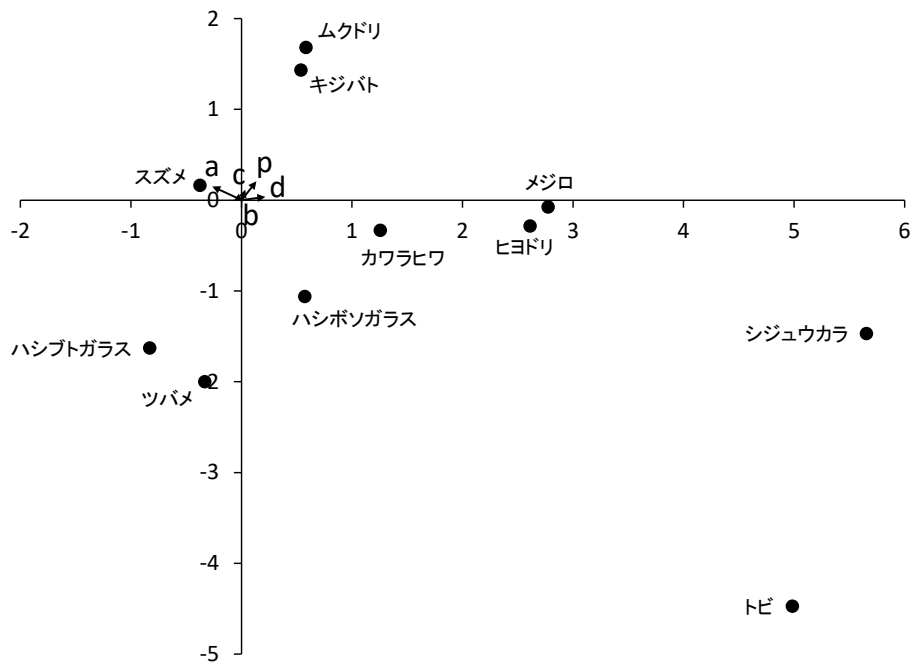


図 3-11 CCA による鳥類種の序列化（調査①）

表 3-3 CCA 結果の概要

Ordination axis	Eigenvalue	Variance Explained by axis (%)	Cumulative Variance Explained (%)	P
Axis 1	0.123	16.6	16.6	0.049
Axis 2	0.069	9.2	25.8	-
Axis 3	0.052	7	32.8	-

表 3-4 軸のサンプルスコアと各環境変数の相関係数

Variable	Axis 1	Axis 2	Axis 3
a 大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離	-0.754	0.578	0.078
b 大規模河川までの直線距離	0.04	-0.048	-0.06
c 琵琶湖疏水との直線距離	0.092	0.447	0.472
d 公園内の緑被率	0.612	0.138	0.322
p 周辺 50m 圏内の農耕地被覆率	0.379	0.801	-0.433

表 3-3 より，CCA の第 1 軸，第 2 軸，第 3 軸の固有値はそれぞれ 0.12，0.07，0.05 であった。また，第 1 軸についてランダム検定（999 回試行）によって有意性を確認したところ，5%水準で有意であり，種の分布はランダムではなく，何らかの関係が認められた。

CCA によって，第 3 軸を用いて鳥類個体数の全変動のうち 32.8%が説明された。寄与率の妥当性に関して，本結果からさらに寄与率を高める場合，今回のように都市忌避種～都市利用種までの幅広い種を対象として解析を行う際には，鳥類の分布を説明する変数としてさらに多くを使用する必要があると考えられる。しかし，CCA の解析自体，説明変数の妥当な数として，多くても 4 つまでが望ましいとされている<sup>100)</sup>ことから，現在の変数を増加させないことが好ましいと考えられる。繁殖期に行われた既往研究<sup>98)</sup>をみると，説明変数に観察地点の植生の階層別面積比率を使用し，CCA を用いた解析では，3 軸の寄与率が 31.4%（2 軸までの寄与率は 23.3%）と今回の結果と同程度であった。以上の理由より，本論文での説明変数の寄与率は妥当であると判断した。

第 1 軸のスコアとは大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離が高い負の相関，公園内の緑被率が高い正の相関をもっていた。図 3-10 の CCA による調査地点の序列化結果では，大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離の環境要因

に沿って、直線距離が短い公園ほど第 4 象限に、直線距離が長い公園ほど第 2 象限にプロットされていた。

図 3-11 の CCA による鳥類種の序列化結果では、第 4 象限のうち、大規模 (8ha 以上) 樹林地までの直線距離の環境要因軸に沿った負の方向には、値の小さい順にトビ、シジュウカラがプロットされており、大規模 (8ha 以上) 樹林地に近い場所にこれらの種が出現している傾向があった。反対に第 2 象限の大規模 (8ha 以上) 樹林地までの直線距離の正の軸方向には、スズメがプロットされており、大規模 (8ha 以上) 樹林地から離れた公園に出現する傾向があった。公園内の緑被率の環境要因軸に沿ってみると、正の方向には値が大きいものから順にシジュウカラ、メジロ、ヒヨドリがプロットされており、反対に負の方向には値が小さいものに、スズメがプロットされていた。琵琶湖疏水との直線距離の環境要因軸の正の方向には、値が大きいものから順にムクドリ、キジバトがプロットされ、反対に負の方向には値が小さいものから順に、ツバメ、ハシブトガラスがプロットされていた。周辺 50m 圏内の農耕地被覆率の環境要因軸の正の方向は、琵琶湖疏水との距離の軸と同様の方向であり、正の方向には値が大きいものから順にムクドリ、キジバトがプロットされ、反対に負の方向には値が小さいものに、ハシブトガラスがプロットされていた。大規模河川までの直線距離の環境要因軸はほぼ原点近くにあり、街区公園に出現する鳥類種との関連性は著しく低かった。

### 3-7-3. 分析①における GLMM の結果

GLMM の結果を表 3-5 に示した。周辺の緑被率、農耕地被覆率については、全ての応答変数で 50m 圏内の割合が最も AIC が小さくなる結果となったので、モデルには、それぞれの 50m 圏内の被覆率を組み込んだ。

表 3-5 GLMM の結果

	最尤推定値	切片	AIC
全種数	0.99(±0.34)g**	1.50(±0.16)***	18.1
全個体数	0.00(±0.00)z	3.39(±0.33)***	114
樹林選好性 5 種 (種数)	3.40(±1.92)c +5.76(±1.66)g***	-11.90(±5.13)*	16.81
樹林選好性 5 種 (個体数)	4.73(±2.00)c* +1.68(±0.64)d** +103.12(±24.90)p***-0.01(±0.00)y***	-12.11(±5.03)*	22.06
環境評価指数	-0.37(±0.09)a***+32.41(±8.20)p***	2.25(±0.22)***	28.62

※説明変数凡例

a=大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離, c=琵琶湖疏水との直線距離, d=公園内の緑被率, g=周辺 50m 圏内の緑被率, p=周辺 50m 圏内の農耕地被覆率, y=大規模（8ha 以上）樹林地までのコスト距離, z=琵琶湖疏水までのコスト距離

※\*:Pr(>|z|) < 0.05 (95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない), \*\*: Pr(>|z|) < 0.01 (99%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない), \*\*\*: Pr(>|z|) < 0.001 (99.9%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない) <sup>99)</sup>

街区公園に出現する鳥類の全種数には、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。全個体数には、琵琶湖疏水までのコスト距離が正の影響を与えていたが、最尤推定値が小さく 95%Wald 信頼区間に 0 が含まれる結果となった。樹林選好性 5 種の種数には、琵琶湖疏水までの直線距離と周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。そのうち、琵琶湖疏水までの直線距離は、最尤推定値に対する標準誤差の割合が高く、95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていた。

樹林選好性 5 種の個体数には、琵琶湖疏水との直線距離、公園内の緑被率、周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が正の影響を与え、大規模（8ha 以上）樹林地までのコスト距離が負の影響を与えていた。環境評価指数には、大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離が負、周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が正の影響を与えていた。

疏水よりも大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園グループと大規模（8ha 以上）樹林地よりも琵琶湖疏水に近い街区公園グループのそれぞれにおいて、琵琶湖疏水までの距離が説明変数として選択されるか GLMM による検証を行ったところ、2つのグループとも説明変数として抽出されなかった。



### 3-8. 分析①の考察

#### 3-8-1. 小規模な緑道周辺の街区公園の鳥類に影響を与える環境要因

表 3-2, 図 3-4 から大規模 (8ha 以上) 樹林地からの直線距離が大きくなるにつれて確認される鳥類の種数は減少し, 主に都市忌避種と都市適応種の出現が減少した。その結果, GLMM の結果からも, より大規模 (8ha 以上) 樹林地に近い公園ほど, 環境評価指数が高い結果となった。具体的な鳥類種としては, CCA の結果より, 大規模 (8ha 以上) 樹林地に近い街区公園には, トビ, シジュウカラが多く出現する傾向にあった。シジュウカラは二次林のような森林の樹洞や人工物の穴や隙間でも営巣し, 樹上や地上で昆虫類, クモ類, 木本や草本の種子や実などを採食する。<sup>101, 102)</sup>また, シジュウカラは半径 200m 内を飛び回って繁殖を行い, 半径 200m 内の樹冠割合が 11.5%以上連続していれば, 高い確率で生息することが報告<sup>103)</sup>されている。本研究では, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から 200m 圏内に立地している街区公園の半径 200m 圏内の緑被率は, 19.3%~42.3%であった。よって, 大規模 (8ha 以上) 樹林地に近い街区公園は, シジュウカラにとって, 営巣環境としても採食場所としても活用されているものと推察される。ただし, トビは林の高い樹上に営巣し, 上空で輪を描きながら地上の食べ物を探し, 屍肉やカエル, 昆虫類, ミミズ, 人間の捨てた残飯などを食べる<sup>101, 102)</sup>スカベンジャーでもある。トビはあまり人間には近づかないが, 時には人間が持っている食べ物を死角となる斜め上方から急降下し, 食べ物だけをかすめ取ることさえある<sup>104)</sup>。トビの出現場所を確認すると三条通や四条通などの観光地が多い市街地の街区公園であり, トビにとって残飯などの食べ物が豊富な環境であると考えられる。よって採食場所として, この地区の街区公園が活用されている可能性があるが, 本研究で取り扱っていない要因であるため, 今後は詳細な調査が必要である。

図 3-5 より, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離が長くなるほど, 全個体数は増加する傾向にあった。また, 表 3-2 より, 都市利用種の種数は, 都市忌避種や都市適応種のような距離別の増減はなく, 大規模 (8ha 以上) 樹林地からの距離に関わらず出現していたが, 個体数は 500m 以上離れると急激に増加していた。鳥類種については, CCA の結果から, 大規模 (8ha 以上) 樹林地から遠い公園にはスズメが多く出現する傾向にあった。スズメは建物の隙間など

で営巣し、樹上や地上で昆虫類、草本の種子などを採食する<sup>101, 102)</sup>。また、スズメは羽毛の汚れやダニなどを落とすために砂浴びを行い、その姿が調査中に何度も確認された。よって、大規模（8ha 以上）樹林地から離れた街区公園では、近くの建物を生息環境とするスズメの採食場所として使用され、街区公園内の乾燥した土壌、砂場が砂浴び場として使用されていると考えられる。

CCA の結果より、公園内の緑被率が高い公園には、シジュウカラ、メジロ、ヒヨドリが多く出現する傾向があった。GLMM の結果からは、公園内の緑被率が高い公園に、樹林選好性 5 種の個体数は多い傾向があった。ヒヨドリは、山地の森林から市街地の街路樹などのあまり大きくない木の樹上で営巣<sup>101)</sup>し、木の実や花蜜から昆虫類なども食べる雑食性<sup>102)</sup>である。メジロは、平地や山林の林で主に営巣し、樹林が比較的多い公園や庭園、住宅地から山地の林などの樹上で昆虫類、クモ類、木の実、花蜜などを採食<sup>101, 102)</sup>する。シジュウカラの営巣、採食環境は前述のとおりであり、公園内の緑被率を高めると、公園内の樹木で営巣や採食を行うこれら 3 種の出現が多くなると考えられる。ただし、樹林選好性 5 種のうち、シジュウカラについては内部の緑被率が多い公園を営巣、採食場所として使用している傾向があるが、他の 4 種ではこういった場所として内部の緑被率が多い公園を使用しているか明らかにすることはできなかった。特に、ウグイスの営巣にはササやぶが必要となり、既往研究においても低木層の存在が重要と指摘<sup>55)</sup>されている。また、樹林選好性 5 種については、それらの飛来に高木層の存在が重要であるとの結果も 2 章で得られているため、林相階層構造も踏まえた詳細な調査が今後は必要といえよう。

反対に、公園内の緑被率が低い街区公園にはスズメが多く出現していた。前述のように、スズメは、地表で採食や砂浴びを行うため、樹木が多く植栽された公園よりも開けた空間がある公園に多く出現したと考えられる。

GLMM の結果より、周辺 50m 圏内の緑被率が高い公園には鳥類全体の種数が多く、また樹林選好性 5 種の種数も多かった。ただし、周辺 50m 圏内の緑被率は、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と -0.6 の負の相関があり、大規模（8ha 以上）樹林地に近い公園ほど、周辺 50m 圏内の緑被率が高い傾向にあった。京都市の用途地域をみると大規模（8ha 以上）樹林地に近い地域が主に第 1 種住居専用地域に指定されている。第 1 種低層住居専用地域は他地域よりも緑被率

が高いことが報告<sup>86)</sup>されているため、大規模（8ha 以上）樹林地に近い区域の住宅地は緑被率が高いと考えられる。GLMM では、大規模（8ha 以上）樹林地までのコスト距離が小さい公園ほど樹林選好性 5 種の個体数は多いという結果もでていることから、大規模（8ha 以上）樹林地に近い区域では住宅地の緑被率が高いために、樹林選好性鳥類の公園への飛来が促進され、公園での種数が多くなったと考えられる。

GLMM の結果から、琵琶湖疏水までの直線距離が長い公園で樹林選好性 5 種の特に個体数が多い傾向があった。琵琶湖疏水からの距離は周辺 50m 圏内の農耕地被覆率とは相関がなかったが、周辺 500m 圏内の農耕地被覆率とは 0.46 の正の相関があった。また、図 3-10 と図 3-11 の CCA の環境要因軸の方向も同様の方向であることから、琵琶湖疏水から離れた街区公園は、周辺の農耕地被覆率が高くなる若干の傾向があると考えられる。既往研究<sup>70)</sup>では、森林を主な生息地とする都市忌避種にとって、樹林地周辺の農耕地は正の影響を与えており、樹林地を利用する鳥類の一部が周辺の農耕地を利用する、または農耕地が鳥類の移動に正の影響を与えている可能性を報告している。よって、琵琶湖疏水から離れた公園では、周辺の農耕地被覆率が高まったために、農耕地を利用もしくは移動する樹林選好性 5 種の公園での出現が多くなったと考えられる。そのため、GLMM でも、樹林選好性 5 種の個体数に周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が正の影響を与える結果、また環境評価指数にも正の影響を与える結果になったものと推察された。

GLMM では、琵琶湖疏水までのコスト距離が高い街区公園ほど出現する全個体数は多くなる結果となった（ただし本結果は、95%Wald 信頼区間に 0 が含まれているため、他の結果よりも予測の確度は低いと考えられる）。

図 3-2、図 3-3 より琵琶湖疏水から離れるほど、大規模（8ha 以上）樹林地に近づくか、大規模（8ha 以上）樹林地からは遠ざかった市街地内となるかのどちらかである。前述のように大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園は第 1 種住居専用地域に指定された地区にあり、緑被率が高い住宅地内に立地する。よって、疏水までのコスト距離が高い街区公園は、その反対の大規模（8ha 以上）樹林地から離れた市街地内の街区公園となる。つまりこの結果は、大規模（8ha 以上）樹林地から離れた市街地内の街区公園では出現する全個体数が多

いことを示している。表 3-2 と図 3-5 では、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が長くなるにしたがって、都市利用種の個体数の増加が顕著となり、全個体数自体が増加する傾向を示しており、GLMM の結果もこれを表していると考えられる。

CCA の結果より、琵琶湖疏水との距離が長い街区公園には、ムクドリ、キジバトが多く出現する傾向であった。前述したように琵琶湖疏水から離れた街区公園では、周辺の農耕地被覆率が高まる傾向があり、図 3-11 でもムクドリ、キジバトは農耕地被覆率が高い街区公園にも多く出現する傾向にあった。ムクドリは、建物の隙間や穴などで繁殖し、採食は、樹上か耕起後の農地、芝地、背丈の低い草地などで、昆虫類や木の実などを食べる<sup>101, 102)</sup>。キジバトは、明るい山地や農耕地にある森林、市街地の街路樹などのあまり高くない木の枝上に営巣し<sup>101)</sup>、6 月頃のムギやダイズなど収穫後の刈り取り後に餌を求めて比較的広い範囲から畑に集まると報告されている<sup>105)</sup>。農耕地の残る京都市において、この 2 種にとっては、農耕地が採食場所として活用され、周辺の街区公園が営巣場所や休息場所として活用されていると考えられる。

反対に、農耕地から離れ、琵琶湖疏水に近い公園では、ツバメ、ハシブトガラスの出現が多い傾向が CCA より示された。ツバメは、平地の人家の軒下など人工建造物で繁殖し、商店、民家でも人の出入りの多い家を営巣場所として好む傾向がある<sup>101)</sup>。低空を飛び、飛翔している昆虫類を採食する<sup>102)</sup>ので、疏水で発生した昆虫類を採食するため琵琶湖疏水に近い公園に多く出現したと考えられる。実際、調査中にも琵琶湖疏水を行ったり来たりしながら、採食を行う個体も確認された。ハシブトガラスは平地から山地の林の樹上で繁殖、丘陵地の林、神社の森、市街地の街路樹、庭木などいろいろな場所で営巣し、雑食性で市街地内ではゴミ箱をあさる<sup>101, 102)</sup>。樹上で繁殖を行うが、採食は市街地内のゴミ、街路樹や庭木の果実、公園などに生息する昆虫や哺乳類<sup>106)</sup>と多岐にわたり、スカベンジャーでもある。したがって、ハシブトガラスの生息環境には、様々な環境を有するモザイク状の空間が必要となり、列植された樹木の隣に水辺環境があるような他の調査地点とは種類の異なった環境を有する疏水に近い街区公園に多く出現したとも考えられる。

### 3-8-2. 都市の小規模な緑道が街区公園の鳥類相に与える影響

GLMM では、琵琶湖疏水との直線距離が樹林選好性 5 種の鳥類の出現に正の影響を与えている結果となったが、前述のように、これは農耕地被覆率との間接的な関係を表していると考えられる。また、疏水よりも大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園グループと大規模（8ha 以上）樹林地よりも琵琶湖疏水に近い街区公園グループに分け、それぞれで琵琶湖疏水までの距離が説明変数として選択されるか GLMM による検証を行った。その結果、2 グループとも説明変数として抽出されなかった。特に、大規模（8ha 以上）樹林地よりも琵琶湖疏水に近い街区公園グループの中で琵琶湖疏水との距離が短い街区公園にて、鳥類種が多く確認された場合、疏水によって移動範囲が広がり、街区公園への飛来の可能性が考えられるが、そういった結果は確認されなかった。

ただし、パッチ間距離が短い、またはコリドーで連結されているパッチほど、パッチ間を移動する際の捕食リスクが軽減されるために鳥類の種数が増えることが従来から予想されている<sup>107)</sup>。GLMM の結果では、全種数、および樹林選好性 5 種の種数に周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていることを示した。したがって、琵琶湖疏水のような小規模な緑道が街区公園周辺の緑被率を向上させ、大規模（8ha 以上）樹林地からの飛来を促進させる間接的な影響を与えている可能性はある。しかしながら、小規模な緑道に近い街区公園ほど、特異的に鳥類種が豊富になることはなく、小規模な緑道が周辺 500m 圏内の街区公園に与える生態的な移動路としての影響は小さいと考えられた。

### 3-9. 京都市全域の街区公園を対象とした調査（調査②）の対象地

前節までは、疏水周辺の街区公園に出現する鳥類相と環境要因との関係性について明らかにした。本節は前節の内容を受けて、京都市全域における街区公園を対象とした調査地の選定を行った。

分析①の結果から、街区公園に出現する鳥類に影響を与える環境要因として、以下の5項目が抽出された。

- ・大規模（8ha以上）樹林地からの距離
- ・公園内の緑被率
- ・周辺50m圏内の緑被率
- ・周辺50m圏内の農耕地被覆率
- ・大規模（8ha以上）樹林地までのコスト距離

この5項目の中でも鳥類の出現に最も影響を与えていると考えられる樹木に関する環境要因に焦点をあて、大規模（8ha以上）樹林地からの距離、公園内の緑被率、周辺50m圏内の緑被率の3項目をとりあげ、この3項目を用いて京都市の街区公園を分類した。分類は図3-12に示したようにし、これを基に調査地とする街区公園を選定した。

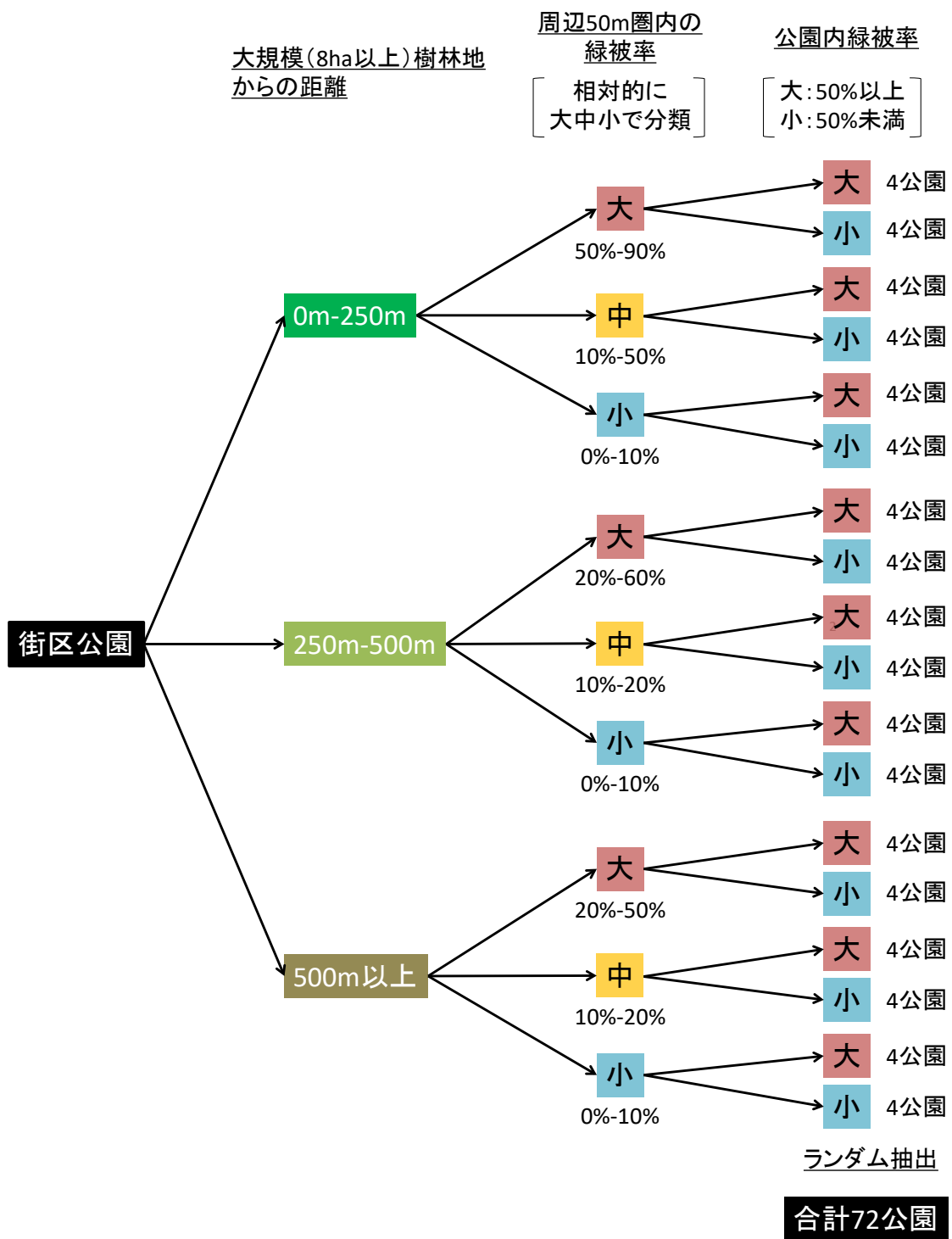


図 3-12 調査②での調査地選定の考え方

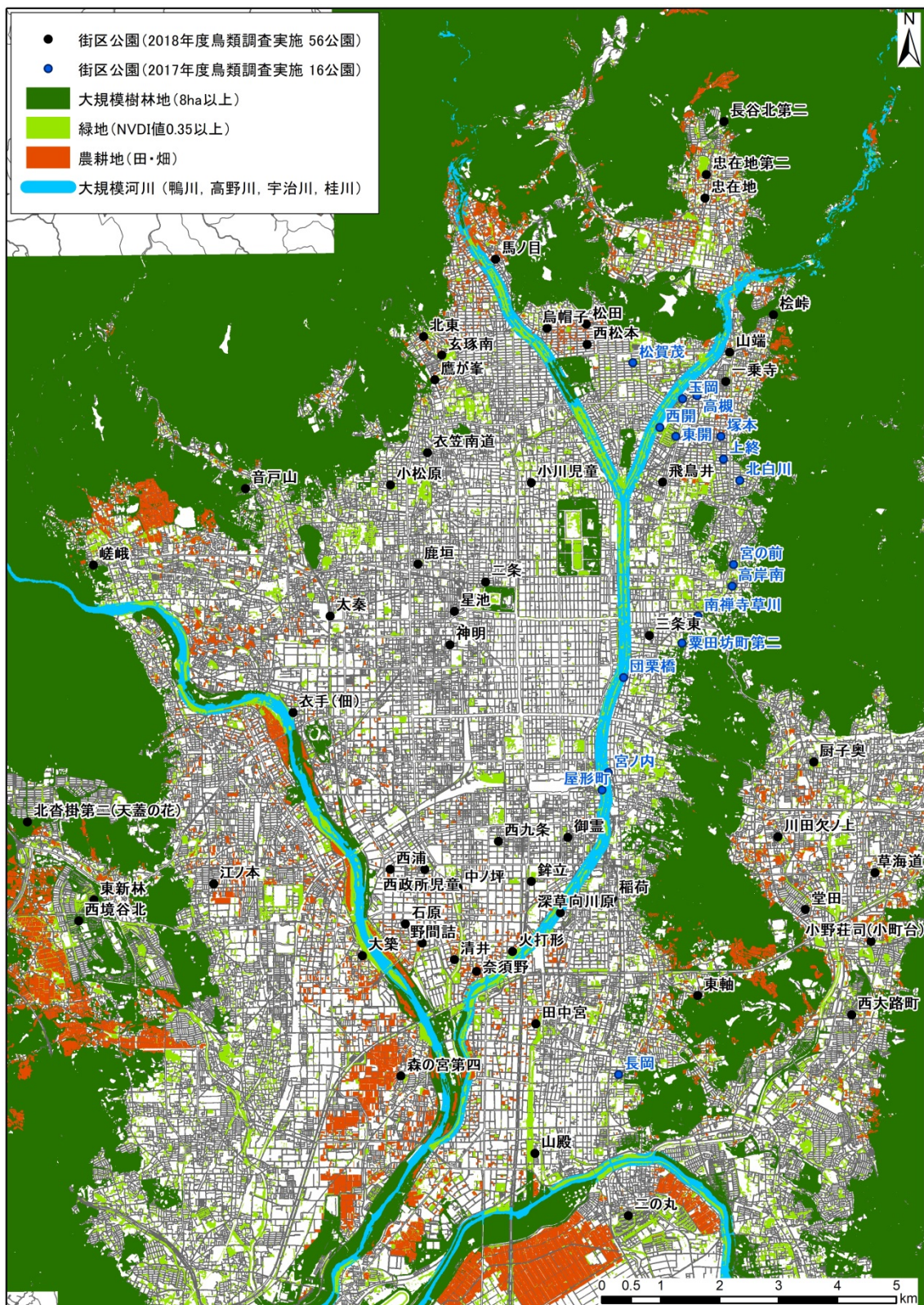
分類は、まず京都市にある全ての街区公園を、大規模（8ha 以上）樹林地から 0-250m、250-500m、500m 以上の 3 グループに分け、さらにその 3 グループについて周辺 50m 圏内の緑被率の大きい公園、小さい公園、その中間の公園の 3 グループに分けた。周辺 50m 圏内の緑被率は、大規模（8ha 以上）樹林地から 0-250m 圏内の街区公園グループでは最大約 85%まで確認されたが、大規模（8ha 以上）樹林地から遠ざかり 500m 以上離れた街区公園グループでは最大約 43%までしか確認されず、大規模（8ha 以上）樹林地からの距離のグループによって偏りがあった。本研究では緑環境の異なった街区公園に出現する鳥類相を把握する必要があるため、絶対的な基準を設けて緑被率の大中小を決めるのではなく、グループごとに相対的に緑被率の大中小を決めることとし、具体的には図 3-12 に示す数値で分類した。

周辺 50m 圏内の緑被率の大中小でグループに分けたのち、各グループで公園内緑被率が小さいもの、大きいものに 2 分類した。周辺 50m 圏内の緑被率では、以上までに分類したグループ間で偏りが確認されなかったため、50%未満を公園内緑被率が小さい街区公園、50%以上を公園内緑被率が大きい街区公園に分類した。

以上までの流れで分類した最小単位のグループから調査対象とする街区公園をランダムで 4 公園抽出した。

調査②では、 $4 \times 2 \times 3 \times 3 = 72$  の街区公園で調査と解析を行うこととした。調査対象とした 72 の街区公園について、内訳としては 2017 年の調査①にて鳥類調査を実施した 16 の街区公園を含め、2017 年の結果をそのまま解析に用いることとした。よって、調査②では 56 の街区公園にて鳥類調査を新たに 2018 年に実施した。解析では、72 の街区公園を対象に行った。調査対象の街区公園（2017 年に調査実施の 16 街区公園+2018 年に調査実施の 56 街区公園）は、図 3-13 に位置を示し、今回解析で使用する 2017 年の調査①の 16 の街区公園の名称は表 3-6 に示した。





※青色の街区公園：2017年の調査①にて鳥類調査を実施した16の街区公園  
 黒色の街区公園：2018年の調査②にて鳥類調査を実施した56の街区公園

図 3-13 調査位置図（調査②）

表 3-6 解析に使用する調査①（2017年に調査）の街区公園の名称

番号	公園名称
1	塚本
2	上終
3	高岸南
4	北白川
5	宮の前
6	南禅寺草川
7	長岡
8	栗田坊町第二
9	松賀茂
10	西開
11	高槻
12	宮ノ内
13	玉岡
14	団栗橋
15	東開
16	屋形町

### 3-10. 京都市全域の街区公園での鳥類調査（調査②）

調査②は、2018年5月～7月の期間に調査①と同様の手法で行った。天候は、晴れもしくは曇りの日で調査時間は午前5時から14時30分までの間に、ポイントセンサス法<sup>89)</sup>を用いて、1街区公園当たり5回ずつ調査を実施した。調査範囲は各公園の境界よりも内側とし、上空については調査①と同様に街区公園に植栽されている樹木の高さを考慮して、地表から高さ15mまで飛翔している鳥類を調査対象とした。1街区公園につき10分間、公園内で目視、および声のきかれた鳥類の種名、個体数を記録した。目視では双眼鏡（倍率8倍）を使用した。調査地点間で調査時刻に偏りが生じないように調査順序は無作為とし、調査時期にも偏りがでないように行った。調査より得た鳥類調査結果はGISで全てデータベース化し、解析に用いた。

### 3-11. 調査②での環境要因

街区公園に出現する鳥類に影響を与える環境要因として調査①から得られた知見を参考に、それぞれ以下のように算出した。

#### 3-11-1. 公園面積

分析①では、GIS を用いて街区公園の外周をデジタルトレースし、作成した街区公園ポリゴンから街区公園面積を算出したが、分析②では公園の数が非常に多いため、京都市が公表している公園の台帳「京都市の公園」（2017年06月08日）<sup>108)</sup>に記載されている開園面積を公園の面積とした。

#### 3-11-2. 公園内緑被率

分析①と同様の手法で街区公園内の緑被ポリゴンを作成し、緑被ポリゴンの面積を台帳からの街区公園面積で除することによって街区公園内の緑被率を算出した。

#### 3-11-3. 公園周辺の農耕地被覆率

分析①では、1/2,500の京都市都市計画図と地理院地図を参考に、対象公園周辺の農耕地についてGISでデジタルトレースし、農耕地被覆率を算出した。しかし、分析②では京都市全域を対象としていることから、範囲が非常に広範囲であったため、農林水産省統計部生産流通消費統計課<sup>109)</sup>が整備している京都市の農耕地GISデータを用いて周辺の農耕地被覆率を算出した。なお、農林水産省からの農耕地GISデータは2018年作成であり、宅地化等により耕地以外の土地利用に変わった区画、および樹木が生い茂り果樹園または遊休農地と考えられる区画が含まれている可能性があるため、2018年のGoogle earthの写真を利用し、詳細に確認後、土地利用が改変されている区画等は修正し、解析に用いた。

そして公園の境界から半径50mごとに500mまでバッファを広げていき、各バッファ内の農耕地面積を算出し、それをバッファ面積で割ることで、公園周辺部の50mごとの農耕地被覆率を算出した。

#### 3-11-4. 公園周辺の緑被率

公園の境界から半径 50m ごとに 500m までバッファを広げていき、各バッファ内の緑地面積を算出し、それをバッファ面積で割ることで、公園周辺部の 50m ごとの緑被率を算出した。ただし、分析①で用いた樹林地ポリゴンと一部修正した農林水産省からの農耕地ポリゴンでは位置が重複している箇所が多く確認されたことから、農耕地ポリゴンと重複している箇所を除いた樹林地ポリゴンを分析②では用いた。

#### 3-11-5. 大規模（8ha 以上）樹林地・大河川との距離

街区公園の中心から大規模（8ha 以上）樹林地との距離を、GIS を用いて算出した。ただし、公園周辺の緑被率算出の際と同様に、農耕地ポリゴンと重複している箇所を除いた樹林地ポリゴンから大規模（8ha 以上）樹林地を抽出し直し、分析②ではそれを用いた。また、第 2 章と同様に京都市緑の基本計画内で緑の骨格として描かれている鴨川（賀茂川）、高野川、宇治川、桂川を対象として、大河川との距離も GIS を用いて算出した。

#### 3-12. 分析方法（分析②）

調査地を分類したグループごとに鳥類調査結果を集計し、鳥類の出現傾向を把握した。続いて、前述の環境要因と鳥類調査結果との相関関係を確認後、CCA を用いて調査を行った街区公園の環境要因と出現鳥類との関係性を視覚的に確認した。また、GLMM を用いて鳥類の出現を説明する変数を選択し、影響を与える環境要因の抽出を行った。

また、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と出現鳥類数とのプロット図を作成して鳥類種の出現傾向を読み取り、マン・ホイットニーの U 検定で鳥類種の出現が変化する大規模（8ha 以上）樹林地までの距離を抽出した。その結果をもとにした大規模（8ha 以上）樹林地までの距離ごとに公園をグループに分け、そのグループごとに鳥類に影響を与える環境要因の変化を確認した。

### 3-13. 鳥類調査（調査②）の結果

鳥類調査の結果，確認された鳥類の総種数は 20 種，総個体数は 4,308 羽であった。公園ごとの鳥類調査結果を表 3-7，表 3-8 に示した。

表 3-7，表 3-8 をみると，最多の 11 種の鳥類が出現した街区公園は，大規模（8ha 以上）樹林地から 0-250m 圏内にあって左京区の京都市立北白川小学校の隣に位置する北白川公園，同様に大規模（8ha 以上）樹林地から 0-250m 圏内にあって西京区の桓武天皇御母御陵の隣に位置する北沓掛第二（天蓋の花）公園，大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内にあって左京区の京都市立養生小学校の隣に位置する飛鳥井公園であった。

最少の 2 種の鳥類が出現した街区公園は，大規模（8ha 以上）樹林地から 0-250m 圏内にあって山科区の住宅地内に位置する堂田公園，大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内にあって中京区の大規模商業施設の隣に位置する榎尾公園，大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内にあって伏見区の住宅地内に位置する森の宮第四公園，大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた場所において伏見区の鴨川と住宅地の間に位置する深草向川原公園，大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた場所において山科区の住宅地内に位置する厨子奥公園であった。

表 3-7 公園別の鳥類調査結果 1

公園名称	キジバト	トビ	コガラ	アカモズ	モズ	ハシボソ ガラス	ハシブト ガラス	ヤマ ガラス	シジュウ ウカラ	コガラ	ツバメ	コシアカ ツバメ	ヒヨドリ	ウグイス	エナガ	メジロ	ムクドリ	インビ ヨドリ	スズメ	カワラ ヒヨ	種数	個体数
馬ノ目	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	13	1	4	28
西浦	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	4	0	0	0	17	1	89	3	7	124
北東	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	0	1	0	0	2	0	0	0	0	5	13
鷹が峯	1	0	0	0	0	2	4	0	0	0	3	0	7	0	0	6	5	0	8	1	9	37
塚本	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	9	0	2	0	0	1	3	0	32	3	9	56
上終	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0	6	0	4	0	0	2	0	0	34	0	7	51
西松本	8	0	0	0	0	0	9	0	0	0	3	0	0	0	0	0	19	0	43	5	6	87
堂田	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	16	0	2	18
高岸南	0	1	0	0	0	0	7	0	0	0	10	6	1	0	0	0	0	3	20	1	8	49
北白川	4	1	1	0	0	3	1	0	0	0	13	0	3	0	0	1	1	0	41	1	11	70
二条	4	0	1	0	0	14	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	25	0	90	0	7	141
東軸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	1	15	0	3	23
松田	8	0	0	0	0	2	6	0	0	0	12	1	2	0	0	2	14	0	49	8	10	104
宮の前	1	0	0	0	0	4	12	0	0	0	1	0	2	0	0	3	4	0	17	1	9	45
南禅寺草川	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	5	0	5	10
長岡	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	24	0	0	0	0	3	1	0	26	0	6	59
音戸山	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	3	0	5	7
松峠	6	1	0	0	0	0	0	2	2	0	22	0	6	3	0	9	0	0	19	0	9	70
長谷北第二	4	0	0	0	0	0	2	0	2	0	3	3	11	0	0	0	0	1	24	2	9	52
東新林	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	7	0	0	0	6	0	36	0	6	54
北沓掛第二(天蓋の花)	0	0	1	0	0	1	0	4	4	1	14	0	3	0	5	8	0	0	21	3	11	65
栗田坊町第二	0	3	1	0	0	1	1	0	5	0	2	0	3	0	0	3	0	0	7	0	9	26
西境谷北	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	11	0	7	0	0	5	14	0	20	3	9	66
壁峨	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	12	0	3	0	0	19	0	0	29	2	6	66
稲荷	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	26	0	4	31
星池	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	23	0	3	28
榎尾	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	16	0	2	18
野間詰	3	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	79	1	5	100
衣笠南道	3	0	0	0	0	5	2	0	0	0	1	0	7	0	0	6	0	0	36	0	7	60
石原	2	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0	57	0	4	106
飛鳥井	3	0	0	0	0	1	3	0	2	0	6	0	1	0	6	2	11	1	74	0	11	110
江ノ本	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	3	3	16
忠在地第二	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	5	5	0	0	0	0	2	9	0	6	25
西大路町	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	1	1	32	0	7	43
一乗寺	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	15	0	35	0	5	55
森の宮第四	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	15	0	2	29
小松原	8	0	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	61	1	7	79
忠在地	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	9	0	1	0	0	1	12	0	22	0	7	53
鳥帽子	1	0	0	0	0	2	3	0	2	0	2	0	2	0	0	2	8	0	31	2	10	55
三条東	1	0	0	0	0	0	8	0	0	0	5	0	5	0	0	4	0	0	33	0	6	56

表 3-8 公園別の鳥類調査結果 2

公園名称	キジバト	トビ	コゲラ	アカモズ	モズ	ハシボソガラス	ハシブトガラス	ヤマガラス	シジュウカラ	コガラ	ツバメ	コシアカツバメ	ヒヨドリ	ウグイス	エナガ	メジロ	ムクドリ	イソヒヨドリ	スズメ	カワラヒワ	種数	個体数
三奈東	1	0	0	0	0	0	8	0	0	0	5	0	5	0	0	4	0	0	33	0	6	56
玄塚南	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	4	0	0	2	0	0	16	0	5	27
大築	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	44	1	5	49
山殿	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	78	0	3	85
小野莊司(小町台)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	4	0	27	0	5	36
松瀬茂	5	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	4	0	6	13	36	0	42	0	9	112
西開	1	0	0	0	0	0	3	0	2	0	8	0	11	0	0	0	1	0	17	5	8	48
山端	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	14	0	2	0	0	2	0	0	21	0	7	42
衣手(佃)	6	0	0	0	0	7	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	8	0	113	3	6	149
深草向川原	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	32	0	2	57
奈須野	1	0	0	1	0	4	2	0	3	0	3	0	0	0	0	0	21	0	68	4	9	107
御霊	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	65	2	5	76
西九条	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0	39	0	5	49
神明	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	24	0	4	27
小川児童	4	0	0	0	0	4	1	0	1	0	0	0	8	0	0	3	3	0	55	0	8	79
高槻	3	0	0	0	0	2	3	0	0	0	5	0	0	0	0	1	3	0	51	0	7	68
宮ノ内	1	0	0	0	0	1	5	0	0	0	14	0	0	0	0	0	2	0	56	0	6	79
中ノ坪	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	17	0	92	8	7	123
鹿垣	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	5	0	0	2	0	0	18	0	7	30
清井	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	39	0	3	43
厨子奥	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	2	25	
玉岡	3	0	0	0	1	0	5	0	0	0	12	0	1	0	0	3	3	0	53	0	8	81
団栗橋	1	1	0	0	0	1	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	8	0	6	17	
西政所児童	7	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	71	0	6	84	
太秦	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	34	0	4	42
火打形	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	77	0	50	2	6	139
田中宮	16	0	0	0	0	10	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	57	4	6	101
鉾立	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	1	18	2	6	32
川田火ノ上	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	4	0	0	0	2	0	17	0	4	29
東開	5	0	2	0	0	2	1	0	3	0	0	0	1	0	0	4	20	0	72	1	10	111
屋形町	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	25	0	14	0	4	50
草海道	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0	2	41	3	6	57
二の丸	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	4	2	0	44	10	7	69

### 3-14. 分析②の結果

#### 3-14-1. 調査地の選定毎に分けた鳥類集計結果

表 3-7, 表 3-8 の結果を, 調査地選定の際に分類した街区公園のグループごとに集計し, 全種数と全個体数, および都市忌避種, 適応種, 利用種の各種数と個体数の結果を表 3-9, 表 3-10 に示し, それをグラフに表したものを図 3-14 に示した。都市への適応度合いに沿った鳥類種の分類は, 2 章の表 2-2 で示したものと同様である。

図 3-14 の全種数をみると, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離, および周辺 50m 圏内の緑被率が同じ条件において, 公園内緑被率が低い街区公園グループと高い街区公園グループを比較した。その結果, 全てのグループ間で公園内緑被率が高いグループの方で, 鳥類の出現種数が多くなる傾向にあった。また, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離, および公園内緑被率が同じ条件で, 周辺 50m 圏内の緑被率が低い公園グループ, 中程度の公園グループ, 高い公園グループを比較した。その結果, 周辺 50m 圏内の緑被率が高くなるほど出現種数が増加する傾向が確認された。

全個体数をみると, 他の条件は同じで公園内緑被率が低い街区公園グループと高い街区公園グループで比較した。その結果, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離が 250~500m 圏内の街区公園では, 全種数と同様に公園内緑被率が高いグループの方において, 鳥類の出現種数が多くなる傾向にあったが, 他の公園ではその傾向は明瞭に確認されなかった。また, 他の条件は同じで周辺 50m 圏内の緑被率が異なる公園グループ間でも明瞭な傾向は確認されなかった。

都市忌避種をみると, 他の条件は同じで公園内緑被率が異なる街区公園グループ間を比較した。その結果, 種数と個体数ともに公園内緑被率が高い街区公園グループで出現の多い傾向があった。他の条件が同じで周辺 50m 圏内の緑被率が異なる街区公園グループ間を比較すると, 周辺 50m 圏内の緑被率が高くなるほど出現も多くなる傾向があった。

都市適応種をみると, 他の条件は同じで公園内緑被率が異なる街区公園グループ間を比較した。その結果, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離が 250~500m 圏内の公園では, 公園内緑被率が高い街区公園グループの方に鳥類の出現が多くなる傾向であったが, 他の公園ではその傾向が明瞭に確認されなかった。ま



た，他の条件は同じで周辺 50m 圏内の緑被率が異なる街区公園グループ間でも明瞭な傾向は確認されなかった。

都市利用種をみると，他の条件は同じで公園内緑被率が異なる街区公園グループ間を比較すると明瞭な傾向は確認されなかった。また，他の条件が同じで周辺 50m 圏内の緑被率が異なる街区公園グループ間を比較しても，明瞭な傾向は確認されなかった。

表 3-9 鳥類調査集計結果 1

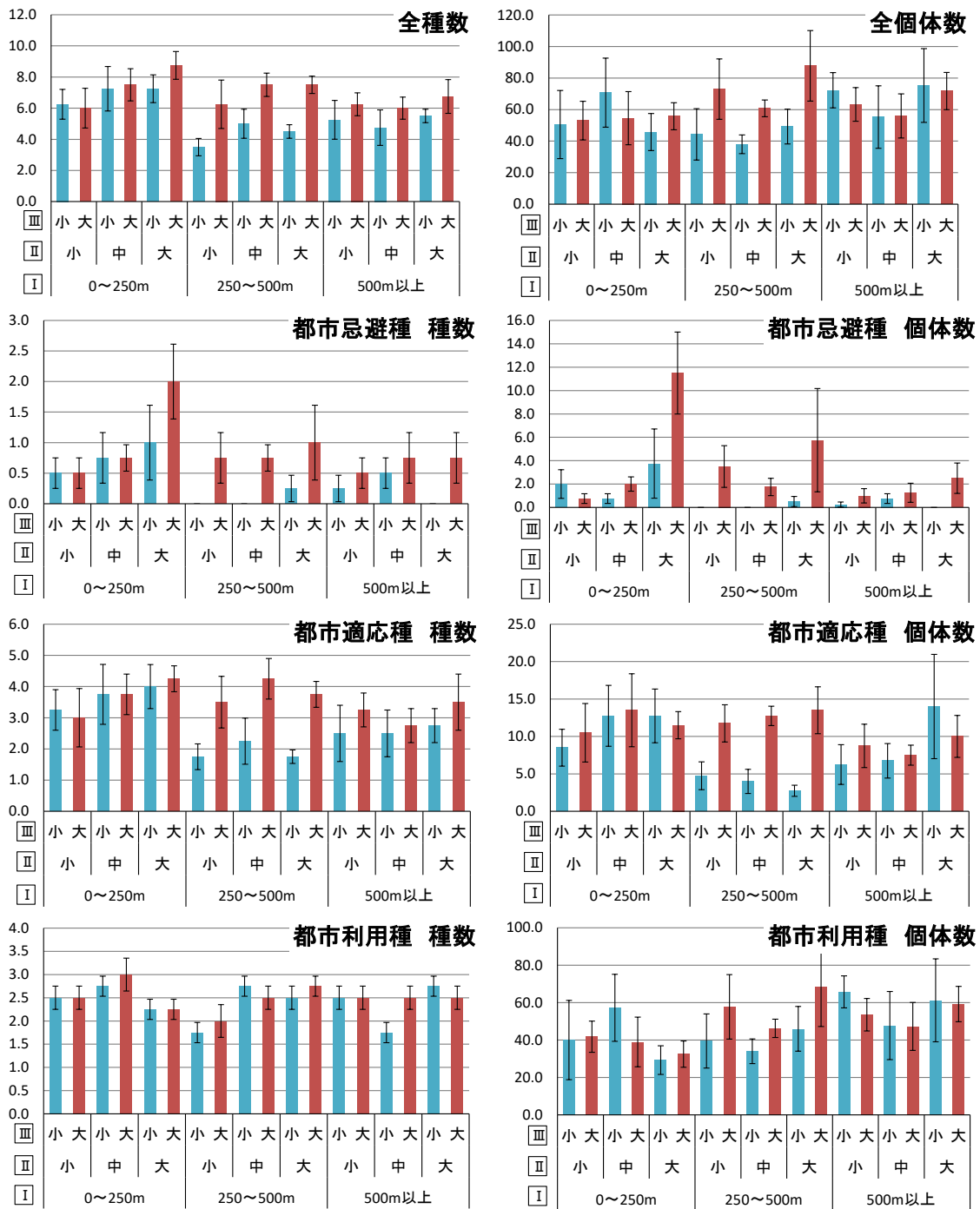
3ha 以上樹林地からの距離	～250m						250～500m						500m 以上					
	小		中		大		小		中		大		小		中		大	
	小	大	小	大	小	大	小	大	小	大	小	大	小	大	小	大	小	大
周辺 50m 圏内緑被率	6.3 (±1.9)	6.0 (±2.5)	7.3 (±2.9)	7.5 (±1.2)	7.3 (±1.8)	8.8 (±1.8)	3.5 (±1.1)	6.3 (±3.1)	5.0 (±1.9)	7.5 (±1.5)	4.5 (±0.9)	7.5 (±1.5)	5.3 (±2.5)	6.3 (±1.5)	4.8 (±2.3)	6.0 (±1.4)	5.5 (±0.9)	6.8 (±2.2)
全種数	50.5 (±43.3)	53.0 (±24.5)	70.8 (±43.8)	54.5 (±33.7)	45.8 (±23.4)	55.8 (±17.2)	44.3 (±32.5)	73.0 (±38.3)	38.0 (±11.9)	60.8 (±10.6)	49.3 (±22.1)	87.8 (±44.8)	72.3 (±22.3)	63.3 (±21.4)	55.3 (±39.7)	56.0 (±28.0)	75.3 (±46.7)	71.8 (±23.7)
全個体数	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.5 (±0.5)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.5 (±0.5)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.5 (±0.9)
コゲラ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
アカモズ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
モズ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
ヤマガラ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.5 (±0.9)	1.0 (±1.7)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
コガラ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.3 (±0.4)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
ウグイス	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.8 (±1.3)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
エナガ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	1.3 (±2.2)	0.0 (±0.0)	1.5 (±2.6)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
メジロ	2.0 (±2.4)	0.8 (±0.8)	0.3 (±0.4)	2.0 (±1.2)	2.5 (±3.8)	8.8 (±6.2)	0.0 (±0.0)	2.0 (±2.4)	0.0 (±0.0)	1.8 (±1.5)	0.5 (±0.9)	3.8 (±5.4)	0.0 (±0.0)	1.0 (±1.2)	0.8 (±0.8)	1.0 (±1.2)	0.0 (±0.0)	2.0 (±2.0)
都市忌避種 種数	0.5 (±0.5)	0.5 (±0.5)	0.8 (±0.8)	0.8 (±0.4)	1.0 (±1.2)	2.0 (±1.2)	0.0 (±0.0)	0.8 (±0.8)	0.0 (±0.0)	0.8 (±0.4)	0.3 (±0.4)	1.0 (±1.2)	0.3 (±0.4)	0.5 (±0.5)	0.5 (±0.5)	0.8 (±0.8)	0.0 (±0.0)	0.8 (±0.8)
都市忌避種 個体数	2.0 (±2.4)	0.8 (±0.8)	0.8 (±0.8)	2.0 (±1.2)	3.8 (±5.9)	11.5 (±7.0)	0.0 (±0.0)	3.5 (±3.6)	0.0 (±0.0)	1.8 (±1.5)	0.5 (±0.9)	5.8 (±8.8)	0.3 (±0.4)	1.0 (±1.2)	0.8 (±0.8)	1.3 (±1.6)	0.0 (±0.0)	2.5 (±2.6)
都市適応種	1.0 (±1.2)	2.8 (±3.1)	2.0 (±2.0)	2.8 (±3.0)	2.5 (±2.6)	0.3 (±0.4)	2.0 (±1.6)	2.3 (±0.8)	0.8 (±0.8)	3.8 (±2.9)	0.8 (±0.8)	3.3 (±2.3)	0.8 (±0.4)	2.3 (±1.3)	1.3 (±0.8)	2.8 (±2.7)	5.8 (±6.2)	3.3 (±2.0)
トビ	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.5 (±0.5)	0.0 (±0.0)	0.3 (±0.4)	0.8 (±1.3)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.3 (±0.4)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)
ハシボソガラス	0.8 (±0.8)	1.3 (±1.3)	4.3 (±5.8)	1.8 (±1.5)	0.5 (±0.5)	1.5 (±0.9)	1.8 (±3.0)	4.8 (±5.1)	0.3 (±0.4)	1.8 (±2.0)	0.3 (±0.4)	2.0 (±2.9)	2.8 (±1.9)	1.8 (±1.5)	1.5 (±1.5)	1.0 (±1.2)	3.0 (±4.1)	1.0 (±0.7)
ハシブトガラス	2.3 (±2.3)	3.0 (±3.5)	3.5 (±3.0)	4.5 (±5.0)	1.3 (±1.3)	0.8 (±0.8)	0.0 (±0.0)	1.3 (±1.3)	0.8 (±0.8)	3.5 (±2.9)	0.0 (±0.0)	1.5 (±1.1)	0.5 (±0.9)	2.3 (±1.9)	0.3 (±0.4)	3.0 (±2.1)	2.0 (±3.5)	0.3 (±0.4)

表 3-10 鳥類調査集計結果 2

8ha 以上樹林地からの距離	～250m												250～500m												500m 以上											
	小			中			大			小			中			大			小			中			大											
	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数	小	大	種数												
公園内緑被率	0.0	0.0	0.0	1.0	1.3	2.3	0.0	0.5	0.8	0.0	0.8	0.3	0.5	0.8	0.3	0.5	0.8	0.3	0.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8											
シジュウカラ	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±1.7)	(±0.8)	(±2.3)	(±0.0)	(±0.9)	(±0.8)	(±0.0)	(±0.8)	(±0.4)	(±0.9)	(±1.3)	(±0.4)	(±0.9)	(±1.3)	(±0.4)	(±0.9)	(±1.3)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±1.3)											
ヒヨドリ	3.0	1.5	1.0	1.3	6.3	4.0	0.8	2.0	2.3	1.5	2.3	1.3	4.3	0.0	2.3	1.8	0.5	1.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.8											
	(±2.7)	(±1.7)	(±1.2)	(±0.8)	(±3.6)	(±1.7)	(±0.8)	(±2.9)	(±1.6)	(±2.1)	(±1.6)	(±1.6)	(±4.1)	(±0.0)	(±3.3)	(±2.0)	(±0.5)	(±1.7)	(±0.8)						(±0.8)											
都市適応種	0.3	0.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.8	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.5	(±0.4)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	0.5											
イソヒヨドリ	(±0.4)	(±0.0)	(±1.2)	(±0.0)	(±0.4)	(±0.8)	(±0.0)	(±0.4)	(±0.8)	(±0.0)	(±0.4)	(±0.0)	(±0.8)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.4)	(±0.9)					(±0.9)											
カワラヒロ	1.3	2.0	0.5	2.3	0.5	2.0	0.3	0.8	0.8	0.0	0.8	0.3	2.0	1.5	0.0	2.0	0.0	2.0	3.5					2.0	3.5											
	(±1.1)	(±2.1)	(±0.5)	(±3.3)	(±0.9)	(±1.2)	(±0.4)	(±1.3)	(±0.8)	(±0.0)	(±0.8)	(±0.4)	(±2.1)	(±1.7)	(±0.0)	(±3.5)	(±0.0)	(±1.4)	(±3.9)					(±1.4)	(±3.9)											
都市適応種 種数	3.3	3.0	3.8	3.8	4.0	4.3	1.8	3.5	4.3	2.3	4.3	1.8	3.8	2.5	3.3	2.5	2.8	2.8	3.5					2.8	3.5											
	(±1.3)	(±1.9)	(±1.9)	(±1.3)	(±1.4)	(±0.8)	(±0.8)	(±1.7)	(±1.3)	(±1.5)	(±1.3)	(±0.4)	(±0.8)	(±1.1)	(±1.1)	(±1.5)	(±1.1)	(±1.1)	(±1.8)					(±1.1)	(±1.8)											
都市適応種 個体数	8.5	10.5	12.8	13.5	12.8	11.5	4.8	11.8	12.8	4.0	12.8	2.8	13.5	6.3	8.8	6.8	7.5	14.0	10.0					14.0	10.0											
	(±4.9)	(±7.8)	(±8.1)	(±9.8)	(±7.2)	(±3.6)	(±3.7)	(±5.0)	(±3.2)	(±2.6)	(±1.5)	(±6.3)	(±5.8)	(±5.3)	(±5.8)	(±4.6)	(±2.7)	(±13.9)	(±5.6)					(±13.9)	(±5.6)											
ツバメ	6.5	5.0	7.8	9.8	6.5	9.8	1.0	1.8	4.0	6.0	4.0	3.5	9.0	7.5	5.0	0.3	4.0	3.8	4.8					3.8	4.8											
	(±2.2)	(±2.7)	(±4.4)	(±9.3)	(±9.0)	(±4.6)	(±1.2)	(±2.5)	(±3.4)	(±4.9)	(±1.7)	(±4.6)	(±5.5)	(±10.2)	(±5.5)	(±0.4)	(±4.6)	(±2.5)	(±3.7)					(±2.5)	(±3.7)											
コシアカツバメ	0.0	0.0	1.5	0.3	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0					0.0	0.0											
	(±0.0)	(±0.0)	(±2.6)	(±0.4)	(±1.3)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±2.2)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)	(±0.0)					(±0.0)	(±0.0)											
ムクドリ	5.5	5.5	6.5	4.8	1.5	3.5	2.5	11.3	4.0	5.5	5.5	1.3	11.3	7.3	2.0	5.0	1.8	22.0	11.8					22.0	11.8											
	(±6.9)	(±7.9)	(±10.7)	(±5.5)	(±2.6)	(±6.1)	(±4.3)	(±13.9)	(±6.4)	(±4.8)	(±4.8)	(±1.6)	(±14.6)	(±8.1)	(±1.2)	(±7.0)	(±1.8)	(±31.8)	(±10.9)					(±31.8)	(±10.9)											
スズメ	28.0	31.3	41.5	24.3	20.5	19.3	36.0	44.8	22.8	36.8	41.3	48.3	46.5	51.0	42.5	41.5	35.5	42.8						35.5	42.8											
	(±35.4)	(±7.9)	(±29.7)	(±16.1)	(±11.8)	(±7.9)	(±25.1)	(±23.2)	(±11.0)	(±14.6)	(±23.4)	(±38.6)	(±13.1)	(±29.7)	(±23.4)	(±18.2)	(±20.5)							(±18.2)	(±20.5)											
都市利用種 種数	2.5	2.5	2.8	3.0	2.3	2.3	1.8	2.0	2.8	2.5	2.5	2.5	2.8	2.5	2.5	1.8	2.5	2.8	2.5					2.5	2.5											
	(±0.5)	(±0.5)	(±0.4)	(±0.7)	(±0.4)	(±0.4)	(±0.4)	(±0.7)	(±0.4)	(±0.5)	(±0.5)	(±0.5)	(±0.4)	(±0.5)	(±0.5)	(±0.4)	(±0.5)	(±0.4)	(±0.5)					(±0.4)	(±0.5)											
都市利用種 個体数	40.0	41.8	57.3	39.0	29.3	32.5	39.5	57.8	34.0	46.3	46.0	68.5	53.5	47.8	47.3	61.3	59.3							61.3	59.3											
	(±42.4)	(±16.7)	(±35.9)	(±26.6)	(±15.3)	(±14.0)	(±29.0)	(±34.4)	(±13.2)	(±9.8)	(±23.9)	(±42.5)	(±17.4)	(±36.5)	(±25.6)	(±44.3)	(±18.9)							(±44.3)	(±18.9)											

※種数の単位は種，それ以外は羽で表す。カッコ内は，標準偏差を表す。

※種数の平均値は，調査箇所ごとに5回の調査で確認された種数を算出し，算出した箇所ごとの種数の合計を調査箇所数で割った値を示す。



※図のエラーバーは標準誤差の範囲を示す。

I：大規模（8ha以上）樹林地までの距離，II：周辺50m圏内の緑被率，  
III：公園内緑被率

図 3-14 調査地選定時に分類したグループでの鳥類集計結果（調査②）

### 3-14-2. 街区公園に出現する鳥類と環境要因との単相関

調査②を行った街区公園の環境要因間の単相関結果を表 3-11 に、調査②で得られた鳥類調査結果と公園の環境要因との単相関結果を表 3-12 に示した。

表 3-11 の公園内緑被面積をみると、開園面積と 0.868 ( $p<0.01$ ) の値を示し、高い正の相関が確認された。公園の面積が増加する分、植栽される樹木が増加し、公園内緑被面積が増加する傾向が確認された。ただし、開園面積と公園内緑被率に相関関係はなく、公園面積の増加に伴って緑被面積は増加するが、公園内の緑被率は増加するわけではない。公園内緑被面積は公園内緑被率と 0.576 ( $p<0.01$ ) の値を示したことから中位の正の相関があるが、これは緑被面積を使用して緑被率（公園内緑被面積/開園面積）を算出しているためである。公園内緑被面積と公園内緑被率は、周辺農耕地被覆率と -0.238～-0.330 までの値を示し、低い負の相関があるため、公園内の緑被率が大きい街区公園ほど、周辺の農耕地被覆率が小さい傾向が確認された。

開園面積は周辺 500m 圏内の緑被率と -0.240 ( $p<0.05$ ) の値を示し、低い負の相関があるため、面積が大きい街区公園ほど、周辺 500m という広範囲の緑被率が小さい場所に位置している傾向が確認された。

大規模（8ha 以上）樹林地までの距離は大規模河川までの距離と -0.306 ( $p<0.01$ ) の値を示し、低い負の相関があるため、大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園は大規模河川からは遠ざかる傾向が確認された。また、周辺緑被率と大規模（8ha 以上）樹林地までの距離は -0.667～-0.844 の値を示し、高い負の相関があるため、大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園ほど、周辺の緑被率が高くなる傾向が確認された。続いて、表 3-12 から鳥類の出現状況と公園の環境要因との関係性の把握を行った。

表 3-12 に示したように、全種数をみると、公園内緑被面積とは 0.434 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、開園面積とは 0.363 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、公園内緑被率とは 0.273 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い正の相関、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離とは -0.291 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い負の相関が確認された。周辺緑被率とは、0.249～0.347 の値を示して低い正の相関が確認され、広い範囲の緑被率ほど相関係数が大きくなっていく傾向があったが、周辺の農耕地被覆率とは相関が確認されなかった。出現した鳥類の全種数につ

いては、大規模（8ha 以上）樹林地に近く、周辺広範囲の緑被率が高く、公園の面積が大きくて緑被率が高い公園ほど、多くの鳥類種が出現する傾向が確認された。

全個体数では、公園内緑被面積と開園面積が 0.515 ( $p<0.01$ ) と 0.596 ( $p<0.01$ ) の値を示し、中位の正の相関が確認され、大規模河川までの距離とは -0.295 ( $p<0.05$ ) の値を示し、低い負の相関が確認されたが、他の要因との相関関係は確認されなかった。環境評価指数は、全種数と同様の相関関係が確認された。

都市忌避種の種数と大規模（8ha 以上）樹林地までの距離とは -0.365 ( $p<0.01$ ) の低い値を示して負の相関、個体数と大規模（8ha 以上）樹林地までの距離とは -0.428 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の負の相関が確認された。都市忌避種の種数と周辺緑被率とは 0.299～0.409 の値を示して低～中位の正の相関、都市忌避種の個体数と周辺緑被率とは 0.311～0.417 の値を示し、低～中位の正の相関が確認された。ただし、全種数とは反対に狭い範囲の緑被率ほど、相関係数が大きくなる傾向があった。

個別の種については、ヤマガラ、コガラ、ウグイス、メジロは大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と -0.415 ( $p<0.01$ )、-0.308 ( $p<0.01$ )、-0.308 ( $p<0.01$ )、-0.438 ( $p<0.01$ ) の値を示して低～中位の負の相関が確認された。周辺緑被率とはヤマガラが 0.265～0.457、コガラが 0.245～0.352、ウグイスが 0.287～0.329、メジロが 0.336～0.397 の値を示して低～中位の正の相関が確認された。個別の種についても忌避種全体の種数や個体数と同様の傾向を示していた。ただし、アカモズだけは 50m から 200m の狭い範囲の農耕地被覆率と 0.251～0.413 の値を示して低～中位の正の相関が確認された。都市忌避種は大規模（8ha 以上）樹林地に近く、狭い範囲の周辺緑被率が高い公園に多く出現する傾向が確認され、街区公園の開園面積、街区公園内の緑被率とは関係性が確認されなかった。

都市適応種の種数は、公園内緑被面積と 0.398 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、開園面積と 0.330 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、街区公園内の緑被率と 0.253 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い正の相関、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と -0.243 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い負の相関、広い範囲の周辺緑被率と 0.266～0.302 の値を示して低い正の相関、広い範囲の農耕地被覆率と -0.235～-0.271 の値を示して低い負の相関が確認された。適応種の個体数は、

公園内緑被面積と 0.384 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、公園面積と 0.367 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関が確認されたが、他の相関関係はなかった。

個別の種をみると、トビ、シジュウカラ、ヒヨドリは大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と -0.337 ( $p<0.01$ )、-0.397 ( $p<0.01$ )、-0.430 ( $p<0.01$ ) の値を示して低～中位の負の相関があった。中でもシジュウカラ、ヒヨドリは 500m までの周辺緑被率と 0.292～0.406、0.307～0.370 の値を示して低～中位の正の相関があった。キジバト、ハシボソガラスは公園内緑被面積と 0.372 ( $p<0.01$ )、0.307 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、公園面積と 0.395 ( $p<0.01$ )、0.329 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関が確認されたが、他の要因との関係性は確認されなかった。イソヒヨドリは公園内緑被率と -0.302 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い負の相関、カワラヒワは狭い範囲での周辺農耕地被覆率と 0.236～0.360 の値を示して低い正の相関が確認された。都市適応種は大規模（8ha 以上）樹林地に近く、公園面積が大きくて公園内緑被率が高く、広い範囲の緑被率が高い場所に多くの種が出現する傾向があるが、出現傾向は忌避種よりも種毎にばらつきがあった。

都市利用種の種数は、公園内緑被面積と 0.311 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、開園面積と 0.367 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関があった。個体数は種数と同様に公園内緑被面積、開園面積と正の相関関係にあったがそれだけでなく、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と 0.273 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い正の相関、大規模河川までの距離と -0.343 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い負の相関、広い範囲の周辺緑被率と -0.234～-0.261 の値を示して低い負の相関があった。

個別の種をみると、ツバメは大規模河川までの距離と -0.327 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い負の相関、広い範囲の周辺緑被率と 0.246～0.283 の値を示して低い正の相関があった。コシアカツバメは広い範囲の周辺緑被率と 0.236～0.290 の値を示して低い正の相関、公園内緑被面積と -0.304 ( $p<0.01$ )、公園内緑被率と -0.250 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い負の相関があった。ムクドリは大規模河川までの距離と -0.275 ( $p<0.05$ ) の値を示して低い負の相関、公園内緑被面積と 0.391 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関、開園面積と 0.462 ( $p<0.01$ ) の値を示し

て中位の正の相関があった。スズメは公園内緑被面積と 0.426 ( $p<0.01$ ), 開園面積と 0.507 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関, 大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離と 0.313 ( $p<0.01$ ) の値を示して低い正の相関, 周辺緑被率と -0.252 ~ -0.325 の値を示して低い負の相関が確認された。周辺緑被率とは範囲が広範囲になるほど相関係数が増加した。都市利用種は大規模 (8ha 以上) 樹林地までの距離が遠く, 広い範囲の緑被率が低く, 面積が大きい公園に多く出現する傾向にあり, 公園内の緑被率とは関係性が確認されなかった。ただし, ツバメやコシアカツバメでは周辺広い範囲の緑被率が高い公園に多く出現する傾向が確認された。





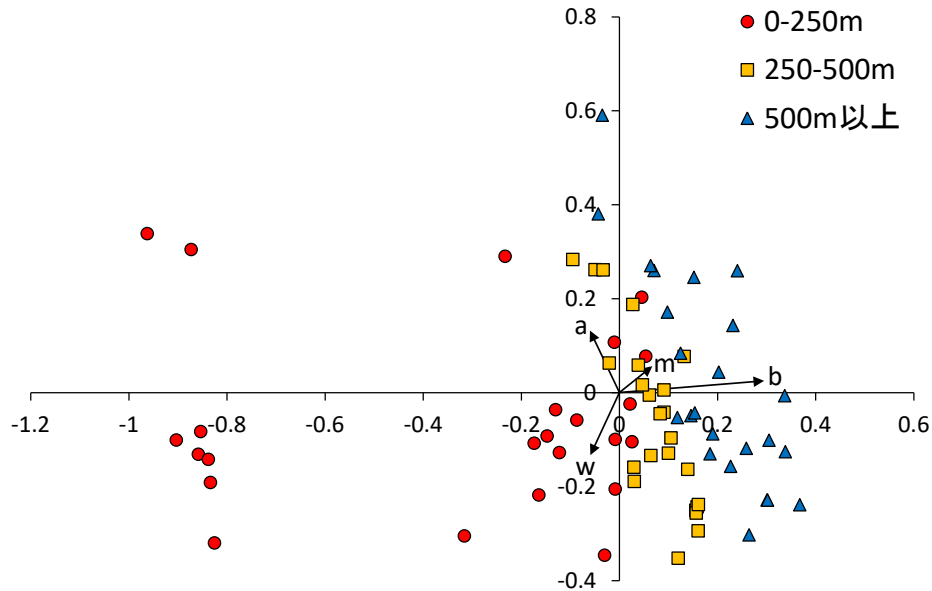
表 3-12 鳥類調査結果と環境要因との単相関結果

種	公国内緑被面積	開園面積	公園内緑被率	大規模樹林地までの距離	大規模模河川までの距離	周辺緑被率										周辺農耕地率										
						50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	
全種数	0.434**	0.363**	0.273*	-0.291*	-0.022	0.299*	0.254*	0.230	0.249**	0.258**	0.291*	0.325**	0.340**	0.347**	0.347**	0.037	-0.088	-0.181	-0.190	-0.177	-0.177	-0.194	-0.194	-0.186	-0.197	-0.197
全個体数	0.515**	0.596**	0.070	-0.295*	-0.017	-0.051	-0.102	-0.131	-0.137	-0.128	-0.122	-0.122	-0.132	-0.144	-0.160	0.211	0.080	0.028	0.020	0.033	0.019	0.007	0.015	0.015	0.026	0.026
環境評価指数	0.365**	0.262*	0.280*	-0.370**	0.044	0.367**	0.321**	0.296*	0.309**	0.320**	0.339**	0.339**	0.351**	0.358**	0.356**	-0.053	-0.132	-0.218	-0.205	-0.200	-0.213	-0.206	-0.219	-0.219	-0.215	-0.215
コゲラ	0.152	0.087	0.211	-0.131	0.040	0.254*	0.239*	0.184	0.165	0.137	0.117	0.098	0.092	0.086	0.068	0.182	-0.204	-0.225	-0.230	-0.202	-0.202	-0.195	-0.190	-0.199	-0.192	-0.192
アカモズ	0.059	0.070	-0.013	0.072	-0.137	-0.110	-0.108	-0.058	-0.051	-0.016	0.007	0.017	0.015	0.011	0.011	0.413**	0.288*	0.251*	0.221	0.181	0.147	0.147	0.125	0.118	0.105	0.105
ヤマゲラ	0.040	0.021	0.029	-0.415**	0.088	-0.014	-0.028	-0.066	-0.02	-0.005	-0.022	-0.042	-0.056	-0.055	-0.055	-0.076	-0.095	-0.109	-0.121	-0.125	-0.092	-0.109	-0.111	-0.115	-0.099	-0.099
コガラ	0.073	0.049	0.070	-0.308**	0.138	0.457**	0.433**	0.425**	0.400**	0.357**	0.321**	0.299*	0.281*	0.265*	0.265*	-0.103	-0.069	-0.044	0.063	0.114	0.115	0.107	0.112	0.124	0.133	0.133
ウグイス	0.057	0.049	-0.075	-0.308**	0.138	0.352**	0.315**	0.303**	0.286	0.245*	0.209	0.188	0.169	0.153	0.153	-0.076	-0.018	0.005	0.073	0.102	0.090	0.073	0.077	0.082	0.084	0.084
エナガ	0.118	0.105	0.051	-0.089	0.028	0.142	0.114	0.079	0.072	0.051	0.032	0.036	0.289*	0.287*	0.283	-0.076	-0.095	-0.109	-0.007	0.049	0.076	0.092	0.094	0.111	0.129	0.129
メジロ	0.206	0.117	0.226	-0.438**	0.040	0.374**	0.397**	0.366**	0.367**	0.351**	0.360**	0.351**	0.346**	0.342**	0.356**	-0.020	-0.101	-0.121	-0.089	-0.081	-0.080	-0.092	-0.083	-0.085	-0.072	-0.072
都市忌避種種数	0.230	0.124	0.225	-0.365**	0.055	0.409**	0.361**	0.332**	0.335**	0.316**	0.300*	0.299**	0.304**	0.306**	0.299	-0.137	-0.153	-0.197	-0.170	-0.143	-0.119	-0.124	-0.118	-0.124	-0.110	-0.110
都市忌避種個体数	0.198	0.120	0.197	-0.428**	0.043	0.413**	0.417**	0.382**	0.381**	0.368**	0.350**	0.339**	0.330**	0.323**	0.311**	-0.076	-0.134	-0.154	-0.105	-0.081	-0.061	-0.060	-0.050	-0.051	-0.039	-0.039
キジハト	0.372**	0.395**	0.075	0.157	0.009	0.031	-0.072	-0.139	-0.148	-0.137	-0.116	-0.102	-0.103	-0.108	-0.109	0.149	0.097	0.066	0.040	0.033	0.018	0.009	0.004	0.000	0.008	0.008
トビ	0.072	0.217	0.215	-0.377**	-0.041	0.229	0.247*	0.230	0.227	0.232*	0.256*	0.274*	0.285*	0.297*	0.293**	-0.151	-0.189	-0.207	-0.191	-0.185	-0.192	-0.196	-0.197	-0.199	-0.205	-0.205
ハシボソガラス	0.307**	0.329**	0.082	0.074	0.080	-0.070	-0.099	-0.112	-0.118	-0.122	-0.125	-0.124	-0.124	-0.124	-0.131	0.107	0.056	0.017	-0.018	-0.039	-0.059	-0.062	-0.073	-0.081	-0.064	-0.064
シジュウカラ	0.113	0.131	0.043	-0.011	-0.144	-0.121	-0.092	-0.069	-0.023	0.027	0.080	0.111	0.129	0.136	0.138	0.132	0.056	0.021	-0.042	-0.077	-0.094	-0.122	-0.122	-0.144	-0.140	-0.140
ヒヨドリ	0.109	-0.041	0.281*	-0.397**	-0.022	0.391**	0.395**	0.406**	0.401**	0.376**	0.355**	0.342**	0.324**	0.307**	0.292*	-0.063	-0.078	-0.145	-0.094	-0.068	-0.082	-0.066	-0.075	-0.081	-0.086	-0.086
インコドリ	0.079	0.013	0.077	-0.430**	0.204	0.307**	0.370**	0.360**	0.347**	0.335**	0.329**	0.315**	0.309**	0.305**	0.297**	-0.073	-0.161	-0.226	-0.196	-0.177	-0.181	-0.187	-0.169	-0.164	-0.167	-0.167
カラヒト	0.215	0.223	0.043	-0.025	0.201	-0.015	0.058	0.069	0.084	0.099	0.126	0.153	0.167	0.174	0.180	0.043	0.045	0.074	0.090	0.071	0.060	0.053	0.044	0.031	0.029	0.029
都市適応種種数	0.398**	0.330**	0.253*	-0.243*	0.009	0.188	0.159	0.146	0.172	0.190	0.230	0.266*	0.284*	0.295	0.302**	0.058	-0.070	-0.176	-0.212	-0.219	-0.235*	-0.252*	-0.246*	-0.262*	-0.271*	-0.271*
都市適応種個体数	0.384**	0.367**	0.147	-0.143	0.027	0.143	0.118	0.085	0.094	0.112	0.146	0.164	0.164	0.158	0.153	0.205	0.084	-0.013	-0.080	-0.046	-0.079	-0.108	-0.106	-0.114	-0.104	-0.104
ツバメ	0.145	0.091	-0.087	-0.327**	-0.218	0.198	0.196	0.227	0.232	0.246*	0.256*	0.266*	0.267*	0.277*	0.283*	0.030	0.029	0.042	0.114	0.119	0.136	0.114	0.114	0.142	0.142	0.153
コシカサメ	0.304**	0.189	-0.250*	-0.115	0.133	0.081	0.138	0.146	0.176	0.197	0.236*	0.260*	0.276	0.283*	0.290*	0.077	0.036	0.065	0.101	0.084	0.068	0.060	0.057	0.058	0.063	0.063
ムクドリ	0.391**	0.462**	0.094	0.172	0.275**	0.065	-0.016	-0.093	-0.125	-0.142	-0.147	-0.149	-0.147	-0.152	-0.165	0.205	0.108	0.104	0.113	0.161	0.153	0.133	0.115	0.100	0.097	0.097
スズメ	0.426**	0.507**	0.004	0.313**	0.223	-0.175	-0.227	-0.252*	-0.283*	-0.289**	-0.285**	-0.281**	-0.296**	-0.311**	-0.325**	0.138	0.050	0.007	-0.081	-0.036	-0.049	-0.042	-0.025	-0.022	-0.012	-0.012
都市利用種種数	0.311**	0.367**	0.073	0.078	-0.214	0.029	0.002	-0.013	-0.010	0.010	0.062	0.109	0.116	0.116	0.110	0.201	0.059	0.033	0.039	0.063	0.077	0.064	0.071	0.077	0.078	0.078
都市利用種個体数	0.456**	0.562**	0.015	0.273*	-0.433**	-0.076	-0.146	-0.190	-0.225	-0.234*	-0.229	-0.225	-0.235*	-0.246*	-0.261*	0.198	0.089	0.067	0.044	0.059	0.049	0.042	0.049	0.051	0.059	0.059

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ )

### 3-14-3. 分析②における CCA による序列化と環境要因との対応関係

CCA の結果得られた調査地点と説明変数のプロットを図 3-15 に、種と説明変数のプロットを図 3-16 に、その概要を表 3-13 に、第 1 軸～第 3 軸と説明変数との相関係数を表 3-14 に示した。



※凡例 a=公園内の緑被率, b=大規模(8ha以上)樹林地までの距離, m=周辺50m圏内の農耕地被覆率, w=大規模河川までの距離(図3-16も同様)

図 3-15 CCA による調査地点の序列化(調査②)

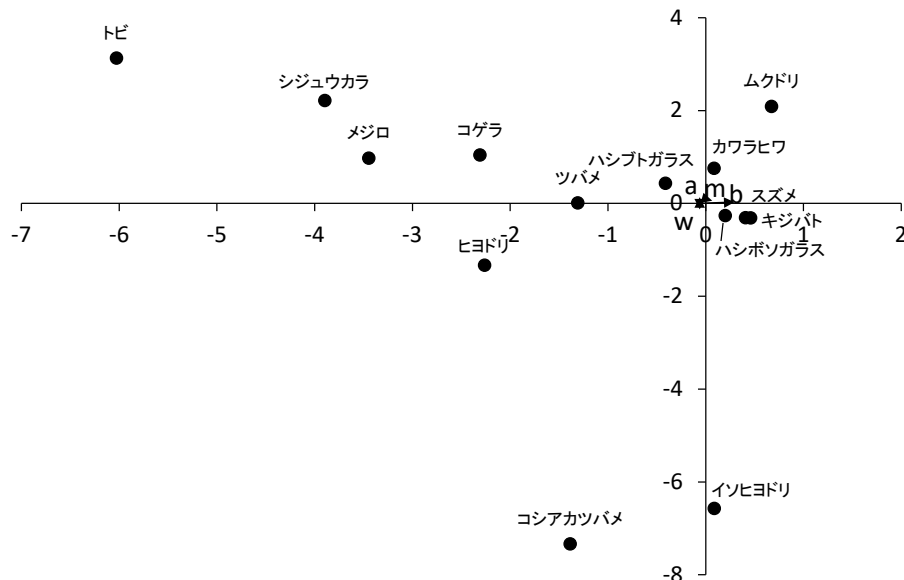


図 3-16 CCA による鳥類種の序列化(調査②)

表 3-13 CCA 結果の概要

Ordination axis	Eigenvalue	Variance Explained by axis (%)	Cumulative Variance Explained (%)	P
Axis 1	0.092	9.1	9.1	0.001
Axis 2	0.034	3.4	12.5	-
Axis 3	0.027	2.7	15.2	-

表 3-14 軸のサンプルスコアと各環境変数の相関係数

Variable	Axis 1	Axis 2	Axis 3
a 公園内緑被率	-0.196	0.715	-0.606
b 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離	0.975	0.134	0.065
m 周辺 50m 圏内の農耕地被覆率	0.222	0.304	0.072
w 大河川までの距離	-0.194	-0.724	-0.644

表 3-13 により、分析②における CCA の第 1 軸、第 2 軸、第 3 軸の固有値はそれぞれ 0.09、0.03、0.03 であった。また、第 1 軸についてランダム検定（999 回試行）によって有意性を確認したところ、1%以下の水準で有意であり、種の分布はランダムではなく、何らかの関係性が認められた。CCA によって、第 3 軸を用いて鳥類個体数の全変数のうち、15.2%が説明された。分析①の CCA の結果では 32.8%が説明されていたが、今回はその約 1/2 倍少ない結果となった。その理由として、解析対象地点数を分析①から 3 倍（分析②72 地点/分析①24 地点）増やしたため、全ての鳥類の出現状況を説明することが現在の変数だけでは少ないことが挙げられる。説明率を増加させるためには、変数の数を増やすことが考えられるが、説明変数の妥当な数として、多くても 4 つまでが望ましいとされている<sup>100)</sup>ことから、本研究では、CCA の結果を現在のままとし、参考程度として結果の読み取りを行った。

表 3-14 をみると、第 1 軸のスコアは大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と 0.975 の値を示して高い正の相関があり、第 2 軸のスコアは公園内緑被率と 0.715 の値を示して高い正の相関、大規模河川までの距離と -0.724 の値を示して高い負の相関があった。

図 3-15 の CCA による調査地点の序列化結果では、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の環境要因に沿って、距離が短い公園ほど第 1 軸の正の方向に、距離が長い公園ほど第 1 軸の負の方向にプロットされていた。図 3-16 の CCA による鳥類種の序列化結果では、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の環境要因軸に沿った負の方向には、値の小さい順にトビ、シジュウカラがプロットされており、大規模（8ha 以上）樹林地に近い場所に分析①と同様にこれらの種が出現している傾向があった。反対に大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の環境要因軸に沿った正の方向には、ムクドリ、キジバトがプロットされており、大規模樹林地から遠い場所にそれらの種が出現する傾向があった。公園内緑被率の環境要因軸に沿った正の方向には、トビ、シジュウカラがプロットされており、公園内の緑被率が高い場所にそれらの種が出現する傾向があった。公園内緑被率の環境要因軸に沿った負の方向には、コシアカツバメ、イソヒヨドリがプロットされており、公園内の緑被率が低い場所にそれらの種が出現する傾向にあった。

#### 3-14-4. 分析②における GLMM の結果

GLMM の結果を表 3-15 に示した。全個体数、都市適応種の個体数、利用種の個体数、利用種の種数、樹林地選好性 5 種の個体数は説明変数が抽出されなかった。

全種数には公園内緑被率、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。そのうち公園内緑被率は、最低推定値に対する標準誤差の割合が高く、95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていた。環境評価指数には、公園内緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えており、周辺 450m 圏内の農耕地被覆率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が負の影響を与えていた。

都市忌避種の種数には公園内緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与え、個体数には公園内緑被率が正の影響を、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が負の影響を与えていた。都市適応種の種数には、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）、周辺 500m 圏内の農耕地被覆率が負の影響を与えていた。樹林選好性 5 種

の種数には、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を、周辺 150m 圏内の農耕地被覆率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が負の影響を与えていた。

表 3-15 分析②における GLMM の結果

	最尤推定値	切片	AIC
全種数	0.27(±0.15)a +0.37(±0.18)c*	1.45(±0.14)**	65.64
環境評価指数	0.35(±0.23)a +0.81(±0.26)c** -1.09(±0.60)u	0.95(±0.25)**	114.7
都市忌避種（個体数）	1.84(±0.82)a* -0.72(±0.24)b**	-0.39(±0.93)	151.4
都市忌避種（種数）	0.72(±0.44)a +1.73(±0.50)c**	-1.91(±0.48)**	74.91
都市適応種（種数）	-0.13(±0.07)b -1.16(±0.56)v*	1.61(±0.19)**	66.74
樹林性 5 種（種数）	2.61(±0.67)c** -4.19(±2.31)o	-2.18(±0.55)**	63.66

※説明変数凡例

a=公園内緑被率，b=大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離，c=周辺 50m 圏内の緑被率，o=周辺 150m 圏内の農耕地被覆率，u=周辺 450m 圏内の農耕地被覆率，v=周辺 500m 圏内の農耕地被覆率

※\*:Pr(>|z|) < 0.05 (95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない)，\*\*: Pr(>|z|) < 0.01 (99%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない) 99)

※全個体数，都市適応種の個体数，都市利用種の個体数，都市利用種の種数，樹林性選好性 5 種の個体数は，説明変数が抽出されなかった。

### 3-15. 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と出現する鳥類との関係

#### 3-15-1. 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離に沿って出現する鳥類の推移

大規模（8ha 以上）樹林地までの距離に沿って変化する全種数，全個体数，環境評価指数，都市忌避種の個体数，都市適応種の個体数，都市利用種の個体数，樹林選好性 5 種の個体数の推移を図 3-17～図 3-23 に示した。図 3-21～図 3-23 には，忌避種～利用種に分類された鳥類種ごとの個体数の推移も示した（鳥類種名の下のカッコ内の数値は，対象鳥類が出現した公園の中での大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の最大値を示す）。図 3-17 と図 3-18 をみると，大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が離れるにつれて全種数は減少傾向であるが，全個体数は増加傾向にあり，調査①での結果と同様の傾向であった。図 3-19 より，環境評価指数は大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにつれて低くなる傾向がみられた。

そのうち，図 3-21 の都市忌避種との関係をみると，全ての忌避種が，大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにしたがって出現数が減少した。出現した街区公園の中で大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の最大値は，メジロの 1,408m で，それ以外の種は約 700m 離れた街区公園までしか出現が確認されなかった。ヤマガラ，コガラ，ウグイスは大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が 0m の公園にしか確認されなかった。

図 3-22 の都市適応種との関係をみると，都市忌避種同様に大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにつれて出現個体数が減少したものの，忌避種ほど減少率の値が大きくならなかった。キジバトとハシボソガラスは大規模（8ha 以上）樹林地から約 2,000m 離れた公園にも出現し，ヒヨドリとイソヒヨドリ，カワラヒワは約 1,500m 前後離れた公園まで出現しており，出現が確認された公園の大規模（8ha 以上）樹林地からの距離も忌避種より大きくなる傾向にあった。

図 3-23 の都市利用種との関係をみると，利用種は樹林地から離れるにつれて増加する傾向が確認された。ツバメとムクドリ，スズメは大規模（8ha 以上）樹林地から約 2,000m 離れた公園に出現しており，特にスズメは大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにつれて個体数が増加する傾向にあった。

以上のように，忌避種と適用種は距離の増大に伴う減少傾向，利用種は増加傾向にあったが，環境評価指数に都市利用種の結果は反映されないため，忌避

種と適応種の減少傾向が環境評価指数の減少傾向に表れていた。図 3-20 をみると樹林選好性 5 種の鳥類（コゲラ、ウグイス、エナガ、シジュウカラ、ヤマガラ）も大規模樹林から離れるにつれて出現個体数が減少し、約 750m 以上離れた公園では出現が確認されなかった。

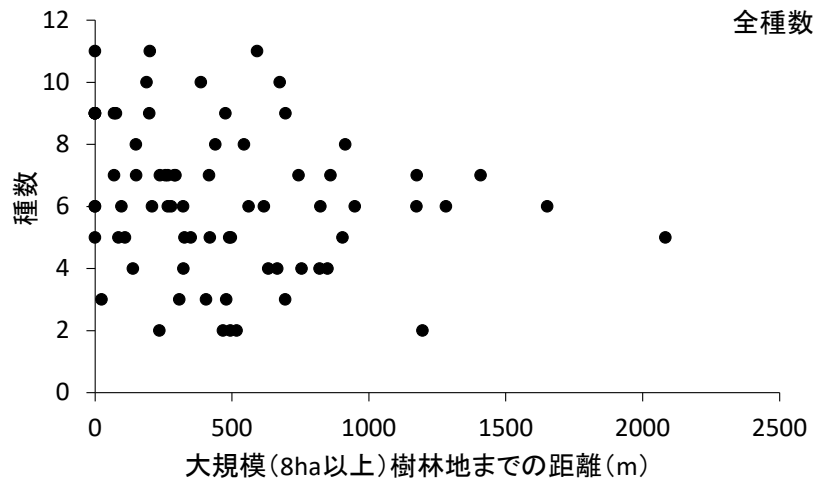


図 3-17 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と全種数との関係

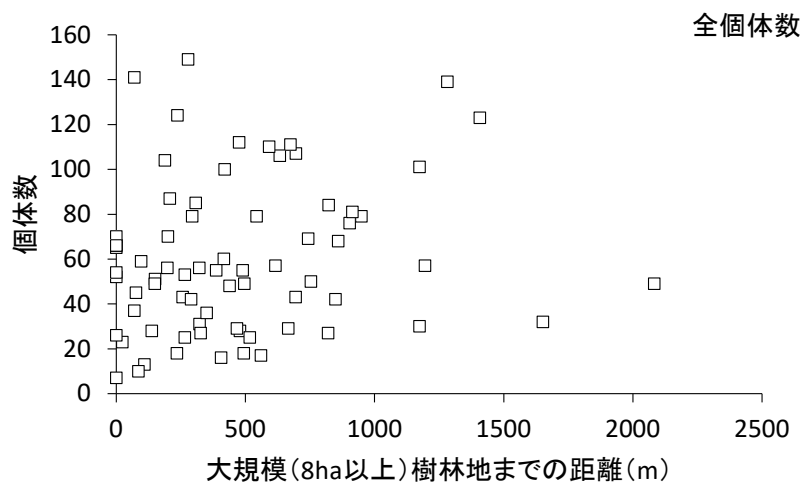


図 3-18 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と全個体数との関係



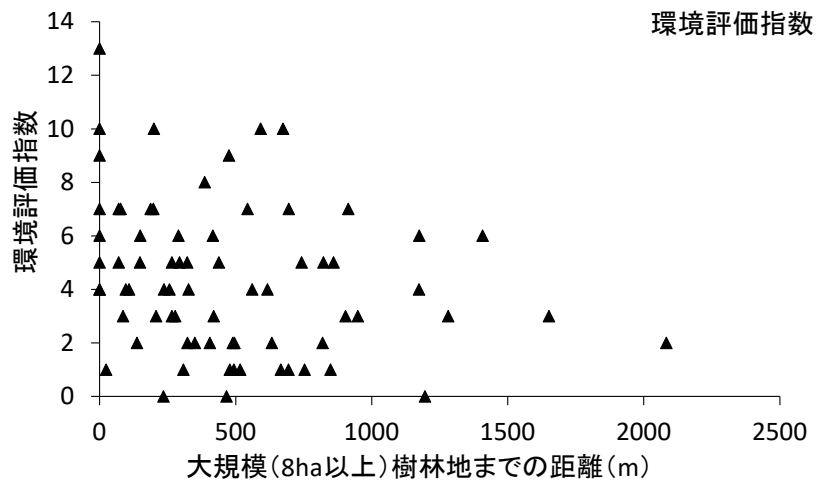


図 3-19 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と環境評価指数との関係

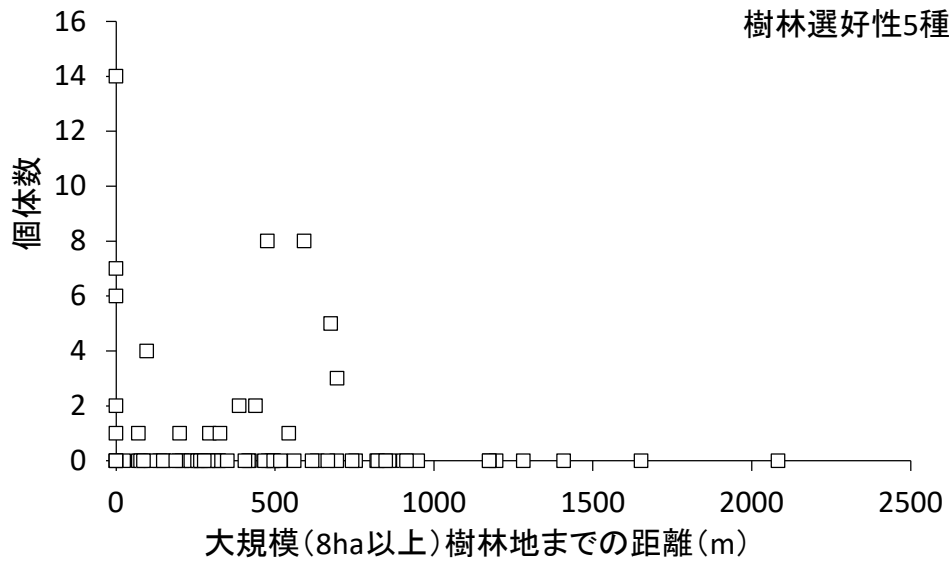
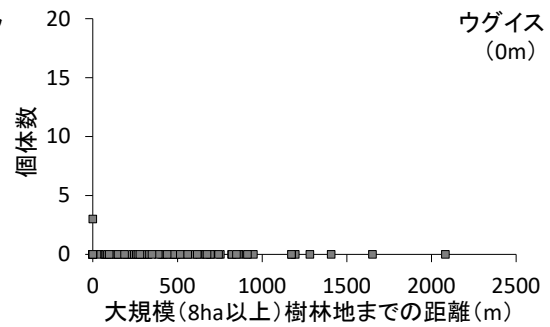
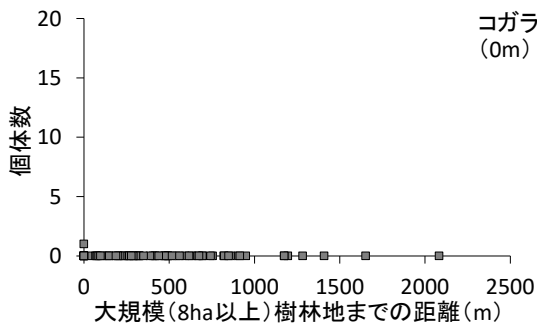
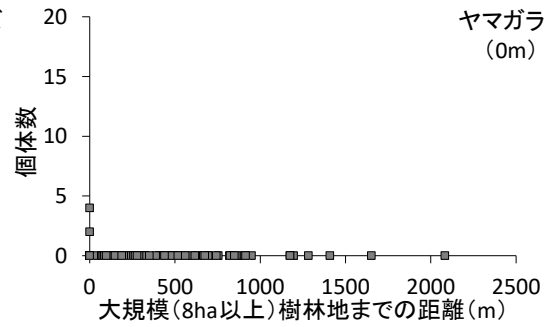
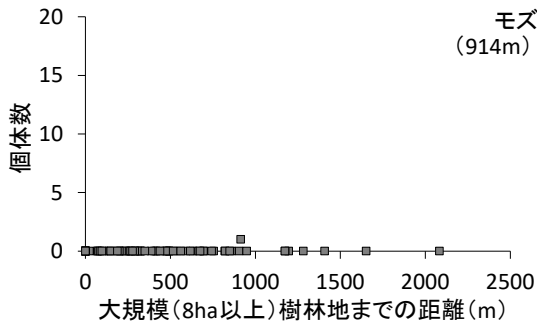
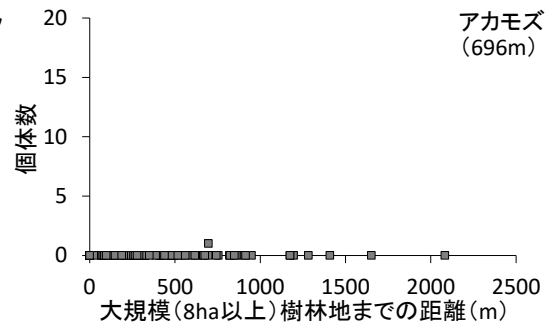
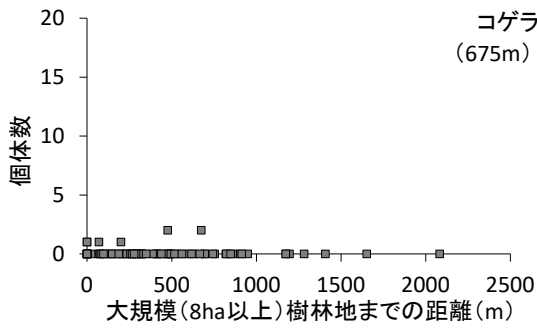
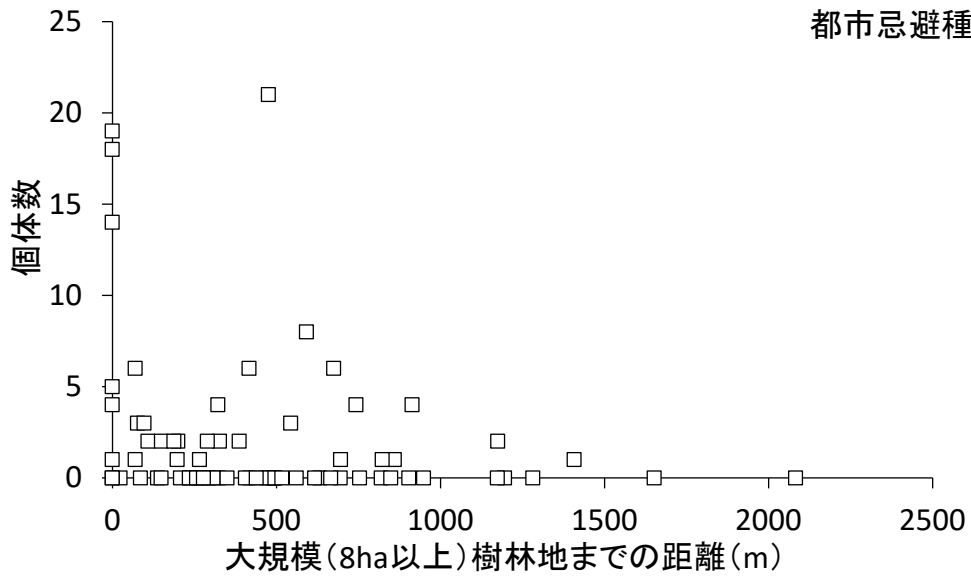
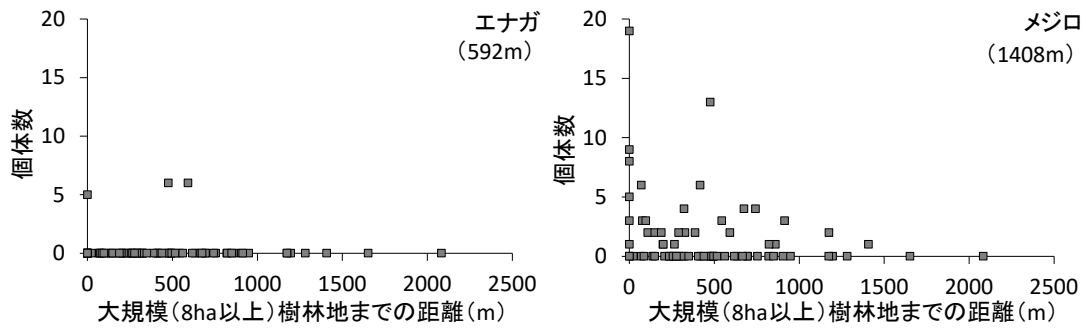


図 3-20 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と樹林選好性 5 種の個体数の関係

都市忌避種

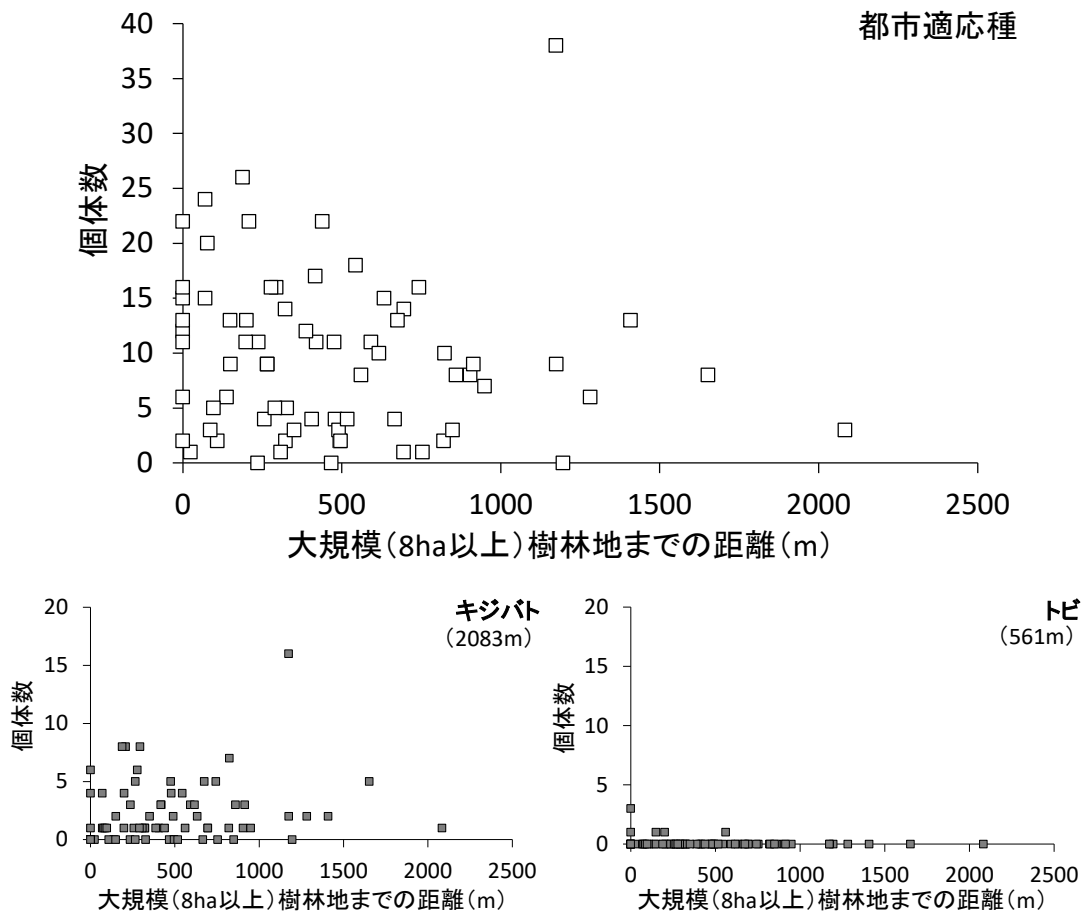




※白色のプロット図は忌避種全てを合計した個体数，黒色のプロット図は忌避種の各鳥類の個体数を示す。以下の適応種，利用種のグラフも同様とする。

※鳥類の種名の下のカッコ内の数値は，対象鳥類が出現した公園の中での大規模（8ha以上）樹林地までの距離の最大値を示す。以下の適応種，利用種のグラフも同様とする。

図 3-21 大規模（8ha以上）樹林地までの距離と都市忌避種の個体数との関係



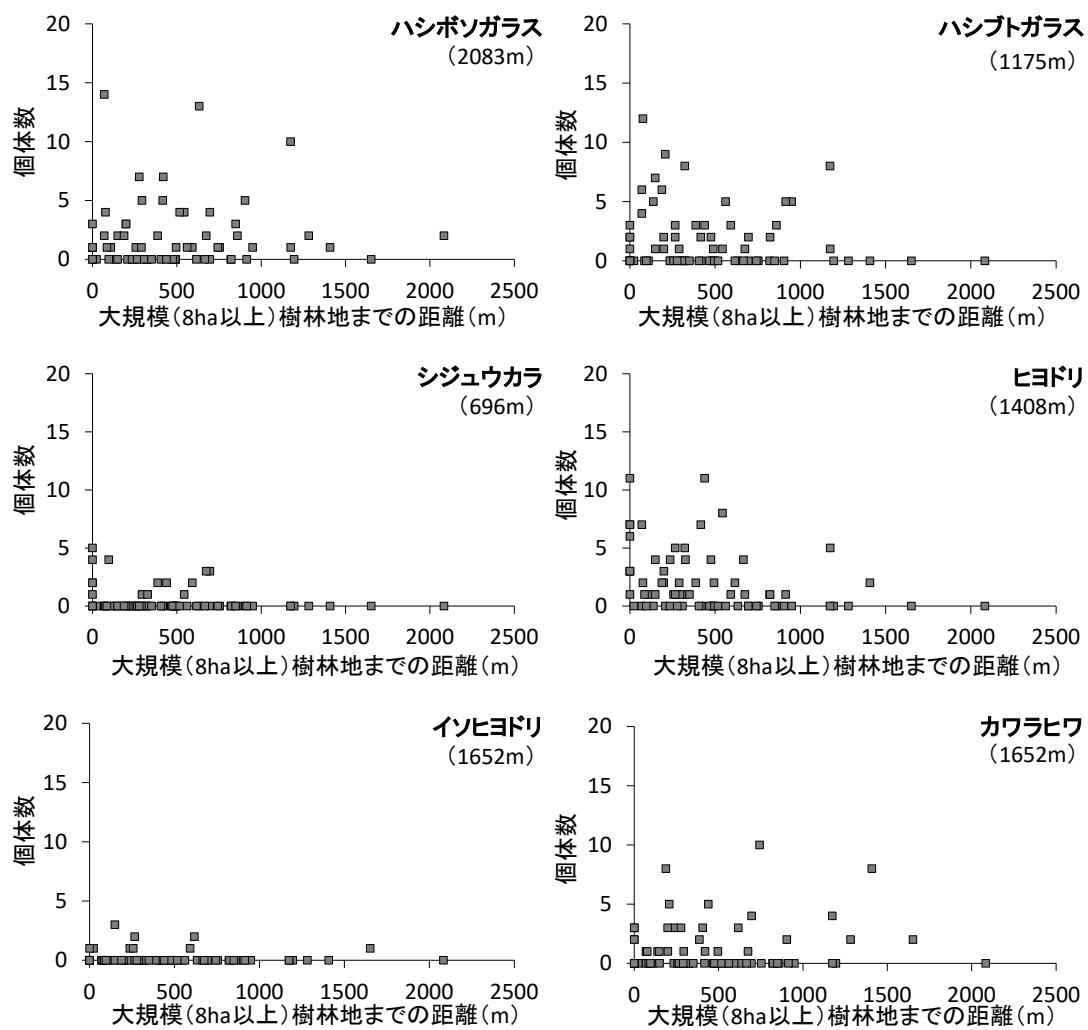


図 3-22 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と都市適応種の個体数との関係

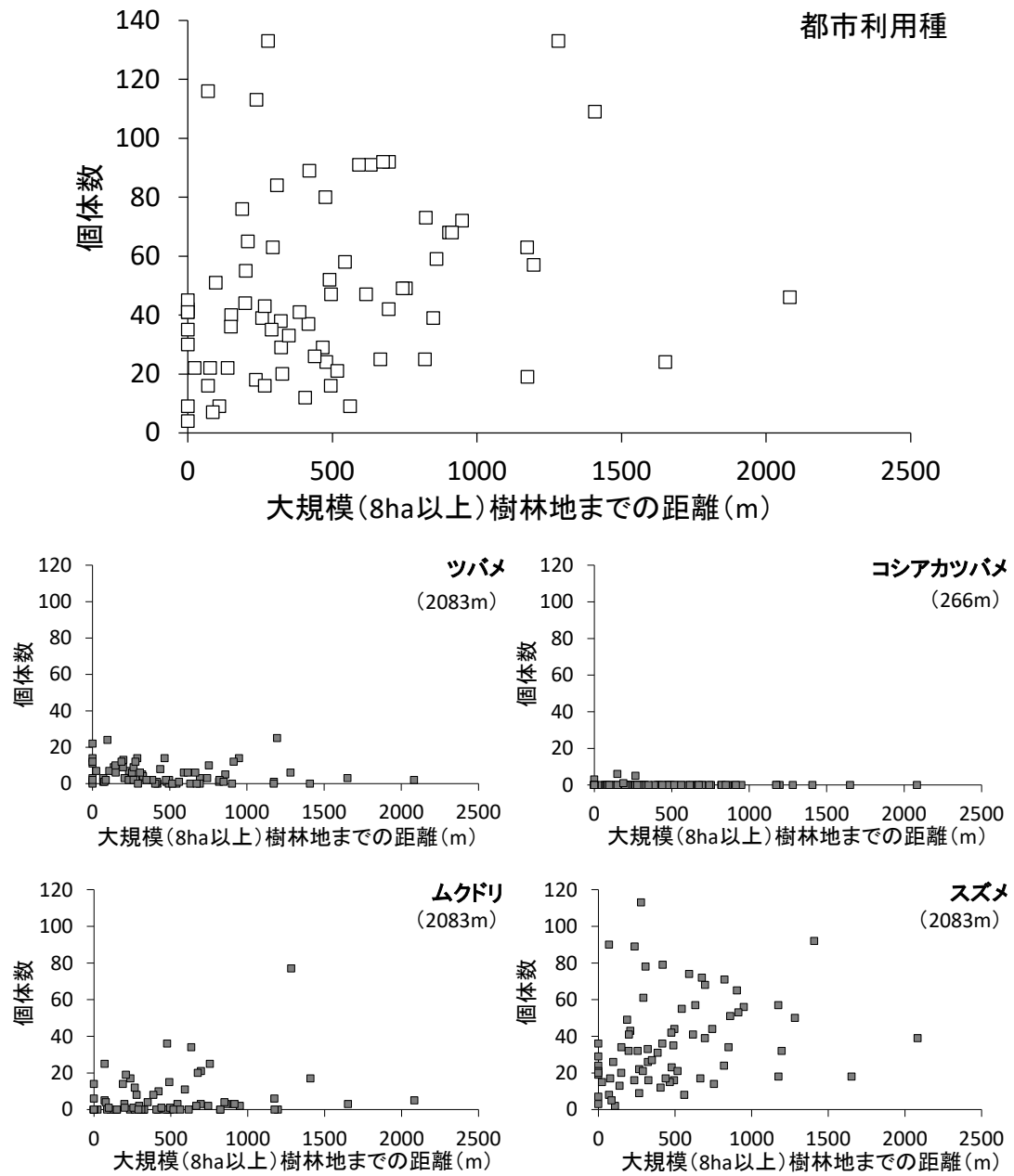


図 3-23 大規模（8ha以上）樹林地までの距離と都市利用種の個体数との関係

### 3-15-2. 出現個体数が変化する大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の推定

大規模（8ha 以上）樹林地までのある距離を境に、鳥類種の出現に有意な差が得られるかマン・ホイットニーの U 検定によって確認した。検定は 100m, 200m, 250m, 300m, 400m, 500m, 600m で行い、結果を表 3-16 に示した。

表 3-16 をみると、全個体数では、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が 500m まで有意な差が確認されなかったが、600m を境にそれよりも大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園よりも遠い街区公園で出現個体数が有意に高い結果が得られた。

全種数は大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が 200m～400m の間で、大規模（8ha 以上）樹林地に遠い街区公園よりも近い街区公園で有意に平均値が高くなる結果が得られ、500m から有意な差は得られなくなった。

環境評価指数では、100m～400m の間で大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園が遠い街区公園よりも有意に平均値が高くなる結果が得られ、500m よりも離れると有意差は得られなくなった。

都市忌避種の個体数では、100m～250m の間で大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園が遠い街区公園よりも有意に平均値が高くなる結果が得られ、300m よりも離れると有意差は得られなくなった。

都市適応種の個体数では、いずれの距離でも個体数の平均値に有意な差は得られなかった。

都市利用種の個体数では、100m～200m の間で大規模（8ha 以上）樹林地に遠い街区公園が近い街区公園よりも有意に平均値が高くなる結果であり、250m よりも離れると有意差はない結果であった。しかし、500m から再び大規模（8ha 以上）樹林地に遠い街区公園が近い街区公園よりも有意に平均値が大きくなる結果が得られ始めた。

樹林選好性 5 種では、100m を境に大規模（8ha 以上）樹林地に近い街区公園が遠い街区公園よりも有意に平均値が高くなる結果が得られ、200m よりも離れると有意差はなかった。

街区公園への出現鳥類が変化する大規模（8ha 以上）樹林地までの距離を推定すると、250m と 500m が出現鳥類種の変化点であると考えられる。250m は都市忌避種の個体数の平均値に有意な差が得られた距離であり、大規模（8ha

以上) 樹林地から 250m 圏内の街区公園には都市忌避種がそれよりも遠い公園より有意に多く出現する傾向があった。500m は都市利用種の個体数の平均値に有意な差が得られた距離であり、大規模(8ha 以上) 樹林地から 500m 以上離れた街区公園には都市利用種がそれより近い公園よりも有意に多く(500m 圏内の街区公園には有意に少なく) 出現する傾向があった。都市適応種については、検定結果には有意な差が出ていないものの、300m~400m 付近までで大規模(8ha 以上) 樹林地に近い公園の方が出現個体数は多くなっていた。まとめると、大規模(8ha 以上) 樹林地から 0-250m 圏内の街区公園では忌避種と適応種の出現が多く、それより遠くなると忌避種は減り、適応種の出現が一定して続くと考えられる。そして 500m よりも遠くなると、適応種の出現も減っていき、利用種の出現が特に多くなると考えられる。よって、以降の分析では、大規模(8ha 以上) 樹林地から 0-250m, 250-500m, 500m 以上のグループごとに、出現する鳥類に影響を与える環境要因の抽出を行う。

なお、表 3-16 の補足をすると、全種数、環境評価指数の 400m という結果については、都市適応種と忌避種を合わせた結果がそれらに反映されていると考えられる。

表 3-16 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離による鳥類出現数の差異の検定

	100m			200m			250m			300m			400m			500m			600m		
	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値	より近い	より遠い	P 値
全個体数	31.7	37.7	0.34	32.2	38.3	0.26	33.8	37.9	0.43	34.3	38.0	0.46	33.8	39.2	0.28	33.2	42.4	0.07	33.2	44.0	0.04*
全種数	46.2	34.2	0.05	47.0	32.2	0.01**	44.7	32.4	0.02*	44.4	30.9	0.01**	41.7	31.3	0.03*	38.2	33.6	0.37	38.4	32.2	0.24
環境評価指数	48.2	33.7	0.02*	48.4	31.6	0.00**	45.0	32.3	0.01*	43.7	31.3	0.01*	41.7	31.3	0.03*	38.3	33.4	0.34	38.7	31.5	0.18
都市忌避種個体数	49.2	33.4	0.01**	46.9	32.2	0.00**	43.6	33.0	0.03*	40.8	33.4	0.10	40.3	32.7	0.09	38.1	33.6	0.33	38.4	32.1	0.19
都市適応種個体数	43.7	34.8	0.15	43.2	33.8	0.08	42.5	33.5	0.08	42.1	32.5	0.05	39.6	33.4	0.21	37.5	34.7	0.57	37.8	33.5	0.43
都市利用種個体数	25.8	39.1	0.03*	28.1	40.0	0.03*	30.2	39.7	0.07	31.8	39.9	0.11	31.7	41.3	0.05	31.7	44.9	0.01*	31.9	47.1	0.00**
樹林選好性5種個体数	46.5	34.1	0.01**	41.8	34.3	0.06	40.1	34.7	0.17	38.7	35.0	0.32	38.7	34.3	0.23	38.1	33.7	0.26	38.7	31.5	0.07

(\*: $p < 0.05$ , \*\*: $p < 0.01$ )



### 3-16. 大規模樹林地からの距離ごとにみた鳥類相と環境要因との関係

以上までの結果より、調査した街区公園を3つのグループとして、大規模(8ha以上)樹林地までの距離が0-250m, 250-500m, 500m以上に分け、各グループで出現鳥類に影響を与える環境要因の抽出を行った。ただし、解析で取り扱う環境要因は、街区公園全体を対象として分析した際の環境要因から距離に関する要因である大規模(8ha以上)樹林地からの距離と大規模河川からの距離を除いたものを用いた。

#### 3-16-1. 大規模樹林地から250m圏内の街区公園

調査②の街区公園のうち、大規模(8ha以上)樹林地から250m圏内に位置する公園での環境要因間の相関結果を表3-17に、出現鳥類と環境要因との相関結果を表3-18に示した。

表3-17の公園内緑被面積をみると、開園面積とは0.854( $p<0.01$ )の値を示して高い正の相関、公園内緑被率とは0.522( $p<0.01$ )の値を示して中位の正の相関であった。調査②での街区公園全体を対象とした環境要因間の相関関係と同様に、公園面積が増加すると植栽される樹木も増加し、公園内緑被面積が増加する傾向が確認された。ただし、公園面積の増加と緑被率の増加に係性は認められなかった。公園内緑被面積と公園内緑被率との相関関係は、緑被率を公園内緑被面積から算出しているためである。公園内緑被面積は周辺500m圏内の緑被率と-0.411( $p<0.05$ )の値を示して中位の負の相関、開園面積は広範囲の周辺緑被率と-0.428~-0.546の値を示して中位の負の相関があり、面積が大きい公園ほど周辺広範囲の緑被率が小さい場所に位置する傾向が確認された。

周辺200m圏内までの緑被率は周辺150m圏内までの農耕地被覆率と-0.451~-0.571の値を示して中位の負の相関があった。周辺の狭い範囲内で緑被率が大きい公園ほど、農耕地被覆率が小さい傾向が確認された。

表3-18の全種数をみると、公園内緑被面積とは0.457( $p<0.05$ )、開園面積とは0.446( $p<0.05$ )の値を示して中位の正の相関がみられた。これより公園面積が大きくなると種数が増加する傾向が確認された。個体数は、公園内緑被面積とは0.553( $p<0.01$ )の値を示して中位の正の相関、開園面積とは0.737( $p<0.01$ )の高い正の相関があった。また、周辺の広範囲の緑被率とは-0.448~-0.493の

値を示して中位の負の相関があり，広範囲の緑被率が低く，公園面積が大きくなるほど個体数が増加する傾向が確認された。環境評価指数は，周辺 50～100m 圏内の緑被率と 0.445 ( $p<0.05$ )，0.469 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。

都市忌避種をみると，種数は周辺の狭い範囲内の緑被率と 0.412～0.538 の値，個体数も同様に周辺の狭い範囲内の緑被率と 0.410～0.570 の値を示して中位の正の相関が確認された。個別の種をみると，ヤマガラ，コガラ，エナガ，メジロで同様の傾向が確認されたが，コゲラのみ周辺 500m 圏内の農耕地被覆率と -0.406 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関が確認された。大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250m 圏内の街区公園では，狭い範囲内の緑被率を増加させることで，都市忌避種の出現が増加する傾向が確認された。しかし，公園内の緑被率の増加が忌避種の出現の増加に影響を与えることは確認されなかった。

都市適応種をみると，個体数が公園内緑被面積と 0.439 ( $p<0.05$ ) の値を示し，開園面積と 0.504 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。個別の種をみると，ハシボソガラスが開園面積と 0.493 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関，周辺広範囲の農耕地被覆率と -0.413～-0.437 の値を示して中位の負の相関があった。シジュウカラは周辺狭い範囲の緑被率と 0.430～0.522 の値を示して中位の正の相関，ヒヨドリも同様に周辺狭い範囲の緑被率と 0.408～0.490 の値を示して中位の正の相関があった。カワラヒワは，周辺狭い範囲の農耕地被覆率と 0.408～0.641 の値を示して中位～高い正の相関があった。適応種は，街区公園全体を対象として分析を行った際と同様に，種によって影響を受ける要因にばらつきが確認された。ただし，適応種全体として面積が大きい公園ほど，個体数が多くなる傾向が確認された。

都市利用種をみると，種数が開園面積と 0.526 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関，個体数が公園内緑被面積と 0.481 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関，開園面積と 0.692 ( $p<0.01$ ) の値を示して高い正の相関があった。また種数は周辺広範囲の緑被率と -0.418～-0.482 の値を示して中位の負の相関，個体数も同様に周辺広範囲の緑被率と -0.422～-0.591 の値を示して中位の負の相関が得られた。個別の種をみると，ムクドリは公園内緑被面積と 0.465 ( $p<0.05$ )，スズメも同様に公園内緑被面積と 0.476 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関

があった。ムクドリは開園面積と 0.598 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、スズメは開園面積と 0.671 ( $p<0.01$ ) の値を示して強い正の相関があった。ムクドリは周辺広範囲の緑被率と -0.414~-0.579 の値を示して中位の負の相関、スズメは周辺広範囲の緑被率と -0.433~-0.599 の値を示して中位の負の相関が得られた。利用種は、面積が大きく、周辺広範囲の緑被率が低い公園に多く出現する傾向が確認された。



表 3-18 大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250m 圏内における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果

	公園内 緑被 面積	公園 開園 面積	公園 内緑 被率	周辺緑被率										周辺農耕地率									
				50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m
				全種数	0.457*	0.446*	0.148	0.270	0.256	0.157	0.128	0.067	0.035	0.016	0.001	0.005	0.009	0.039	-0.175	-0.277	-0.186	0.132	-0.162
全個体数	0.553**	0.737**	-0.091	0.125	-0.153	-0.257	-0.298	-0.340	-0.367	-0.402	-0.448*	-0.474*	-0.493*	0.251	0.106	-0.009	0.001	0.067	0.029	-0.031	-0.015	-0.024	-0.027
環境評価指数	0.374	0.312	0.196	0.469*	0.445*	0.365	0.332	0.268	0.215	0.178	0.153	0.149	0.138	-0.098	-0.257	-0.318	-0.195	0.128	-0.147	-0.193	-0.191	-0.193	-0.166
コガラ	0.205	0.135	0.207	0.243	0.218	0.146	0.091	0.048	0.005	-0.033	-0.064	0.076	-0.103	-0.269	-0.292	-0.285	-0.283	0.269	-0.314	-0.358	-0.380	-0.390	-0.406*
アカモズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
モズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ヤマガラ	0.080	0.061	0.036	0.535**	0.491*	0.461*	0.441*	0.409*	0.344	0.288	0.248	0.214	0.183	-0.171	-0.112	-0.068	0.132	0.244	0.253	0.246	0.260	0.276	0.303
ニガラ	0.127	0.098	0.104	0.409*	0.368	0.338	0.311	0.283	0.220	0.160	0.117	0.079	0.047	-0.125	-0.039	0.016	-0.148	0.213	0.194	0.167	0.178	0.181	0.190
ウグイス	-0.078	-0.060	-0.130	0.357	0.344	0.336	0.348	0.333	0.316	0.313	0.309	0.313	0.309	-0.125	-0.169	-0.183	-0.006	0.108	0.166	0.207	0.215	0.243	0.286
エナガ	0.127	0.098	0.104	0.409*	0.368	0.338	0.311	0.283	0.220	0.160	0.117	0.079	0.047	-0.125	-0.039	0.016	-0.148	0.213	0.194	0.167	0.178	0.181	0.190
メジロ	0.278	0.198	0.266	0.409*	0.473*	0.444*	0.432*	0.434*	0.418*	0.386	0.358	0.339	0.320	0.150	-0.006	0.021	-0.141	0.158	0.128	0.080	0.075	0.061	0.082
郡市忌避種	0.249	0.163	0.175	0.538**	0.498*	0.448*	0.412*	0.354	0.285	0.235	0.202	0.185	0.161	-0.185	-0.216	-0.229	-0.094	-0.017	-0.035	-0.043	-0.048	-0.020	-0.020
郡市忌避種 個体数	0.259	0.185	0.233	0.538**	0.570**	0.531**	0.511*	0.498*	0.458*	0.410*	0.371	0.344	0.316	0.034	-0.068	-0.031	-0.139	0.196	0.173	0.131	0.131	0.126	0.152
キジバト	0.276	0.299	0.006	-0.143	-0.217	-0.294	-0.304	-0.316	-0.295	-0.282	-0.276	-0.258	-0.228	0.264	0.197	-0.082	-0.151	0.252	0.239	0.214	0.221	0.223	0.233
トビ	-0.067	-0.246	0.283	0.230	0.233	0.177	0.133	0.111	0.126	0.151	0.171	0.198	0.199	-0.227	-0.306	-0.316	-0.309	-0.298	-0.318	-0.332	-0.349	-0.352	-0.357
ハシボソガラス	0.388	0.493*	-0.007	-0.081	-0.060	-0.077	-0.092	-0.143	-0.187	-0.223	-0.257	-0.285	-0.321	-0.088	-0.193	-0.224	-0.310	-0.347	-0.384	-0.413*	-0.425*	-0.437*	-0.437*
ハシブトガラス	0.097	0.282	-0.186	-0.353	-0.302	-0.319	-0.288	-0.266	-0.230	-0.221	-0.218	-0.227	-0.226	0.239	0.132	0.154	0.077	0.042	0.013	-0.013	-0.007	-0.030	-0.008
シジュウカラ	0.063	-0.161	0.351	0.522**	0.505*	0.472*	0.430*	0.386	0.335	0.292	0.249	0.209	0.175	-0.305	-0.315	-0.336	-0.196	0.110	-0.059	-0.080	-0.098	-0.093	-0.091
ヒヨドリ	0.241	0.180	0.086	0.429*	0.490*	0.451*	0.442*	0.421*	0.408*	0.390	0.366	0.353	0.349	-0.127	-0.283	-0.339	-0.190	0.114	-0.086	-0.091	-0.044	0.000	0.018
インビヨドリ	-0.227	-0.075	-0.358	0.095	-0.029	-0.039	-0.015	-0.011	0.073	0.141	0.185	0.217	0.235	-0.142	-0.109	-0.067	-0.027	0.051	-0.090	-0.119	-0.128	-0.149	-0.157
カワラヒワ	0.293	0.321	0.094	-0.171	-0.241	-0.340	-0.364	-0.366	-0.338	-0.330	-0.326	-0.318	-0.290	0.641**	0.575**	0.470*	0.490*	0.523**	0.468*	0.400	0.425*	0.408*	0.399
郡市適応種	0.376	0.371	0.135	0.146	0.158	0.075	0.059	0.017	0.014	0.016	0.017	0.035	0.050	0.068	-0.206	-0.313	-0.269	-0.251	-0.284	-0.344	-0.332	-0.329	-0.313
郡市適応種 個体数	0.439*	0.504*	0.038	0.003	0.017	-0.076	-0.092	-0.123	-0.118	-0.128	-0.149	-0.163	-0.166	0.185	-0.008	-0.099	-0.048	0.010	-0.020	-0.079	-0.053	-0.062	-0.045
ツバメ	0.002	0.094	-0.167	0.153	-0.114	0.073	0.081	0.070	0.055	0.048	0.032	0.033	0.042	0.106	0.085	0.031	-0.153	0.205	0.236	0.195	0.187	0.203	0.224
コシヤカツバメ	-0.179	-0.071	-0.248	-0.004	0.042	0.016	0.039	0.055	0.122	0.188	0.232	0.265	0.289	-0.096	-0.154	-0.146	-0.048	-0.054	-0.083	-0.111	-0.119	-0.133	-0.144
ムクドリ	0.465*	0.598**	-0.030	-0.251	-0.280	-0.365	-0.414*	-0.450*	-0.473*	-0.498*	-0.531**	-0.561**	-0.579**	0.229	0.180	0.090	-0.008	0.025	-0.013	-0.048	0.007	0.014	0.001
スズメ	0.476*	0.671**	-0.135	-0.282	-0.319	-0.393	-0.433*	-0.468*	-0.491*	-0.522**	-0.560**	-0.581**	-0.599**	0.208	0.104	-0.002	-0.055	-0.015	-0.050	-0.086	-0.086	-0.102	-0.118
郡市利用種	0.402	0.526**	-0.090	-0.353	-0.360	-0.447*	-0.455*	-0.482*	-0.464*	-0.439*	-0.432*	-0.418*	-0.391	0.342	0.221	-0.089	-0.068	0.083	0.053	-0.035	-0.044	-0.090	-0.106
郡市利用種 個体数	0.481*	0.692**	-0.161	-0.250	-0.292	-0.382	-0.422*	-0.460*	-0.485*	-0.513*	-0.553**	-0.575**	-0.591**	0.239	0.138	0.021	-0.013	0.037	0.005	-0.042	-0.030	-0.037	-0.049

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ )

表 3-19 に大規模(8ha 以上)樹林地から 250m 圏内の公園を対象とした GLMM の結果を示した。

環境評価指数には周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。都市忌避種の個体数には、公園内緑被率(95%Wald 信頼区間に 0 を含む)、周辺 100m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。都市忌避種の種数には、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。樹林選好性 5 種の個体数には、周辺 50m 圏内の緑被率が正の影響を、周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が負の影響を与えていた。樹林選好性 5 種の種数には、周辺 100m 圏内の緑被率が正の影響を、周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が負の影響を与えていた。

前述の通り大規模(8ha 以上)樹林地から 250m 圏内では都市忌避種の出現が特に多い傾向にあり、GLMM の結果からは、250m 圏内では公園内緑被率が高く、周辺狭い範囲内の緑被率が高い公園に多く出現する結果であった。樹林選好性 5 種では、街区公園全体を対象に分析を行った際と同様に周辺の農耕地被覆率が低い場所に多く出現する傾向であった。

表 3-19 大規模(8ha 以上)樹林地から 250m 圏内での GLMM の結果

	最尤推定値	切片	AIC
環境評価指数	+0.70(±0.27)c*	+1.31(±0.19)**	39.47
都市忌避種(個体数)	+1.21(±0.85)a      +2.74(±0.86)d**	-2.02(±0.92)*	60.54
都市忌避種(種数)	+1.57(0.59)c**	-1.05(±0.47)*	26.17
樹林性 5 種(個体数)	+3.63(±0.96)c**      -27.45(±0.23)m**	-2.73(±2.22)	39.37
樹林性 5 種(種数)	+3.39(±1.54)d*      -28.63(±0.35)m**	-2.70(±3.15)	23.05

※説明変数凡例

a=公園内緑被率, c=周辺 50m 圏内の緑被率, d=周辺 100m 圏内の緑被率, m=周辺 50m 圏内の農耕地被覆率

※\*:Pr(>|z|) < 0.05 (95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない), \*\*: Pr(>|z|) < 0.01 (99%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない) 99)

※全種数, 全個体数, 都市適応種の個体数, 都市利用種の個体数, 都市適応種の種数, 都市利用種の種数は, 説明変数が抽出されなかった。

### 3-16-2. 大規模樹林地から 250m-500m 圏内の街区公園

調査②の街区公園のうち、大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内に位置する街区公園での環境要因間の相関結果を表 3-20 に、出現鳥類と環境要因との相関結果を表 3-21 に示した。

表 3-20 の公園内緑被面積をみると、開園面積と 0.920 ( $p<0.01$ ) の値、公園内緑被率と 0.839 ( $p<0.01$ ) の値を示して高い正の相関があった。250m 圏内の街区公園を対象とした環境要因間の相関関係と同様に、公園面積が増加すると植栽される樹木も増加し、公園内緑被面積が増加する傾向が確認された。ただし、250m 圏内の相関関係では認められなかったが、250-500m 圏内の街区公園では、開園面積が公園内緑被率と 0.599 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関があり、公園面積の増加に伴って緑被率の増加する傾向、すなわち面積が大きい街区公園ほど公園内の緑被率が高くなる傾向が確認された。公園内緑被面積と公園内緑被率との相関関係については、緑被率を公園内緑被面積から算出しているためである。公園内緑被面積は周辺の農耕地被覆率と-0.484~-0.566 の値を示して中位の負の相関、開園面積は周辺の農耕地被覆率と-0.427~-0.508 の値を示して中位の負の相関があった。これより面積の大きい街区公園ほど周辺の農耕地の被覆率が小さくなる傾向が確認された。また、公園内緑被率は周辺 50m 圏内の農耕地被覆率と-0.438 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関があり、公園内緑被率が高い街区公園ほど周辺 50m 圏内の農耕地被覆率が小さくなる傾向が確認された。

表 3-21 をみると、鳥類の全種数は公園内緑被面積と 0.436 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.408 ( $p<0.05$ )、公園内緑被率と 0.461 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、周辺広範囲の緑被率と 0.447~0.511 の値を示して中位の正の相関が確認された。全個体数は、公園内緑被面積と 0.485 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.503 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。環境評価指数は公園内緑被面積と 0.442 ( $p<0.05$ )、公園内緑被率と 0.504 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。

都市忌避種をみると、どの環境要因とも相関関係が確認されなかった。都市適応種をみると、種数が公園内緑被面積と 0.465 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.409 ( $p<0.05$ )、公園内緑被率と 0.527 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、周

辺広範囲の緑被率と 0.424 ( $p<0.05$ ), 0.475 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。個体数は公園内緑被面積と 0.475 ( $p<0.05$ ), 公園内緑被率と 0.567 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。個別の種をみると, キジバトが公園内緑被面積と 0.568 ( $p<0.05$ ), 開園面積と 0.591 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。ヒヨドリが周辺広い範囲の農耕地被覆率と -0.407 ( $p<0.05$ ), -0.417 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関, イソヒヨドリが公園内緑被面積と -0.477 ( $p<0.05$ ), 公園内緑被率と -0.477 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関, 周辺 50m 圏内の農耕地被覆率と 0.432 ( $p<0.05$ ) の値を示して正の相関が確認された。250-500m 圏内の街区公園では, 大規模 (8ha 以上) 樹林地まで 0-250m 圏内の街区公園と同様に面積が大きい街区公園ほど出現種数, 個体数が多い傾向が確認された。ただし, 250-500m 圏内の街区公園では, 0-250m 圏内の街区公園と比べて公園内緑被率が新たに相関関係をもつ要因として抽出され, 250-500m 圏内では街区公園内の緑被率の増加によって都市適応種が増加する傾向が確認された。また, ここでも種によって影響を受ける要因にばらつきが確認された。しかし, 0-250m 圏内ではハシボソガラス, シジュウカラ, ヒヨドリ, カワラヒワが環境要因と相関関係をもつ種として抽出されたが, 250-500m 圏内ではキジバト, ヒヨドリ, イソヒヨドリが相関関係をもつ種として抽出され, 種が異なっていた。

都市利用種をみると, 種数が周辺広範囲の緑被率と 0.434~0.642 の値を示して中位の正の相関, 個体数が公園内緑被面積と 0.422 ( $p<0.05$ ), 開園面積と 0.462 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。個別の種をみると, ツバメは周辺 50m 圏内の緑被率と 0.409 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。コシアカツバメは公園内緑被面積と -0.589 ( $p<0.01$ ), 開園面積と -0.482 ( $p<0.05$ ), 公園内緑被率と -0.451 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関, 周辺 50m 圏内の農耕地被覆率と 0.543 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。スズメは開園面積と 0.427 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関があった。250-500m 圏内の街区公園では, 面積が大きく, 周辺広範囲の緑被率が高い街区公園に多く出現する傾向が確認された。ただし, コシアカツバメのみ面積が小さい街区公園, 緑被率が小さい街区公園, 周辺狭い範囲の農耕地被覆率が高い街区公園に多く出現する傾向が確認された。





表 3-21 大規模 (8ha 以上) 樹林地から 250m-500m 圏内における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果

	公園内										周辺緑被率										周辺農耕地率									
	開園面積	緑被面積	緑被率	50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	500m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m							
全種数	0.436*	0.408*	0.461*	0.280	0.150	0.092	0.110	0.151	0.229	0.371	0.447*	0.489*	0.511*	0.013	-0.119	-0.260	-0.256	-0.207	-0.174	-0.171	-0.182	-0.182	-0.188							
全個体数	0.485*	0.503*	0.341	0.094	0.023	-0.025	-0.036	0.004	0.058	0.144	0.159	0.148	0.109	0.020	-0.187	-0.199	-0.200	-0.141	-0.082	-0.048	-0.020	0.007								
環境評価指数	0.442*	0.372	0.504*	0.206	0.049	-0.044	-0.040	-0.023	0.038	0.176	0.267	0.322	0.352	-0.113	-0.171	-0.267	-0.328	-0.324	-0.274	-0.240	-0.238	-0.261								
コガラ	0.116	0.114	0.076	0.185	0.129	0.034	0.004	-0.029	-0.007	0.023	0.031	0.006	-0.043	-0.158	-0.194	-0.222	-0.187	-0.122	-0.082	-0.070	-0.077	-0.080								
アカモズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
モズ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
ヤマガラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
コガラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
ウグイス	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
エナガ	0.200	0.224	0.101	-0.013	-0.058	-0.110	-0.095	-0.113	-0.092	-0.013	0.013	-0.005	-0.050	-0.229	-0.281	-0.321	-0.325	-0.302	-0.188	-0.115	-0.104	-0.115								
メジロ	0.230	0.182	0.253	0.220	0.099	-0.039	-0.086	-0.133	-0.124	-0.069	-0.032	-0.011	-0.016	-0.209	-0.211	-0.290	-0.311	-0.284	-0.248	-0.223	-0.213	-0.231								
都市忌避種 種数	0.275	0.214	0.317	0.225	0.068	-0.062	-0.084	-0.121	-0.105	-0.007	0.071	0.114	0.114	-0.141	-0.137	-0.219	-0.246	-0.228	-0.168	-0.134	-0.126	-0.152								
都市忌避種 個体数	0.231	0.209	0.205	0.152	0.053	-0.062	-0.090	-0.129	-0.114	-0.047	-0.012	-0.008	-0.033	-0.232	-0.256	-0.323	-0.339	-0.309	-0.238	-0.192	-0.180	-0.197								
キジバト	0.568*	0.591*	0.399	0.000	-0.162	-0.245	-0.245	-0.174	-0.054	0.071	0.102	0.095	0.086	-0.092	-0.228	-0.277	-0.312	-0.312	-0.269	-0.208	-0.207	-0.204								
トビ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
ハンボソガラス	0.361	0.352	0.323	-0.171	-0.259	-0.289	-0.291	-0.249	-0.239	-0.217	-0.209	-0.179	-0.169	0.141	0.068	0.064	0.058	0.058	0.038	0.040	0.032	0.039	0.073							
ハンフトガラス	0.207	0.130	0.340	0.061	0.045	-0.030	-0.031	-0.049	-0.050	0.020	0.067	0.094	0.117	-0.117	-0.191	-0.206	-0.232	-0.236	-0.249	-0.261	-0.274	-0.292								
シジュウカラ	0.208	0.147	0.268	0.145	0.137	0.145	0.170	0.186	0.200	0.262	0.257	0.253	0.251	-0.018	-0.081	-0.215	-0.214	-0.210	-0.179	-0.170	-0.174	-0.196								
ヒヨドリ	0.005	-0.066	0.189	0.289	0.343	0.325	0.311	0.283	0.258	0.226	0.189	0.169	0.178	-0.028	-0.141	-0.253	-0.299	-0.324	-0.361	-0.386	-0.417*	-0.407*								
インビヨドリ	-0.477*	-0.311	-0.477*	-0.119	0.079	0.163	0.219	0.236	0.259	0.268	0.283	0.264	0.273	0.432*	0.156	0.222	0.169	0.120	0.137	0.139	0.117	0.123								
カララヒワ	0.159	-0.012	0.353	0.040	0.098	0.144	0.128	0.193	0.232	0.233	0.213	0.192	0.179	0.008	-0.014	-0.074	-0.091	-0.079	-0.040	0.003	0.024	0.029								
都市適応種 種数	0.465*	0.409*	0.527**	0.121	0.014	-0.013	-0.017	0.081	0.168	0.301	0.375	0.424*	0.475*	-0.049	-0.151	-0.229	-0.303	-0.314	-0.291	-0.268	-0.273	-0.286								
都市適応種 個体数	0.475*	0.393	0.567**	0.073	0.015	-0.043	-0.047	-0.001	0.046	0.117	0.126	0.132	0.143	0.029	-0.164	-0.261	-0.313	-0.325	-0.329	-0.311	-0.322	-0.332								
ツバメ	-0.103	-0.055	0.026	0.409*	0.343	0.277	0.207	0.218	0.246	0.264	0.315	0.338	0.337	0.208	0.201	0.287	0.295	0.284	0.303	0.307	0.332	0.353								
コシヤカツバメ	-0.589**	-0.482*	-0.451*	-0.028	0.226	0.272	0.321	0.345	0.355	0.318	0.311	0.279	0.263	0.543**	0.314	0.362	0.309	0.257	0.223	0.211	0.197	0.210								
ムクドリ	0.380	0.378	0.298	-0.024	-0.139	-0.212	-0.213	-0.217	-0.213	-0.170	-0.140	-0.132	-0.177	-0.021	-0.119	-0.049	-0.019	0.039	0.081	0.092	0.075	0.063								
スズメ	0.391	0.427*	0.185	0.025	0.005	0.012	0.014	0.062	0.113	0.183	0.174	0.152	0.119	0.012	-0.131	-0.176	-0.188	-0.209	-0.161	-0.098	-0.049	-0.005								
都市利用種 種数	0.138	0.245	0.028	0.461*	0.434*	0.443*	0.463*	0.503*	0.557**	0.637**	0.642**	0.623**	0.583**	0.334	0.095	0.116	0.080	0.100	0.152	0.173	0.188	0.209								
都市利用種 個体数	0.422*	0.462*	0.244	0.070	0.015	-0.010	-0.018	0.024	0.073	0.148	0.157	0.143	0.100	0.051	-0.112	-0.113	-0.113	-0.116	-0.060	-0.002	0.037	0.098								

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ )

表 3-22 に大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の街区公園を対象とした GLMM の結果を示した。全種数をみると、公園内緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）、周辺 500m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。環境評価指数には、公園内緑被率、周辺 500m 圏内の緑被率が正の影響を、周辺 200m 圏内の農耕地被覆率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が負の影響を与えていた。

都市忌避種の種数には、公園内緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が正の影響を与えていた。都市適応種の個体数には、公園内緑被率、周辺 450m 圏内の農耕地被覆率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が負の影響を与えていた。適応種の種数には公園内緑被率、周辺 500m 圏内の緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が正の影響を与えていた。樹林選好性 5 種の種数には、周辺 200m 圏内の農耕地被覆率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が負の影響を与えていた。

0-250m 圏内の GLMM の結果では、都市忌避種にのみ公園内緑被率が正の影響を与えていたが、250-500m 圏内では、忌避種、適応種、およびそれらを含めた全種数に公園内緑被率が正の影響を与えていた。周辺緑被率との関係を見ると、0-250m 圏内では 50~100m 圏内という狭い範囲内の緑被率が正の影響を与えていたが、250-500m 圏内では、500m 圏内という広範囲の緑被率の増加が適応種の種数、全種数の増加につながる結果であった。周辺農耕地被覆率との関係を見ると、0-250m 圏内では 50m 圏内という狭い範囲内の被覆率が負の影響を与えていたが、250-500m 圏内では、200~450m 圏内という広範囲の農耕地被覆率の減少が適応種個体数、樹林選好性 5 種の増加につながる結果であった。

表 3-22 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m-500m 圏内での GLMM の結果

	最尤推定値	切片	AIC
全種数	+0.68(±0.35)a +2.06(±0.93)l*	0.49(±0.42)	20.94
環境評価指数	+1.13(±0.51)a* +2.99(±1.38)l* -1.78(±0.98)p	-0.39(±0.61)	33.58
都市忌避種（種数）	+2.78(±1.78)a	-3.21(±1.62)*	28.61
都市適応種（個体数）	+1.90(±0.61)a** -0.96(±0.97)u	+0.69(±0.56)	61.71
都市適応種（種数）	+1.06(±0.51)a* +2.47(±1.35)l	-0.64(±0.61)	20.37
樹林性 5 種（種数）	-6.30(±3.62)p	-0.45(±0.42)	25.04

※説明変数凡例

a=公園内緑被率，l=周辺 500m 圏内の緑被率，p=周辺 200m 圏内の農耕地被覆率，u=周辺 450m 圏内の農耕地被覆率

※\*:Pr(>|z|) < 0.05 (95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない)，\*\*: Pr(>|z|) < 0.01 (99%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない) 99)

※全個体数，都市忌避種の個体数，都市利用種の個体数，都市利用種の種数，樹林選好性 5 種の個体数は，説明変数が抽出されなかった。

### 3-16-3. 大規模樹林地から 500m 以上離れた街区公園

調査②の街区公園のうち、大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた場所に位置する公園での環境要因間の相関結果を表 3-23 に、出現鳥類と環境要因との相関結果を表 3-24 に示した。

表 3-23 の公園内緑被面積をみると、開園面積と 0.863 ( $p<0.01$ ) の値を示して高い正の相関があり、公園内緑被率 0.440 ( $p<0.05$ ) の値を示していることから中位の正の相関があった。250m 圏内と 250-500m 圏内の街区公園を対象とした環境要因間の相関関係と同様に、公園面積が増加すると植栽される樹木数も増加し、公園内緑被面積が増加する傾向が確認された。ただし、250-500m 圏内の街区公園でみられた開園面積と公園内緑被率との間の相関関係は認められず、面積が大きい公園ほど公園内の緑被率が高くなる傾向は確認されなかった。公園内緑被面積と公園内緑被率との相関関係については、緑被率を公園内緑被面積から算出しているためである。

周辺 450m の緑被率は周辺 150m 圏内の農耕地被覆率と 0.419 ( $p<0.05$ ) の中位の正の相関があり、周辺 500m の緑被率は周辺 100m, 150m 圏内の農耕地被覆率と 0.407 ( $p<0.05$ ), 0.418 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関があった。周辺の広い範囲内で緑被率が大きい街区公園ほど、周辺 150m 圏内の農耕地被覆率が大きい傾向が確認された。

表 3-24 をみると、鳥類の全種数は公園内緑被面積と 0.532 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、全個体数は公園内緑被面積と 0.487 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.519 ( $p<0.01$ ) の値を示して中位の正の相関、周辺広範囲の緑被率と 0.445～0.478 の値を示して中位の正の相関があった。

都市忌避種をみると、個体数が周辺 200～300m 圏内の緑被率と 0.410～0.427 の値を示して中位の正の相関があった。個別の種をみると、コゲラは周辺 150～250m の緑被率と 0.415～0.501 の値を示して中位の正の相関が確認された。アカモズは周辺広範囲の緑被率と 0.429～0.488 の値を示して中位の正の相関、周辺狭い範囲内の農耕地被覆率と 0.436～0.641 の値を示して中位の正の相関があった。メジロは周辺 350m 圏内の農耕地被覆率と -0.417 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の負の相関があった。大規模（8ha 以上）樹林地まで 500m 以上離れた公園において、忌避種は周辺 200～300m 圏内の緑被率が高い公園に多く出現する

傾向が確認された。ただし、アカモズについては、周辺広範囲の緑被率が高い公園、狭い範囲の農耕地被覆率が高い公園に多く出現する傾向があった。

都市適応種をみると、種数は公園内緑被面積と 0.445 の値を示して低い正の相関があった。個別の種をみると、シジュウカラは周辺広範囲の緑被率と 0.414～0.494 の値を示して中位の正の相関が確認された。カワラヒワは周辺 300～400m の緑被率と 0.413～0.448 の値を示して中位の正の相関があった。大規模（8ha 以上）樹林地まで 250-500m 圏内の公園では、面積が大きい公園、公園内緑被率が高い公園に適応種が多く出現する傾向があったが、大規模（8ha 以上）樹林地まで 500m 以上離れた公園では、その傾向は確認されなかった。ただし、公園内の緑被面積が増加すると種数が増加する傾向は確認された。また、種によっては周辺広範囲の緑被率が高い公園ほど、多く出現する傾向も確認された。

都市利用種をみると、種数は公園内緑被面積と 0.437 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関が確認された。個体数は公園内緑被面積と 0.455 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.507 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関、周辺広範囲の緑被率と 0.415～0.431 の値を示して中位の正の相関があった。個別の種をみると、ムクドリは公園内緑被面積と 0.420 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.477 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関、周辺 50～100m の緑被率と 0.431 ( $p<0.05$ )、0.499 ( $p<0.05$ ) の中位の正の相関が確認された。スズメは公園内緑被面積と 0.412 ( $p<0.05$ )、開園面積と 0.417 ( $p<0.05$ ) の値を示して中位の正の相関があった。大規模（8ha 以上）樹林地まで 250-500m 圏内の公園では、周辺広範囲の緑被率が高い公園に利用種が多く出現する傾向があったが、その傾向は弱まり、面積が大きい公園に多く出現する傾向が確認された。



表 3-24 大規模 (8ha 以上) 樹林地から 500m 以上における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果

	公園内 緑被面積	公園内 面積	公園内 緑被率	周辺緑被率										周辺農耕地率									
				50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m
全種数	0.532**	0.361	0.285	0.145	0.021	0.105	0.188	0.221	0.335	0.372	0.384	0.380	0.360	0.037	0.007	-0.051	-0.114	-0.120	-0.154	-0.197	-0.194	-0.220	-0.222
全個体数	0.487*	0.519**	0.015	0.314	0.215	0.332	0.338	0.384	0.445*	0.452*	0.473*	0.470*	0.470*	0.304	0.307	0.328	0.312	0.313	0.270	0.235	0.214	0.189	0.187
環境評価指数	0.386	0.229	0.232	0.105	0.030	0.111	0.206	0.232	0.301	0.308	0.313	0.310	0.303	0.007	0.006	-0.054	-0.139	-0.158	-0.184	-0.235	-0.230	-0.258	-0.250
コガラ	0.155	0.045	0.320	0.326	0.381	0.415*	0.501*	0.463*	0.370	0.253	0.238	0.240	0.220	-0.137	-0.144	-0.171	-0.192	-0.201	-0.215	-0.224	-0.223	-0.235	-0.192
アカモズ	0.080	0.086	-0.043	-0.218	-0.210	-0.070	-0.032	-0.017	0.184	0.338	0.429*	0.474*	0.488*	0.641**	0.622**	0.553**	0.474*	0.436*	0.401	0.370	0.341	0.338	0.302
モズ	-0.046	-0.125	0.068	0.015	-0.016	0.105	0.156	0.190	0.161	0.105	0.083	0.130	0.161	-0.137	-0.144	-0.171	-0.192	-0.201	-0.136	-0.165	-0.162	-0.172	-0.145
ヤマガラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
コガラ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ウグイス	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
エナガ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
メジロ	0.146	-0.010	0.237	0.183	0.171	0.237	0.345	0.357	0.338	0.293	0.263	0.239	0.253	-0.338	-0.352	-0.332	-0.343	-0.372	-0.373	-0.417*	-0.378	-0.337	-0.270
都市忌避種 種数	0.228	0.074	0.239	0.054	0.025	0.103	0.197	0.237	0.282	0.275	0.279	0.289	0.310	-0.113	-0.128	-0.137	-0.198	-0.213	-0.204	-0.257	-0.245	-0.239	-0.193
都市忌避種 個体数	0.161	-0.002	0.276	0.205	0.205	0.300	0.420*	0.427*	0.410*	0.356	0.336	0.329	0.341	-0.248	-0.264	-0.266	-0.293	-0.324	-0.325	-0.370	-0.342	-0.313	-0.249
キジバト	0.342	0.368	-0.034	0.370	0.295	0.283	0.298	0.326	0.302	0.253	0.220	0.191	0.155	0.155	0.227	0.225	0.225	0.159	0.129	0.098	0.097	0.082	0.088
トビ	-0.178	-0.338	0.222	-0.052	-0.025	-0.009	0.112	0.125	0.173	0.167	0.134	0.125	0.087	-0.137	-0.144	-0.171	-0.192	-0.201	-0.215	-0.224	-0.223	-0.235	-0.257
ハシボソガラス	0.102	0.122	-0.048	0.100	0.062	0.111	0.093	0.097	0.140	0.175	0.197	0.175	0.161	0.345	0.362	0.261	0.199	0.152	0.148	0.156	0.127	0.105	0.103
ハシブトガラス	0.107	-0.039	0.173	-0.016	0.094	0.054	0.132	0.219	0.325	0.342	0.324	0.342	0.326	0.092	0.123	0.055	-0.012	-0.067	-0.066	-0.113	-0.133	-0.165	-0.174
シジュウカラ	0.196	0.114	0.207	0.015	0.059	0.207	0.305	0.297	0.373	0.414*	0.463*	0.489*	0.494*	0.327	0.306	0.232	0.155	0.120	0.082	0.051	0.031	0.017	0.018
ヒヨドリ	0.034	-0.038	0.006	-0.165	-0.201	-0.252	-0.258	-0.308	-0.348	-0.315	-0.329	-0.360	-0.343	-0.030	-0.102	-0.115	-0.138	-0.124	-0.134	-0.131	-0.113	-0.133	-0.165
イソヒヨドリ	0.089	0.159	-0.101	0.181	0.135	0.094	0.001	-0.056	-0.133	-0.180	-0.209	-0.203	-0.207	0.070	0.160	0.130	0.170	0.189	0.174	0.176	0.172	0.140	0.117
カワラヒロ	0.179	0.237	-0.151	0.353	0.268	0.283	0.299	0.308	0.413*	0.445*	0.448*	0.398	0.352	0.247	0.266	0.325	0.326	0.299	0.250	0.230	0.255	0.316	0.341
都市適応種 種数	0.316	0.316	0.178	0.128	0.028	0.095	0.172	0.181	0.257	0.273	0.278	0.265	0.236	0.110	0.121	0.029	-0.059	-0.077	-0.130	-0.168	-0.170	-0.222	-0.248
都市適応種 個体数	0.300	0.269	-0.007	0.275	0.174	0.231	0.267	0.292	0.354	0.369	0.356	0.320	0.284	0.307	0.343	0.300	0.250	0.184	0.145	0.111	0.108	0.097	0.095
ツバメ	-0.368	-0.280	-0.096	-0.105	-0.081	0.143	0.145	0.133	0.109	0.073	0.065	0.107	0.142	-0.151	-0.165	-0.105	-0.029	-0.053	-0.058	-0.095	-0.120	-0.076	-0.054
コシアカツバメ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ムクドリ	0.420*	0.477*	0.058	0.499*	0.431*	0.389	0.358	0.344	0.350	0.338	0.350	0.359	0.344	0.302	0.232	0.243	0.283	0.350	0.344	0.327	0.284	0.260	0.235
スズメ	0.412*	0.417*	-0.012	0.020	-0.050	0.073	0.082	0.157	0.231	0.259	0.291	0.294	0.296	0.189	0.238	0.261	0.206	0.189	0.143	0.128	0.134	0.104	0.109
都市利用種 種数	0.437*	0.351	0.261	0.111	-0.027	0.003	-0.015	0.033	0.179	0.273	0.298	0.309	0.292	-0.027	-0.146	-0.100	-0.019	0.024	0.030	0.039	0.044	0.079	0.090
都市利用種 個体数	0.455*	0.507*	0.003	0.266	0.183	0.293	0.283	0.328	0.380	0.387	0.415*	0.430*	0.431*	0.272	0.267	0.302	0.298	0.318	0.280	0.253	0.229	0.203	0.197

(\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ )

表 3-25 に大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた公園を対象とした GLMM の結果を示した。

全種数をみると、周辺 400m 圏内の緑被率が正の影響を与えていた。環境評価指数にも、周辺 400m 圏内の緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が正の影響を与えていた。都市忌避種の個体数には周辺 300m 圏内の緑被率が正の影響を、周辺 350m 圏内の農耕地被覆率が負の影響を与えており、種数には周辺 500m 圏内の緑被率が正の影響（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）を与えていた。都市適応種の個体数には周辺 350m 圏内の緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が正の影響を与えていた。樹林選好性 5 種には周辺 500m 圏内の緑被率（95%Wald 信頼区間に 0 を含む）が正の影響を与えていた。

大規模（8ha 以上）樹林地まで 250-500m 圏内の公園では、公園内緑被率の増加が鳥類の出現種数を増加させる傾向にあったが、500m 以上離れた公園ではその傾向は確認されず、出現鳥類は公園内の緑被率にさほど影響されていなかった。出現鳥類は公園内緑被率よりも周辺の緑被率から影響を受けており、大規模（8ha 以上）樹林地まで 250-500m 圏内の公園と同様に、周辺広範囲の緑被率が高いほど忌避種、適応種、それらを含めた全種数が増加する傾向が確認された。ただし、大規模（8ha 以上）樹林地まで 250-500m 圏内の公園では抽出された周辺緑被率は 500m 圏内のみであったが、500m 以上離れた公園では 300～400m 圏内の緑被率も抽出され、中～広範囲の緑被率に影響を受ける結果であった。周辺農耕地被覆率との関係性をみると、350m 圏内の農耕地被覆率の減少が忌避種個体数の増加につながる結果であった。

表 3-25 大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上の GLMM の結果

	最尤推定値	切片	AIC
全種数	+1.77(±1.14)j**	+1.23(±0.35)	21.12
環境評価指数	+2.62(±1.69)j	+0.50(±0.52)	42.19
都市忌避種（個体数）	+7.88(±3.21)h*      -7.79(±3.22)s*	-2.13(±1.13)	39.45
都市忌避種（種数）	+5.81(±4.05)l	-2.47(±4.05)	26.69
都市適応種（個体数）	+3.73(±2.08)i	+0.83(±0.64)	69.43
樹林性 5 種（種数）	+15.32(±9.79)l	-7.22(±3.76)	18.47

※説明変数凡例

h=周辺 300m 圏内の緑被率，i=周辺 350m 圏内の緑被率，j=周辺 400m 圏内の緑被率，l=周辺 500m 圏内の緑被率，s=周辺 350m 圏内の農耕地被覆率

※\*:Pr(>|z|) < 0.05 (95%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない)，\*\*: Pr(>|z|) < 0.01 (99%Wald 信頼区間に 0 が含まれていない) 99)

※全個体数，都市利用種の個体数，都市適応種の種数，都市利用種の種数，樹林選好性 5 種の個体数は，説明変数が抽出されなかった。



### 3-17. 分析②の考察

#### 3-17-1. 街区公園に出現する鳥類の傾向を把握するための主軸となる環境要因

街区公園という極小な空間に出現する鳥類の多くは、街区公園を埒などの生活の拠点となる場所としてではなく、採食や休息場所、または移動路の中間地点として活用していると思われる。よって、街区公園に出現する鳥類に大きな影響を与える環境要因のひとつとして、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離が考えられる。表 3-12 より、全ての街区公園を対象として相関係数を算出した結果では、多くの種と大規模（8ha 以上）樹林地までの距離との間に相関関係があり、図 3-15 の CCA の結果からも大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の矢印が最も長く、出現鳥類に大きな影響を与えていることが明らかになった。

以上を踏まえて考察では、大規模（8ha 以上）樹林地までの距離によって変化する出現鳥類と、影響を与える環境要因の変化について整理した。

#### 3-17-2. 大規模樹林地までの距離による出現鳥類の変化とその距離の目安

図 3-17～図 3-23 をみると、大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにつれて種数、環境評価指数は減少し、反対に個体数は増加していく傾向が確認された。鳥類の都市への適合度合いでみると、都市忌避種と適応種は大規模（8ha 以上）樹林地から離れるにつれて減少傾向にあった。ただし、減少の度合いは忌避種の方が高く、大規模（8ha 以上）樹林地により近い街区公園に出現がとどまっていた。対して、都市利用種は大規模（8ha 以上）樹林地から離れるほど、個体数が増加しており、特にスズメでその傾向が顕著に確認された。

マン・ホイットニーの U 検定で、鳥類相が変化する大規模（8ha 以上）樹林地までの距離として 250m と 500m が一つの目安となると考えられる。表 3-16 をみると、大規模（8ha 以上）樹林地まで 250m 圏内では、都市忌避種の出現が多く、250-500m になると忌避種の出現も減少し、500m 以上離れた街区公園からは都市利用種の出現が特に多くなる傾向があった。マン・ホイットニーの U 検定結果と図 3-21～図 3-23 の樹林地との距離による各鳥類種の出現数のプロット図を比較すると、出現の実態としては、以下のように考えられる。

大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内の街区公園では、都市忌避種、適応種、利用種の出現がある。ただし、忌避種のみ 250m 圏内での出現が特に多く

なるため、250m より近い街区公園とそれよりも遠い街区公園との間で出現個体数の平均値に有意な差が生じた。

大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の公園では、忌避種の出現が減少し、適応種と利用種の出現が主となる。ただし、適応種は離れるにつれて減少し利用種は離れるにつれて増加する傾向であった。

大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた街区公園では、適応種のキジバト、ハシボソガラス、ハシブトガラス、ヒヨドリ、カワラヒワなどの種と利用種の出現があった。ただし、利用種の出現が 500m 以上離れた公園から特になくなり始めるため、500m より近い街区公園とそれよりも遠い街区公園との間で出現個体数の平均値に有意な差が生じ、離れるにつれて適応種は減少する結果であった。

「都市における生物多様性指標（簡易版）」では、エコロジカルネットワークとして連続性のある緑地とみなす距離を 250m としている。本研究では、都市忌避種の出現個体数の変化する距離が 250m という結果が得られているため、都市忌避種が生息できるエコロジカルネットワークという観点でみると、「簡易版」の 250m は適当であると考えられる。

### 3-17-3. 大規模樹林地までの距離によって抽出される環境要因の変化

表 3-17～表 3-25 の相関係数、GLMM の結果から、大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内に特に多く出現する都市忌避種には、周辺の狭い範囲内の緑被率が正の影響を与えていた。大規模（8ha 以上）樹林地付近をすみかや繁殖場所としているこれらの種にとっては、公園から狭い範囲内の緑被率が増加することで、大規模（8ha 以上）樹林地との移動のつながりがより強くなり、公園に出現しやすくなると考えられる。適応種、利用種にとっては面積が大きい公園により多く出現する傾向があり、面積が大きいと採食や休息場所もその分多くなるため、それを反映していると考えられる。

250-500m 圏内の公園では、公園内緑被率が忌避種、適応種に正の影響を与えていた。また、周辺 500m 圏内などの広範囲の緑被率が適応種に正の影響を与えていた。大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の街区公園では公園内の緑被率を増加させることで、鳥類の採食場所や休憩場所、移動路としての活

用をされやすくして鳥類の出現種数を増加させることが重要な項目と考えられる。また、250m 圏内のように周辺狭い範囲内の緑被率だけではなく、大規模(8ha 以上) 樹林地から離れた分、より広範囲緑被率を高めることで大規模(8ha 以上) 樹林地とのつながりを持たせやすくすることが重要といえよう。

500m 以上離れた公園では、公園内緑被率の影響はなくなり、周辺の中～広範囲の緑被率が正の影響を与えていた。大規模(8ha 以上) 樹林地から 500m 以上離れると、大規模(8ha 以上) 樹林地を生活の拠点とする種の出現は減少し、都市内の小さな樹林地や住宅を峙等にする種の出現が増えると予想される。それらの適応種や利用種にとっては、周辺に緑被率の多い方が街区公園を含めてその区域一体で採食を広く行うことが可能となる。こういった点において、周辺緑被率が正の影響を与える要因として抽出されたと考えられる。また、公園面積が増えるほど、その公園での採食や休息場所が多くなり、面積が正の要因として抽出されたといえよう。

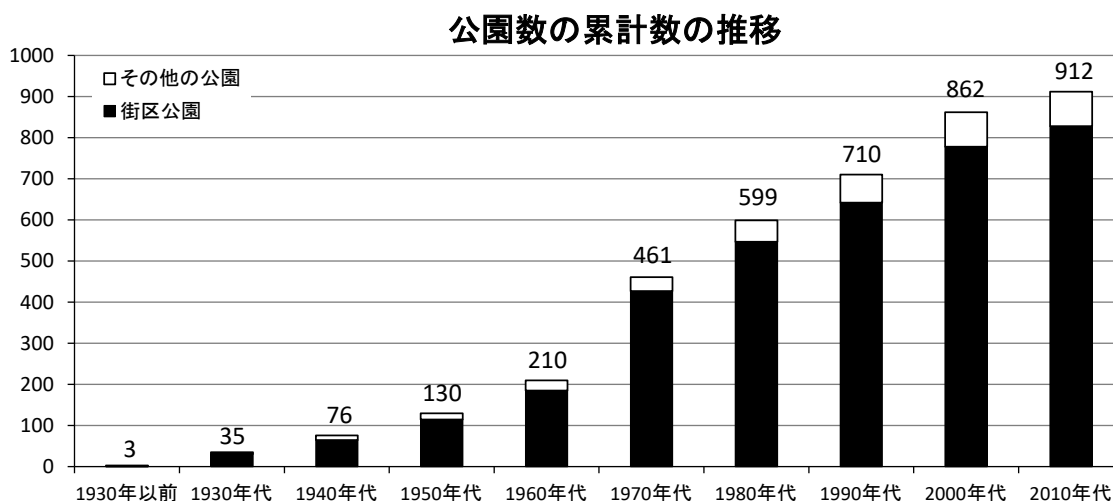
### 3-18. 京都市の街区公園の分布状況

前節までは、京都市における街区公園に出現する鳥類相の特徴を把握した。本節は、京都市に設置されている街区公園の分布状況を俯瞰し、それらが設置されてきた背景と公園内緑被率との関係性、周辺の緑とのつながりに関する関係性を明らかにした。

#### 3-18-1. 京都市の公園設置数の推移

2017年（平成29年）6月8日現在の公園台帳を整理し、京都市に設置されてきた公園数の年代別の推移を図3-24に、特に街区公園の推移を図3-25に示した。

太政官布達第16号が布告された1873年から1930年までに設置された京都市の公園は、円山公園、五条公園に総合公園の岡崎公園を加えた3つであった。その後、公園の設置数は増加していき、平成29年の時点で912箇所設置されている。公園の種類の中では街区公園の数が最も多く、年代別にみると、1970年代に設置数が特に多くなっている。1972年（昭和72年）には都市公園等整備緊急都市法が制定、同年都市公園等整備5か年計画が創設され、都市公園法で導入された補助制度に財源の裏打ちを与え、都市公園の整備を加速させた。



※図中の数値は全ての種類を含めた公園数を表す

図 3-24 京都市に設置されてきた公園数の推移

年代別にみた街区公園の設置数

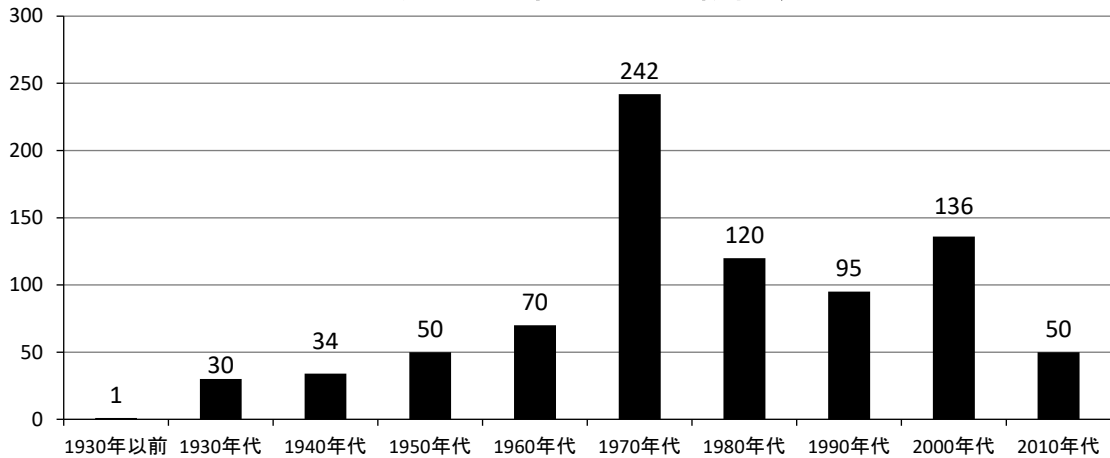


図 3-25 年代別にみた街区公園の設置数

### 3-18-2. 街区公園の取得方法の推移

次に、公園を街区公園にしぼり、公園用地の取得方法に関するこれまでの推移を確認する。

図 3-26 をみると、1930 年代～1960 年代まで最も多い公園用地の取得方法は区画整理事業による取得であった。しかし、1970 年代に入ると、区画整理事業による取得は減り、最も多い取得方法は開発行為による取得方法に変わり、それが現在まで続いていることが読み取れる。図 3-27 の取得方法別の設置数を示すグラフをみると、1960 年代までの設置数は全体的に少なく、その中で区画整理事業による取得の割合が多い状況であった。1970 年代になると設置数が大幅に増え、その中でも開発行為で取得した設置数が急激に増加し、それ以降開発行為の設置数は一定して多い状況にある。ただし、1970 年代と 1980 年代の区画整理事業による設置数をみると 1960 年代以前の設置数と同程度あるため、1980 年代までは一定して区画整理事業による公園用地の取得が行われてきたと考えられる。ただ、1970 年代以降に開発行為による取得数が急激に増加したため、1970 年代を境に最も多い取得方法が区画整理事業から開発行為に変わったと考えられる。

図 3-28 の行政区ごとにみると、1960 年代まではほぼ均等に設置されてきたが、1970 年代になると伏見区での設置が特に多くなっている。今度は図 3-29

で伏見区だけの公園にしぼり、取得方法別の設置数をみていくと、やはり 1970 年代から開発行為による公園用地の取得数が急激に増えていた。

よって、京都市における公園整備の特徴として、1970 年代に伏見区で行われた開発行為によって多くの街区公園の用地が取得され、それによって特に伏見区に多くの街区公園が設置されたことが伺える。

ところで、図 3-26 の 1940 年代と 1950 年代の取得の割合をみると、疎開跡地を活用した取得の割合が他の年代よりも多い。第二次世界大戦のために疎開された土地を終戦後、公園として活用したことがここで読み取れる。

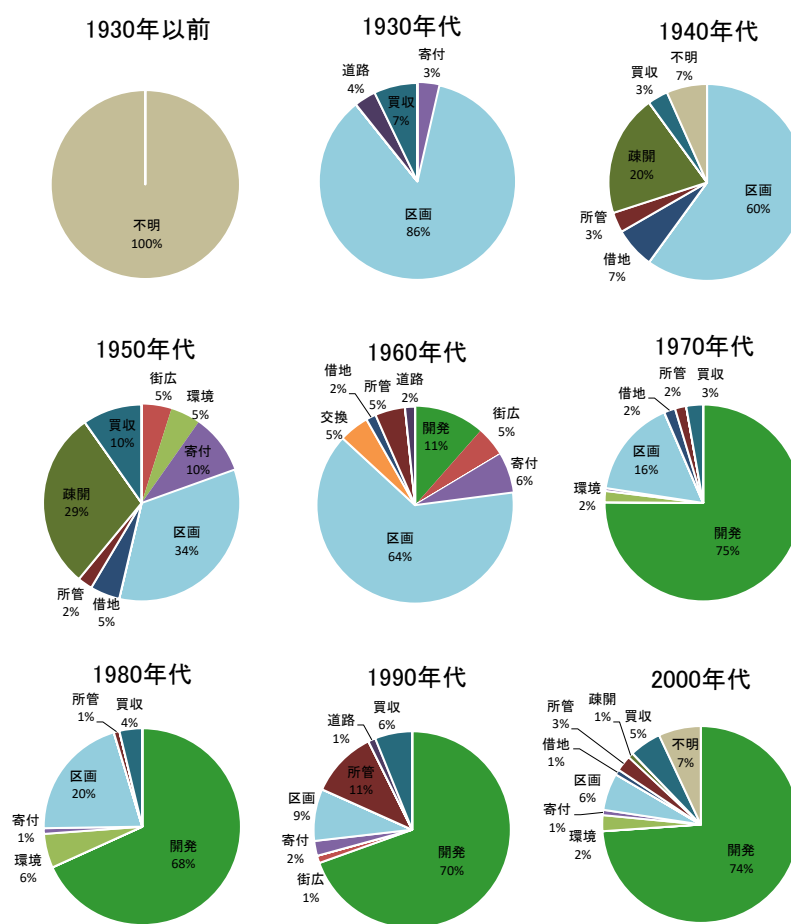


図 3-26 街区公園の用地取得方法の割合の推移

年代別, 取得方法別にみた公園設置数

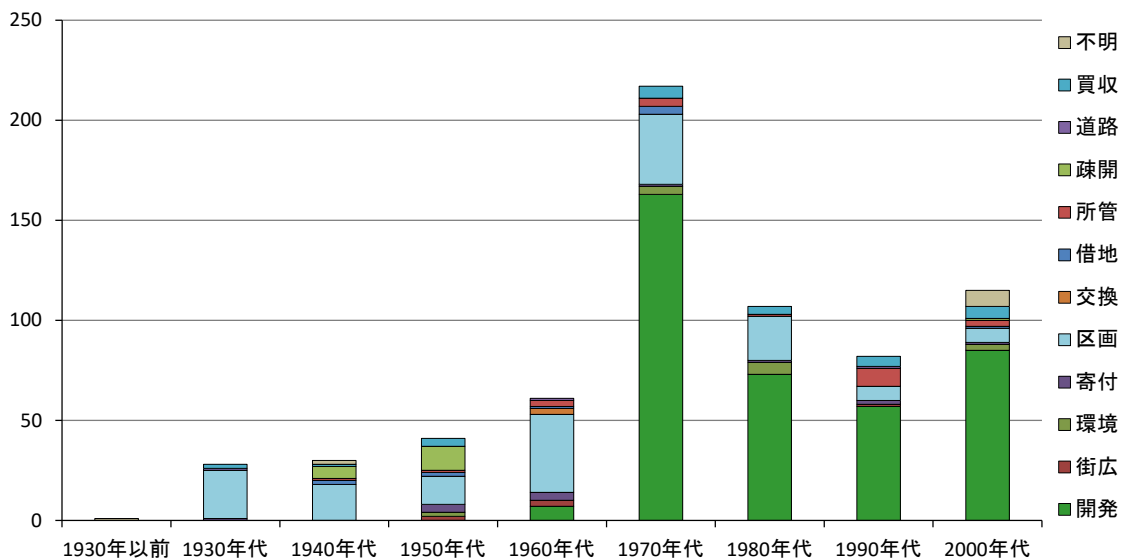


図 3-27 街区公園の用地取得方法別の公園設置数の推移

年代別, 行政区別にみた公園設置数

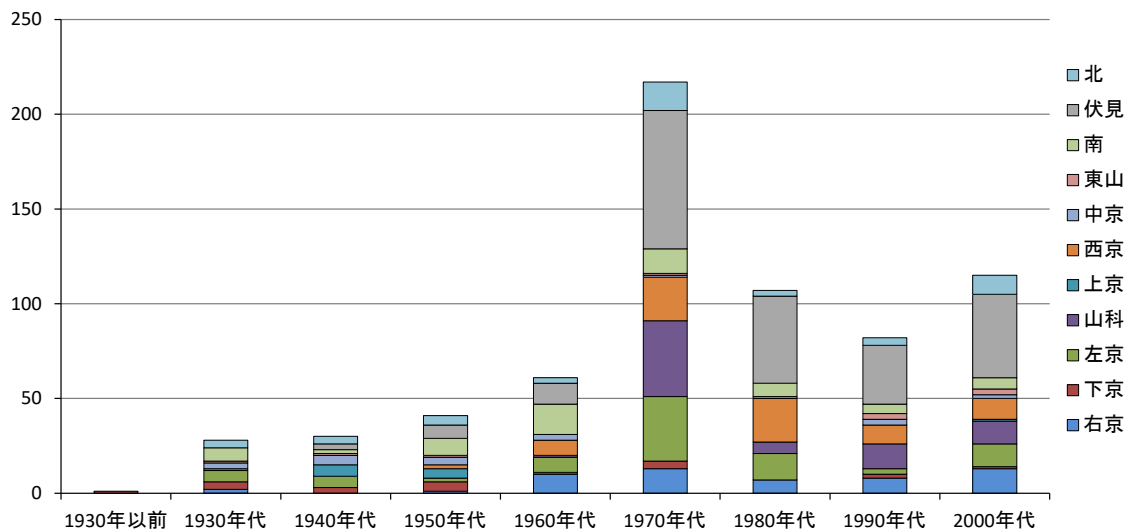


図 3-28 行政区別にみた街区公園の設置数の推移

### 伏見区 年代別，取得方法別にみた公園設置数

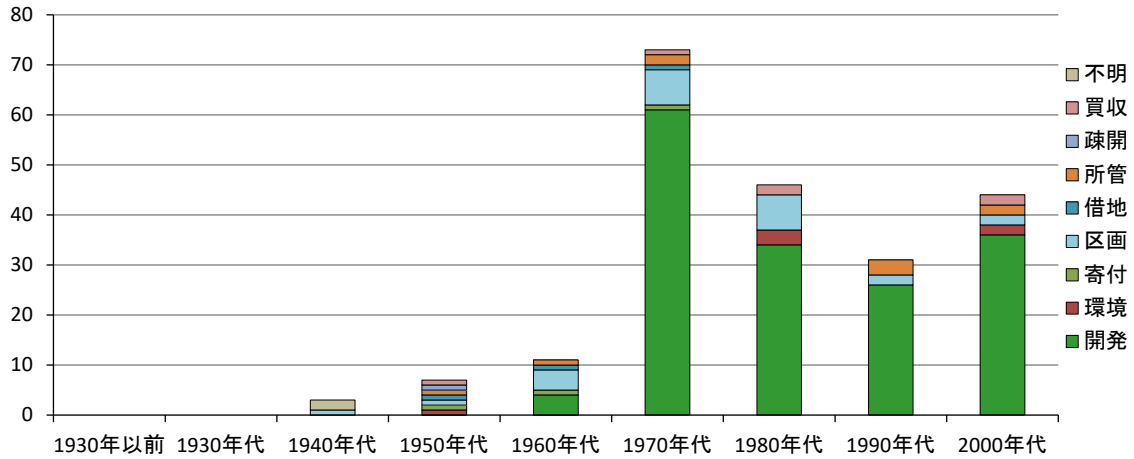


図 3-29 伏見区での用地取得方法別にみた街区公園設置数の推移

#### 3-18-3. 公園面積の推移

続いて公園面積に焦点をあて、その推移を確認した。図 3-30 をみると、1930 年以前に設置された公園をのぞき、1960 年代までに設置の公園は一定して面積が大きい。しかし、1970 年代になると急激に面積が減少し、その傾向が現在まで続いている。図 3-31 の取得方法別にみた公園面積の平均をみると、区画整理事業によって用地取得された公園，疎開跡地を活用した公園の面積が大きいことに対し，開発行為によって用地取得された公園，街路広場を活用した公園の面積が小さい傾向があった。前述したように公園の設置数は 1970 年代以降急激に増えており，その多くが開発行為による用地取得された公園であった。それら開発行為による公園の面積は，他の方法で用地取得された公園よりも小さい傾向にあった。住居系，商業系，工業系の用途地域による公園面積の違いを図 3-32 で確認すると，明確な差は確認されなかった。



年代別にみた公園面積の平均

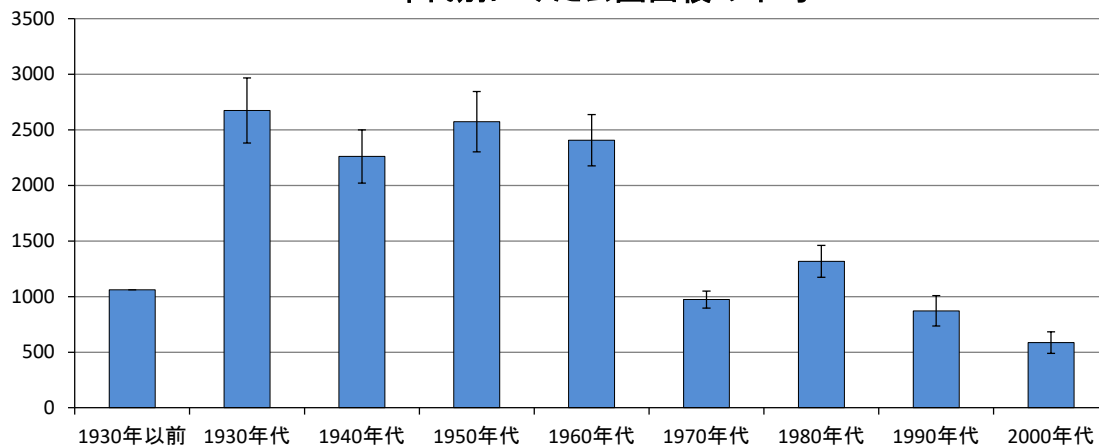


図 3-30 街区公園面積の推移

取得方法別にみた公園面積の平均

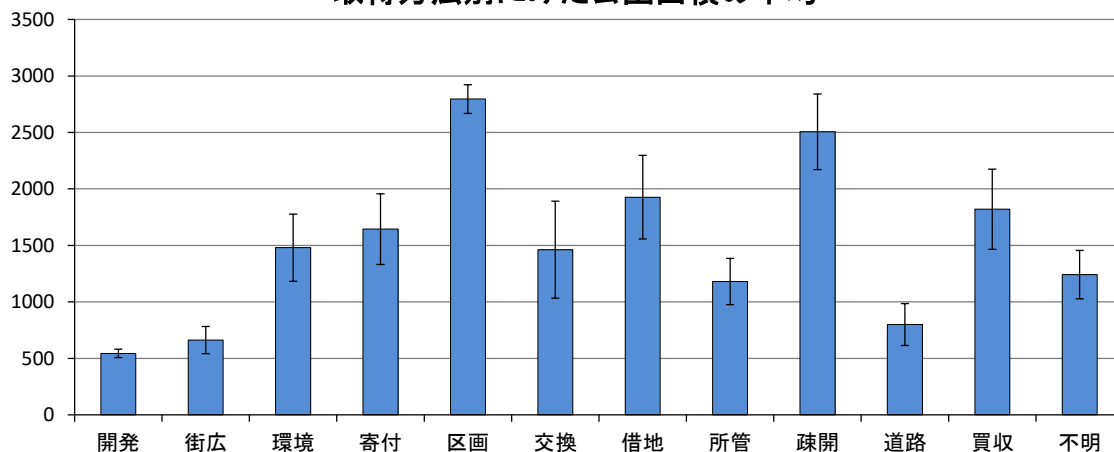


図 3-31 用地取得方法別の公園面積

用途地域別にみた公園面積の平均

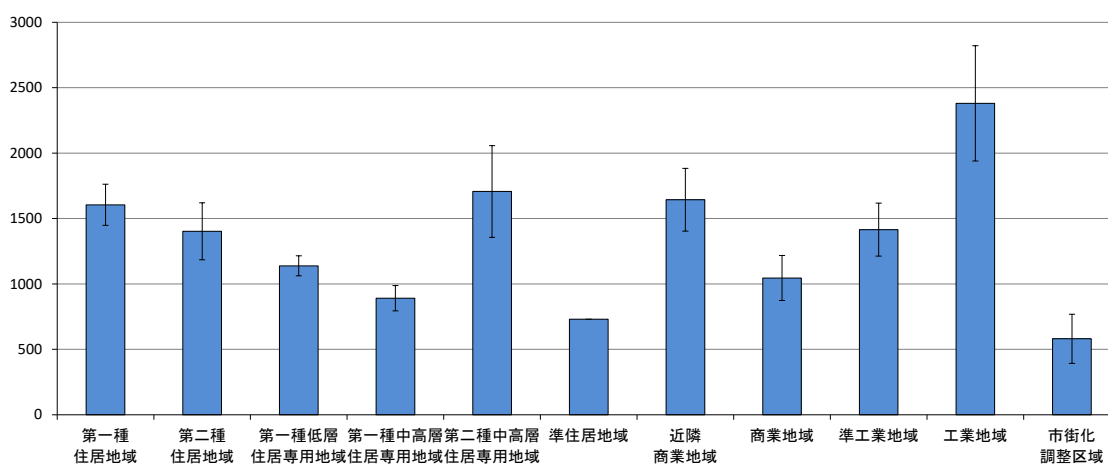


図 3-32 用途地域別の公園面積

#### 3-18-4. 公園内緑被率

公園内緑被率を対象に、その推移を確認した。図 3-33 をみると設置年代が最近の公園ほど、公園内緑被率が小さくなる傾向があった。これは、設置されてからの経過年数が浅い公園ほど、公園内に植被された樹木が十分に成長しきっていないために、緑被率が下がっていると推察される。

次に、図 3-34 の公園用地の取得方法別に公園内緑被率を比較すると、借地による取得、道路敷地を活用した公園で公園内緑被率が高く、反対に開発行為によって取得された公園で公園内緑被率が最も小さかった。開発行為によって取得された公園内の緑被率が小さい理由として、以下の 2 つが考えられる。一つ目の理由として、開発行為で取得された公園は 1970 年代以降という最近に多いため、公園内に植被された樹木が十分に成長しきっておらず、緑被率が低いことが考えられる。特に、1990 年代以降で開発行為によって取得された公園では、その理由が大きく働いていると想定される。ただし、開発行為によって取得された土地に設置された公園数が急激に多くなった 1970 年代の公園、および 1980 年代の公園では、それ以前に設置された公園と比べて公園内緑被率は同程度であり、別の要因があると考えられる。

そこで、二つ目の理由として、開発行為等で得た公園の大半は、民間事業者が整備を行い、市へ移管されたものであるためと考えられる。既定の面積を超えた開発行為を行う際には公園を設置することが義務付けられているが、民間事業者にとっては費用を最小限に抑えるために、設置する公園の内部の整備を最小限に抑える傾向にあると推測される。よって、開発行為等で整備された公園は必要最低限の画一的な整備しかされてないため、公園内の緑量、緑被率もその分少なくなる傾向にあると考えられる。

住居系、商業系、工業系の用途地域による公園内緑被率の違いを図 3-35 で確認すると、ここでも明確な差は確認されなかった。

年代別にみた公園内緑被率の平均

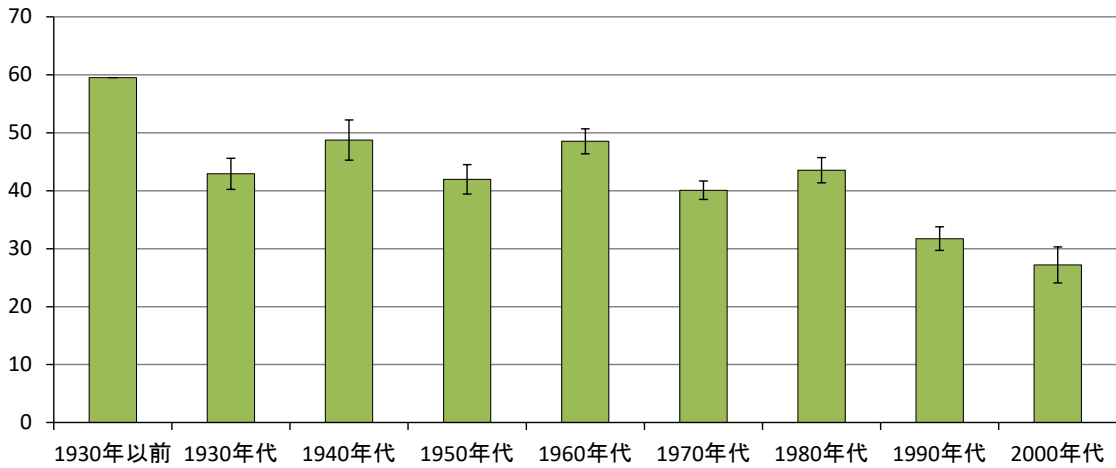


図 3-33 公園内緑被率の推移

取得方法別にみた公園内緑被率

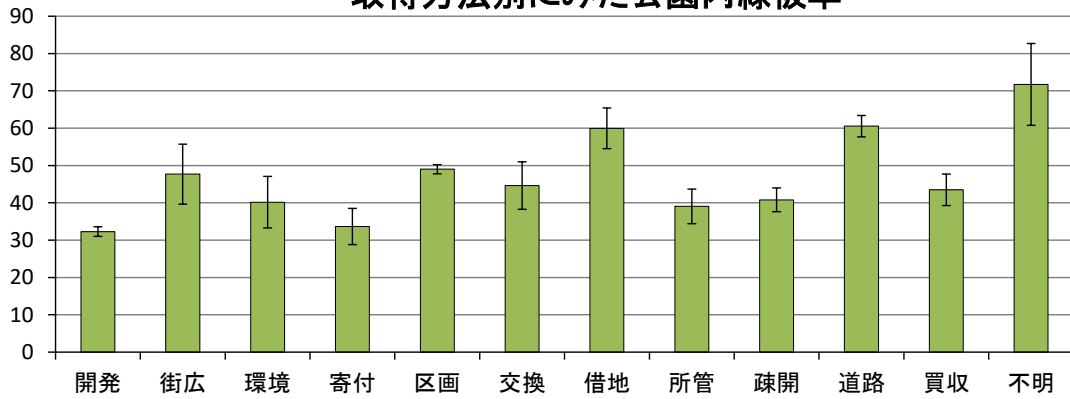


図 3-34 用地取得方法別の公園内緑被率

用途地域別にみた公園内緑被率

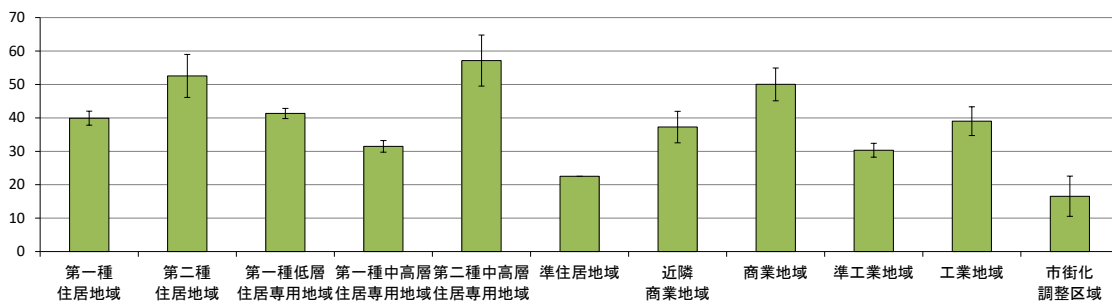


図 3-35 用途地域別の公園内緑被率

### 3-18-5. 大規模（8ha以上）樹林地までの距離

大規模（8ha以上）樹林地までの距離を対象に，その推移を確認した。

図 3-36 をみると設置年代が最近の公園ほど，大規模（8ha以上）樹林地までの距離が近い場所に設置されている傾向があった。特に 1970 年代，1980 年代の公園が平均して大規模（8ha以上）樹林地から 300～400m 圏内に設置されていた。

次に，図 3-37 の公園用地の取得方法別に大規模（8ha以上）樹林地までの距離を比較すると，交換による取得，疎開による取得が特に大規模（8ha以上）樹林地から離れた場所に設置されており，開発によって取得された公園が最も大規模（8ha以上）樹林地に近い場所に設置されていた。他の取得方法については距離に明確な違いは確認されなかった。1970 年代，1980 年代に設置された公園の大半は開発行為によって取得されているため，グラフに整合性が確認された。開発行為によって取得された公園の大規模（8ha以上）樹林地からの距離の平均値は 325m であった。

住居系，商業系，工業系の用途地域による大規模（8ha以上）樹林地までの距離の違いを図 3-38 で確認すると，住居系の用途地域内の公園は大規模（8ha以上）樹林地からの距離が近い場所に設置されており，商業系，工業系の用途地域内の公園は大規模（8ha以上）樹林地からの距離が遠い場所に設置されていた。京都市の用途地域の立地の特徴として住居系は三山などの大規模（8ha以上）樹林地に近く，商業系，工業系は中心市街地に多いために大規模（8ha以上）樹林地から離れる傾向があるため，それを反映していると考えられる。

年代別にみた大規模樹林地までの距離の平均

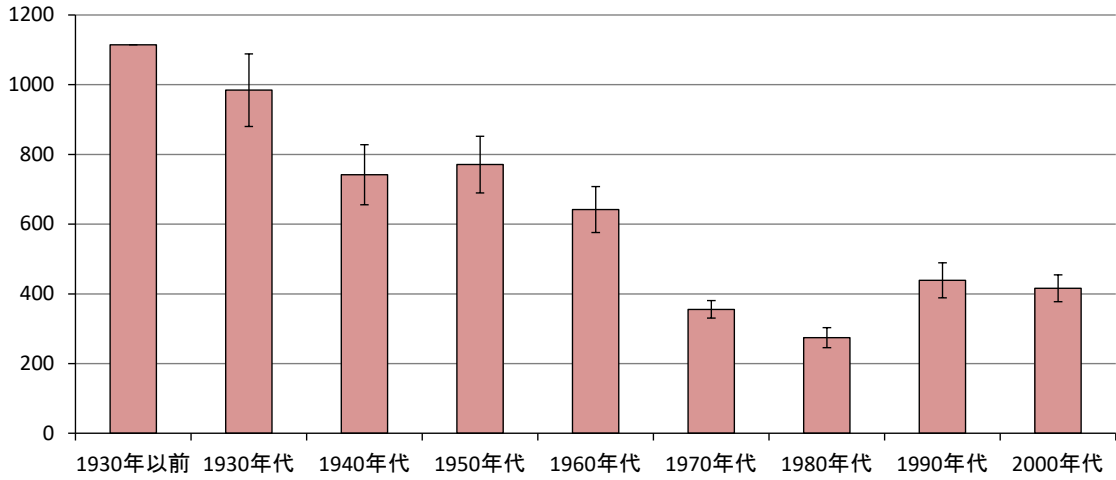


図 3-36 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の推移

取得方法別にみた大規模樹林地までの距離の平均

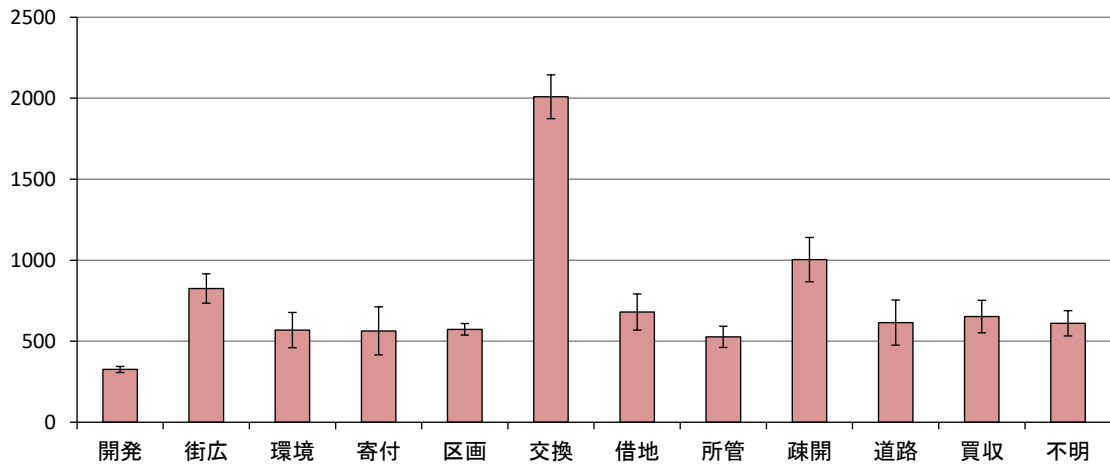


図 3-37 用地取得方法別の大規模（8ha 以上）樹林地までの距離

用途地域別にみた大規模樹林地までの距離の平均

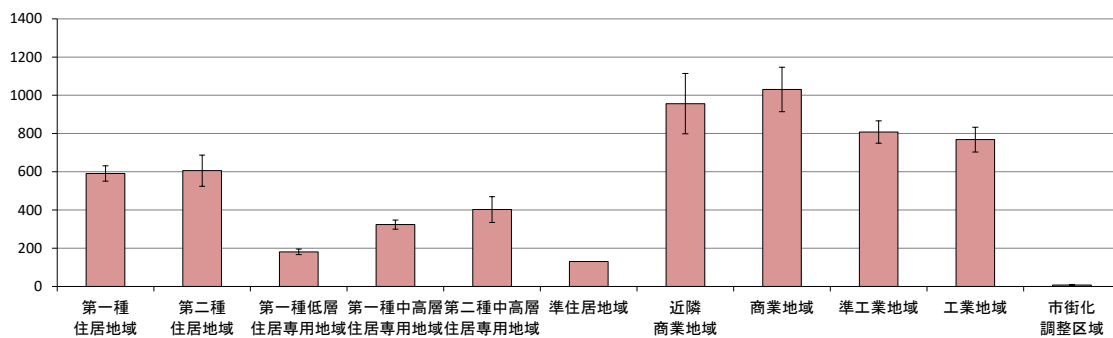


図 3-38 用途地域別の大規模（8ha 以上）樹林地までの距離

### 3-18-6. 街区公園整備の推移の概要

図 3-39～図 3-43 に京都市の各年代における街区公園の分布の推移を示した。内容をまとめると、1970 年代以前は公園の用地が区画整理事業によって取得されることが主流であったが、1970 年代以降開発行為等による取得が主流となり設置が行われた。開発行為等によって設置される公園は民間事業者が整備するため、費用が限られているために整備は必要最小限にとどまり、面積は小さく、公園内の緑被率も低い公園が多い。都市公園等整備 5 か年計画の創設により、都市公園整備の財源の補助制度が導入されたことを背景に、そのような公園が 1970 年代に、特に今まで開発が進んでいなかった伏見区で行われ、大規模（8ha 以上）樹林地から 300～400m 圏内に数多くの小さい街区公園が設置されることとなった。

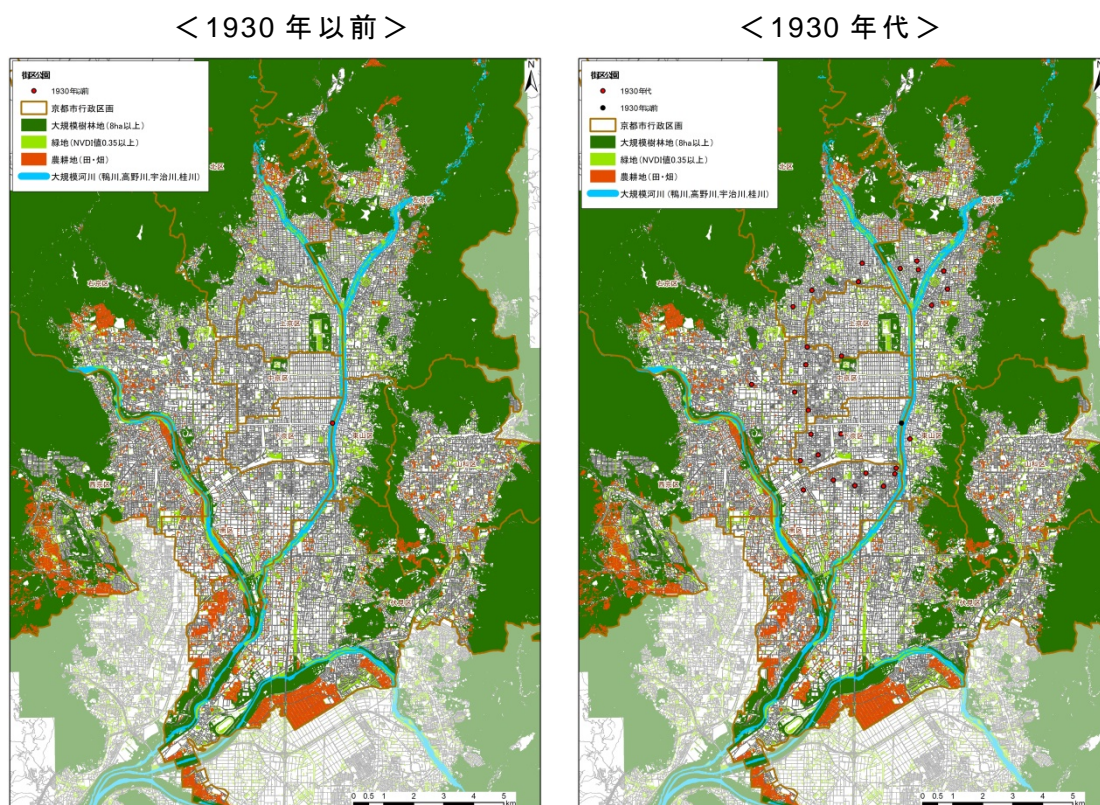
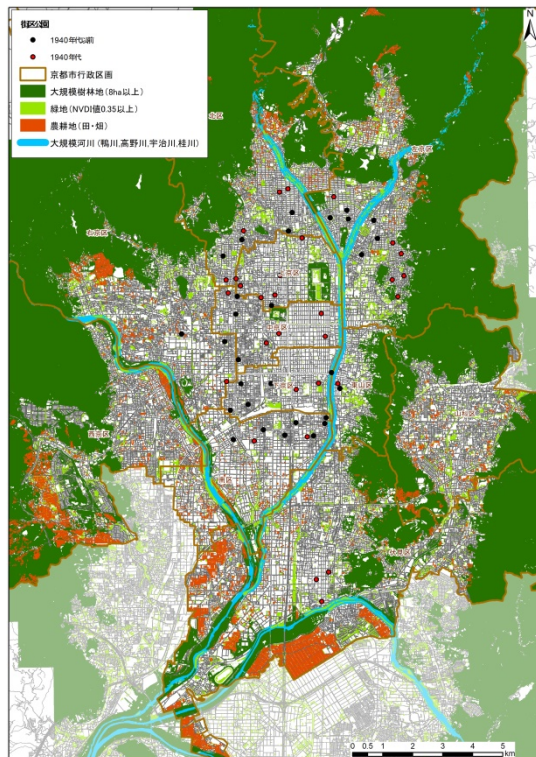


図 3-39 京都市の街区公園の分布の推移（1930 年以前，1930 年代）

<1940年代>



<1950年代>

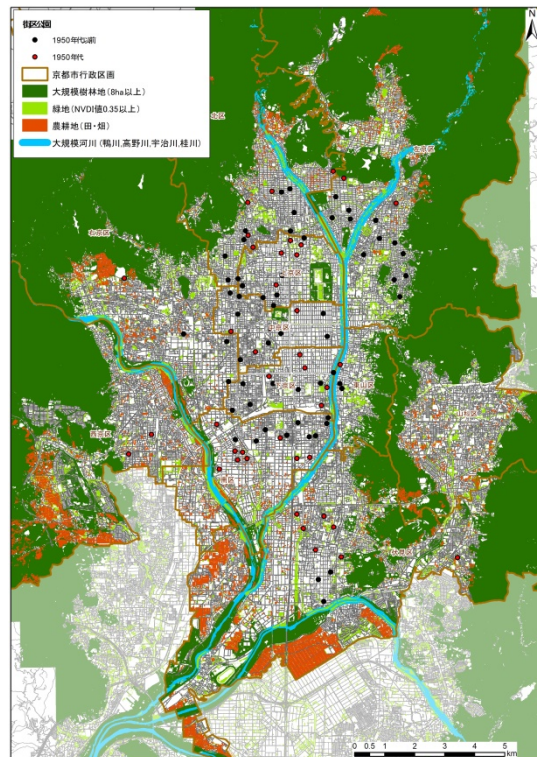
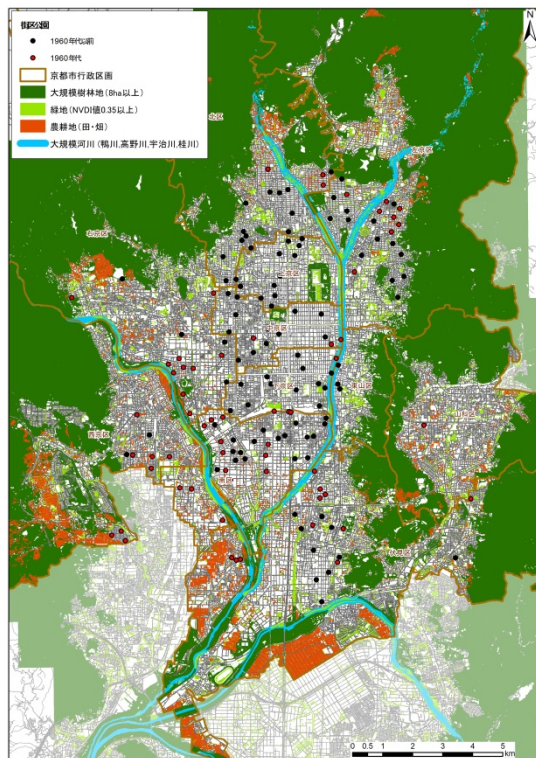


図 3-40 京都市の街区公園の分布の推移（1940年代～1950年代）

<1960年代>



<1970年代>

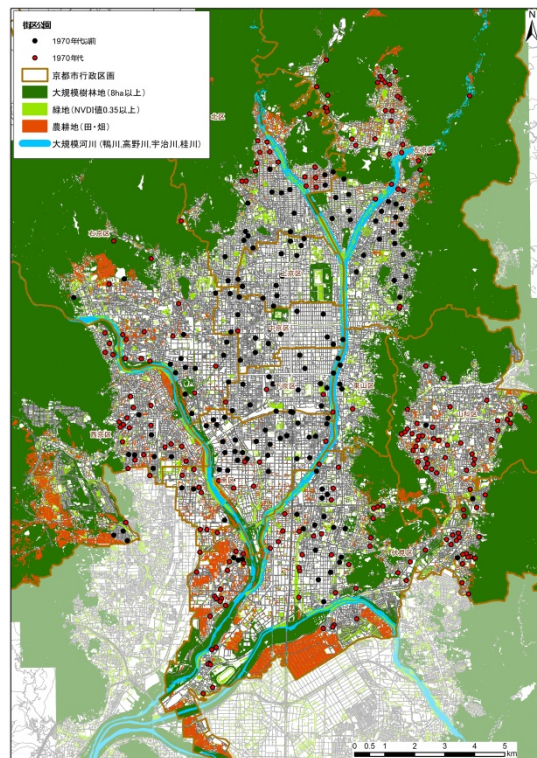
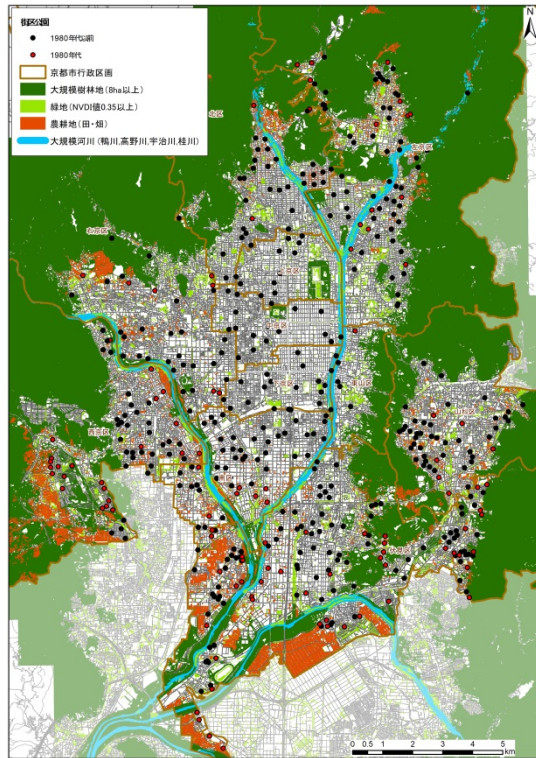


図 3-41 京都市の街区公園の分布の推移（1960年代～1970年代）

<1980年代>



<1990年代>

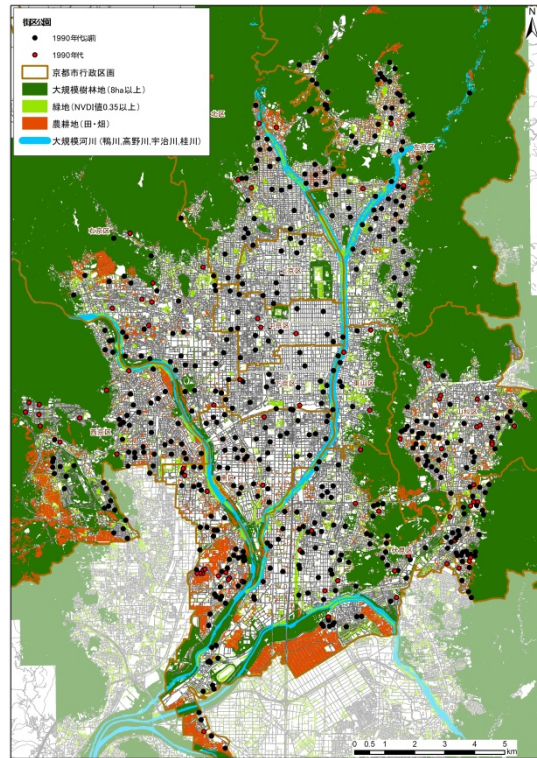


図 3-42 京都市の街区公園の分布の推移（1980年代～1990年代）

<2000年代>

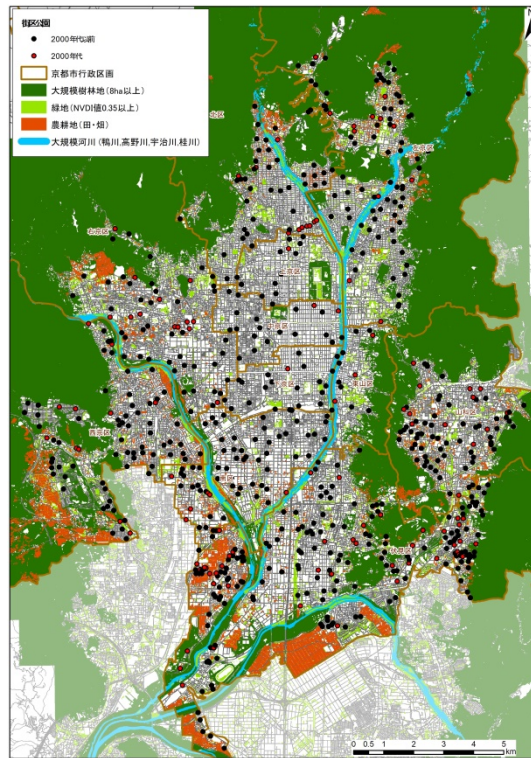


図 3-43 京都市の街区公園の分布の推移（2000年代）



### 3-19. 街区公園の分布特性を踏まえた出現鳥類の考察

京都市では大規模（8ha 以上）樹林地に近い区域において開発行為などで取得された街区公園では公園内緑被率の少ない傾向があった。

大規模（8ha 以上）樹林地まで 250m 圏内では、公園内緑被率が鳥類に与える影響は小さかったものの、大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内では大きな影響を与えていた。よって、250-500m の区域において開発行為などで取得された街区公園では、公園内緑被率が少なくなるために、出現する鳥類が他の街区公園よりも少ないことが予想された。

そこでそれを確かめるため、調査②の公園のうち、大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の公園を対象として、開発行為などで取得された街区公園とその他の街区公園の公園内緑被率を比較するとともに、出現した鳥類の比較を行った。緑被率を比較した結果を図 3-44 に示す。開発行為によって取得された街区公園において公園内緑被率が低い結果となった。

鳥類種の出現を比較した結果では、全種数、全個体数、環境評価指数、各鳥類種すべての結果において、開発行為によって取得された街区公園の方で出現が少ない結果となった。ただし、マン・ホイットニーの U 検定で平均値の差を比較すると、全個体数と都市利用種個体数以外、平均値に有意な差は認められなかった。

以上の結果を踏まえると、大規模（8ha 以上）樹林地に近い区域に公園内緑被率が少ない街区公園が開発行為などで多く取得されてきた過去の経緯によって、現在におけるそれらの街区公園に出現する鳥類については、有意な差が得られないまでも少ない傾向にあることが明らかとなった。

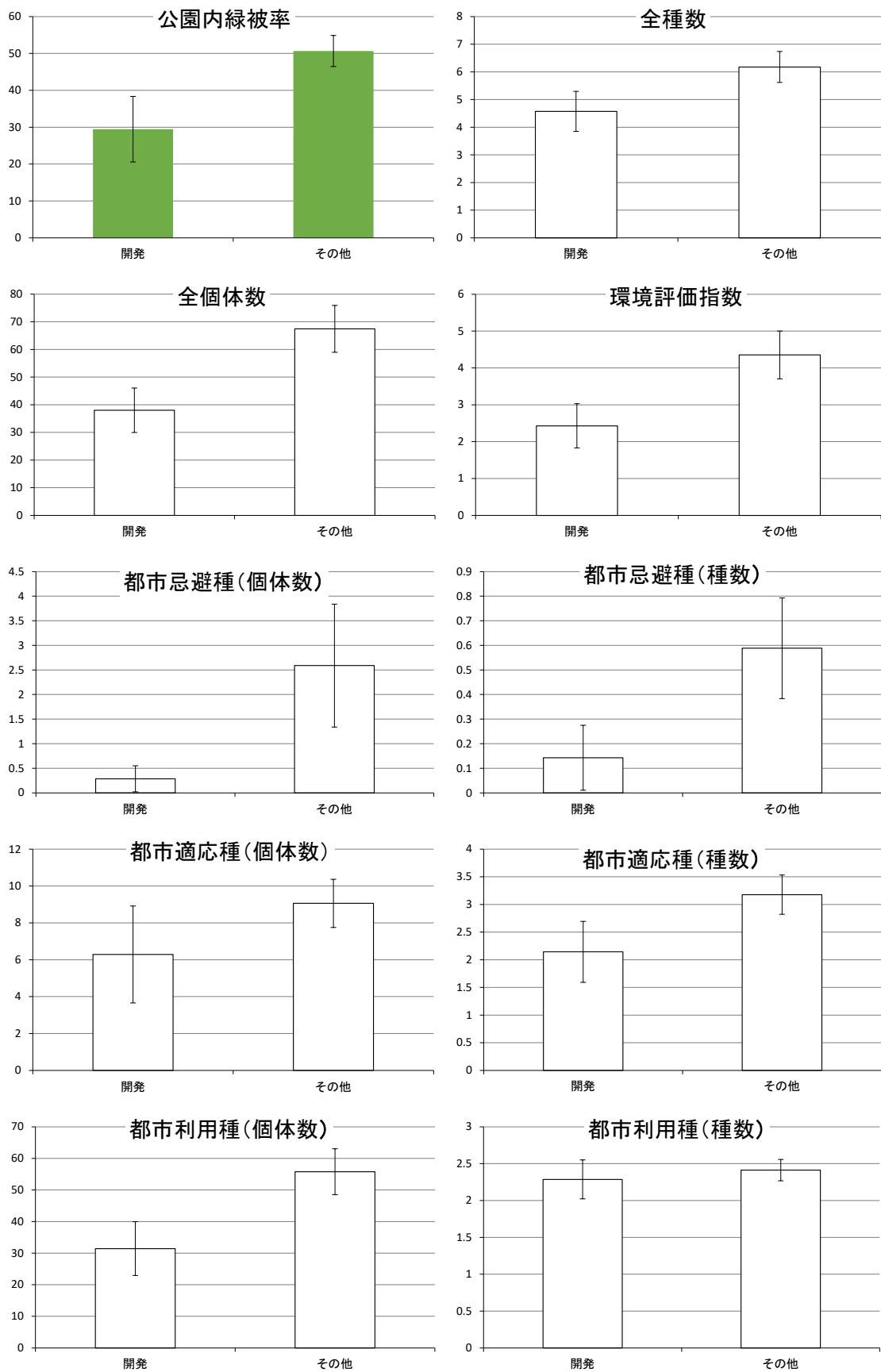


図 3-44 開発行為等で取得された公園とその他の公園の比較

## 第4章 総合考察

本章では、第2章と第3章で得られた結果と知見をまとめるとともに、両章での結果と考察に基づいて、都市内の小規模な緑地である緑道と街区公園における生物多様性保全に関する課題をまとめた。

### 4-1. 小規模な緑道が都市の生物多様性の向上に果たす役割

小規模な緑道の調査対象地とした琵琶湖疏水周辺の大規模樹林地には、都市忌避種、都市適応種、都市利用種が確認された。大規模樹林地での調査は、樹林地内部と境界部で行ったが、内部と境界部で都市忌避種と適応種の出現に違いはみられなかったが、都市利用種の出現が内部よりも境界部で特に多くなる傾向が確認された。樹林地境界部と外部を比較すると、忌避種と適応種は境界部で出現が多いことに対し、利用種は出現の違いがなかった。琵琶湖疏水周辺の大規模樹林地では忌避種や適応種が主に生息しており、大規模樹林地外部の住宅地などでは利用種が主に生息していることが確認された。次に、琵琶湖疏水周辺の大規模河川をみると、忌避種の出現は大規模樹林地よりも少ないが、適応種、利用種が多く出現する傾向が確認された。

琵琶湖疏水周辺では、忌避種は大規模樹林地で主に生息し、適応種は大規模樹林地や大規模河川で主に生息、利用種は大規模河川や住宅地などで主に生息していると考えられる。琵琶湖疏水周辺の住宅地などでの鳥類相をみると、大規模樹林地周辺で忌避種が大規模河川周辺よりも若干多く出現し、大規模河川周辺で適応種、利用種が大規模樹林地よりも若干多く出現する傾向が確認された。大規模樹林地や大規模河川にそれぞれ生息している種が採食などのために住宅地まで飛び出しているものと考えられる。

以上のような状況に対して小規模な緑道である琵琶湖疏水での鳥類の出現状況をみると、大規模樹林地周辺では忌避種が大規模河川周辺よりも多く出現し、大規模河川周辺では利用種が大規模樹林地周辺よりも多く出現する傾向が確認された。適応種は大規模樹林地周辺でも大規模河川周辺でも出現状況に違いはなかった。大規模樹林地、大規模河川にそれぞれ生息している種が採食のために疏水にも飛び出しているものと考えられる。ただし、外部となる住宅地など

での出現鳥類と比較すると、疏水の方が出現数が多い。環境評価指数も疏水の方が大きい結果となっており、疏水の方がエナガ、ヤマガラ、コゲラ、ウグイスなどの忌避種や適応種の出現が多くなっている。このことから、疏水のような小規模な緑道が大規模樹林地や大規模河川の近くにあることで、それぞれに生息している鳥類が飛び出しやすくなる、つまり都市内に拡大しやすくなると考えられる。

疏水のような小規模な緑道では、特に利用種の個体数が多かった。特に出現が多かったスズメは人家の近くで生活して屋根瓦や雨樋うけの隙間などで営巣し、地上や樹上で種子や昆虫類を採食する。<sup>102,110)</sup> 小規模な緑道はスズメにとって、営巣場所から近い採食場として都市内でも最適な環境であるために、スズメの出現が特に多かったと考えられる。

既往研究における忌避種、適応種、利用種の区分とは別に、琵琶湖疏水周辺に出現した鳥類の分布から TWINSpan を用いて出現傾向の似た鳥類同士で 5 グループに分類した。そのうえで小規模な緑道に出現する各グループの鳥類が、周辺の大規模樹林地・大規模河川とマトリックスに分類される住宅地ではどちらに似通っているか、類似度を比較した。その結果、カワラヒワなど河川緑地のような開けた場所を好む種、コゲラやシジュウカラなど山地から緑の多い市街地にかけて生息する種、エナガなど山地のような緑地を好む種で、小規模な緑道はマトリックスに分類される住宅地より大規模樹林地・大規模河川に似通っていた。また、他のグループの鳥類でもマトリックスに分類される住宅地に出現が似通っている結果は得られなかった。以上の結果からも大規模樹林地・大規模河川の周辺に小規模な緑道が存在することで、それらに生息している種の分布が都市内に広がりやすくなると考えられる。また、本研究では、既往研究<sup>48,49)</sup>を参考に、琵琶湖疏水周辺 500m 圏内の樹林地等を抽出した。このことから、大規模樹林地・大規模河川から 500m 圏内の小規模な緑道は鳥類の分布を拡大させる機能をもつことも考えられる。

#### 4-2. 今後の生物多様性に配慮した小規模な緑道の植栽整備に関する考察

周辺の大規模樹林地・大規模河川と鳥類の類似度を向上させる琵琶湖疏水の環境要因を探るため、琵琶湖疏水の植生に着目すると、コゲラやシジュウカラ

など山地から緑の多い市街地にかけて生息する種の類似度が常緑小高木と、メジロなど緑を好み、市街地の小さな緑でも生息する種の類似度が樹木本数、落葉高木、落葉低木との間で中程度の正の相関を示した。大規模樹林地・大規模河川付近の小規模な緑道では、樹木の植栽を増やすと大規模樹林地・大規模河川との鳥類の往来が活発になり、類似度が高くなることが考えられる。また、植栽においては種数を増やすよりも本数を増やす方が効果のあることもうかがえた。

樹木の内訳については、高木や小高木などが多くあることで大規模樹林地・大規模河川から小規模な緑道へと市街地を飛び越えやすくなったことがこの結果の理由であると考えられる。また、マトリックスに分類される住宅地と疏水間の相関係数をみると、コゲラやシジュウカラなど山地から緑の多い市街地にかけて生息する種の類似度で樹木種数と正の相関、樹木の多様度  $D$ 、 $H'$  と正の相関が確認できた。それらの種には小規模な緑道の多様な植栽が市街地への飛び出しを助けていると示唆された。

TWINSPAN で分類した各グループの鳥類と疏水の植栽との関係性をみると、コゲラやシジュウカラなど山地から緑の多い市街地にかけて生息する種、エナガなど山地のような緑地を好む種の個体数には落葉高木、常緑高木の本数がありに高い正の影響を与え、反対に常緑低木、落葉小高木などは負の影響を与えていた。大規模樹林地・大規模河川から小規模な緑道へと飛来させるには高木層を発達させることが重要と考えられる。

ただし、大規模樹林地・大規模河川から離れた疏水では、近い場所に比べて疏水の樹木本数が緑の豊かな場所を好む種へ与える影響は小さくなり、大規模樹林地・大規模河川からの距離がより影響を与えていた。そのため、大規模樹林地・大規模河川から離れた小規模な緑道部で植栽を増やすことよりも大規模樹林地・大規模河川近くの小規模な緑道部の植栽を増やし、核となる樹林地の間隔を狭めていくことを優先的に進めていくことが重要であると考えられる。

#### 4-3. 街区公園に出現する鳥類相の特徴

街区公園に出現する鳥類においても、都市忌避種、都市適応種、都市利用種が確認された。大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内の街区公園では、都市

適応種が同じ 250m 圏内の住宅地や琵琶湖疏水より多く出現し、都市忌避種と都市利用種でも同程度出現していた。環境評価指数の比較でも、有意な差は得られないまでも、琵琶湖疏水より街区公園の方がスコアの高い結果となった。同じ小規模な緑地でも線状の緑道よりも形状としてまとまった街区公園の方が、周辺の交通などの影響を受けない空間が存在するため、出現が増えたと考えられる。また、京都市の街区公園は周囲を樹木で囲い、中央に広場を設けるというような空間構成が多く、中央の地上部に降りる空間が緑道より多いことも寄与していると考えられる。

街区公園に出現する鳥類と環境要因との関係性をみると、相関関係や CCA での分析結果より、大規模（8ha 以上）樹林地からの距離という街区公園の立地性に関する要因が抽出された。都市忌避種が特に大規模（8ha 以上）樹林地からの距離に影響を受けており、メジロを除くと約 700m 離れた街区公園までにしか出現しなかった。忌避種のうち、コゲラは平地から山地の林などで生息し、一定の区域内を木から木へと一日中移動しながら、クモ類、昆虫類を樹上で採食する。<sup>102)</sup> ヤマガラは、平地から山地の林、シイやカシなど常緑広葉樹林を好み、木の枝から枝へ飛び移りながら、枯れ枝などを突いて昆虫類を採食したり、木の実などを採食する。<sup>102, 110)</sup> エナガは、平地や山地の林、樹木の多い住宅地や公園などで生息し、主に枝先近くで昆虫類、クモ類、木の実などを採食する。<sup>102)</sup> 以上より忌避種は、街区公園で昆虫類や木の実などを採食するため、生息する樹林地から木をつたって移動できる範囲までの街区公園に出現していると考えられる。

それに対して都市適応種は、大規模（8ha 以上）樹林地から 1500～2000m 離れた街区公園にも出現しており、忌避種と比べて、より離れた公園に出現する傾向であった。ヒヨドリは、平地や山林の林、市街地、農耕地などで生息し、木の実や花蜜、野菜の葉、蟬や蛾などの昆虫類、爬虫類などを採食する雑食性である。<sup>102)</sup> カワラヒワは、平地から山地の農耕地、川原、樹林が比較的多い公園や住宅地、草原、疎林などで生息し、京都市では、市街地の低い梢での営巣が確認されている。<sup>110)</sup> 繁殖期には一定の区域を動き回り、樹上や地上で主に草木の種子、昆虫類を採食する。<sup>102)</sup> 以上より適応種の生息場所は、大規模樹林地以外にも市街地内に存在するため、大規模樹林地からより離れた街区公

園に出現したと考えられる。また、街区公園は、営巣場所や採食場所として活用されていると考えられる。

都市利用種をみると、大規模（8ha以上）樹林地から離れるにつれて増加する傾向であり、特にスズメで顕著であった。近くの建物を生息環境とするスズメの採食場所として使用されていたり、街区公園内の乾燥した土壌、砂場が砂浴び場として使用されていると考えられる。

このような大規模（8ha以上）樹林地からの距離に関する鳥類の出現傾向は、2章での小規模な緑道を対象とした調査とも一致しており、京都市での小規模な緑地においては、共通の傾向であると考えられる。

マン・ホイットニーのU検定の結果、鳥類相の変化がみられる大規模（8ha以上）樹林地からの距離は、250mと500mであった。大規模（8ha以上）樹林地から250m圏内では、忌避種と適応種が多く、250-500m圏内になると忌避種は減り、適応種と利用種が主に出現する。そして500m以上になると適応種も減っていき、利用種の出現が主になる傾向があった。都市の生物多様性をより向上させるため、および多くの公園で自然との触れ合いを創出するためには、忌避種を250m以上離れた公園に、適応種を500m以上離れた公園に出現させるような都市全体での環境づくりが重要であると考えられる。

大規模（8ha以上）樹林地からの距離別に環境要因との関係をみていくと、250m圏内の街区公園では、忌避種に周辺狭い範囲内の緑被率が正の影響を与えていた。京都市において、大規模（8ha以上）樹林地から近い場所は、主に第1種住居専用地域に指定されており、当地域は他地域より緑被率が高くなる傾向が報告<sup>86)</sup>されている。そのため、京都市の大規模（8ha以上）樹林地付近の用途地域の指定状況は、250m圏内の街区公園に忌避種が出現しやすい環境であると考えられる。適応種、利用種には公園の面積が正の影響を与えていた。既存の街区公園の面積を拡張することは困難であるため、新たに大規模（8ha以上）樹林地から250m圏内に街区公園を整備する際には、できるだけ面積を大きく確保することで、より多くの鳥類を街区公園内に呼び込むことが出来ると考えられる。また、公園の配置を考えると、街区公園よりも近隣公園や地区公園などの大きな公園を大規模（8ha以上）樹林地により近づけた位置に配置することも、公園内に多様な鳥類を出現させるために有効であると考えられる。

大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の街区公園では、公園内緑被率が忌避種、適応種に正の影響を与えていた。大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 以上離れた公園では特に忌避種の分布を拡大していくことが重要である。

250-500m 圏内の街区公園で公園内緑被率を充実させることは、忌避種が採食などで公園を訪れやすくし、分布の拡大につながると考えられる。本研究で調査対象とした 250-500m 圏内の街区公園 24 箇所では、3.2～86.5%まで公園内緑被率の幅があり、50%以上は 12 箇所、50%以下は 12 箇所であった。公園内緑被率と忌避種の出現状況をみると、公園内緑被率が 50%以上の街区公園では 7 箇所で忌避種の出現が確認されたが、50%以下の街区公園では 1 箇所だけしか出現が確認されなかった。このことから、忌避種の出現を図る際の公園内緑被率は 50%がひとつの基準と考えられる。ただし、250-500m 圏内の別の街区公園でも調査を行い、同様の結果が得られるか確かめる必要がある。

また、大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の街区公園に出現する適応種には、周辺 500m 圏内などの広範囲の緑被率が正の影響を与えていた。広範囲の緑被率を増加させることは、都市域において短期間では困難であるので、長期的に都市内の緑を増やしていくことが必要である。

大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた街区公園では、公園の面積、周辺の中～広範囲の緑被率が適応種、利用種に正の影響を与えていた。500m 以上離れた街区公園では、適応種の分布を広げることが重要である。公園周辺の中～広範囲の緑被率を増加させることは短期的に難しいと考えられる。そのため、街区公園を新設する際は大きな面積を確保すること、街区公園ではなく近隣公園や地区公園などの面積が大きい公園を優先的に配置するなど、適応種がより都市側に進出しやすくなると考えられる。

#### 4-4. 街区公園の配置状況に対する鳥類の出現状況

街区公園がこれまで設置された経緯と現在の街区公園が持っている緑環境の特徴をみると、街区公園の設置数は 1970 年代に急増し、多くが開発行為によって用地取得が行われた。開発行為による 1970 年代設置の街区公園は、公園面積が小さく、公園内緑被率が小さく、現在の大規模（8ha 以上）樹林地から 300～400m 圏内に多くが設置された。本研究で調査対象地とした街区公園の中で、



大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内で開発行為によって設置された公園をみると、他の公園よりも公園内緑被率が小さい傾向にあった。それに対する鳥類の出現状況をみると、有意な差が得られないまでも都市忌避種を含めて出現する鳥類が少ない傾向にあった。このことから開発行為によって取得された街区公園では、面積が小さく公園内緑被率が低いために出現鳥類が少なくなっている可能性が考えられる。

本研究では、大規模（8ha 以上）樹林地から 250-500m 圏内の街区公園の公園内緑被率が忌避種や適応種の出現を高める結果が得られていることから、同区域内の開発行為によって取得された街区公園の公園内緑被率を重点的に高めていくことが必要であると考えられる。ただし、本研究では、鳥類調査対象地を選定する際に、用地取得の経緯に焦点をあてて選定していないので、今後は開発行為によって取得された公園とその他の公園で鳥類相に差異が確認されるか、詳細な調査を行い、上記の可能性を確かめる必要がある。

#### 4-5. 鳥類の出現傾向からみる小規模な緑道と街区公園の関係性

都市内の小規模な緑被空間である緑道と街区公園では、街区公園の方がより出現鳥類が多い結果であった。街区公園と小規模な緑道との位置関係による出現鳥類の差異を確認したが、小規模な緑道に近い街区公園ほど、特異的に鳥類種が豊富になることはなかった。このことから小規模な緑道が周辺 500m 圏内の街区公園に与える生態的な移動路としての影響は小さいと考えられる。ただし、大規模（8ha 以上）樹林地からの距離に関わらず、周辺の緑被率が街区公園に出現する鳥類に正の影響を与えていた。よって、街区公園の周辺に緑道があることで周辺の緑被率が高まり、大規模（8ha 以上）樹林地からの飛来のしやすさを助ける効果はあると考えられる。

#### 4-6. 都市内の小規模な緑地に今後必要な整備

今後、街区公園や小規模な緑道は回廊地区として位置付けられ、都市内の拠点となる樹林地や河川をつなぐ生物の移動路としての役割を果たすよう整備されることが予想される。鳥類種については、生物多様性の向上のために、特に都市忌避種や都市適応種を都市内に広く分布させることが必要である。

これまでの分析結果から、街区公園で優先的に樹木などの緑環境の整備が必要な箇所は、大規模（8ha以上）樹林地から250m-500m圏内の街区公園であると考えられる。また、小規模な緑道では、大規模樹林地や大規模河川から500m圏内の箇所（街区公園の結果を加味すると、特に大規模樹林地や大規模河川から250m-500m圏内の箇所）であると考えられる。大規模（8ha以上）樹林地から250m圏内の街区公園では、公園内の樹木などの緑環境をそれほど整備しなくとも、大規模（8ha以上）樹林地までの近さのために、忌避種や適応種は出現する。よって、大規模（8ha以上）樹林地から250m圏内の街区公園で緑環境を優先的に整備する必要性はあまりないと考えられる。大規模（8ha以上）樹林地から500m以上離れた街区公園や小規模な緑道では、現在の状況のまま、それぞれの緑環境だけ充実させても、都市利用種の出現が増えるだけで多様性が高まる効果は薄いと考えられる。街区公園や小規模な緑道を充実させるよりも、規模の比較的大きい近隣公園、地区公園、総合公園の樹木などの緑環境を充実させて拠点となる樹林地の整備がまずは優先的に必要である。またはある一定範囲の街区公園や小規模な緑道の緑環境だけ重点的に整備することで、生息の拠点となるように整備していくことも有効であると考えられる。

以上、都市内に今後優先的に必要なことは、大規模（8ha以上）樹林地から250m-500m圏内の小規模な緑地の緑環境の整備、および、大規模（8ha以上）樹林地から500m以上離れた区域での、拠点となるような緑地の整備である。

#### 4-7. 都市内の小規模な緑地を対象とした研究の今後の課題

本研究では、大規模（8ha以上）樹林地からの距離による鳥類相の変化を、京都市全域の公園での調査結果を用いて網羅的に分析した。今後は、大規模（8ha以上）樹林地付近の限られた区域内で調査を行い、鳥類相の変化する距離が、本研究と同じ結果となるか確認を行う必要がある。特に250-500m圏内の街区公園を対象として、公園内緑被率と忌避種の出現との関係性を明らかにする詳細な調査が必要である。

また、公園の取得方法によって公園を分類し、取得方法によって出現鳥類の相違が得られるか、特に開発行為によって取得された街区公園とその他の街区公園で差異が得られるか、さらに詳細な調査が必要である。

大規模樹林地から 500m 以上離れた区域においては、街区公園以外の緑地の規模とその配置を把握したうえで、規模に応じて街区公園との出現鳥類相の関係を確認する詳細な調査が必要である。

以上のような調査を行うことで、街区公園が配置された場所ごとでの鳥類相の実態がより明確に把握できるものと考えられる。



## 引用参考文献

- 1 ) 外務省外交政策生物多様性条約ホームページ :  
<<https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/bio.html>>, 2018年12月19日更新, 2019年12月1日閲覧
- 2 ) 環境省 (2012): 生物多様性国家戦略 2012-2020 : 環境省, 1-252pp
- 3 ) 国土交通省都市局 (2013): 都市の生物多様性指標(素案) : 国土交通省, 1-15pp
- 4 ) 国土交通省都市局 (2016): 都市における生物多様性指標(簡易版) : 国土交通省, 1-20pp
- 5 ) 生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議 (2016): 生物多様性国家戦略 2012-2020 の達成に向けて加速する施策 : 生物多様性国家戦略関係省庁連絡会議, 1-10pp
- 6 ) 生物多様性基本法 (平成 20 年 6 月 6 日法律第五十八号) 第 13 条
- 7 ) 京都市環境政策局 (2014): 京都市生物多様性プラン : 京都市, 1-78pp
- 8 ) SDGs 推進本部 (2016): 持続可能な開発目標(SDGs)実施指針 : SDGs 推進本部, 1-10pp
- 9 ) 国土交通省都市緑地法ホームページ :  
<<http://www.mlit.go.jp/crd/park/joho/houritsu/ryokuchi/>>, 2019年12月1日閲覧
- 10 ) 国土交通省都市局 (2011): 緑の基本計画における生物多様性の確保に関する技術的配慮事項 : 国土交通省, 1-8pp
- 11 ) 国土交通省都市局 (2018): 生物多様性に配慮した緑の基本計画策定の手引き : 国土交通省, 1-99pp
- 12 ) 京都市建設局 (2010): 京都市緑の基本計画 : 京都市, 1-88pp
- 13 ) 国土交通省都市局(1998): 河川区域内における樹木の伐採・植樹基準 : 国土交通省, 第 1 条-第 17 条
- 14 ) 都市公園法 (昭和 31 年法律第 79 号)
- 15 ) 都市公園法施行令 (昭和 31 年政令第 290 号)
- 16 ) 土地区画整理法 (昭和 29 年法律第 119 号)

- 17) 国土交通省開発許可制度の概要ホームページ：  
<[https://www.mlit.go.jp/toshi/city\\_plan/toshi\\_city\\_plan\\_fr\\_000046.html](https://www.mlit.go.jp/toshi/city_plan/toshi_city_plan_fr_000046.html)>,  
2019年12月1日閲覧
- 18) 京都市建設局 (2004)：京都市都市緑地マニュアル<公共施設編>：京都市,  
1-79pp
- 19) 環境省報道発表資料「生物多様性国家戦略 2010」の閣議決定についてホームページ：<https://www.env.go.jp/press/press.php?serial=12273>>, 2010年3月16日更新, 2019年12月1日閲覧
- 20) 築瀬範彦 (2014)：土地区画整理の制度形成に関する史的考察：土木学会論文集 D2(土木史) 70(1), 53-65
- 21) 京都市都市計画局 (2019)：開発許可制度に関する京都市開発技術基準：京都市, 1-71
- 22) Turner, M.G., Garder, R.H., O'Neill, R.V., 中越信和 (2004)：景観生態学:生態学からの新しい景観理論とその応用：文一総合出版, 15-249
- 23) 沼田眞他 (1998)：景観生態学ーランドスケープ・エコロジー入門ー：朝倉書店, 130-133
- 24) 平野敏明・石田博之・国友妙子 (1989)：冬期における森林面積と鳥類の種数との関係：Strix 8, 173-178
- 25) Blake, J.G., Karr, J.R., (1987)：Breeding birds of island woodlots - Aerea and habitat relationships：Ecology 68(6), 1724-1734
- 26) 一ノ瀬友博 (2002)：公園緑地における鳥類の出現状況と公園緑地の植生及び周辺土地利用との関係に関する研究ー都市域における生態的ネットワーク計画の構築のための基礎的研究ー：日本都市計画学会学術研究論文集 37, 919-924
- 27) 一ノ瀬友博 (2003)：緑地と周辺の土地利用が越冬期の鳥類の分布に及ぼす影響についてー都市域における生態的ネットワーク構築に向けてー：日本都市計画学会学術研究論文集 38, 625-630
- 28) Mörtberg, U.M., Wallentinus, H.G., (2000)：Red-listed forest bird species in an urban environment - assessment of green space corridors：Landscape and Urban Planning 50, 215-226

- 29 ) Askins,R.A., Philbrick,M.J., Sugeno,D.S., (1987) : Relationship between the regional abundance of forest and the compotion of forest bird communities : Biol.Conserv 39, 129-152
- 30 ) Natuhara,Y., Imai,C., (1999) : Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan : Biodiversity and Conservation 8, 239-253
- 31 ) Harms,W.P., Opdam,P., (1990) : Application in landscape planning in the Netherlands In "Changing Landscape an Ecological Perspective" (Zonneveld,I.S., and R.T.T.Forman. eds.) : Springer Verlag New York, 73-97
- 32 ) Fernández-Juricic,E., (2002) : Can human disturbance promote nestedness ? A case study with breeding birds in urban habitat fragments : Oecologia 131, 269-278
- 33 ) 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(5), 229-234
- 34 ) MacArthur,R.H., MacArthur,J.W., (1961) : On bird species diversity : Ecology 42(3), 594-598
- 35 ) 樋口広芳・山岸哲 (2002) : これからの鳥類学 : 裳華房, 224-248
- 36 ) Sasaki,T., Imanishi,J., Fukui,W., Morimoto,Y., (2016) : Fine-scale characterization of bird habitat using airborne LiDAR in an urban park in Japan : Urban Forestry and Urban Greening 17, 16-22
- 37 ) Sasaki,T., Imanishi,J., Fukui,W., Tokunaga,F., Morimoto,Y., (2012) : Fine-scale replication and quantitative assessment of forest vertical structure using LiDAR for forest avian habitat characterization : Forest Science and Technology, 1-9
- 38 ) 葉山嘉一・高橋理喜男・勝野武彦 (1996) : 都立東大和公園における植生と鳥類の生息特性に関する研究 : ランドスケープ研究 59(5), 89-92
- 39 ) 森田健吾・葉山嘉一 (2000) : 丘陵地の植生構造が繁殖期の鳥類に及ぼす影響について : ランドスケープ研究 63(5), 505-508
- 40 ) 福井亘・寺嶋明那 (2011) : 堺・泉北臨海工業地帯における緑化と鳥類生息からみる工場緑化の簡易調査について : 日本緑化工学会誌 37(1), 199-202

- 41 ) 福井亘 (2018) : 廈門市における都市緑化空間と越冬期の鳥相との関係について : 日本緑化工学会誌 44(1), 143-146
- 42 ) 村井英紀・樋口広芳 (1988) : 森林性鳥類の多様度に影響する諸要因 : *Strix* 7, 83-100
- 43 ) 鶴川健也・加藤和弘 (2006) : 都市域の中・大規模樹林地における鳥類の種多様性と立地環境との関係 : *ランドスケープ研究* 69(5), 533-536
- 44 ) Ichinose,T., Katoh,K., (1998) : Factors influencing bird distribution among isolated woodlots on a heterogeneous landscape in Saitama Pref., Japan : *Ekologia Bratislava* 17, 298-310
- 45 ) Loman,J., Schantz,T., (1991) : Birds in a farmland - more species in small than in large habitat island : *Conservation Biology* 5, 176-188
- 46 ) 橋本啓史・夏原由博・森本幸裕 (2003) : 大阪市街地の都市緑地の樹林を利用する鳥類を決定する要因 : *国際景観生態学会日本支部会報* 8, 53-62
- 47 ) 岡崎樹里・加藤和弘 (2004) : 都市緑地の孤立化が鳥類相の退行に与える影響 : *環境情報科学論文集* 18, 439-444
- 48 ) 福井亘・近藤公夫・安部大就・増田昇 (1997) : 神戸市西区の都市近郊農村における農村環境と鳥類生息に関する研究 : *ランドスケープ研究* 60(5), 553-556
- 49 ) 福井亘・増田昇・安部大就 (1998) : 西神戸と東播磨地区における農地の存在形態と鳥類生息との関連に関する研究 : *ランドスケープ研究* 61(5), 545-550
- 50 ) Fukui,W., Masuda,N., Abe,D., (1998) : A study of bird inhabitation as seen in farmlands in Nishi Ward of Kobe City and the eastern part of Akashi City : *Bulletin of Osaka Prefecture University. Ser. B, Agriculture and life sciences* 50, 49-58
- 51 ) 森本豪・加藤和弘 (2005) : 緑道による都市公園の連結が越冬期の鳥類分布に与える影響 : *ランドスケープ研究* 68(5), 589-592
- 52 ) Fernández-Juricic,E., (2001) : Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid -Spain : *Biodiversity and Conservation* 10, 1303-1316
- 53 ) Fernández-Juricic,E., (2000) : Bird community composition patterns in urban



- parcs of Madrid The role of age, size and isolation : Ecological Research 15, 373-383
- 54 ) Njoroge,J.B., Fukui,W., Morimoto,Y., (2000) : The Habitat Usage of Vegetation Types by Avifauna Community in the Reclaimed Site of EXPO'70 Commemoration Park : Institute of Landscape Architecture 63(5), 501-504
- 55 ) 一ノ瀬友博・加藤和弘 (2003) : 都市域の小規模樹林地と都市公園における越冬期の鳥類の分布に影響する要因 : ランドスケープ研究 66(5), 631-634
- 56 ) Strahbach,M.W., Lerman,S.B., Warren,P.S., (2013) : Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston : Landscape and Urban Planning 114, 69-79
- 57 ) 加藤和弘・吉田亮一郎・高橋俊守・笹原里恵・一ノ瀬友博 (2015) : 都市および近郊の小規模樹林地で記録された鳥類の種組成に影響する要因 : ランドスケープ研究 78(5), 671-676
- 58 ) 高林裕・福井亘・宮本脩詩・瀬古祥子 (2016) : 大阪市中之島における水際空間と鳥類との関係 : 日本緑化工学会誌 42(1), 68-73
- 59 ) 小出舞・加藤和弘・渡辺達三 (2004) : 都市部河川緑地における越冬期の鳥類相に影響を及ぼす要因 : ランドスケープ研究 67(5), 573-576
- 60 ) 寺田真幸・福井亘・宮本脩詩 (2015) : 第二京阪道路の沿道整備と鳥類分布との関わりについて : 日本緑化工学会誌 41(1), 263-266
- 61 ) 福井亘・西野冨 (2014) : 京都市中心部の街路樹と鳥類出現との関係について : 日本緑化工学会誌 40(1), 223-226
- 62 ) 宮本脩詩・福井亘 (2014) : 琵琶湖疏水およびその周辺環境条件と鳥類群集との関係 : 日本緑化工学会誌 40(1), 108-113
- 63 ) 一ノ瀬友博 (2006) : 大阪市中心部の街路樹と越冬期の鳥類の出現状況の関係
- 64 ) Fernandez-Juricic,E., Jokimaki,J., (2001) : A habitat island approach to conserving birds in urban landscape -case studies from southern and northern Europe- : Biodiversity and Conservation 10, 2023-2043
- 65 ) 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

- 66) 橋本啓史・夏原由博・森本幸裕(2006): 都市の景観構造と鳥類の生態 : 景観生態学 10(2), 65-70
- 67) 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, 33-41
- 68) 鵜川健也・加藤和弘 (2007): 都市域の樹林地および樹林地を取り巻く空間の環境条件と鳥類群集との関係 : ランドスケープ研究 70(5), 487-490
- 69) Dunford,W., Freemark,K., (2004) : Matrix matters : effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa : Canada.Landsc.Ecol. 20,497-511
- 70) 加藤和弘・吉田亮一郎 (2011): 都市樹林地における鳥類群集と樹林地周辺の土地被覆との関係 : ランドスケープ研究 74(5), 507-510
- 71) 濱田梓・福井亘・水島真 (2015): 京都市近郊部における農村土地利用の連続度と鳥類生息との関わりについて : 日本緑化工学会誌 41(1), 145-150
- 72) 濱田梓・福井亘・水島真・瀬古祥子 (2016): 広域的視点による都市および近郊農業地の土地利用状況と鳥類との関係 : 日本緑化工学会誌 42(1), 62-67
- 73) 坂下遥・福井亘 (2014): 高槻市における都市内農地およびその周辺の環境条件と鳥類生息との関係 : 日本緑化工学会誌 40(1), 227-230
- 74) 清水丞・萩原清子・萩原良巳 (1998): 水辺環境に対する住民認識と利用行動 : 総合都市研究 65, 125-134
- 75) 和田安彦・尾崎平 (2004): 河川利用状況に着目した都市内河川の整備に関する研究 : 環境システム研究論文集 32, 205-211
- 76) 福井亘・佐竹悠理・濱田梓・疋嶋大作・瀬古祥子・高林裕 (2017): 京都鴨川の景観と春から秋の季節変化の魅力について : ランドスケープ研究 80(5), 609-614
- 77) 木村千晶・熊谷洋一 (2005): 緑道空間における植栽と犯罪不安感に関する研究 : ランドスケープ研究 (68)5, 825-828
- 78) 申龍徹 (2004): 都市公園政策形成史 協働型社会における緑とオープンスペースの原点 : 法政大学出版局, 40-41
- 79) 舟引敏明 (2018): 都市公園制度論考 都市公園法制度の構造と意義に関

- する考察：デザインエッグ株式会社, 64-65
- 80) 土井勉 (1991): 京都市の公園形成史：土木史研究 11, 167-174
- 81) 下村泰彦・増田昇・安部大就・山本聡・鈴木康介 (1995): 近隣居住者の街区公園の利用行動に関する研究：ランドスケープ研究 58(5), 217-220
- 82) 藤居良夫 (2005): 地方都市における街区公園に対する住民意識の分析：ランドスケープ研究 68(5), 833-836
- 83) 塚田伸也・湯沢昭 (2002): 住民意識から捉えた小公園の評価構造に関する検討：日本都市計画学会学術研究論文集 37, 907-912
- 84) 田中美穂・包清博之・杉本正美(2001): 市街地状況の違いと公園利用行動からみた公園に対する評価特性に関する基礎的研究：ランドスケープ研究 64(5), 655-658
- 85) 上杉知・細見昭・黒川洸 (1999): 犯罪不安感を考慮した住区基幹公園の利用選択に関する研究：都市計画学会学術研究論文集 34, 61-66
- 86) 外間正浩・宮崎ひろ志・客野尚志・森山正和 (2003): 用途地域が緑被率に与える影響に関する研究 -NVIと緑被率の相関性を用いて-：日本建築学会環境系論文 569, 49-53
- 87) 国土地理院 (2002): 数値地図 2500(空間データ基礎)近畿-2：国土地理院, CD-ROM
- 88) 第6回, 第7回自然環境保全基礎調査植生調査情報提供ホームページ：  
<<http://www.vegetation.jp/>>, 2013年12月30日更新, 2014年1月22日閲覧
- 89) Bibby,C.J., Burgess,N.D., Hill,D.A., Mastoe,S.H., (2000)：Bird census techniques second edition：Academic Press, 91-112
- 90) 大山ゆりあ・相澤章仁・小林達明 (2012): 群集の入れ子構造に着目した都市緑地の鳥類生息環境の分析：日本緑化工学会誌 38(1), 97-102
- 91) 樋口広芳・塚本洋三・花輪伸一・武田宗也 (1982): 森林面積と鳥の種数との関係：Strix 1, 70-78
- 92) 川崎深雪 (2011): 日本の樹木：山と溪谷社, 4-739
- 93) 土居秀幸・岡村寛 (2011): 生物群集解析のための類似度とその応用 Rを使った類似度の算出, グラフ化, 検定：日本生態学会誌 61, 3-20
- 94) 加藤和弘 (2009): 鳥類の種組成に基づく都市の鳥類生息環境評価指数の

- 提案：ランドスケープ研究 72(5), 805-808
- 95) 岩崎亘典・スプレイグデイビット (2006): 野生動物の生息域拡大のしにくさを評価する手法の開発：農業環境研究成果情報 22, 44-45
- 96) 濱田梓・福井亘 (2013): 京都市における神社林の鳥類分布と環境条件との関係：日本緑化工学会誌 39(1), 125-128
- 97) 鳥居憲親・江崎保男 (2014): イソヒヨドリのハビタットとその空間構造ー内陸都市への進出ー：山階鳥学誌 46, 15-24
- 98) 岡崎樹里・秋山幸也・加藤和弘 (2006): 都市緑地における樹林地の構造と鳥類の利用について：ランドスケープ研究 69(5), 519-522
- 99) 久保拓弥 (2018): データ解析のための統計モデリング入門 一般化線形モデル・階層ベイズモデル・MCMC：岩波書店, 151-167
- 100) 山中武彦・浜崎健児・嶺田拓也 (2005): 生物・社会調査のための統計解析入門：調査・研究の現場から (その9): 農業土木学会誌 73(4), 319-324
- 101) 小海途銀次郎・和田岳 (2011): 日本鳥の巣図鑑：東海大学出版会, 38-313
- 102) 叶内拓哉・安部直哉・上田秀雄 (2008): 山溪ハンディ図鑑 7 日本の野鳥：山と溪谷社, 312-601
- 103) 橋本啓史・夏原由博 (2002): ロジスティック回帰をもちいた都市におけるシジュウカラの生息環境適応度モデル：ランドスケープ研究 65(5), 539-542
- 104) 細川博昭 (2018): 身近な鳥のすごい事典：イーストプレス, 166-167
- 105) 寺内まどか・中村和雄・松岡茂・宮下直 (1985): 農耕地におけるキジバト個体数の季節変化とそれに関与する餌条件：鳥 34(1), 7-16
- 106) 樋口広芳・黒沢令子 (2010): カラスの自然史 系統から遊び行動まで：北海道大学出版, 86-87
- 107) 樋口広芳・黒沢令子 (2009): 鳥の自然史 空間分布をめぐって：北海道大学出版, 125-131
- 108) 京都市建設局みどり政策推進室「京都市の公園」ホームページ：<https://www.city.kyoto.lg.jp/kensetu/soshiki/10-8-0-0-0.html>, 2019年12月10日更新, 2019年12月11日閲覧
- 109) 農林水産省(2018): 京都市筆ポリゴン：農林水産省統計部生産流通消費

統計課, CD-ROM

110) 河合敏雄 (1991) : 京都市の野鳥図鑑 : 京都新聞社, 262-263, 240-241, 250



## 図表リスト

### 第 1 章

図 1-1 本研究の目的抽出のフロー図

図 1-2 研究の構成

表 1-1 本研究に関連する施策・法令・計画等一覧（策定・制定年順）

表 1-2 京都市の開発許可制度で規定する公園面積規模

### 第 2 章

図 2-1 第 2 章フロー図

図 2-2 調査位置図・北部

図 2-3 調査位置図・南部

図 2-4 調査地設定の模式図

図 2-5 都市忌避種の種数の平均値

図 2-6 都市適応種の種数の平均値

図 2-7 都市利用種の種数の平均値

図 2-8 調査地での環境評価指数の平均値

図 2-9 500m 内の緑地面積

図 2-10 500m 内の開放水域面積

図 2-11 分類した各グループの類似度の平均値

表 2-1 1 地点あたりに出現した鳥類種と個体数の平均値

表 2-2 都市への適応度合いによる鳥類種の分類

表 2-3 各調査地間の環境評価指数の  $t$  検定結果

表 2-4 TWINSPAN の結果

表 2-5 TWINSPAN による鳥類の分類

表 2-6 分類した各グループの類似度と疏水環境の相関

表 2-7 緑地との距離別の鳥類個体数と環境との重回帰モデル

### 第 3 章

- 図 3-1 第 3 章フロー図
- 図 3-2 調査位置図・北部（調査①）
- 図 3-3 調査位置図・南部（調査①）
- 図 3-4 大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離と全種数との関係
- 図 3-5 大規模（8ha 以上）樹林地までの直線距離と全個体数との関係
- 図 3-6 街区公園とその周辺地域で確認された鳥類を都市化への適応ごとに整理した結果
- 図 3-7 街区公園とその周辺地域での環境評価指数の比較
- 図 3-8 街区公園とその周辺地域での樹林選好性鳥類 5 種の出現種数の比較
- 図 3-9 街区公園とその周辺地域での樹林選好性鳥類 5 種の出現個体数の比較
- 図 3-10 CCA による調査地点の序列化（調査①）
- 図 3-11 CCA による鳥類種の序列化（調査①）
- 図 3-12 調査②での調査地選定の考え方
- 図 3-13 調査位置図（調査②）
- 図 3-14 調査地選定時に分類したグループでの鳥類集計結果（調査②）
- 図 3-15 CCA による調査地点の序列化（調査②）
- 図 3-16 CCA による鳥類種の序列化（調査②）
- 図 3-17 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と全種数との関係
- 図 3-18 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と全個体数との関係
- 図 3-19 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と環境評価指数との関係
- 図 3-20 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と樹林選好性 5 種の個体数の関係
- 図 3-21 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と都市忌避種の個体数との関係
- 図 3-22 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と都市適応種の個体数との関係
- 図 3-23 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離と都市利用種の個体数との関係
- 図 3-24 京都市に設置されてきた公園数の推移
- 図 3-25 年代別にみた街区公園の設置数
- 図 3-26 街区公園の用地取得方法の割合の推移
- 図 3-27 街区公園の用地取得方法別の公園設置数の推移
- 図 3-28 行政区別にみた街区公園の設置数の推移



- 図 3-29 伏見区での用地取得方法別にみた街区公園設置数の推移
- 図 3-30 街区公園面積の推移
- 図 3-31 用地取得方法別の公園面積
- 図 3-32 用途地域別の公園面積
- 図 3-33 公園内緑被率の推移
- 図 3-34 用地取得方法別の公園内緑被率
- 図 3-35 用途地域別の公園内緑被率
- 図 3-36 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離の推移
- 図 3-37 用地取得方法別の大規模（8ha 以上）樹林地までの距離
- 図 3-38 用途地域別の大規模（8ha 以上）樹林地までの距離
- 図 3-39 京都市の街区公園の分布の推移（1930 年以前，1930 年代）
- 図 3-40 京都市の街区公園の分布の推移（1940 年代～1950 年代）
- 図 3-41 京都市の街区公園の分布の推移（1960 年代～1970 年代）
- 図 3-42 京都市の街区公園の分布の推移（1980 年代～1990 年代）
- 図 3-43 京都市の街区公園の分布の推移（2000 年代）
- 図 3-44 開発行為等で取得された公園とその他の公園の比較

- 表 3-1 公園別の鳥類調査結果（調査①）
- 表 3-2 1 地点あたりに出現した鳥類種と個体数の平均値
- 表 3-3 CCA 結果の概要
- 表 3-4 軸のサンプルスコアと各環境変数の相関係数
- 表 3-5 GLMM の結果
- 表 3-6 解析に使用する調査①（2017 年に調査）の街区公園の名称
- 表 3-7 公園別の鳥類調査結果 1
- 表 3-8 公園別の鳥類調査結果 2
- 表 3-9 鳥類調査集計結果 1
- 表 3-10 鳥類調査集計結果 2
- 表 3-11 環境要因間の単相関結果
- 表 3-12 鳥類調査結果と環境要因との単相関結果
- 表 3-13 CCA 結果の概要

- 表 3-14 軸のサンプルスコアと各環境変数の相関係数
- 表 3-15 分析②における GLMM の結果
- 表 3-16 大規模（8ha 以上）樹林地までの距離による鳥類出現数の差異の検定
- 表 3-17 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内の街区公園における環境要因間の単相関結果
- 表 3-18 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果
- 表 3-19 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m 圏内での GLMM の結果
- 表 3-20 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m-500m 圏内の街区公園における環境要因間の単相関結果
- 表 3-21 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m-500m 圏内における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果
- 表 3-22 大規模（8ha 以上）樹林地から 250m-500m 圏内での GLMM の結果
- 表 3-23 大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上離れた街区公園における環境要因間の単相関結果
- 表 3-24 大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上における鳥類調査結果と環境要因との単相関結果
- 表 3-25 大規模（8ha 以上）樹林地から 500m 以上の GLMM の結果

## 発表論文一覧

宮本脩詩・福井亘（2014）：琵琶湖疏水およびその周辺環境条件と鳥類群集との関係：日本緑化工学会誌，40（1），108-113

宮本脩詩・福井亘（2016）：繁殖期の鳥類群集からみる都市部の線状緑地と周辺地域との関係：ランドスケープ研究，79（5），703-706

宮本脩詩・福井亘・高林裕（2019）：街区公園に出現する繁殖期の鳥類相に小規模線状緑地が与える移動路としての寡少な影響：ランドスケープ研究（オンライン論文集），12，1-9



## 謝辞

本研究を進めるにあたり、京都府立大学大学院生命環境科学研究科ランドスケープ学研究室の福井亘准教授には、大変お世話になりました。研究計画から鳥類調査、調査結果の解析、本論文のまとめまで幅広く、また細部までご指導いただきました。日常的にはどんなにお忙しい時でも快く相談にのっていただき、学会活動では学会先の地域の歴史や緑地整備の特徴、食文化など知見を深める助言を幅広くいただきました。厚く感謝申し上げます。誠にありがとうございました。

京都府立大学大学院生命環境科学研究科の宗田好史教授、檜谷美恵子教授、山川肇教授には、より良い論文へとりまとめるためにご助言をいただき、また私の卒業に関する事務方のお仕事もお引き受け下さいました。宗田好史教授、檜谷美恵子教授、山川肇教授には、学部時代から授業でご専門の知識を教えていただいております。その知識を基礎として本研究をとりまとめることができたと思っております。誠にありがとうございました。

京都市役所の片山博昭様、井上雅裕様には、京都市の街区公園に関する資料のご提供や資料の整理結果に対するご助言をいただき、大変お世話になりました。ここに御礼申し上げます。誠にありがとうございました。

ランドスケープ学研究室の皆様には、日頃からお世話になりました。水島真さんには、地域の生き物に関する知識や個体採取の方法などをわかりやすく教えていただきました。瀬古祥子さんには、研究の方向性に対する助言や論文の添削をしていただき、私が論文作成に追われている際にそとご飯を作ってくださいました。木南雪彦さんには、研究の進め方やGISでの解析手法、植生調査手法など私の研究活動の根底を形成するにあたって多くの事柄を学ばせていただきました。濱田梓さんには、鳥類調査にご同行いただいて調査のやり方や種の判別の付け方などをご教授いただき、学会時には共に地域の食文化を学ばせていただきました。藤川さつ紀さんには、ご自身の研究でため池を取り巻く植生について教えていただき、鳥類研究とは違った角度から里山の環境に関する知見をご教授いただきました。以上、研究室の先輩方には、本研究を進めるにあたって多くのご指導をいただきました。誠にありがとうございました。

次に、同学年である柏木峻平さんには、ご自身の研究によって身近な京都の景観に関する意識を芽生えさせていただき、一緒に遅くまで研究活動を行った際には銭湯で意見交換を行うなど、励ましを多くいただきました。坂下遥さんには、一緒に鳥類調査を行って知見を深めるとともに、学会先での地域の食文化についても意見を交換し、成長をさせていただきました。田中智香さんには、ご自身の研究から研究の自由さとユーモアのある着眼点の付け方についてご教授いただき、研究の楽しさを教えていただきました。以上、同学年の方々は学校生活での楽しさや論文作成の苦しさを一緒に共有し、学校生活に潤いを与えていただきました。誠にありがとうございました。

続いて疋嶋大作さんには、英語表記の添削を行っていただいたほか、共に遅くまで研究活動を行った際には、銭湯において研究から人生観まで広く意見交換をしていただきました。松本綾乃さんには、新しい解析手法に関する知識やそれを用いて得られる結果を示していただいて鳥類研究に即した解析手法を教えていただいたほか、地酒の奥深さも教えていただきました。西田花笑さんには、ご自身の露地門の研究で京都の庭園文化について教えていただいたほか、樹木の体調不良とその原因の調べ方についても教えていただき、京都で過ごす日常生活での関心の幅を広げていただきました。寺田昌幸さんには、高速道路の緑化と鳥類の分布との関係性や猛禽類の鳥類調査の方法などをご教授いただいて鳥類分布の知見を広げていただいたほか、鳥料理の奥深さも共に探求をさせていただきました。高林裕さんには、より鳥類研究にあった解析方法をご指導いただき、私の鳥類調査も手伝っていただきました。またご自身の鳥類研究から得られた知見に基づいたアドバイスも多々いただき、参考にさせていただきました。佐竹悠理さんには、ご自身の研究で緑地環境の来訪者が感じる生き物への印象に関して知見を示していただき、鳥類研究を進める際に勇気と元気を与えていただきました。山口史絵さんには、京都市の緑被率算出方法や衛星画像からの土地利用算出方法に関する知見をご教授いただき、衛星画像から緑地を抽出する際には大変参考にさせていただきました。山崎春奈さんには、研究室の雰囲気や和らげていただき、人と人とのコミュニケーションの大事さを教えていただきました。矢本良さんには、日本の鉄道世界の幅広さや奥深さを教えていただき、また同時に家族を大切にすることの重要性も教えていただき

ました。上田瑠香さんには、3次元レーザー計測から街路樹の樹冠体積を算出する方法を共に考えていただき、また瀬戸内のランドスケープ、サウンドスケープの素晴らしさも共に学ばせていただきました。今井瑠梨さんには、京都市内の中小河川の価値意識に関する研究によって、生き物や自然の豊かな空間が魅力的と感じられていることを示していただき、鳥類研究に励ましをいただきました。平松優生さんには、ランドスケープデザインの考え方や哲学、イサムノグチに関する見解を学ばせていただき、ランドスケープ分野の広さを教えていただきました。水口仁人さんには、ムクドリやスズメの埒調査から得られた貴重な知見をご教授いただき、都市において鳥と人がうまく共生することの難しさと、共生を模索する姿のかっこよさを学ばせていただきました。谷桃衣さんには、人としてのかっこよさ、好きなものを追求する姿のかっこよさを学ばせていただき、これからの研究活動に勇気をいただきました。西本鉦太さんには、競技カルタというちはやふるの世界観と日本文化の奥ゆかしさを学ばせていただき、また神戸の鳥類相の知見をご教授いただきました。呂世嘉さんには、街区公園の高齢者を対象とした調査によって街区公園にいま求められていることを教えていただいたほか、中国の歴史や現代の中国の動向に関する知見もご教授いただきました。玉井由佳さんとは、人と生き物との理想的な関係性に関する議論をさせていただき、都市の生物多様性に関する研究を行うことの原点を振り返る機会を与えていただきました。以上、後輩の方々には、先輩として私が教えるということよりも多方面から多くのことを教えていただき、また私を温かく迎え入れて話していただきました。誠にありがとうございました。

福井美香さんには、業務や研究で疲弊している際に、温かく美味しいお料理をご馳走いただきました。心も身体も満たされ、前向きな気持ちで日々を過ごすことができました。誠にありがとうございました。

宮本加歩子さんには、私の体調の面でも精神的な面でも日ごろから多くの支えをいただきました。いただいた配慮や支えがあったからこそ本研究をまとめることができました。誠にありがとうございました。

本研究は、他にも家族や友人たちの支えによって出来上がったものであり、ご支援くださった皆様には厚く感謝申し上げます。今まで誠にありがとうございました。そして、これからもよければどうぞよろしく願いいたします。