



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

RENAN AUGUSTO BONANÇA

**EFEITO DA ESTRUTURA ESPACIAL DE COBERTURA ARBÓREA NA
COMUNIDADE DE AVES EM PARQUES URBANOS NO MUNICÍPIO
DE JUNDIAÍ, SP**

Bauru - SP
2014

A large, faded, light blue and white geometric pattern, similar to the logo of the Universidade Estadual Paulista, is visible in the background of the lower half of the page.

RENAN AUGUSTO BONANÇA

**EFEITO DA ESTRUTURA ESPACIAL DE COBERTURA ARBÓREA NA
COMUNIDADE DE AVES EM PARQUES URBANOS NO MUNICÍPIO
DE JUNDIAÍ, SP**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva

Bauru - SP
2014



Bonança, Renan Augusto.

Efeito da estrutura espacial de cobertura arbórea na comunidade de aves em parques urbanos no município de Jundiaí, SP / Renan Augusto Bonança, 2014
94 f. il.

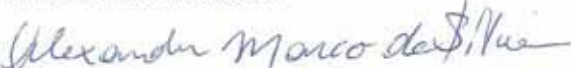
Orientador: Alexandre Marco da Silva


Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2014

1. Parques urbanos. 2. Avifauna. 3. Análise espacial. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE RENAN AUGUSTO BONANÇA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.

Aos 11 dias do mês de junho do ano de 2014, às 09:00 horas, no(a) Sala do Campus Experimental de Sorocaba, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA do(a) Coordenadoria de Curso / Unidade de Sorocaba, Prof. Dr. AUGUSTO JOÃO PIRATELLI do(a) Departamento de Ciências Ambientais / Universidade Federal de São Carlos, Prof. Dr. LUCIANO BONATTI REGALADO do(a) Floresta Nacional de Ipanema/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Iperó-SP, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de RENAN AUGUSTO BONANÇA, intitulado "ESTRUTURA ESPACIAL DA COBERTURA ARBÓREA E SUA RELAÇÃO COM A COMUNIDADE DE AVES DE QUATRO PARQUES URBANOS NO MUNICÍPIO DE JUNDIAÍ, SP". Após a exposição, o discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: Aprovado. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. ALEXANDRE MARCO DA SILVA


Prof. Dr. AUGUSTO JOÃO PIRATELLI


Prof. Dr. LUCIANO BONATTI REGALADO

*Aos jurdienses que lutam por igual qualidade de
vida entre todos os seres*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho e a minha chegada até este momento.

Aos meus pais Milton e Sueli e Vô Nércio, Vó Ana, Vó Shirley e Vô Mandico que muito lutaram na vida para poder me colocar aonde cheguei e foram base na construção do meu caráter. Amo Muito Vocês! E também a minha irmã Carolina.

À Bia, que também está a muito tempo presente e me mostrou novas visões da vida. Também contribuiu muito para que fosse possível a construção desta etapa. Te Amo!

Ao Qaium e a Bona pelas recepções com imensurável alegria e amor.

Aos meus verdadeiros amigos, novos e antigos, pelas conversas, discussões e momentos de descontração que ajudaram no meu amadurecimento.

Ao meu ex-patrão Luis, pelo profissionalismo e flexibilidade a mim oferecida para que eu pudesse desempenhar minhas obrigações acadêmicas durante o período de trabalho e pesquisa.

Ao Prof. Alexandre que me deu a oportunidade de desenvolver minha pesquisa, mesmo com minhas limitações logísticas e pela orientação acadêmica em caminhos desconhecidos e alguns esquecidos.

Aos professores Augusto João Piratelli, Rogério Hartung Toppa e Luciano Bonatti Regalado, integrantes da minha banca de qualificação e defesa, pelas correções e sugestões feitas ao meu trabalho.

Ao pessoal do IAC de Jundiaí pelas contribuições técnicas, profissionais e humanas.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da UNESP Rio Claro, pelas conversas, técnicas ou não, que enriqueceram a minha pesquisa.

Aos professores e alunos das disciplinas cursadas que ajudaram no meu crescimento profissional, tanto durante como pós-cursos, discutindo e tirando as dúvidas que se criavam durante a criação deste trabalho.

A todos os funcionários da UNESP pela prontificação e atenção dispensada.

À administração, funcionários e frequentadores dos parques envolvidos no projeto e outros órgão municipais pelo fornecimento de material, informações e discussões.

Aos colegas ornitólogos, reais e virtuais, que ajudaram nas identificações de espécies.

A Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA), pelo fornecimento das imagens aéreas do município de Jundiaí.

Ao programa de pós-graduação pelo apoio financeiro parcial para congresso.

BEMTEVINÊS

ALEXANDRE
REIS

Aprendi bemtevinês com os bem-te-vis do meu quintal.
Em menos de um mês, estava fluente.
Fluindo!
E os pássaros se rindo com as piadas que eu contava.
E alegravam-se com as músicas que eu cantava.
Piava.
O Pardal, ao me ver piar, dizia: "Bem-te-viu, bem-te-vê!"
Dizia em bemtevinês, pra que eu pudesse entender.
Agora vou aprender o pardalês.
Talvez demore mais de um mês.
Língua complicada, essa de vocês!
Sem consoantes e sem vogais,
somente com seus piaís!
Beijaflorês fica pra depois.
Há necessidade de se fazer muito bico.
E bico em excesso, por ora, basta-me no francês.



Resumo

A urbanização propicia complexa relação entre o sistema natural e pessoas e através de ferramentas de geoprocessamento é possível analisar espacialmente estas relações. Neste estudo considera-se que a cobertura arbórea circunvizinha aos parques urbanos tem relação significativa com sua avifauna. Assim foram selecionados quatro parques (Jardim Botânico (BOT), Corrupira (COR), Parque da Cidade (PQC) e Tulipas (TUL)) de diferentes características no município de Jundiaí, SP. Com auxílio do programa Quantum GIS, mapas de cobertura da terra foram gerados usando fotografias aéreas digitais e em um raio de 1.000 e 2.000 metros com origem no centróide dos parques, e também de 50, 100, 250 e 500m nos pontos fixos. Usando estes mapas, foram levantadas métricas da paisagem com o programa Fragstats. Para avifauna, registraram-se espécies em trilhas já existentes, mais registros de três pontos fixos por parque em visitas mensais. Com teste de Kruskal-Wallis verificou-se diferença entre as coberturas arbóreas na paisagem de 250m, para COR/PQC ($p=0,031$) e COR/TUL ($p=0,013$), e na paisagem de 500m para BOT/TUL ($p=0,042$), COR/PQC ($p=0,042$) e COR/TUL ($p=0,002$). Registrou-se 142 espécies de aves, correspondente a 40% das já registradas no município, sendo 26% possui média sensibilidade a perturbações e apenas uma espécie possui alta sensibilidade. Entre os quatro parques houve maior similaridade para BOT/TUL (Sorensen=76,9%), destacando COR, com 27 espécies exclusivas. Encontrou-se relação significativa entre número de contatos e área do parque, e entre cobertura arbórea e espécies com dependência florestal e sensíveis. Nos pontos fixos ocorreram relações positivas entre dependência florestal e sensibilidade versus cobertura arbórea e negativa para contatos e cobertura arbórea. Não ficou clara a relação entre cobertura arbórea e avifauna. Entretanto, considerando as relações aqui encontradas, não deve-se restringir a criação de novos parques somente a essas regras, pois áreas com características desiguais permitem maior diversidade.

Palavras-chave: parques urbanos, avifauna, análise espacial.

**TITLE: EFFECT OF SPATIAL STRUCTURE OF WOODLAND COVERAGE IN THE COMMUNITY
BIRDS OF URBAN PARKS IN MUNICIPALITY OF JUNDIAÍ, SP**

Abstract

Urbanization provides complex relationship between the natural environment and people and using geoprocessing tools can spatially analyze these relations. In this study it's we hipotesized that the tree cover surrounding urban parks has a significant relationship with their birds. We studied four parks (Botânico (BOT), Corrupira (COR), Parque da Cidade (PQC) and Tulipas (TUL)) having different characteristics in Jundiaí (SP, Brazil). Through the software Quantum GIS, land cover maps were elaborated using digital aerial photograph and in a radius of 1.000 and 2.000 meters from the centroid of the parks, and also of 50, 100, 250 and 500m in fixed points (point count). Using such maps landscapes metrics were surveyed with software Fragstats. Birds, species were recorded on existing tracks, joined records from three fixed points by park in monthly visits. The Kruskal-Wallis statistical test showed difference between woodland coverage in the landscape of 250m for COR/PQC ($p=0.031$) and COR/TUL ($p=0.013$) was observed, and the landscape of 500m to BOT/TUL ($p=0.042$), COR/PQC ($p=0.042$) and COR/TUL ($p=0.002$). We reported 142 bird species, representing 40% of the total already registered in the municipality, being 26% of species having intermediate sensitivity to disturbances and only one with high sensitivity. We observed higher similarity to BOT/TUL (Sorensen=76.9%), highlighting COR with 27 exclusive species. We found relationship between number of contacts and the park area, and between woodland coverage and forest species dependence and sensitive. For fixed points positive relationships occurred between forest dependence and sensitivity versus woodland cover, and negative for contacts and woodland coverage. The influence of woodland cover on the bird community was not clearly evidenced. Nevertheless, considering the relationships found here, the creation of new parks should not be driven considering only these regulations, because areas with dissimilar characteristics allow the presence of different species.

Keywords: urban parks, bird community, spatial analysis.

Índice de Figuras




Figura 3-1: Representação dos elementos de uma paisagem: matriz (<i>matrix</i>), mancha (<i>patch</i>) e corredor (<i>corridor</i>).....	5
Figura 4-1: Localização do município de Jundiaí dentro do estado de São Paulo, Brasil.....	17
Figura 4-2: Médias mensais de temperatura e de precipitação (1961 a 2009) para o município de Jundiaí, SP.....	18
Figura 4-3: Cobertura de remanescentes vegetal para o município de Jundiaí, SP.....	20
Figura 4-4: Localização e visão parcial das áreas de estudo. A linha verde representa os limites municipais de Jundiaí e os pontos azuis a localização dos parques.	21
Figura 4-5: Plano de informação com sobreposição do polígono de perímetro do parque BOT sobre a ortofoto sem escala.	22
Figura 4-6: Esquema sem escala exemplificando o perímetro dos parques (COR e TUL), centroides, regiões de mapeamento definidas para o projeto (raio de 2.500 metros a partir do centroide) e ortofoto.	23
Figura 4-7: Croqui sem escala de localização dos limites dos parques (), das trilhas () e pontos fixos () dentro dos parques estudados, (a) BOT, (b) COR, (c) PQC, (d) TUL.....	27
Figura 5-1: Áreas com mapeamento do entorno dos parques estudados.....	30
Figura 5-2: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cobertura arbórea” na paisagem de 250 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	35
Figura 5-3: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cobertura arbórea” na paisagem de 500 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	36
Figura 5-4: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cosntrução e entorno” na paisagem de 250 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	37
Figura 5-5: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cosntrução e entorno” na paisagem de 500 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	37
Figura 5-6: Valor relativo de espécies por família mais representativas referente a somatória de registros dos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	39
Figura 5-7: Curva de acúmulo de espécies (Curva do coletor) para cada parque estudado e montante total.....	41
Figura 5-8: Curva de rarefação e intervalos de confiança de 95% para as espécies amostradas nos quatro parques estudados.	41
Figura 5-9: Famílias com maior número de espécies nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.....	43
Figura 5-10: Valores relativos das espécies por preferencia alimentar presentes em cada parque estudado. O valor S é a riqueza observada.....	44
Figura 5-11: Dendrograma dos índices de similaridade de a) Sorensen e b) Morisita-Horn, paras espécies registradas nos quatro parques estudados.	46
Figura 5-12: Número de parques estudados com ocorrência de espécies.	47
Figura 5-13: Relação entre a área dos parques e indivíduos registrados.....	48
Figura 5-14: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 1.000 m e espécies com dependência florestal.....	49
Figura 5-15: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 50 m e número de indivíduos.....	51
Figura 5-16: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 250 m e número.	51

Figura 5-17: Análise discriminante aplicado as variáveis da avifauna (riqueza observada e esperada, número de indivíduos, diversidade, sensibilidade a perturbações e dependência florestal).	53
Figura 5-18: Análise discriminante (a) paisagem 100m e (b) paisagem 500m aplicado as métricas de paisagem da classe “Cobertura arbórea”.	54

Índice de Tabelas

Tabela 3-1: Exemplificação e conceituação de algumas métricas da paisagem calculadas pelo programa Fragstats v.4 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012).	6
Tabela 3-2: Ações hierárquicas para aumento e manutenção da biodiversidade em ecossistemas urbanos.	9
Tabela 5-1: Relação de índice de forma K e das áreas das seis classes de cobertura do solo em cada parque urbano estudados em Jundiaí, SP.	31
Tabela 5-2: Métricas de paisagem para a classe “Cobertura arbórea” nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.	33
Tabela 5-3: Percentagem de área da classe “Cobertura arbórea” das unidades amostrais (pontos fixos), considerando os quatro raios estudados.	35
Tabela 5-4: Percentagem de área da classe “Construção e entorno” das unidades amostrais (pontos fixos), considerando os quatro raios estudados.	36
Tabela 5-5: Categorização da frequência de ocorrências (FO) de espécies registradas nos parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.	40
Tabela 5-6: Classificação de espécies quanto ao nível de sensibilidade a perturbações ambientais e dependência florestal nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.	43
Tabela 5-7: Dados da comunidade de aves e de área da classe “Cobertura arbórea” para cada ponto fixo nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.	50

Sumário

RESUMO	I
ABSTRACT	II
ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABELAS	V
SUMÁRIO	VI
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 GERAL	3
2.2 ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 PAISAGEM: DEFINIÇÕES, ELEMENTOS E ANÁLISES	4
3.2 GEOTECNOLOGIAS UTILIZADAS EM ESTUDOS DE PAISAGEM E DE AVIFAUNA.....	7
3.3 BIODIVERSIDADE DE AVES	9
3.4 ALTERAÇÃO AMBIENTAL E RELAÇÃO COM A AVIFAUNA	10
3.5 ESTUDOS SOBRE AVIFAUNA REALIZADOS EM ÁREAS URBANAS	12
3.6 FUNÇÃO DOS PARQUES URBANOS NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE LOCAL	14
4 MATERIAIS E MÉTODOS	17
4.1 ÁREA DE ESTUDO	17
4.1.1 <i>Feições ambientais e físicas da região</i>	18
4.1.2 <i>Descrição dos Parques Urbanos</i>	20
4.2 PROCEDIMENTOS	22
4.2.1 <i>Fotointerpretação</i>	22
4.2.2 <i>Cálculo da Estrutura da paisagem</i>	24
4.2.3 <i>Levantamento e análise da avifauna</i>	25
4.2.4 <i>Análise da relação entre cobertura do solo e avifauna</i>	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1 CARACTERÍSTICAS E ESTRUTURA DA PAISAGEM	30
5.2 LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA	38
5.3 RELAÇÃO DA AVIFAUNA COM ATRIBUTOS ESPACIAIS DA PAISAGEM	48
6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES	55

7	REFERÊNCIAS	58
8	APÊNDICE	71

1 INTRODUÇÃO

Segundo informações do último censo demográfico, 160.925.792 de brasileiros vivem em áreas urbanas. No estado de São Paulo são cerca de 39.585.000 de pessoas, o que corresponde a 95,9% da população estadual. No município de Jundiaí a percentagem é bem parecida, ficando em 95,7% dos munícipes vivendo na cidade (IBGE, 2010).

A tendência das pessoas se aglomerarem gera demanda por obras civis e outras atividades modificadoras que geram um ambiente classificado como urbano. A construção civil e as práticas da população urbana geram ambientes favoráveis para animais oportunistas e generalistas, os chamados animais sinantrópicos, que se adaptam as novas condições do ambiente e estabelecem suas populações, em meio a prédios e avenidas (CLERGEAU et al, 1998). Essa é a condição dos pombos, por exemplo, aves que tem seu índice de natalidade controlado pela disponibilidade de alimento, item abundante em meio às atitudes sanitárias humanas (NUNES, 2003). Populações de ratos e algumas espécies de animais invertebrados, como besouros e baratas, também são atraídos por esta oferta de alimento e abrigo, atraindo por sua vez alguns predadores alados como gaviões, falcões e corujas (FIGUEIREDO, 2008).

Sendo assim, a paisagem urbana propicia uma nova e complexa relação entre o sistema natural e os seres humanos, devido a uma mudança, antes florestal, agora com características singulares, criando um novo ecossistema (COLWELL; CODDINGTON, 1994; FIGUEIREDO, 2008; NUNES, 2003). Os efeitos da urbanização, embora ainda não devidamente bem estabelecidos, podem ser imensos sobre a biodiversidade, geralmente tendendo a uma redução (CHACE; WALSH, 2006), ou ainda pela presença de “predadores domésticos” como cães e gatos nas áreas de refúgios da fauna silvestre (LOSS; WILL; MARRA, 2013).

A região do município de Jundiaí (SP) tem passado por expressivo crescimento industrial, caracterizando parte do processo de expansão urbana local. A administração pública do município vem criando nos últimos anos novos jardins e parques municipais,

distribuídos nos mais diversos bairros. Segundo a prefeitura, o objetivo da instalação destes parques é melhorar a qualidade de vida da população (PAGNAN, 2013). Espera-se que tais áreas também prestem um serviço ecossistêmico importante, mantenedor ou recuperador da composição da diversidade de espécies encontradas em outras áreas do município e que foram eventualmente perdidas/alteradas pelo processo de urbanização. Contudo o potencial de manter ou recuperar a biodiversidade pode estar intimamente associado a quantidade de áreas arborizadas no parque, bem como a estrutura espacial destas áreas (fragmentação, conectividade, e ainda tipo, densidade e intereção com áreas vizinhas providas de outros tipos de cobertura).

O levantamento de informações sobre ecologia das aves, integrado com informações sobre a ecologia da paisagem local, pode auxiliar na avaliação dos parques hoje existentes como centros mantenedores da biodiversidade ornitológica e também subsidiar a escolha de locais dentro da área urbana que cumpram suas funções ecológicas. Devido a importância de tal benefício, que quando comprovada e exemplificada pode encorajar a administração pública em decisões sobre o tópico, se deu a escolha do tema para o presente trabalho.

Diante do exposto, considera-se aqui a hipótese de que a cobertura vegetal arbórea dos parques urbanos e seu entorno tem relação direta com a composição de espécies de aves neles presentes, assumindo que quanto maior a áreas de cobertura arbórea na paisagem estudada, maior a diversidade de aves dentro dos parques.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Analisar a estrutura da paisagem local e a relação com a comunidade da avifauna em quatro parques urbanos.

2.2 Específicos

Para cumprir o objetivo principal do projeto, enfocaremos os seguintes componentes:

- * caracterizar e diferenciar a estrutura espacial de cobertura arbórea em paisagens com raios de 50, 100, 250 e 500, 1.000 e 2.000 metros no entorno das unidades de estudo;

- * caracterizar e diferenciar a estrutura da comunidade de aves em quatro parques do município de Jundiaí (SP), e

- * verificar o efeito da estrutura espacial de cobertura arbórea do entorno dos parques sobre a avifauna.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Paisagem: definições, elementos e análises

Existem dois grupos distintos de abordagens para o conceito de paisagem, um que possui enfoque fenomenológico e outro sistêmico. O de abordagem fenomenológica se utiliza da percepção, construindo mentalmente a definição de paisagem pelo aspecto subjetivo. O de abordagem sistêmica é o que inter-relaciona os elementos da paisagem a partir do enfoque geocológico, permitindo caracterizar e analisar a estrutura da paisagem. Nela cada elemento natural é levado em consideração, bem como as relações entre eles e as ações antrópicas (MEZZOMO, 2010).

A paisagem possui caráter dinâmico e temporal, ou seja, evolui e se transforma procurando um padrão estrutural equilibrado. O processo de urbanização é um exemplo onde a paisagem vai se modificando e se adequando tanto para a capacidade populacional em um determinado espaço quanto pela qualidade de ocupação (ANTROP, 2000). Segundo Mezzomo (2010), a variação conceitual do termo paisagem, se deu pelo processo histórico e evolutivo da ciência geográfica e também pelo posicionamento teórico-metodológico de seus pesquisadores, trazendo a análise de diferentes perspectivas.

Para Forman e Godron (1986) a paisagem é composta por vários ecossistemas agrupados que possuem diferentes tipos de relação, se repetindo de maneira parecida de uma região a outra e possuem interação entre si, sendo que a interação entre a estrutura e a função pode ser considerada a base da ecologia da paisagem. A natureza e a sociedade, quando unidas espacialmente, podem constituir uma das definições de paisagem. A sua heterogeneidade pode ser mudada acarretando em uma configuração de fragmentação ou de conexão entre os diferentes elementos (GOERL et al, 2011).

A ecologia da paisagem se faz presente quando falamos de análise e estrutura da paisagem. Isto acontece, pois para que a estrutura e posterior análise sejam feitas, é necessário

utilizar os conceitos de ecologia (quando estudamos e compreendemos os organismos, a suas interação, relação com o seu habitat e também de interação entre os ecossistemas) em conjunto com os conceitos geográficos (condições climáticas, localização, geomorfologia, etc.).

As características da paisagem são observáveis, descritíveis e quantificáveis. As paisagens possuem uma estrutura comum e fundamental, composta pelos elementos matriz (*matrix*), mancha (*patch*) e corredor (*corridor*). A matriz é o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem, se tornando a maior influência no funcionamento dos ecossistemas sendo unidade controladora da dinâmica da paisagem. Em uma outra definição, quando usada em estudos que objetivam áreas fragmentadas, é definida para uma comunidade ou espécie alvo como conjunto de unidades de não-habitat (MCGARIGAL; MARKS, 1994; SILVA, 2004).

A Figura 3-1 representa os elementos onde as manchas são áreas homogêneas de uma unidade de paisagem inseridas na matriz caracterizadas por superfícies não lineares com extensão espacial reduzida, diferindo do seu entorno, variando em forma, limites, tamanho e heterogeneidade (FORMAN; GODRON, 1986; SILVA, 2004). O corredor é composto por estreitas faixas naturais ou antrópicas, que cortam a matriz. A grande maioria dos elementos da paisagem é ao mesmo tempo, dividida e unida por corredores (SILVA, 2004).

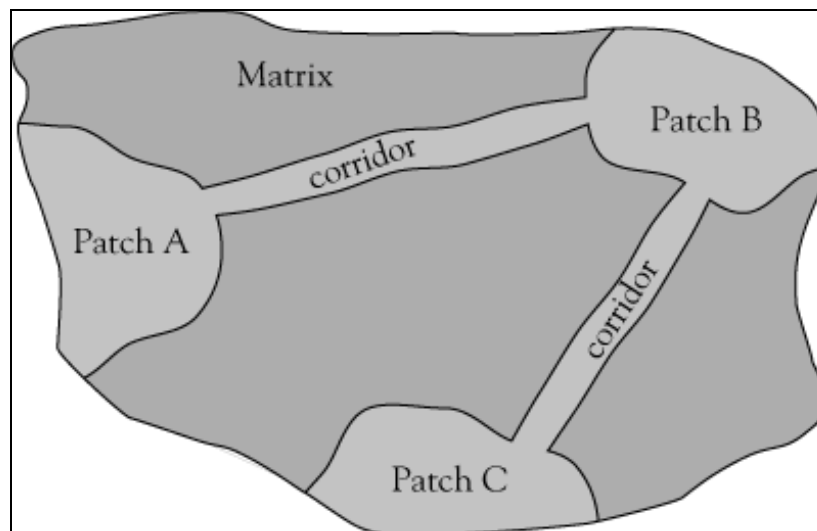


Figura 3-1: Representação dos elementos de uma paisagem: matriz (*matrix*), mancha (*patch*) e corredor (*corridor*).

Fonte: Barnes (2000).

Para que possamos estudar a funcionalidade e as modificações de uma paisagem precisamos quantificar sua estrutura (MCGARIGAL; MARKS, 1994). Para quantificar as

paisagens utilizam-se as chamadas métricas da paisagem. Estas medidas fornecem subsídios para estudos nos mais diversos objetivos e áreas (Tabela 3-1).

Tabela 3-1: Exemplificação e conceituação de algumas métricas da paisagem calculadas pelo programa Fragstats v.4 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012).

MÉTRICAS DA PAISAGEM	SIGLA	DEFINIÇÃO
Área total	CA	Tamanho total da área correspondente a determinada classe.
Percentual de área da classe	PLAND	Valor relativo da soma das áreas das manchas por classe.
Número de manchas	NP	Número de manchas por classe.
Índice de densidade de fragmentos	PD	Densidade de manchas na área total de estudo.
Porcentagem da paisagem composta pela maior mancha	LPI	Porcentagem da paisagem composta pela área da maior mancha de determinada classe.
Índice de forma da paisagem	LSI	Mede a relação perímetro-área média das manchas.
Tamanho médio das manchas	AREA_MN	Tamanho médio das manchas de mesma classe.
Índice de coesão dos fragmentos	COHESION	Medida de conexão física do correspondente tipo de mancha.
Índice de divisão	DIVISION	A probabilidade de que dois pontos aleatórios não sejam da mesma mancha.
Índice de diversidade	SHDI	Medidas de diversidade de Shannon da paisagem.

Fonte: adaptado de Lang e Blaschke (2009) e McGarigal e Marks (1994).

As métricas da paisagem também possuem os seus significados biológicos. A diversidade espacial e suas inúmeras variáveis e a composição da paisagem tem influência na diversidade de espécies. Algumas espécies generalistas possuem vantagem as mais sensíveis, por exemplo, em paisagens mais diversificadas. A fragmentação da vegetação florestal atua diminuindo e isolando áreas, o que poderá acarretar a extinção de determinadas espécies. Existe também relação entre a área e a riqueza de espécies. O isolamento é fator negativo para a riqueza, pois minimiza a taxa de imigração/migração. A conectividade, por meio dos corredores, é fator essencial e facilitador de fluxos biológicos, o que diminui riscos de extinção local e favorece as recolonizações. Por sua vez, os corredores também podem agir negativamente quando promovem o alastramento de algumas perturbações. A forma do fragmento, cujo efeito está relacionado principalmente com os efeitos de borda, pode sofrer diferentes influências das áreas externas (METZGER, 2003).

3.2 Geotecnologias utilizadas em estudos de paisagem e de avifauna

Os estudos ambientais e suas análises necessitam da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento quando levamos em consideração a facilidade da representação da espacialidade geográfica e a integração dos dados. Pode-se, a partir de análises, obter um grande volume de informações, tornando a prática imprescindível para estudos desta natureza (RAMALHO, 2002).

O geoprocessamento é uma ferramenta que tem auxiliado nas análises e representação das informações obtidas em estudos ambientais. Através da compilação de informações originadas de diversas fontes, os dados são integrados e, quando processados por Sistemas de Informação Geográfica (SIG), se transformam em dados importantes para a sociedade (SANTOS; PENA, 2011).

A íntima ligação do ser humano com outras espécies, com o espaço geográfico e suas inúmeras variáveis, tornam o SIG uma ótima ferramenta de suporte a estudos ambientais. Tal ferramenta proporciona agilidade de análise, resguardo das informações, manipulação e atualização de bases cartográficas de interesse ao projeto, além de ser um meio viável de integração de informações do ambiente, marcado por sua complexidade de relações entre fatores bióticos e abióticos (PEREIRA; SOUZA; BONANÇA, 2010).

A análise espacial/ambiental de remanescentes vegetais permite o conhecimento sobre estas áreas, bem como subsidia o seu manejo. O estudo da ecologia da paisagem, bem como o da fauna nos remanescentes verdes, é capaz de contribuir para a detecção de problemas e também apontar mudanças necessárias para que o equilíbrio natural permaneça (CALEGARI et al, 2010).

A Ecologia da Paisagem contribui com os estudos que procuram integrar o processo de antropização e os processos naturais. Isto se dá, pois esta ecologia possui duas abordagens principais: a geográfica, que dá valor ao estudo da intervenção do homem sobre a paisagem e administração do território; e outra ecológica que prioriza a conservação da natureza e os processos ecológicos (LEITE; PELLEGRINO, 2007).

Segundo Metzger (2001), com considerações práticas na Ecologia da Paisagem, observa-se que com uma análise detalhada das intervenções, entendem-se as alterações da estrutura e funcionalidade do mosaico (região) como um todo, onde interagem relações espaciais, culturais e ecológicas. Considerando a escala do estudo, podemos entender os erros

e acertos quanto ao uso e manejo do solo e da água, conseguindo criar um plano para conservação da paisagem como um todo (cobertura da terra e sustentabilidade ambiental, social e econômica).

Estudos desenvolvidos com a fauna em paisagens fragmentadas demonstram a importância de correlacionar fatores bióticos, como riqueza de espécies, índices de diversidade, tamanho de comunidades e populações, relações entre espécies, com fatores de composição da paisagem, como heterogeneidade da cobertura, uso da terra, proximidade de fragmentos, presença de corpos d'água, tipo de uso no entorno, declividade, etc., para um melhor entendimento dos próprios índices ecológicos e relações existentes no espaço e tempo (ALONSO, 2005; FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMAKI, 2001; FERRAZ et al, 2012).

O trabalho apresentado por Pereira, Souza e Bonança (2010) expõe a utilização simples de SIG para entendimento da distribuição da avifauna dentro dos limites de uma área escolar em Jundiaí, SP. Os autores demonstram como uma simples análise visual de mapas sobrepostos entre si ajuda a estudar fenômenos, estados ou objetos de maneira rápida, inclusive para pessoas leigas do assunto.

A gestão e o planejamento urbano podem se valer imensamente da utilização do SIG. Isto se dá, pois o mesmo possibilita uma integração e discussão de informações. Os gestores, dentro de um município, por exemplo, se utilizarem a ferramenta corretamente, podem interagir com diminuição de gastos e tempo na implementação de mudanças e diretrizes, pois as decisões são tomadas após simulações e relatórios (SCHEIDEGGER; CARNEIRO; ARAUJO, 2013).

A divulgação de assuntos relacionados a biodiversidade tem encorajado esforços no sentido de sua conservação. Os ecossistemas urbanos são usualmente encarados como impactantes sobre a biodiversidade. Esses ambientes, perante os ecossistemas naturais possuem diferentes tipos de preocupações: o impacto da cidade em ecossistemas adjacentes; o aumento da biodiversidade dentro do ecossistema urbano e a gestão de espécies indesejadas dentro das cidades (SAVARD; CLERGEAU; MENNECHEZ, 2000). A Tabela 3-2 apresenta algumas ações para aumento e manutenção da biodiversidade de avifauna em diferentes escalas no ecossistema urbano.

Tabela 3-2: Ações hierárquicas para aumento e manutenção da biodiversidade em ecossistemas urbanos.

Escala	Responsável pela gestão	Planejamento	Ações	Design
Paisagens Adjacentes	Governo Regional ou equivalente	Zona uso da paisagem; identificar e proteger as áreas naturais importantes para as aves; identificar corredores verdes que ligam a cidade a áreas naturais, criar parques regionais.	Restaurar habitats e plantar espécies com o intuito de melhorar os parques e corredores, favorecer a diversidade de aves durante a gestão.	Projetar parques e corredores verdes para otimizar a sua utilização por aves; projetar estradas com o intuito de minimizar a fragmentação de áreas florestais.
Cidade	Governo Municipal	Estender corredores verdes dentro da cidade e identificar áreas importantes para as aves.	Reduzir a iluminação dos prédios durante a noite nos períodos de migração, gestão de resíduos, plantar vegetação em parques e ter corredores verdes ao longo das ruas.	Forma, estrutura e tamanho de corredores que otimizam o uso das aves, projeto de parques para abundância da biodiversidade e construções com design a fim de evitar a colisão das aves.
Setores do Município (Industrial, comercial, residencial e recreativos)	Autoridades Locais	Estabelecer objetivos quando inserir as vegetações, assegurar uma boa localização para as áreas naturais, parques e corredores, gerir e planejar os parques para preservar e valorizar a diversidade.	Melhorar e restaurar a vegetação em áreas industriais e comerciais, reduzir o uso de herbicidas e pesticidas, plantar árvores variadas e modificar a estrutura das construções afim de evitar problemas para a avifauna.	Assegurar construção e arquitetura que favoreçam as aves, levando em consideração o tipo de construção, estrutura e distribuição da vegetação.
Lotes Individuais	Proprietário	Ter paisagens atrativas aos pássaros na propriedade e em conjunto aos vizinhos maximizar o volume da vegetação.	Instalar e manter caixas-ninho e alimentadores de pássaros, evitar o uso de pesticidas e herbicidas, reduzir a vulnerabilidade de aves com os gatos.	Selecionar o tipo de vegetação mais compatível para cada espécie, ter projetos de estrutura de aninhamento e alimentação.

Fonte: adaptado de Savard, Clergeau e Mennechez (2000).

3.3 Biodiversidade de aves

A palavra biodiversidade (derivado de diversidade biológica) é comumente usada para descrever o número e a variedade de seres vivos. Significa a variabilidade de organismos, levando em conta a sua composição, estrutura e função. O termo pode ser aplicado em diferentes níveis, como em variabilidade genética dentro de populações; abundância e singularidade de espécies de uma comunidade; e as diversidades dentro dos ecossistemas. (GROOMBRIDGE; JENKINS, 2002; SAVARD; CLERGEAU; MENNECHEZ, 2000; SCHOLE; KUPER; BIGGS, 2006).

No caso de aves, o grupo é representado no mundo por cerca de 11.000 espécies, sendo a diversidade brasileira representada hoje por 1.901 (CBRO, 2014). No estado de São Paulo são ocorrentes 793 espécies de aves (SILVEIRA; UEZU, 2011), correspondendo a aproximadamente 42% da avifauna brasileira e, mesmo com as intensas modificações

ambientais realizadas pela ação antrópica, cerca de 25% dessa avifauna ocupa áreas extremamente alteradas (WILLIS; ONIKI, 2003).

Os biomas encontrados no estado de São Paulo são a Mata Atlântica - 68% e o Cerrado – 32% (IBGE, 2004). O bioma Mata Atlântica brasileiro conta com cerca de 200 espécies de aves consideradas endêmicas (CRACRAFT, 1985; STOTZ et al, 1996), e 36 do Cerrado (SILVA, 1995), ou seja, restritas a esses biomas. A avifauna destes biomas é bastante diversificada e por causa da degradação ambiental, principalmente aquela observada no sudeste brasileiro, 171 espécies estão ameaçadas de extinção no estado (SÃO PAULO, 2014).

A Mata Atlântica do sudeste apresenta os maiores remanescentes florestais, principalmente aqueles associados à Serra do Mar. No estado de São Paulo há remanescentes florestais significativos, alguns deles inseridos em Unidades de Conservação. Alguns trabalhos ornitológicos realizados em São Paulo mostraram que o número de espécies de aves vem sendo reduzido significativamente, com algumas espécies tornando-se raras e/ou extintas (WILLIS; ONIKI, 1981, 1992). As principais causas desse fenômeno são a degradação ambiental e a fragmentação florestal dos ambientes ocupados pela avifauna. Os autores verificaram que várias espécies de aves, principalmente aquelas com maiores exigências ecológicas, desapareceram dos fragmentos que sofrem diminuição de tamanho.

O mesmo acontece com a biodiversidade do Cerrado paulista, que tem muitas vezes sua importância ambiental desconsiderada devido a sua aparência de vegetação aberta, acabam sendo as primeiras a serem ocupadas por áreas agrícolas de pastagens, monoculturas e construção civil (KLINK; MACHADO, 2005).

3.4 Alteração ambiental e relação com a avifauna

A criação de novas áreas de moradia, trabalho e lazer para suprir as necessidades humanas, áreas residenciais, industriais, comerciais, lixões, cemitérios, parques, rodovias e ruas para acesso, vem substituindo grandes espaços antes cobertos por vegetação nativa (GENELETTI, 2003; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Diante deste contexto de alterações constantes provocadas pelo ser humano, torna-se necessário verificar como as atividades antrópicas influenciam a diversidade biológica.

A nova composição vegetal em área urbana é a combinação de espécies nativas com espécies oportunistas e exóticas, atraindo as mais variadas espécies da fauna. A combinação das atividades dessa diversidade animal em ambientes de flora peculiar desenvolve uma

estrutura ecológica com interações complexas (MATARAZZO-NEUBERGER, 1995; SCHERER et al, 2005).

Em estudos realizados com informações globais, Güneralp e Seto (2013) e Seto, Güneralp e Hutrya (2012) inferem que até o ano de 2030 surgirão novos aglomerados urbanos que ocuparão áreas que hoje são de conservação (*hotspots*). Os autores indicam que fisionomias naturais da América do Sul, como o caso da Mata Atlântica e Cerrado, perderão o equivalente a 15% e 2,5% respectivamente para instalações de populações humanas. Essa diminuição de habitat provocará uma perda de cerca de 205 espécies animais no mundo, sendo 134 delas no continente americano.

Quando se tem como objetivo um diagnóstico ambiental sobre alguma área, o monitoramento faunístico é uma importante ferramenta. Uma maneira de conduzir esses monitoramentos é com a utilização de espécies bioindicadoras. Estas espécies, além de possuírem hábitos que ajudam na detecção de qualidade do ambiente, não apresentam elevado grau de dificuldade na identificação (ALMEIDA; ALMEIDA, 1998; PIMM, 2000). Em documentos tais como Relatórios de Impacto Ambiental, Planos de Manejo, estudos de reflorestamento e estimativa de riqueza ambiental, os grupos mais utilizados são os vertebrados, como a avifauna e os mamíferos, artrópodes (borboletas) e plantas superiores (SANTOS, 2003).

A concepção bioindicadora na avifauna se dá por sua presença em determinado habitat e pela sua importância na rede alimentar. As aves silvestres, por exemplo, ocupam muitos nichos da floresta, se movimentando dos pisos até as copas das árvores e utilizando todos os ambientes. Porém cada espécie ocupa um determinado estrato, podendo então sua presença representar a qualidade do referido ambiente (ALMEIDA; ALMEIDA, 1998). Vários estudos vêm sendo conduzidos usando a avifauna como bioindicadores (ANDRADE et al, 2011; BENITES; MAMEDE, 2008; COSTA, 2006; OLIVEIRA; FREIRE; AQUINO, 2004; PIRATELLI et al, 2008; VIEIRA, 2006).

Segundo Martensen et al (2012) a relação entre riqueza de espécies e a quantidade de cobertura florestal em uma paisagem é fortemente significativa. Os autores verificaram que as espécies com sensibilidade média as alterações antrópicas (um grupo de bioindicadores) decaem conforme o gradiente de cobertura vegetal na paisagem também diminui. Já o inverso é observado para as espécies de baixa sensibilidade ambiental, as quais acabam se beneficiando com as alterações.

Reis, López-Iborra e Pinheiro (2012) procuraram correlacionar um gradiente de urbanização com a comunidade de espécies de aves no município de Palmas (TO) e verificaram que conforme maior a influência urbana, ocorre uma queda na riqueza. Em blocos (unidade amostral do estudo) considerados não urbanizados, foram registradas 91,6% das espécies, enquanto nos blocos com maior intensidade de urbanização essa percentagem de espécies caiu para 45,0%.

Na mesma linha, Blair (1996) também estudou este gradiente de urbanização no hemisfério norte e também identificou o mesmo padrão. O autor classificou o grau de urbanização conforme percentagem de área pavimentada, construções, gramíneas, arbustos, árvores até áreas relativamente intactas (florestas de carvalhos). Em ambientes com menor nível de interferência antrópica o autor encontrou comunidade de aves com predominância de espécies nativas. Quando se aproximava de áreas mais urbanizadas as comunidades passavam a ser compostas por maioria invasoras e exóticas.

A escolha de espécies que indicam a qualidade do ambiente também pode ser feita por características morfológicas e hábitos alimentares, como fizeram Galetti et al (2013) ao estudarem a dispersão do palmito-juçara (*Euterpe edulis*). Os autores verificaram uma melhor dispersão das espécies vegetais em áreas onde aves frugívoras de maior porte ainda estão presentes e ainda que esses fragmentos estão em melhor estado de preservação.

Além disso, alguns grupos mostram ter desenvolvido comportamento social, bem como interações migratórias e ecológicas complexas. São espécies que possuem adaptação à vida urbana, assim adquirindo hábitos sinantrópicos (CARMO et al, 2006).

Por outro lado, algumas espécies são classificadas como altamente vulneráveis a perturbações humanas. Stotz et al (1996) sugeriram uma classificação em variáveis qualitativas (*High, Medium, Low*) para espécies neotropicais baseado em observações dos autores e notas de campo de mais de 50 anos de experiência. Para os autores, a saúde ambiental pode ser avaliada com a presença e ausência das espécies de cada grupo dessa classificação.

3.5 Estudos sobre avifauna realizados em áreas urbanas

A urbanização com as suas características próprias, traz consigo consequências sobre a avifauna. Diversos fatores interligados podem interferir na biodiversidade, tanto para a diminuição e até a extinção de algumas espécies, quanto que para o aparecimento de outras

que encontram maneiras de sobrevivência e adaptação. Marzluff e Ewing (2001) trazem recomendações de ações de curto e longo prazo para a manutenção de aves em paisagens fragmentadas, com a intenção de restauração de função ecológica, indo além da intenção de manutenção da estrutura espacial. Entre elas estão manter locais para nidificação, gestão da paisagem do entorno e não só da matriz, a integração de parques urbanos, o desenvolvimento de uma nova consciência ambiental, programas de monitoramento, dentre outros.

Todas as áreas urbanas possuem potencial para a contribuição da preservação da biodiversidade. Para tanto, se faz necessário agregar valor ecológico a estas, por parte dos gestores, que tem como função do incentivo de manutenção e proteção dos habitats naturais ainda restantes, planejamento de novos espaços abertos e naturais e melhoramento dos já existentes. Aprimorar a qualidade da matriz urbana ao invés de voltar atenções somente a parques e áreas naturais também é um caminho imprescindível (MARZLUFF; RODEWALD, 2008).

A urbanização pode ser considerada como tendência dominante na transformação global terrestre. A partir daí surgiram classificações e definições de sistemas urbanos e até mesmo ecossistemas urbanos. Os sistemas urbanos representam a interação entre as cidades e as paisagens que a cercam. A ecologia destes sistemas leva em consideração as características físicas do ambiente (clima, hidrologia, etc.), o estudo da flora, fauna (incluindo espécies domesticadas), bem como as dimensões sociais da ecologia urbana (PICKETT et al, 2001).

Os ecossistemas urbanos têm tido cada vez mais atenção dos pesquisadores, pois são constituídos por áreas interessantes de estudo de diferentes padrões e processos de comunidades. Os parques urbanos, dentro destes ecossistemas também possuem grande interesse e importante papel de manutenção da biodiversidade dentro das cidades. Em estudo nos parques urbanos na cidade de Madri (Espanha), Fernández-Juricic (2000) avaliou a influência da idade do fragmento, tamanho e isolamento em comunidade de aves, analisando o papel dos fatores locais e regionais sobre a estrutura da comunidade. Concluiu que na paisagem urbana a composição de espécies é regulada por fatores locais em parques mais antigos e por fatores regionais em parques mais jovens.

O entendimento da avifauna urbana é tão importante quanto estudos em áreas naturais. Para Herrando et al (2012) enquanto os órgãos de pesquisas possuem maior interesse pelas áreas florestais, com maior diversidade, os órgãos governamentais poderiam explorar o monitoramento da avifauna em áreas altamente habitadas por humanos e, assim, entender taxas de queda ou de aumento de populações específicas e sua relação com o

desenvolvimento urbano e impactos ambientais/sociais associados. Os autores concluem que estudos sobre a fauna e flora presentes na área urbana trazem importantes informações sobre a relação entre homens e animais, o que oferece subsídio para práticas de conservação ambiental na política pública.

Leal (2010) pesquisou a composição da avifauna em 25 praças urbanas com diferentes características no município de Rio Claro, SP. Foram levantados dados de estrutura da paisagem e variáveis locais para justificar a estrutura das comunidades de aves. Foi encontrado que a riqueza de espécies sofre influência direta pela área da praça e pela distância destas em relação à Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA), considerada como fonte regional dispersora de espécies.

A importância de estudo da fauna em ambientes urbanos também pode ser verificada no trabalho desenvolvido por Alexandrino (2010), no qual o autor testou aplicabilidade de métodos de monitoramento de avifauna em ambientes com grande influência antrópica em bairros urbanizados no município de Piracicaba, SP. Para seu estudo foram utilizadas técnicas e conceitos de Ecologia da Paisagem para adaptação da metodologia. Para o uso do método denominado pontos de escuta, o autor conclui que um tempo superior a nove minutos de escuta, implica em acréscimo de registros não significativo e que o número de espécies no ambiente urbano depende diretamente dos componentes da paisagem em estudo.

3.6 Função dos parques urbanos na manutenção da biodiversidade local

As estruturas urbanas, como indústrias, centros urbanos, ferrovias, corpos d'água artificiais, espaços verdes, etc. se bem planejadas, e dependendo da intensidade da urbanização podem proporcionar uma grande variedade de habitats, podendo apresentar remanescentes de ecossistemas naturais dentro do ambiente urbano. A diversidade de aves no ambiente urbano pode variar de acordo com características naturais e também demográficas e socioeconômicas (STROHBACH; HAASE; KABISCH, 2009).

Os responsáveis pelo planejamento urbano através da informação de preferência de habitat e comportamento de espécies têm subsídios para criar ou manter a biodiversidade em áreas urbanas. Os habitats naturais têm se fragmentado cada vez mais, e os estudos de

comunidades de aves em parques urbanos mostram que os parques são mais ricos em biodiversidade do que outros habitats urbanos (JOKIMA, 1999).

Os parques urbanos possuem grande importância, tanto para as atividades de lazer e recreação, quanto como *hotspots* de biodiversidade urbana (GARCIA; GUERREIRO, 2006; KONIJNENDIJK et al, 2013). Os gestores urbanos objetivam cada vez mais, em muitas cidades do mundo a conservação da biodiversidade. A presença de aves dentro do parque pode ser considerada um importante elemento de qualidade, e satisfaz os visitantes, que se sentem mais próximos do ambiente natural.

O tamanho, a forma e a quantidade de visitantes dos parques influenciam a riqueza de espécies de aves, tendo sido verificado, que em alguns casos parques maiores e com bordas externas menores podem atrair mais espécies. Segundo revisão realizada por Hemami e Amirani (2011) as espécies de aves em parques de grande circulação de pessoas em sua maioria eram granívoros. Para que se atraiam uma maior representatividade da fauna e se mantenha a biodiversidade, os parques devem ser planejados e gerenciados de forma a obter o mínimo de influência do ambiente físico da cidade.

A discussão sobre parques urbanos na literatura percorre temas muito variados que vão desde estudos de planejamento urbano (OLIVEIRA, 2008), questões de saúde populacional (AMINZADEH; AFSHAR, 2004; FERREIRA, 2005; MATOS et al, 2005), de espaços para diversificação de culturas (LOW et al, 2005), e sustentabilidade e qualidade ambiental (ÁVILA, 2011; GARCIA; GUERREIRO, 2006). Um tema também relacionado é a manutenção da biodiversidade conseguida através de jardins e pequenas áreas particulares (GODDARD, 2009).

Sendo assim, o conceito de parque urbano não é universal, então para o presente estudo assumiremos a ideia de Whately et al (2008):

Parques urbanos são espaços verdes localizados na área urbana, ou semiurbana, gerenciados pelo poder público e que, além de oferecer espaços para lazer e educação contribuindo para a melhora da qualidade de vida, também são espaços onde os humanos convivem com as outras espécies vivas, podendo ser considerados os últimos refúgios remanescentes para a conservação da biodiversidade dentro dos centros urbanos.

Uma revisão de 62 trabalhos desenvolvidos em parques urbanos para estudar a sua função na conservação da biodiversidade, com diferentes grupos biológicos (fauna e flora) conclui que parques muitas vezes têm maior riqueza de espécies do que outros tipos de espaço verde urbano (em 64,3% dos estudos, os parques urbanos formam os ambientes mais ricos

entre esses espaços), embora seja atribuída a ele a função recreativa (KONIJNENDIJK et al, 2013). A partir de critérios preestabelecidos na revisão, os autores justificam que tais áreas têm grande importância, pois comentam que oito estudos são considerados com fortes evidências de manter uma biodiversidade considerável. Adicionalmente, fornecem provas que alguns parques podem ser considerados como *hotspots* de biodiversidade em áreas urbanas. Ainda outros 15 estudos forneceram evidência moderada, sendo a principal limitação, o uso de apenas um grupo taxonômico.

Em estudo feito por Fernandez-Juricic e Jokimaki (2001) em parques da Espanha e Finlândia, ficou evidenciada a importância da presença de áreas verdes em zona urbana para a conservação das aves. O tamanho e estrutura da vegetação dos parques estudados apresentam relação com a presença ou ausência de determinados grupos de aves, o que indica a qualidade ambiental de cada remanescente e, conseqüentemente, a qualidade ambiental da cidade.

Seguindo a linha de parques urbanos como ferramenta para conservação da biodiversidade, atualmente ainda vem sendo desenvolvido novas linhas ligadas a este conceito. Uma delas é intitulada Parques Públicos Sustentáveis, que visa uma gestão integrada dos diferentes setores (municipal, estadual, federal e até privado) a partir de três princípios: funcionalidade ecológica, economia e gestão de recursos ambientais e funcionalidades sociais (RESTREPO, 2009).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em quatro parques, todos localizados na área urbana do município de Jundiaí. O município está localizado no estado de São Paulo, cerca de 50 quilômetros ao norte da capital, entre as coordenadas 23°12' e 23°21' de latitude Sul e 46°30' e 47°05' de longitude Oeste (Figura 4-1).

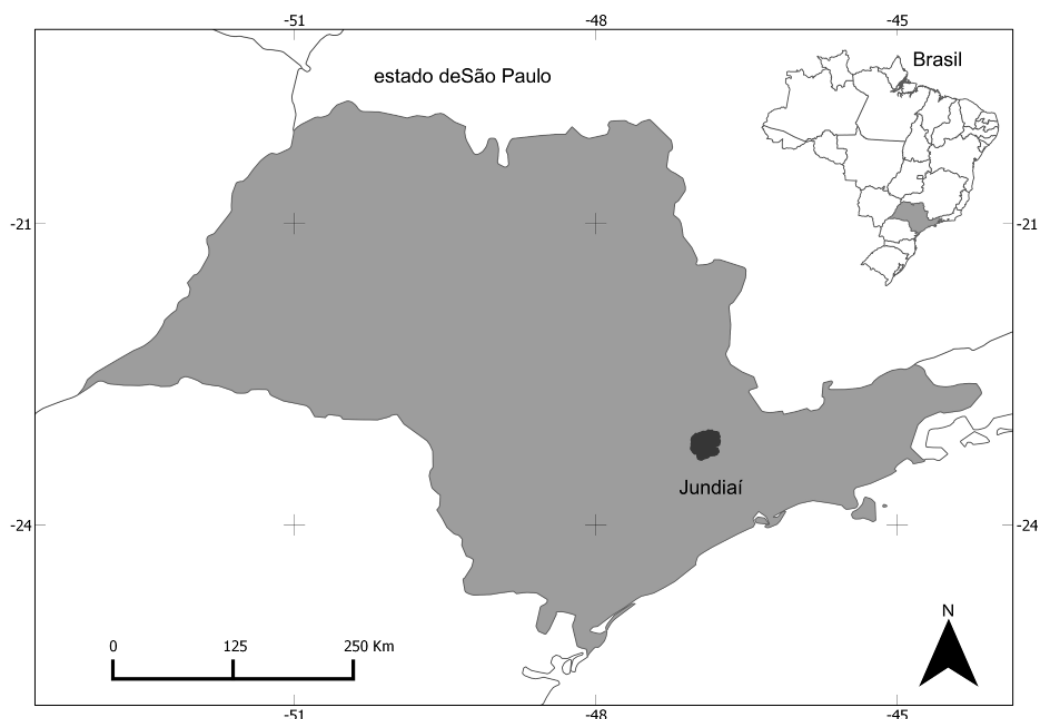


Figura 4-1: Localização do município de Jundiaí dentro do estado de São Paulo, Brasil.

Fonte: elaborado pelo autor.

No século XIX, Jundiaí teve sua economia baseada na agricultura do café, cana e algodão, quando recebeu a estrada de ferro Santos-Jundiaí e instalação de suas primeiras

indústrias. No fim do mesmo século teve sua industrialização potencializada e intensificação da cafeicultura com a chegada de imigrantes italianos. No século XX, com a criação de rodovias estaduais como Anhanguera e Bandeirantes, começa a se tornar um importante pólo de desenvolvimento regional (MENDES, 2000).

Hoje, com área total de 431,173 km² e densidade demográfica de 858,42 hab/km², Jundiaí conta com um total de 118.334 domicílios, sendo 89% (105.898 residências) localizados em área urbanizada (IBGE, 2010). A parte rural do município é composta em sua maioria por pequenas propriedades dedicadas a horticultura e fruticultura (MENDES, 2000).

4.1.1 Feições ambientais e físicas da região

Segundo a classificação de Köppen, Jundiaí tem clima Cwa, descrito como mesotérmico de inverno seco ou tropical e verão úmido. A precipitação média anual é de 1.385,2 mm e temperatura média anual de 20,9°C (CEPAGRI, 2014). Na Figura 4-2 são apresentados dados médios mensais de 30 anos de precipitação e temperatura para o município de Jundiaí.

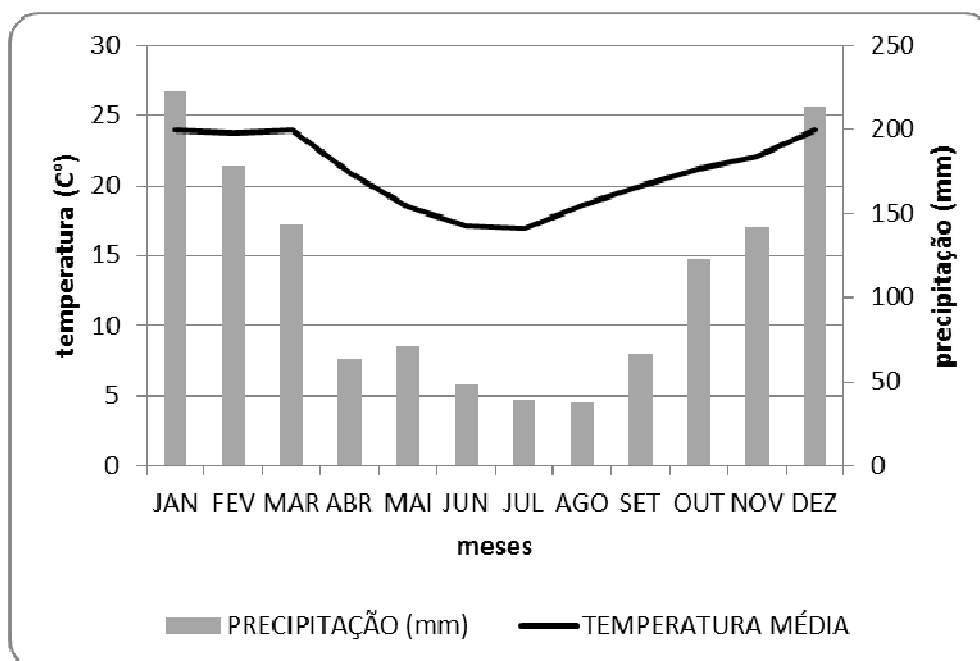


Figura 4-2: Médias mensais de temperatura e de precipitação (1961 a 2009) para o município de Jundiaí, SP. Fonte: CEPAGRI (2014).

No município de Jundiaí, ocorrem solos predominantemente das classes Argissolo vermelho-amarelo (IBGE, 2001). Em estudo desenvolvido por Jesus (2004) de maneira mais

detalhada, onde foi considerado o material de origem e a posição no município na paisagem, conclui-se a presença de desenvolvimento de Argissolos Vermelhos distróficos, Cambissolos Amarelos, Neossolos Fluviicos/Quartzareníticos e Gleissolos.

A altitude média em Jundiaí é de 762 metros. O município encontra-se na unidade geomorfológica denominada Planalto Atlântico, que compreende as subdivisões Planalto de Jundiaí e Serranias de São Roque. Esta unidade tem predominância de relevo de morros e morrotes, dando ao relevo da cidade um aspecto irregular, repleto de "altos" e "baixos" (MATTOS, 2006). O Planalto de Jundiaí está inserido nas bacias hidrográficas dos rios Jundiaí e Atibaia, pertencente a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos UGRHI-5, que responde ao comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ) (SÃO PAULO, 2013).

A cobertura vegetal original no município era de florestas semidecíduas com manchas de cerrado *lato senso*, apresentando elementos do Planalto Paulista e da Floresta Atlântica presente na Serra do Mar, sendo caracterizada como zona ecotonal ou de transição. Muito da cobertura original foi degradada, ficando restrita a maior parte as áreas de proteção da Serra do Japi (AMBIENTAL CONSULTING, 2008).

Segundo levantamento realizado pelo projeto “Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo” (INSTITUTO FLORESTAL, 2009) o município de Jundiaí hoje ainda conta com 12,768 ha (30% do município) de cobertura florestal, sendo 2.011,52 ha classificados como mata, 6.382,49 ha capoeira e 4.096,43 ha de reflorestamentos (Figura 4-3).

Na porção sudoeste do município, está localizada a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, com área de 2.071,20 hectares (JUNDIAÍ, 1991), principal remanescente florestal entre o eixo das regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas, e de papel importante na conservação da biodiversidade regional como demonstrado em diversos trabalhos do meio biótico (CARDOSO-LEITE et al, 2005; CARVALHO et al 2013; LOMBARDI et al 2012).

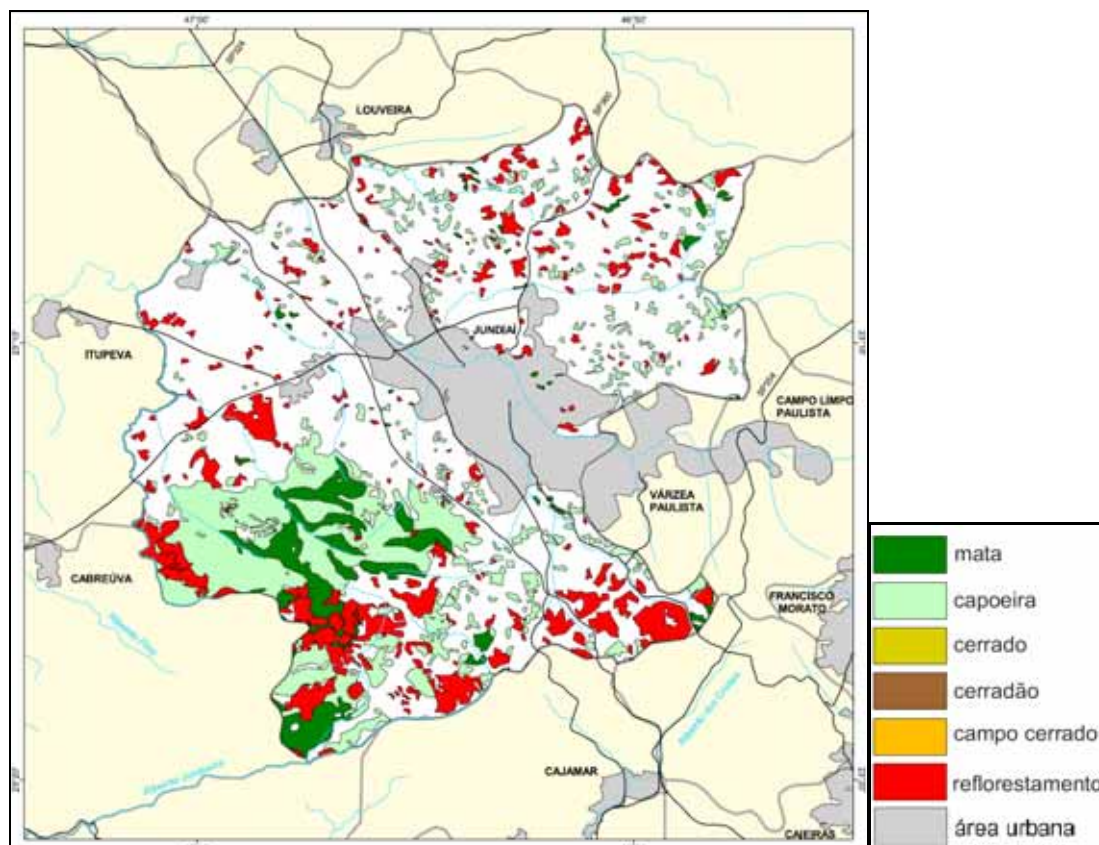


Figura 4-3: Cobertura de remanescentes vegetal para o município de Jundiaí, SP.
 Fonte: Instituto Florestal (2009).

4.1.2 Descrição dos Parques Urbanos

O município de Jundiaí conta atualmente com seis parques urbanos que objetivam proporcionar lazer e opções culturais aos visitantes. Além dos parques já existentes, a administração municipal ainda conta com três parques em fase de desenvolvimento. São eles o Parque Guapeva, e os parques do Jardim do Lago e da Vila Esperança (JUNDIAÍ, 2013).

Dentre os parques existentes, levando em conta a logística e disponibilidade administrativa, foram escolhidos quatro parques para realização deste estudo. Os parques públicos que foram áreas de investigação têm sua descrição a seguir e localização dentro do município representados na Figura 4-4.

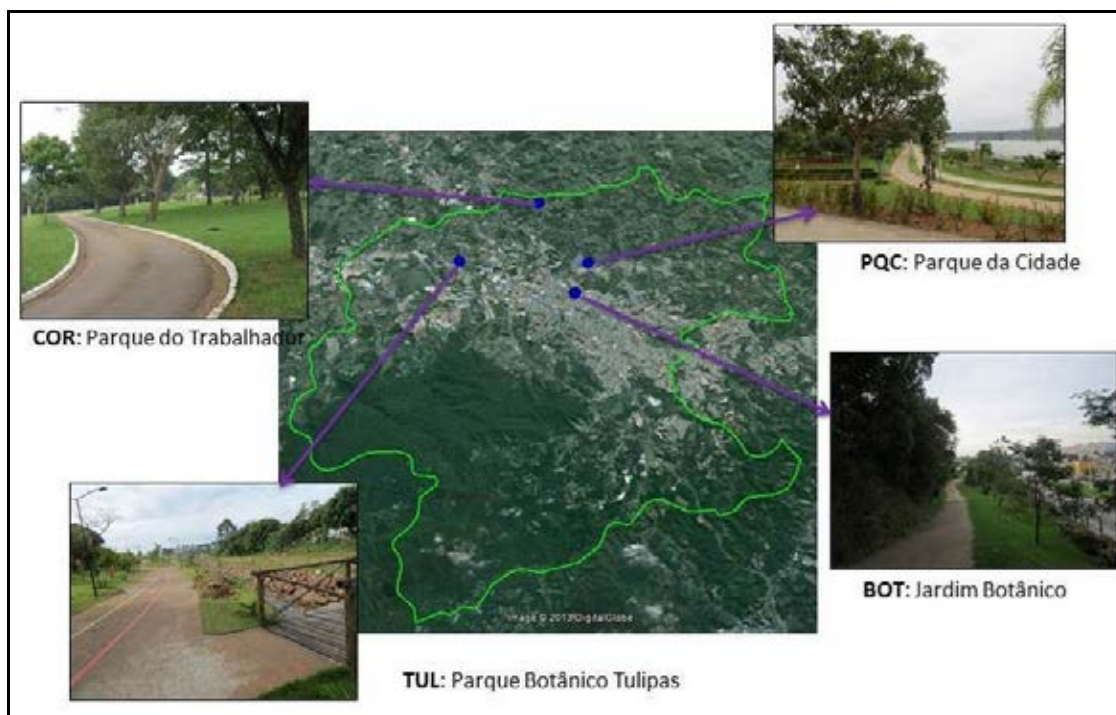


Figura 4-4: Localização e visão parcial das áreas de estudo. A linha verde representa os limites municipais de Jundiaí e os pontos azuis a localização dos parques.

Fonte: Imagem Aérea: GoogleEarth (2013), fotos e montagem elaborado pelo autor.

BOT: Jardim Botânico - inaugurado em 2005, está localizado no limite do Paço Municipal, em bairro urbanizado, ocupando área de 119.000 m². Além de espaço para visitação, o Jardim Botânico tem por objetivo, principalmente, o estudo da vegetação existente na Serra do Japi e é composto por jardins temáticos, trilhas e quedas d'água (JUNDIAÍ, 2013).

COR: Parque do Trabalhador (ou Parque Corrupira) - inaugurado no ano de 1979 e reformado em 2000, está localizado em bairro rural. Ocupa 225.000 m², abrigando 140.000 m² de vegetação nativa. É voltado ao lazer familiar e possui quiosques com churrasqueira, pavilhões onde se realizam espetáculos populares, trezinho, sistema de som, áreas para piqueniques, além de amplo estacionamento para carros (JUNDIAÍ, 2013). Neste estudo consideraremos apenas a área de visitação (excluindo a mata nativa pela dificuldade de acesso), que é onde estão localizadas as trilhas existentes.

PQC: Parque da Cidade - inaugurado no ano de 2004, fica localizado a margem sul da represa de abastecimento de água do município. Com 500.000 m², oferece áreas diversificadas para lazer e esportes náuticos e também conta com jardins temáticos e bosques com espécies vegetais nativas e exóticas (JUNDIAÍ, 2013).

TUL: Parque Botânico Tulipas "Professor Aziz Ab`Saber" - inaugurado no início de 2012, com área de 125.000 m², fica localizado em bairro industrial/residencial. Foi criado

linearmente ao longo de um córrego revitalizado e possui lagos artificiais e também uma pista de caminhada, a qual permeia bosques com árvores remanescentes a revitalização e áreas com plantio recente de espécies nativas e exóticas (JUNDIAÍ, 2013).

4.2 Procedimentos

4.2.1 Fotointerpretação

Inicialmente foram realizadas algumas visitas preliminares aos locais de estudo e também adquiridas ortofotos digitais do “Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo (Projeto Mapeia São Paulo)” (EMPLASA, 2012) com resolução de 1 metro e datada do ano de 2010/2011. As imagens recebidas estão georreferenciadas em Projeção Universal Transversa de Mercator – UTM, Zonas 22 e 23, Hemisfério Sul, Datum horizontal SIRGAS2000 e abrangem todo o município de Jundiaí.

Posteriormente, como informações precisas sobre o perímetro dos parques estudados não puderam ser obtidas com a administração de tais, estas tiveram que ser preparadas através de levantamento de campo, com base em fotografia aérea, informações técnicas (JUNDIAI, 2013) e auxílio de receptor GPS (Garmin modelo GPSmap62s). Os perímetros dos parques envolvidos no estudo foram então definidos. Estas informações foram digitalizadas e se deu origem a um plano de informação com quatro polígonos, cada um referente a cada parque. Um exemplo está apresentado na Figura 4-5, onde está representado o limite definido para o BOT.



Figura 4-5: Plano de informação com sobreposição do polígono de perímetro do parque BOT sobre a ortofoto sem escala.

Fonte: elaborado pelo autor.

Com o auxílio do programa Quantum GIS, versão 1.8.0 (NANNI et al, 2013) foi gerado e organizado um projeto contendo as ortofotos e o plano de informações dos limites dos parques com o mesmo sistema de projeção fornecido. Por meio dos perímetros dos parques, foram criados centroides (pontos centrais que consideram os limites extremos do polígono) e em seguida regiões de cobertura (círculo) com raio de 2.500 metros (Figura 4-6), criando assim uma área de mapeamento para cada parque.



Figura 4-6: Esquema sem escala exemplificando o perímetro dos parques (COR e TUL), centroides, regiões de mapeamento definidas para o projeto (raio de 2.500 metros a partir do centroide) e ortofoto.

Fonte: elaborado pelo autor.

Com esse procedimento ficou definido o limite a ser mapeado. Em escala fixa de 1:5.000 (MARANGOZ; ALKIS, 2012; MIHAI; SAVULESCU, 2006; ZHAN et al, 2000) foi realizada a fotointerpretação visual para as quatro paisagens, utilizando seis classes de cobertura do solo:

1. Edificações e entorno: inclui os aglomerados urbanos, indústrias, estacionamento, vias asfaltadas, construções rurais e afins;
2. Solo exposto: áreas onde visualmente o solo não possui nenhuma cobertura natural ou artificial, como descampados e vias de chão batido;
3. Cobertura herbácea: incluem pastagens, terrenos urbanos sem construção cobertos por grama/mato, áreas com plantação de verduras e outras culturas rasteiras (hortas), canteiros centrais de rodovias e afins;

4. Árvores isoladas: são áreas com presença de árvores esparsas, onde foi possível, na fotointerpretação identificar copas descontínuas e partes de solo (com presença de gramíneas ou não);
5. Cobertura arbórea: fragmentos vegetais, onde ocorre uma continuidade da copa das árvores, não sendo possível avistar o solo, podendo ser remanescentes naturais ou plantios comerciais. Também foram inclusos nesta classe as cercas vivas densas;
6. Água: abrange lagos, lagoas, áreas de pisciculturas e rios com largura que tornaram possível a identificação na escala de trabalho.

Foram criados círculos com dois raios distintos (1.000 e 2.000 m) considerando o centroide de cada parque. Com a sobreposição dos círculos e o plano de informação de cobertura do solo, foram gerados novos planos de informação com os dados de área para cada situação referente a cada um dos parques.

Para uma segunda análise, foram consideradas características da paisagem local e utilizaram-se os pontos de escuta (descrição no item 4.2.3), como centro para círculos de 50, 100, 250, 500 metros, também a serem confrontados com o plano de informação de cobertura do solo, sendo três em cada um dos quatro parques, num total de 12 pontos.

Em seguida os dados vetoriais resultantes do mapeamento foram transformados em formato raster para então ter suas medidas trabalhadas em programas computacionais específicos.

4.2.2 Cálculo da Estrutura da paisagem

Com o cruzamento dos círculos estabelecidos e o plano de informação de cobertura do solo foi possível obter tabelas de valores absolutos e relativos para cada situação.

Através do programa de domínio público *FRAGSTATS v4* (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012) foram calculadas métricas para todas as paisagens criadas (2.000, 1.000, 500, 250, 100 e 50 metros). As métricas calculadas foram: Área total da classe (CA), Percentual de área da classe (PLAND), Número de manchas (NP), Percentagem da paisagem composta pela maior mancha (LPI), Índice de densidade de fragmentos (PD), Índice de forma da paisagem (LSI), Tamanho médio das manchas (AREA_MN), Índice de coesão dos

fragmentos (COHESION), Índice de divisão (DIVISION), Índice de diversidade de Shannon na paisagem (SHDI) (MCGARIGAL; MARKS, 1994).

Devido a variação das formas dos parques, e considerando que este fator tem significância no presente estudo também foi calculado o Índice de forma, apresentado por Silva, Schulz e Camargo (2003) para cada parques através da Equação 4-1:

$$K = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}} \quad 4-1$$

Onde: K é o índice de forma, P é o perímetro do parque, e A é a área do parque. Quanto mais próximo de “1”, mais regular (arredondado) é o polígono.

A área de cobertura arbórea para todas as paisagens criadas (2.000, 1.000, 500, 250, 100 e 50 metros) também foram comparadas entre si a fim de verificar se a diferença entre elas é significativa. Tal análise foi realizada através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis a nível 5% de probabilidade com auxílio do programa BioEstat 5.3 (AYRES et al, 2007).

4.2.3 Levantamento e análise da avifauna

O trabalho de levantamento da avifauna foi desenvolvido com a combinação de dois métodos: transecção e pontos de escuta, similar ao estabelecido por Reis, López-Iborra e Pinheiro (2012). Cada método possui vantagens e desvantagens, então a utilização de pelo menos dois métodos associados ajuda a minimização de sub ou superamostragens (ANJOS et al, 2010).

No método da transecção os registros do pesquisador são feitos enquanto este percorre uma trilha pré-estabelecida, sendo possível amostrar linearmente todos os ambientes (bosques, ambientes aquáticos, construções, gramados, etc.) de cada um dos parques. Este método é mais indicado para áreas abertas e espécies mais conspícuas, ou seja, as espécies de mais fácil visualização devido a seu tamanho, cor ou comportamento, pois o barulho na movimentação do observador prejudica a identificação auditiva das espécies. Já no método do ponto fixo, também conhecido por ponto de escuta, o registro de espécies ariscas e menos perceptíveis é facilitado. Neste método, o pesquisador permanece em silêncio e parado em um

ponto pré-estabelecido mantendo uma distância mínima de 200m entre os pontos e registra em planilha de campo todos os indivíduos observados e/ou ouvidos (DEVELEY, 2003).

Em cada parque foram definidas três transecções que passam por trilhas e caminhos já existentes, as quais contemplaram todos os ambientes ocorrentes e estão apresentados na Figura 4-7. O comprimento médio das trilhas é de 361 m no BOT, 385 m no COR, 574 m no PQC e 422 m no TUL. Em cada trilha, próximo ao meio do percurso, foi estabelecido um ponto, onde aconteceram as coletas de dados pelo método “ponto fixo”. Para tanto, foram realizadas contagens de dez minutos de duração em cada ponto, considerando um raio ilimitado de detecção (DEVELEY, 2003).

Para análise das comunidades referente aos parques, foi considerado a soma dos registros das três trilhas e dos três pontos. Já na análise das paisagens referentes aos pontos fixos, foram considerados apenas os registros feitos através deste método.

As visitas aos parques foram realizadas em dias consecutivos sempre que possível para minimizar as variações climáticas entre as áreas, dando preferência sempre para os primeiros dias do mês, mantendo intervalos relativamente iguais entre as campanhas, porém evitando dias chuvosos. Em cada parque as visitas ocorriam nas primeiras horas do dia (entre 6h00 e 10h00), período de maior atividade das aves. A ordem sequencial das trilhas era alternada mensalmente para se contemplar todas as variações de horário e evitar um vício de amostragem.

Os contatos foram registrados em planilhas de campo, indicando a espécie e número de indivíduos, com o cuidado de não se contar um mesmo indivíduo duas vezes. As coletas mensais iniciaram-se em outubro de 2012 e foram finalizadas em setembro de 2013, perfazendo o período de doze meses e cobrindo assim um ciclo completo de estações do ano.

A identificação das espécies e quantificação de indivíduos constituiu de contato auditivo e visual com o auxílio de binóculos (Bushnell 12x42), gravador digital (Panasonic RR-US550) e bibliografia especializada (SICK, 2001; SIGRIST, 2009). Um equipamento receptor GPS (Garmin modelo GPSmap62s) também foi utilizado para registrar as coordenadas geográficas de cada ponto fixo, para posterior uso na análise espacial dos dados.

O grau de sensibilidade a perturbações ambientais seguiu Stotz et al (1996) e o de dependência de ambientes florestais as publicações de Stotz et al (1996) e Silva (1995). Informações sobre a preferência alimentar das espécies foram obtidas em Willis (1979). Na falta de informações nas bibliografias selecionadas, os dados foram completados com observações em campo. Também foi verificado se as espécies estão elencadas em listas de

ameaça de extinção estadual (SÃO PAULO, 2014), federal (BRASIL, 2003) e/ou global (IUCN, 2014). A classificação sistemática e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

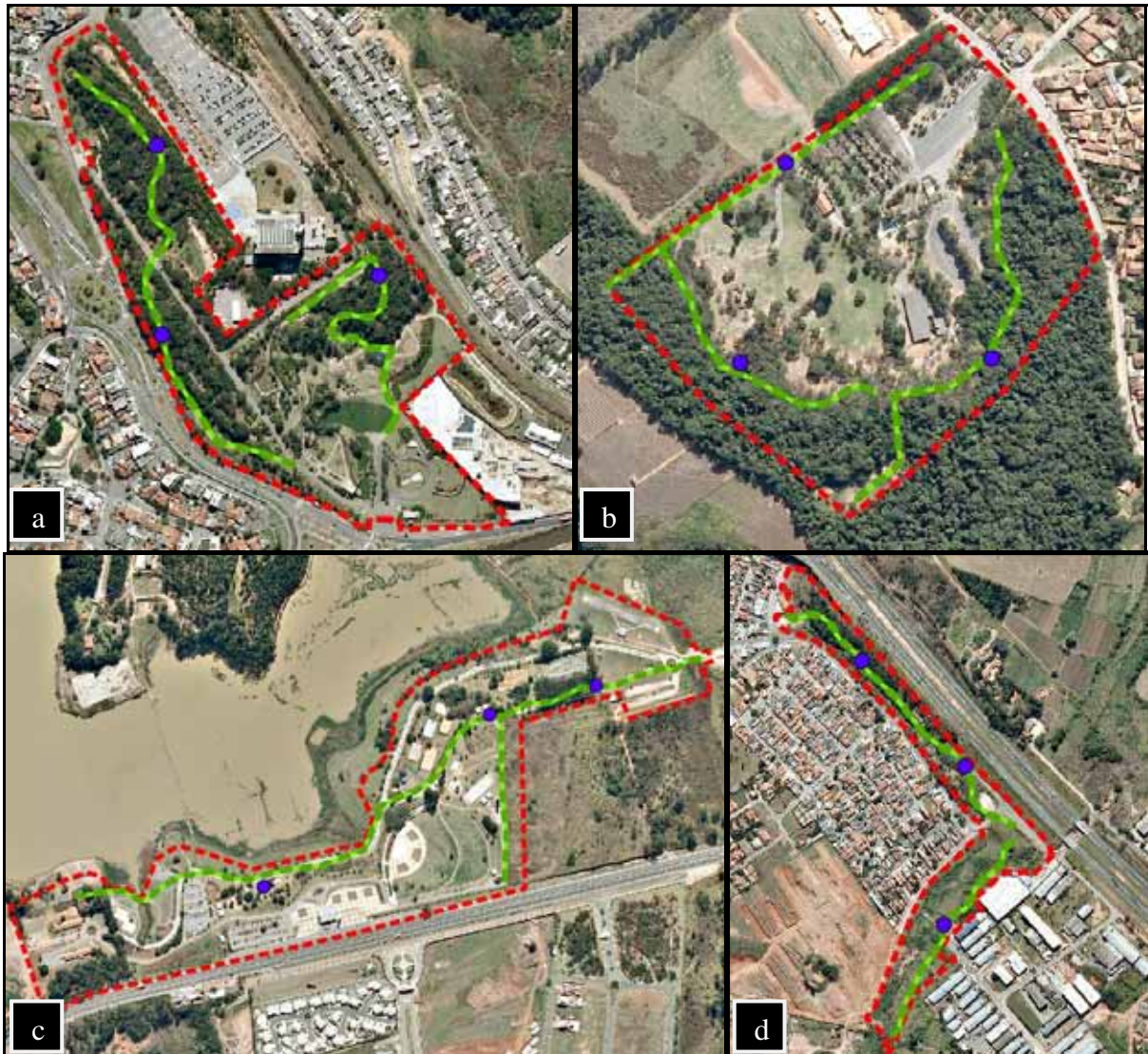


Figura 4-7: Croqui sem escala de localização dos limites dos parques (- - -), das trilhas (—) e pontos fixos (●) dentro dos parques estudados, (a) BOT, (b) COR, (c) PQC, (d) TUL.

Fonte: elaborado pelo autor.

Com auxílio do programa EstimateS versão 9.1.0 (COLWELL, 2013) foram calculadas as riquezas esperadas (Jackknife 1 = S_j) e diversidade (Shannon-Wiener = H') das unidades amostrais (parque e pontos de escuta) conforme as Equações 4-2 e 4-3.

$$S_j = s + Q_j \frac{n-1}{n} \quad 4-2$$

Onde S_j é a riqueza estimada, s é a riqueza observada, Q_j é o número de espécies que ocorrem em exatamente j amostras, e n é o número de amostras. Este método estima a riqueza baseado no número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (espécies raras).

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad 4-3$$

Onde: H' é o índice de diversidade de Shannon-Wiener, s é o número de espécies, p_i a proporção da espécie i , estimada como n_i/N , onde n_i é a medida de importância da espécie i (número de indivíduos), e N é o número total de indivíduos.

Foi também calculada a frequência de ocorrência (FO) com o objetivo de distinguir espécies residentes ou migratórias/acidentais (VIELLIARD; SILVA, 1990). O valor deste índice é o quociente do número de visitas na qual a espécie foi registrada, independente do número de indivíduos, pelo total de visitas realizadas na área de estudo. Para uma melhor análise desta informação, os índices foram agrupados em três categorias adaptadas do trabalho de Vogel, Zawadzki e Metri (2012), onde as frequências menores que 0,33 correspondem a espécies ocasionais ou migratórias (O), entre 0,33 e 0,66 são os possíveis residentes (P) e maiores que 0,66 são as espécies residentes (R).

Para verificar a similaridade de riqueza de espécie entre os diferentes parques, será utilizado o teste de variância Kruskal-Wallis no programa BioEstat 5.3 (AYRES et al, 2007), a ser levado em consideração os registros de riqueza dos pontos de escuta como réplicas em cada parque.

Para análise da suficiência do esforço amostral foram construídas curvas de acúmulo de espécies referentes a cada campanha e a curva de rarefação e intervalo de confiança de 95% com auxílio do programa PAST v. 2.17c (HAMMER et al, 2001).

A similaridade entre as comunidades de aves dos quatro parques foram calculadas usando uma análise de cluster através do Índices de Sorensen (para dados de presença/ausência – Equação 4-4) e Morisita-Horn (dados de abundância – Equação 4-5). As análises foram realizadas utilizando o programa PAST v. 2.17c (HAMMER et al, 2001).

$$S_s = \frac{2a}{(2a+b+c)} \quad 4-4$$

Onde S_s é o Índice de Sorensen, a é o número de espécies encontradas em ambos os locais, b é o número de espécies no local B, mas não em A, c é o número de espécies no local A, mas não em B.

$$C_H = \frac{2 \sum X_{ij} X_{ik}}{[(\sum \frac{X_{ij}^2}{N_j^2}) + (\sum \frac{X_{ik}^2}{N_k^2})] N_j N_k} \quad 4-5$$

Onde: C_H é o Índice de Morisita-Horn, X_{ij} e X_{ik} são, respectivamente, o número de indivíduos da espécie i nas amostras j e k , e N_j e N_k são, respectivamente, o número total de indivíduos nas amostras j e k .

4.2.4 Análise da relação entre cobertura do solo e avifauna

Foi executada a análise de regressão linear simples para verificar se existe dependência entre as variáveis espaciais de paisagem e composição da comunidade de aves estudadas (estrutura espacial arbórea X avifauna).

Para verificar se os grupos (parques) amostrados são diferentes entre si, tanto na composição da avifauna, quanto na estrutura da cobertura arbórea local e regional, foi aplicado a análise multivariada discriminante de Fisher. Com esta análise é possível gerar produtos (gráficos) que mostram quão distantes ou próximos estão as unidades amostrais entre si (para o presente estudo, considera-se unidade amostral cada ponto de escuta).

As análises acima foram realizadas através do programa BioEstat 5.3 (AYRES et al, 2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características e estrutura da paisagem

Através da fotointerpretação realizada, foi possível gerar um mapa temático que difere as seis classes de coberturas criadas para este estudo. Na Figura 5-1 pode-se observar a localização dos parques e a classificação das paisagens feitas nas áreas.

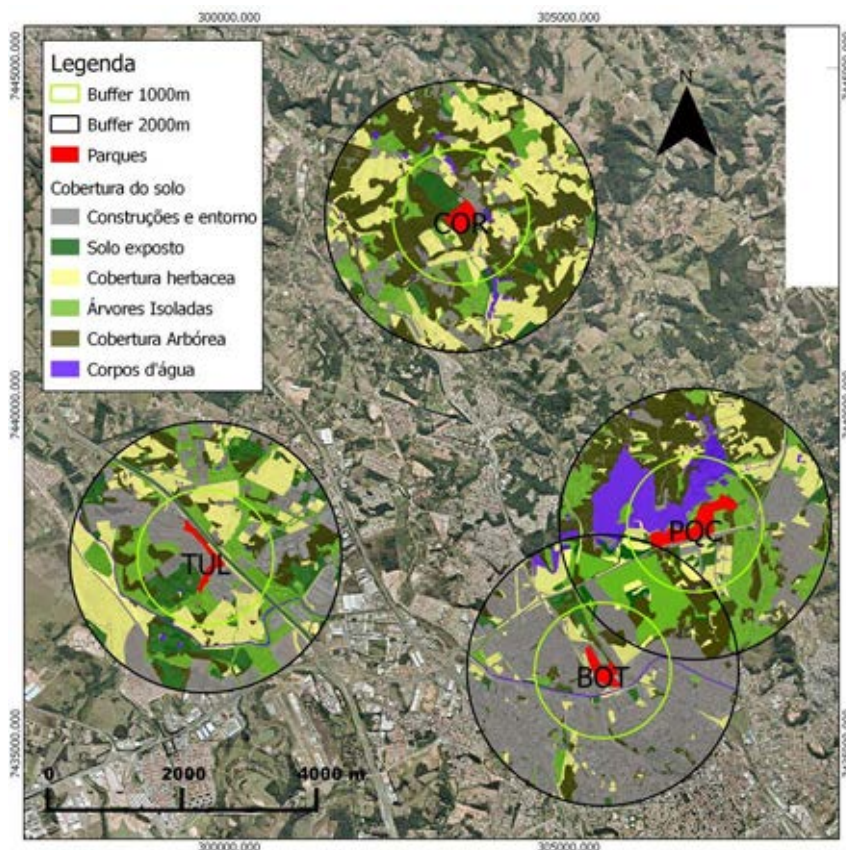


Figura 5-1: Áreas com mapeamento do entorno dos parques estudados.
Siglas: BOT=Jardim Botânico; COR=Parque do Trabalhador; PQC=Parque da Cidade; TUL=Parque Botânico Tulipas "Professor Aziz Ab`Saber". Imagem: EMPLASA, 2012.

Com uma interpretação visual pode-se observar certas características singulares nas paisagens. O BOT apresenta grande proporção de construções, vias de acesso e outros equipamentos (classe Construções e entorno), já no PQC. O que mais chama a atenção é a presença de um grande corpo d'água (represa municipal de abastecimento) próximo ao centro da paisagem. Ainda vemos uma maior proporção de cobertura arbórea ocorrendo no entorno do COR, enquanto no entorno do TUL é observado uma heterogeneidade, sem dominância aparente de classes.

Como forma de quantificar a classificação, tornando possível uma melhor análise dessa categorização, foram extraídos dados mostrando a área, em números absoluto e relativo, de cada classe para cada parque (Tabela 5-1). No início da tabela também estão apresentados os índices de forma *K* para cada parque.

Tabela 5-1: Relação de índice de forma *K* e das áreas das seis classes de cobertura do solo em cada parque urbano estudados em Jundiaí, SP.

Em **negrito** os valores relativos mais altos e mais baixos para cada classe.

<i>PARQUES</i>	BOT		COR		PQC		TUL	
<i>Índice de Forma "K"</i>	1,74		1,11		1,90		2,56	
PAISAGEM COM RAIOS DE 1.000 METROS								
CLASSE	área (hectares)	% da paisagem	área (hectares)	% da paisagem	área (hectares)	% da paisagem	área (hectares)	% da paisagem
Edificações e entorno	214,3	68,2	40,2	12,8	42,8	<i>13,6</i>	104,1	<i>33,1</i>
Solo exposto	14,0	4,5	24,3	<i>7,7</i>	18,9	<i>6,0</i>	36,7	11,7
Cobertura herbácea	31,7	10,1	75,6	24,1	48,6	<i>15,5</i>	64,3	<i>20,5</i>
Árvores isoladas	15,9	5,1	40,7	<i>13,0</i>	77,7	24,7	75,5	<i>24,0</i>
Cobertura arbórea	33,0	<i>10,5</i>	128,2	40,8	55,9	<i>17,8</i>	32,8	<i>10,4</i>
Água	5,3	<i>1,7</i>	5,2	<i>1,6</i>	70,2	22,3	0,8	0,3
TOTAL	314,1	<i>100,0</i>	314,1	<i>100,0</i>	314,1	<i>100,0</i>	314,1	<i>100,0</i>
PAISAGEM COM RAIOS DE 2.000 METROS								
Edificações e entorno	580,2	61,6	101,4	10,8	201,1	<i>21,3</i>	264,8	<i>28,1</i>
Solo exposto	41,4	<i>4,4</i>	27,6	2,9	38,7	<i>4,1</i>	118,0	12,5
Cobertura herbácea	79,3	8,4	312,5	33,2	115,6	<i>12,3</i>	259,2	<i>27,5</i>
Árvores isoladas	116,2	12,3	133,1	<i>14,1</i>	213,2	22,6	168,2	<i>17,9</i>
Cobertura arbórea	111,4	<i>11,8</i>	356,0	37,8	295,9	31,4	118,7	<i>12,6</i>
Água	13,8	<i>1,5</i>	11,8	1,3	77,9	8,3	13,6	<i>1,4</i>
TOTAL	942,4	<i>100,0</i>	942,4	<i>100,0</i>	942,4	<i>100,0</i>	942,4	<i>100,0</i>

Em relação ao índice *K*, podemos observar que o COR é o mais regular, tendo o valor mais próximo a "1", enquanto o TUL é o parque com formato mais irregular/alongado.

Considerando as informações numéricas, pode-se confirmar a impressão visual de que o BOT possui uma maior quantidade da classe "construções e entorno", tanto para a paisagem

de 1.000 e 2.000 metros (68,2% e 61,2% respectivamente). Para a “cobertura arbórea”, observa-se que os maiores índices estão no COR para a paisagem de 1.000m (40,8%) e no COR e PQC para a paisagem de 2.000 metros (37,8% e 31,4% respectivamente).

Essas percentagens demonstram que o BOT sofre maior pressão de urbanização, pois foi construído em zona ZR (Zona Residencial, ZR1 e ZR3) do plano Diretor do Município (JUNDIAÍ, 2012a, 2012b). Já o COR, com os maiores índices de cobertura arbórea e também menores índices de construção (12,8% e 10,8% respectivamente para paisagem de 1.000 e 2.000 m), comprova os aspectos da região rural onde se encontra. Evidencia que, mesmo sofrendo pressão da agricultura presente no município, ainda conserva características ambientais menos artificiais (construções).

Em comparação com o presente estudo, pesquisa realizada em Americana, SP (ÁVILA, 2011), encontrou que setores do município são totalmente desprovidos de áreas verdes, e alguns só as têm, graças às matas ciliares. A maior ausência de fragmentos florestais se encontra na região com maior densidade urbana, assim como se constatou no BOT e TUL.

Outra classe importante de destacar é o de corpos d’água na região do PQC respectivamente 22,3% e 8,3% nas paisagens de 1.000m e 2.000m, enquanto que para os outros parques varia de 0,3% a 1,7% da cobertura total do solo. Como descrito, este parque foi construído as margens da represa que abastece maior parte do município (97% da distribuição de água - PCJ, 2005), o que propicia esta característica regional e também o segundo maior percentual de cobertura arbórea das paisagens de 2.000 m estudadas.

Existência de parques com diferentes características de estrutura da vegetação e disposição espacial nos diversos ambientes de uma cidade são demandas de urbanização e necessidade de relação dos cidadãos com um ambiente próximo do natural. Estudo realizado por pesquisadores suecos apresenta que a instalação destas áreas pode acompanhar preferências particulares de pessoas visando diferentes prioridades, como contato com a biodiversidade, momentos de descanso, ou até uma composição estrutural que preza pela segurança de seus frequentadores. Sendo assim, a disposição da cobertura arbórea pode ser consequência do planejamento arquitetônico/paisagístico das diferentes necessidades de cada área (AMINZADEH; AFSHAR, 2006; BROWN, 2008; SANDSTRÖM; ANGELSTAM; MIKUSINSKI, 2006).

Mais adiante será relacionado à comunidade de avifauna e sua dependência florestal com a classe “Cobertura Arbórea”. Não será priorizada a discussão dos índices das outras

classes (Solo exposto, Cobertura herbácea e Árvores isoladas), pois estas não participarão diretamente das análises de relação que seguem.

Quando analisadas as métricas das paisagens, relacionadas à classe de cobertura arbórea, referentes às paisagens com raio de 1.000 m e 2.000 m, para os quatro parques foram encontrados os dados apresentados na Tabela 5-2.

Tabela 5-2: Métricas de paisagem para a classe “Cobertura arbórea” nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

Em **negrito** os valores mais altos e mais baixos para cada classe.

<i>PAISAGEM COM RAIO DE 1.000 METROS</i>				
MÉTRICAS DA COBERTURA ARBÓREA	BOT	COR	PQC	TUL
Área total (ha) (CA)	33,029	128,210	55,896	32,813
Percentual de área da classe (%) (PLAND)	8,3	32,1	14,0	8,2
Número de manchas (NP)	29	22	12	16
Índice de densidade de fragmentos (PD)	7,3	5,5	3,0	4,0
Percentagem da paisagem composta pela maior mancha (%) (LPI)	2,3	16,5	6,3	1,4
Índice de forma da paisagem (LSI)	8,580	8,973	7,083	6,678
Tamanho médio das manchas (ha) (AREA_MN)	1,139	5,828	4,658	2,051
Índice de coesão dos fragmentos (COHESION)	99,471	99,829	99,763	99,427
Índice de divisão (DIVISION)	0,999	0,968	0,994	0,999
Índice de diversidade de shannon (SHDI)	1,374	1,699	1,869	1,726
<i>PAISAGEM COM RAIO DE 2.000 METROS</i>				
MÉTRICAS DA COBERTURA ARBÓREA	BOT	COR	PQC	TUL
Área total (ha) (CA)	144,439	484,218	351,804	151,486
Percentual de área da classe (%) (PLAND)	9,0	30,3	22,0	9,5
Número de manchas (NP)	74	65	54	58
Índice de densidade de fragmentos (PD)	4,6	4,1	3,4	3,6
Percentagem da paisagem composta pela maior mancha (%) (LPI)	2,2	7,9	10,0	1,3
Índice de forma da paisagem (LSI)	14,633	17,151	15,511	13,144
Tamanho médio das manchas (ha) (AREA_MN)	1,952	7,450	6,515	2,612
Índice de coesão dos fragmentos (COHESION)	99,618	99,874	99,877	99,554
Índice de divisão (DIVISION)	0,999	0,986	0,988	1,000
Índice de diversidade de shannon (SHDI)	1,455	1,651	1,834	1,770

Ao observar os valores máximos e mínimos na paisagem de 1.000 metros, pode-se considerar que o entorno do BOT possui o maior número de fragmentos, relacionado diretamente com o maior índice de densidade de fragmento, e também a menor área média de fragmentos e maior índice de divisão. Essas características indicam uma região com sua cobertura arbórea bastante retalhada e de fragmentos com pequena área. Na área total de cobertura arbórea, o entorno do BOT possui o segundo menor valor, confirmando a baixa densidade de cobertura arbórea no seu entorno imediato. Para a paisagem de 2.000 m os padrões das métricas continuam parecidos. Ainda conta também com o menor índice de diversidade em ambas as paisagem, o que provavelmente é causado pela dominância da classe “Construções e entorno” (Tabela 5-1) nos arredores do parque.

Em relação ao entorno do COR, encontram-se índices relacionados à cobertura arbórea mais expressivos, possuindo a maior área total, a presença da maior mancha com 16,5% do total da paisagem, maior área média dos fragmentos, maior índice de coesão e menor índice de divisão. Outra característica importante no entorno do COR é o Índice de Forma da Paisagem (LSI), que em ambas as paisagem (1.000 e 2.000 m) é o maior, indicando que a região possui fragmentos mais irregulares, ou alongados. Isso se deve provavelmente pela presença de corredores na região representados por matas ciliares ou cercas vivas, mais comuns na zona rural.

Para o entorno do PQC, encontram-se os menores números de fragmentos e maiores índices de diversidade. A presença de uma grande represa no entorno deste parque pode ser responsável pela continuidade de cobertura arbórea (mata ciliar) e elevação do índice de diversidade da paisagem. Na paisagem de 2.000 metros também vale ressaltar a presença do maior fragmento que cobre 10% do total da paisagem.

Analisando o TUL, índices muito parecidos com o BOT, porém com destaque ao menor LSI das paisagens, o que indica formas mais arredondadas dos fragmentos, porém sendo estes fragmentos mais subdivididos (maior índice de divisão), o que ocorre em ambas as paisagens (1.000 m e 2.000 m). Quando discutido sobre a ocupação do bairro, percebe-se visualmente a presença de inúmeros loteamentos residenciais e industriais, o que provavelmente criou remanescentes de vegetação para “Reserva Legal” desses empreendimentos, e que definiu seus formatos, porém isolados uns dos outros. Observando-se o tamanho médio dos fragmentos, é praticamente o dobro dos encontrados no BOT (outra região urbanizada deste estudo), o que os torna significativos para a conservação ambiental no município.

Estudos da conservação historicamente têm exercido papel importante sobre a proteção do meio ambiente influenciando as decisões políticas governamentais, e estes têm se tornado cada vez mais interessados no papel que a pesquisa científica pode desempenhar no processo de política ambiental, prestando apoio científico para decisões de uso de terra (MILLER, 2001). Sendo assim, a região onde está inserido o TUL demonstra forte necessidade desta integração.

Em resumo, pode-se considerar que os índices que representam melhores condições para manter uma maior biodiversidade são encontrados no entorno do COR e em segundo lugar no entorno do PQC. No caminho inverso encontramos o BOT, que sofre grande pressão urbana, seguido do TUL que ainda não possui fortes características de urbanização.

Na Tabela 5-3 estão representados os valores relativos para cada uma das paisagens de 50, 100, 250 e 500 metros de raio, relacionadas aos pontos fixos.

Tabela 5-3: Percentagem de área da classe “Cobertura arbórea” das unidades amostrais (pontos fixos), considerando os quatro raios estudados.

Paisagem →	50m(%)	100m(%)	250m(%)	500m(%)
BOT-1	92,1	53,4	29,2	20,3
BOT-2	78,1	56,5	39,2	17,1
BOT-3	77,1	61,0	34,9	21,9
COR-1	2,8	9,2	34,7	41,7
COR-2	87,9	75,1	45,2	41,1
COR-3	94,3	87,8	61,7	37,9
PQC-1	0,0	0,0	0,6	12,3
PQC-2	0,0	1,5	12,5	11,8
PQC-3	41,5	32,1	19,6	12,2
TUL-1	72,5	50,7	16,0	11,1
TUL-2	0,0	0,0	9,2	5,5
TUL-3	0,0	0,0	0,0	2,2

Tomando pontos do mesmo parque como réplicas, diferenças estatisticamente significativa foram encontradas em certos casos. Para informações referentes à paisagem de raio 250 m, a diferença está entre o COR e PQC ($p=0,0315$) e para COR e TUL ($p=0,0127$), representado graficamente na Figura 5-2. Para a paisagem de 500 m a diferença estatística ficou entre BOT e TUL ($p=0,0415$), COR e PQC ($p=0,0415$) e COR e TUL ($p=0,0022$), (Figura 5-3).

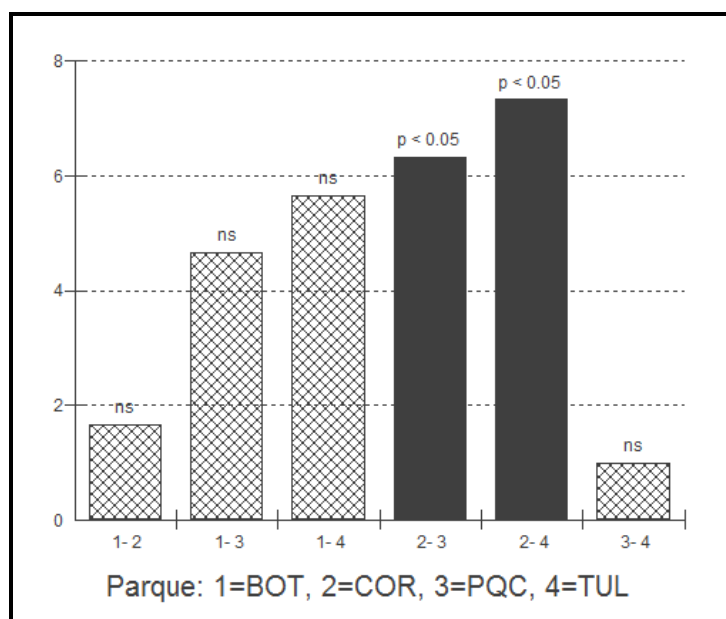


Figura 5-2: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cobertura arbórea” na paisagem de 250 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

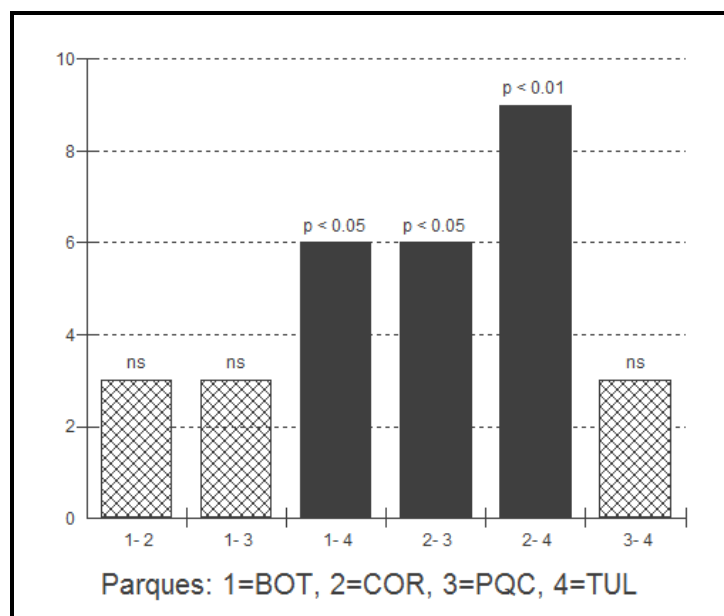


Figura 5-3: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cobertura arbórea” na paisagem de 500 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiá, SP.

A classe “Construções e entorno” foi também analisada. Esta classe indica áreas ocupadas principalmente por habitações humanas e indústrias e sua presença nas paisagens pode significar maior grau de urbanização das áreas de estudo, e maior impacto artificiais sobre as áreas naturais. A Tabela 5-4 apresenta os valores desse tipo de cobertura do solo em cada faixa de estudo.

Tabela 5-4: Percentagem de área da classe “Construção e entorno” das unidades amostrais (pontos fixos), considerando os quatro raios estudados.

Paisagem →	50m	100m	250m	500m
BOT-1	7,9	34,9	49,1	56,0
BOT-2	8,8	28,8	49,3	63,6
BOT-3	22,9	37,1	50,2	56,6
COR-1	4,2	17,3	17,2	17,0
COR-2	0,0	0,7	4,3	12,3
COR-3	0,0	6,2	19,5	17,7
PQC-1	12,0	26,7	34,3	22,7
PQC-2	69,1	59,5	20,4	14,7
PQC-3	19,3	19,6	15,3	14,2
TUL-1	6,3	37,9	51,5	45,8
TUL-2	1,4	22,5	45,8	41,3
TUL-3	21,1	30,7	54,2	43,5

Para a classe de “Construções e entorno”, há diferença significativa também na paisagem de 250 m (Figura 5-4) entre o BOT e COR ($p=0,0315$) e COR e TUL ($p=0,0127$) e

na paisagem de 500 m entre os parques BOT e COR ($p=0,0092$), assim como para BOT e PQC ($p=0,0127$) (Figura 5-5).

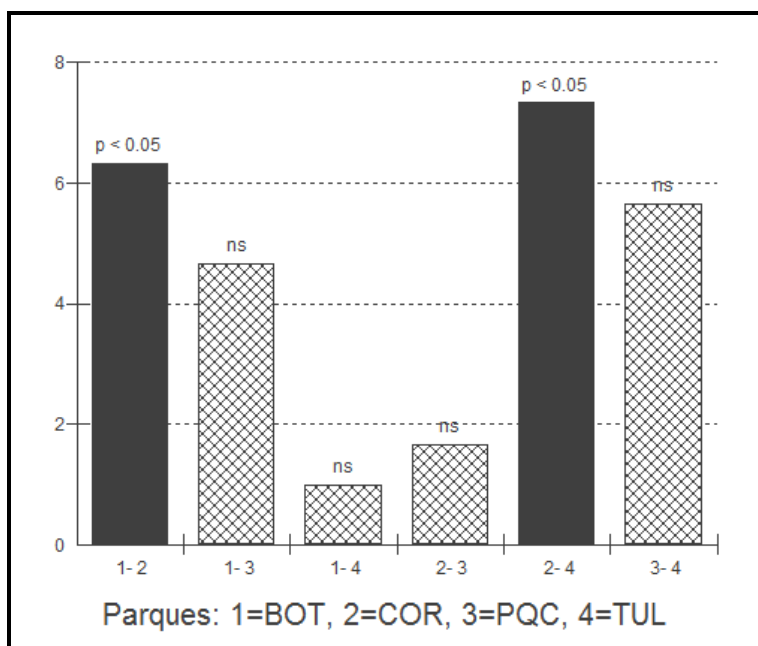


Figura 5-4: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cosntrução e entorno” na paisagem de 250 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

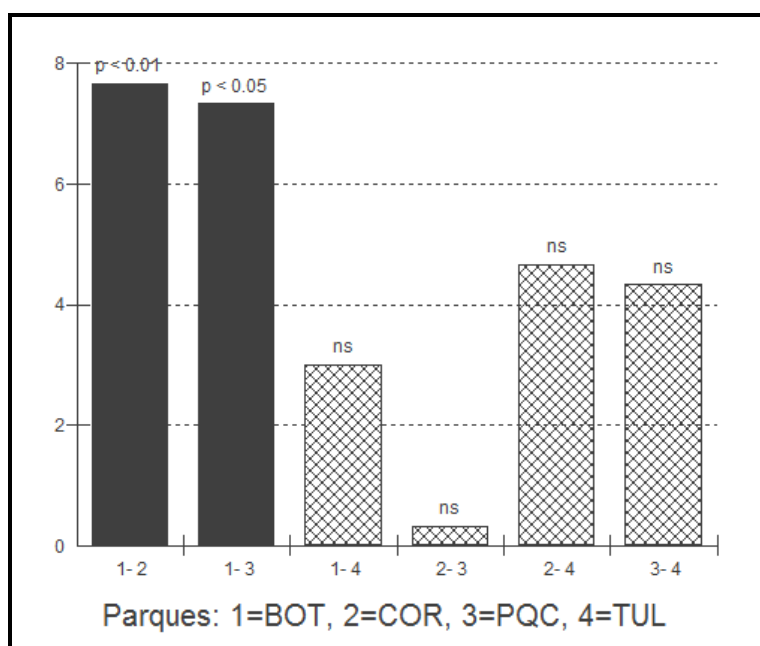


Figura 5-5: Teste de variância (Kruskal-Wallis) realizado para a classe de “Cosntrução e entorno” na paisagem de 500 m entre os quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

Com o aumento do raio da paisagem, que significa considerar elementos da área externa dos parques (vizinhança), se começa a observar uma diferença estatística de cobertura do solo entre eles, enquanto nas faixas menores (50 e 100 m) a diferença não é significativa,

demonstrando que segundo estas análises os parques podem ser considerados relativamente parecidos na sua constituição estrutural interna, sendo diferenciado apenas em escala regional, ou seja, os bairros onde estão inseridos.

Para Garcia e Guerreiro (2006) as interações entre os sistemas naturais e características socioeconômicos são condicionadas principalmente pela gestão política, que determina a direção da expansão urbana e industrial de um município. Sendo assim, o planejamento para conservação e criação de parques, que contenham áreas verdes prestadoras de serviços ambientais é tão importante quanto a função social que garante qualidade de vida aos seres humanos.

5.2 Levantamento da avifauna

Durante os 12 meses de estudo (outubro de 2012 a setembro de 2013), foram contabilizadas 98 horas e 30 minutos de trabalho de observação. Ao todo, foram realizados 7.724 contatos, sendo 1.408 no BOT, 1.514 no COR, 2.962 no PQC e 1.840 no TUL. Foram identificadas 142 espécies de aves, distribuídas em 49 famílias e 22 ordens.

Levando em conta a área do presente estudo, pode-se considerar que no município de Jundiá estão registradas 356 espécies pertencentes a 65 famílias. Deste total, 277 foram catalogadas especificamente na Reserva Biológica da Serra do Japi e entorno imediato, área mais conservada da região, e pelo menos 121 já haviam sido registradas especificamente em parques urbanos do município (BONANÇA; BEIG, 2010; FIGUEIREDO, 2014; PIVATTO; MANÇO, 2008; SILVA, 1992; SILVEIRA, 2014; SPECIES LINKS, 2014; WIKIAVES, 2014; WILLIS; ONIKI, 1981). Isso indica que houve um aumento na riqueza geral dos parques e agora pelo menos 40% das espécies registradas no município habita também o ambiente urbano, mostrando grande influência na estrutura e processos ecológicos de interações homem/natureza e ambientes por ele modificados. Ainda deve-se levar em conta que sete espécies nativas não haviam sido registradas em trabalhos especializados para o município, são elas o mergulhão-caçador (*Podilymbus podiceps*), o coró-coró (*Mesembrinibis cayennensis*), a coruja-da-igreja (*Tyto furcata*), a andorinha-do-rio (*Tachycineta albiventer*), o encontro (*Icterus pyrrhopterus*), o bico-de-pimenta (*Saltatricula atricollis*), e o sabiá-do-banhado (*Embernagra platensis*).

PASSERIFORMES constituiu a ordem predominante, sendo representado por 43% das famílias (n=21) e 54% das espécies identificadas (n=76). A família com maior número de

espécies foi THRAUPIDAE (n=17) representada por saíras, sanhaços, tiês, tiziu, coleirinho, canário-da-terra, e afins, seguida da família TYRANNIDAE (n=16), na qual pertencem espécies como bentevis, suiriris, lavadeiras, tesourinha e afins. A proporção destas e das outras famílias com maior representatividade pode ser observada na Figura 5-6.

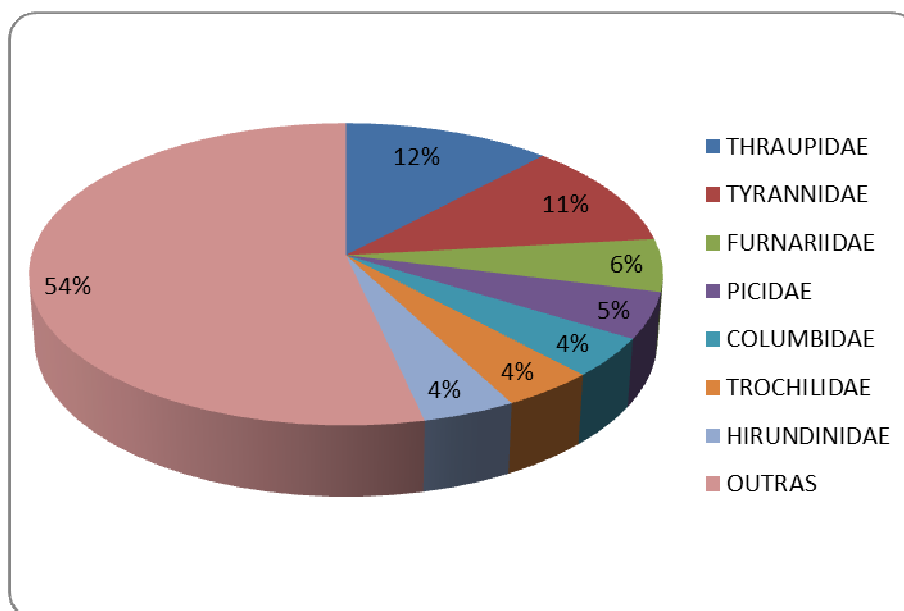


Figura 5-6: Valor relativo de espécies por família mais representativas referente a somatória de registros dos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

Em outros trabalhos a família mais representativa foi TYRANNIDAE (BONANÇA; BEIG, 2010; CRUZ; PIRATELLI, 2011; GALINA; GIMENES, 2006; FRANCHIN; JUNIOR, 2004; LEAL, 2010; MATARAZZO-NEUBERGER, 1995; PONÇO; TAVARES; GIMENES, 2013) porém a nova classificação (CBRO, 2014) pode explicar a alteração desta para a segunda mais representativa neste estudo. A partir de janeiro de 2014 a classificação de espécies de aves do Brasil (CBRO, 2014) passou a considerar a grande parte das espécies antes da extinta família EMBERIZIDAE (ex. tiziu, coleirinho), agora junto com THRAUPIDAE, o que pode justificar esta relevância da família no presente estudo.

A relação das espécies registradas pode ser consultada no Apêndice I, onde está apresentada a lista completa de todas as espécies de aves registradas nos quatro parques durante a realização do estudo, indicando além do nome científico e comum, a frequência de ocorrência (FO) nos respectivos parques, o grau de sensibilidade a perturbações ambientais, a dependência florestal e preferência alimentar. O Apêndice II apresenta imagens de algumas das espécies registradas durante a realização do trabalho.

A frequência de ocorrência (FO) das espécies por parques variou de 0,08 (observado em apenas uma campanha) a 1,00 (presente em todas as campanhas) e a situação segundo agrupamento de ocasionais ou migratórias (O), possíveis residentes (P) e residentes (R) está representada na Tabela 5-5.

Tabela 5-5: Categorização da frequência de ocorrências (FO) de espécies registradas nos parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

Legenda: O= ocasionais ou migratórias; P= possíveis residentes; R= residentes.

Parque	Frequência de Ocorrência (FO)							
	O (<0,33)		P (0,33 a 0,66)		R (>0,66)		Total	
	n	%	n	%	n	%	n	%
BOT	30	43	18	26	22	31	70	100
COR	37	42	29	33	23	26	89	100
PQC	46	46	20	20	33	33	99	100
TUL	31	42	18	25	24	33	73	100

A maioria das espécies é considerada de ocorrência ocasional em todos os parques, sendo respectivamente para BOT, COR, PQC e TUL, 43%, 42%, 46% e 42% das espécies nesta categoria, o mesmo que encontrado por Galina e Gimenes (2006) em um fragmento urbano no Paraná. Para espécies residentes nas áreas de estudos, encontramos a maior representatividade de espécies no PQC (n=33) e TUL (n=24), contando com 33% das espécies.

Segundo Vielliard e Silva (1990) o registro ocasional de certas espécies têm três diferentes explicações: 1) aves migratórias na região, com períodos curtos de aparição; 2) densidade populacional baixa ou com manifestação sonora/visual restrita a épocas do ano; ou 3) espécies acidentais na região. No nosso estudo observamos representantes de espécies migratórias (ex. *Platalea ajaja*, *Tyrannus savana*) e espécies que mesmo presentes na área são menos registradas devido aos hábitos noturnos (*Tyto furcata*) ou menor atividade durante épocas do ano (*Anthus lutescens*), ficando assim menos expostas ao contato (visual ou aditivo) do pesquisador.

Considerando os parques individualmente, o número total de espécies foram 70, 89, 99 e 73 respectivamente para BOT, COR, PQC e TUL.

Na Figura 5-7 está apresentada a curva de acumulação de registros de espécies ocorrentes individualmente nos parques, e também a curva total de espécies ao longo dos meses de estudo. Na Figura 5-8 estão apresentados os dados de acúmulo de espécies aleatorizados e um intervalo de confiança de 95%.

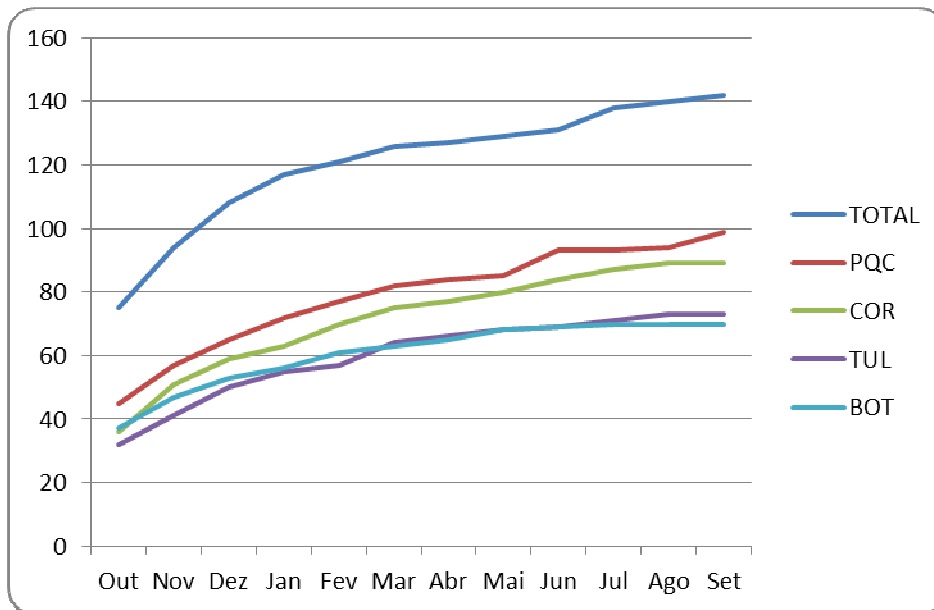


Figura 5-7: Curva de acúmulo de espécies (Curva do coletor) para cada parque estudado e montante total.

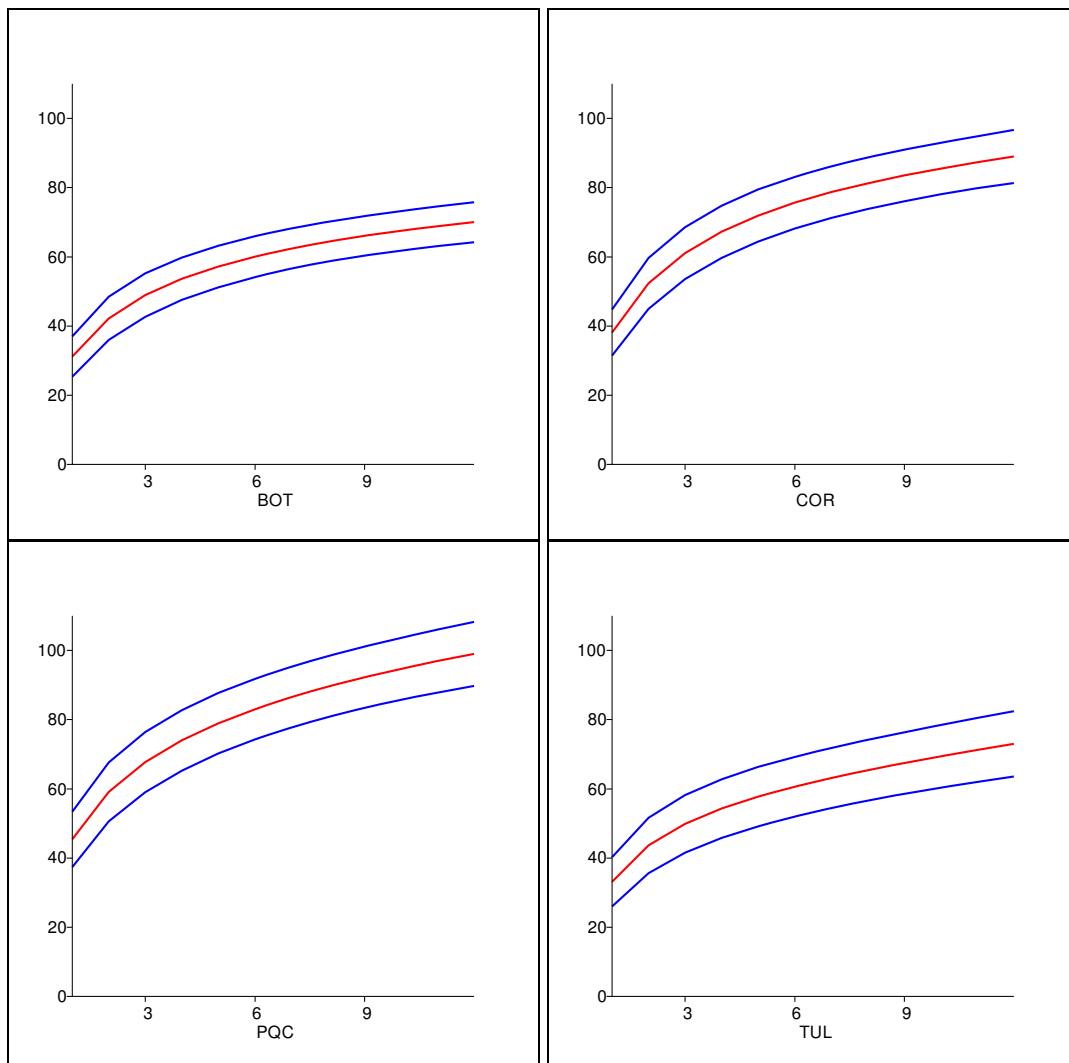


Figura 5-8: Curva de rarefação e intervalos de confiança de 95% para as espécies amostradas nos quatro parques estudados.

Ao observar as Figura 5-7 e 5-8, nota-se que as curvas ainda não aparentam previsão de rápida estabilização, o que indica que o esforço amostral ainda deve ser maior para podermos registrar um número mais próximo da riqueza real existente nos parques.

A curva mais próxima de atingir a assíntota é a do TUL, porém com uma faixa de confiança aparentemente mais alargada. Se em conjunto com esta informação, se atentar para os cálculos de riqueza esperada, onde tem-se que no BOT já foram identificadas 85% (Sj=83) do número de espécies esperadas para a área, no COR foram 83% (Sj=107), no PQC 81% (Sj=122) e no TUL 79% (Sj=92), pode-se concluir que o parque que está com riqueza real mais próxima de ser atingida em seu nível máximo é o BOT.

O cálculo de riqueza efetuado (Jackknife 1) leva em conta as espécies raras (registradas com menor frequência). Porém conclui-se que o PQC é a área com maior riqueza deste estudo, chegando a 122 espécies esperadas, o que provavelmente se deve a presença do ambiente aquático bastante representativo, o que atrai espécies de aves associadas a este tipo de ambiente.

Entretanto, uma parte expressiva das espécies já foi amostrada, considerando o fato do levantamento já ter englobado 12 meses, a assim tornando possível a caracterização das comunidades necessárias para o presente estudo.

As famílias mais representativas em todos os parques seguiu o padrão geral tendo THRAUPIDAE com maior número de espécies com respectivamente 16% (n=11), 10% (n=9), 13% (n=13) e 14% (n=10) no BOT, COR, PQC e TUL.

Dividindo a predominância com THRAUPIDAE no PQC, tem-se TYRANNIDAE com 13% (n=13) espécies. Nos outros parques, TYRANNIDAE foi a segunda família de maior importância sendo 14% (n=10), 9% (n=8) e 12% (n=9) espécies respectivamente para BOT, COR e TUL. Na Figura 5-9 observa-se a representação das famílias mais numerosas para cada parque.

A Tabela 5-6, além de apresentar as informações de número de espécies e respectivos níveis de sensibilidade divididos por parques, também traz os dados de dependência florestal.

Considerando o nível de sensibilidade a perturbações ambientais das espécies, foi encontrada uma espécie considerada com alta sensibilidade, a pomba-amargosa (*Patagioenas plumbea*) no COR. Das outras 141 espécies identificadas, 37 são classificadas com média sensibilidade e 104 com baixa sensibilidade a perturbações ambientais.

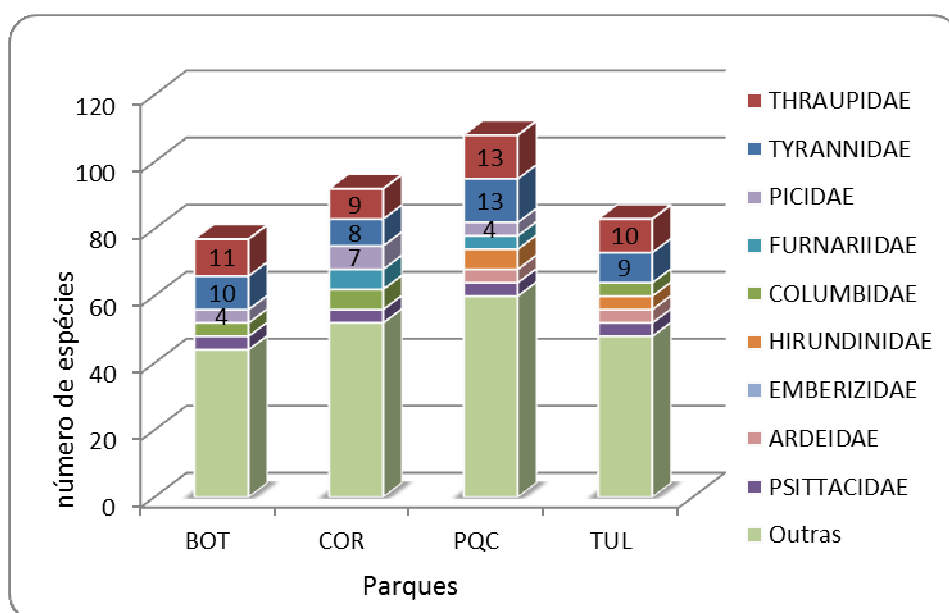


Figura 5-9: Famílias com maior número de espécies nos quatro parques urbanos estudados em Jundiá, SP.

Tabela 5-6: Classificação de espécies quanto ao nível de sensibilidade a perturbações ambientais e dependência florestal nos quatro parques urbanos estudados em Jundiá, SP.

Parques	<i>Sensibilidade a perturbações ambientais</i>						<i>Dependência Florestal</i>						TOTAL
	Alta		Média		Baixa		Independentes		Semi-dependentes		Dependentes		
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	
BOT	0	0	9	13	61	87	37	53	26	37	7	10	70
COR	1	1	25	28	63	71	35	39	31	35	23	26	89
PQC	0	0	17	17	82	83	65	66	28	28	6	6	99
TUL	0	0	9	12	64	88	48	66	19	26	6	8	73
TOTAL	1	1	37	26	104	73	77	54	40	28	25	18	142

Separando as espécies registradas por parque pode-se observar que a maior percentagem das espécies com média sensibilidade estão também no COR (28%, n=25 espécies) e as de baixa sensibilidade no BOT e TUL (87%, n=61 e 88%, n=64 espécies respectivamente). Um novo estudo com a reclassificação geral para espécies, com novos critérios está sendo discutido levando em conta conhecimentos atuais, considerando que o trabalho de Stotz et al (1996) levou em consideração informações de cerca de quatro décadas atrás, onde a presença/ausência de espécies sofriam impactos, e eram enxergadas de maneira diferente da compreensão que se possui hoje¹. Porém para o presente estudo, a classificação

¹ Comunicação pessoal com o pesquisador Eduardo Roberto ALEXANDRINO, doutorando do programa de Ecologia Aplicada/ESALQ/USP em conversa no dia 1 de novembro de 2013.

se mostrou em sua maior parte coerente e foi utilizada com a adição de observações pessoais de campo.

Esse padrão já era esperado, pois por se tratar de um estudo em ambientes altamente antropizados (zona urbana), as espécies com maior capacidade de adaptação a condições adversas do natural, tendem a permanecer, enquanto as mais sensíveis tornam-se raras ou extintas.

Quanto à dependência florestal, a predominância de espécies em todos os parques são as independentes. Contudo no COR observa-se uma menor desigualdade dos valores (39% independentes, 35% semi-dependentes e 26% dependentes), sendo apresentado também o maior índice de espécie com dependência florestal.

Para posicionamento das espécies conforme sua preferência alimentar, representou-se na Figura 5-10 os valores relativos de cada categoria, onde pode-se observar que no COR e no PQC o grupo mais representativo são os insetívoros assim como no panorama geral, e no BOT e TUL ocorrem em maior número as espécies onívoras. A menor classe ocorrente nos quatro parques são os necrófagos, que neste estudo estão representados apenas pelo urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*).

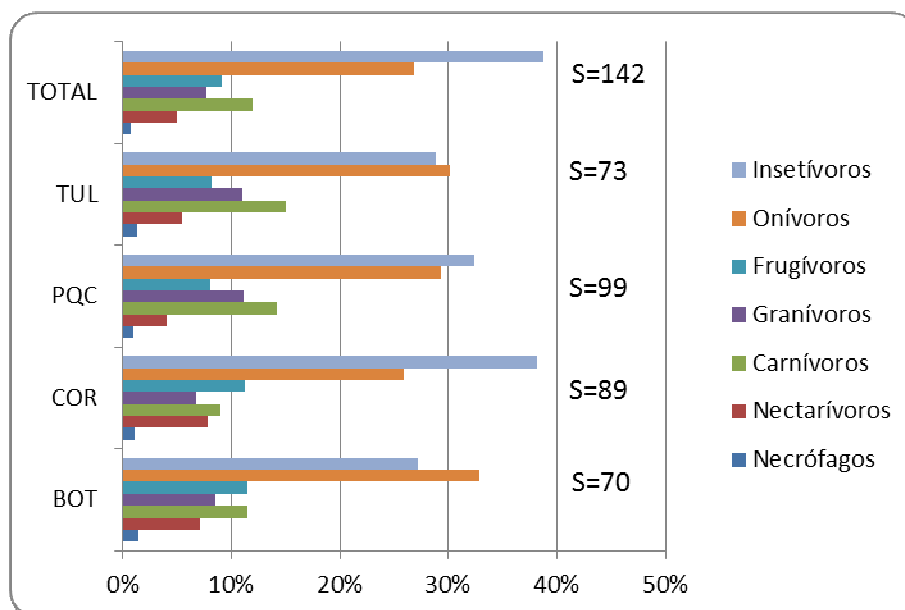


Figura 5-10: Valores relativos das espécies por preferência alimentar presentes em cada parque estudado. O valor S é a riqueza observada.

As espécies consideradas onívoras são espécies capazes de se alimentar de quase qualquer tipo de comida (frutos, sementes, pequenos artrópodes e até pequenos mamíferos), sendo um grupo generalista, com mais fácil adaptação a situações de escassez de uma ou

outra classe alimentar (WILLIS, 1976). Já os insetívoros e outras classes mais especializadas, necessitam de ambientes onde a presença de pequenos artrópodes por exemplo, esteja atrelada, sendo assim um grupo de exigência alimentar mais específica, porém com facilidade de encontrar seu alimento em ambiente urbano.

Matarazzo-Neuberger (1995) também encontrou maior número de espécies insetívoras seguida por onívoros em parques da cidade de São Paulo, e indicou que a presença desses grupos acompanha o aumento da cobertura vegetal em áreas urbanas. Cruz e Piratelli (2011) realizaram trabalho em região urbana com características aquáticas (trecho do Rio Sorocaba que atravessa a mancha urbana do município) e, excluindo as espécies que se alimentam de peixes, também encontraram predominância de insetívoros e onívoros. Esse padrão também, foi encontrado por Franchin e Junior (2004) em Uberlândia (MG), Galina e Gimenes (2006) em Maringá (PR), Ponço, Tavares e Gimenes (2013) no município de Ivinhema (MS) e Scherer et al (2005) na cidade de Porto Alegre (RS).

Novamente, assim como aconteceu com as características de sensibilidade a perturbações, quando consideramos a classificação segundo preferência alimentar, pôde-se observar que a avifauna do BOT e TUL tem maior flexibilidade à antropização da região, sendo o COR e o PQC parques que possivelmente mantém ambientes minimamente estruturados para conservar a presença de certos grupos da fauna mais especializados.

Outros grupos interessantes na discussão são os frugívoros (terceira classe no BOT e COR) e nectarívoros (menos representativos em todos os parques). Os frugívoros, assim como nectarívoros, são aves que prestam serviço na manutenção das florestas pela sua função especializada de dispersão de sementes e polinização respectivamente (PIZO; GALETTI, 2010). Em pequenos fragmentos, a falta de espécies botânicas que ofereçam recursos para estas aves, pode causar a substituição delas por grupos mais generalistas, como os onívoro de borda, por exemplo (WILLIS; ONIKI 1979). Reis, López-Iborra e Pinheiro (2012) encontraram uma redução do número de espécies desses grupos conforme o aumento de urbanização. No caso específico de parques, a principal causa do baixo número dessas aves pode ser a sazonalidade na oferta de frutos durante o ano (SCHERER et al, 2005).

Um estudo realizado por Vogel, Zawadzki e Metri (2012) sugeriu que espécies do gênero *Turdus* (aqui classificados como onívoros), tem grande participação na dispersão de sementes em ambientes urbanos. A atividade dessas aves contribui na disseminação de espécies botânicas (nativas e exóticas) de um fragmento ao outro, e até mesmo de quintais

particulares (SANDSTRÖM; ANGELSTAM; MIKUSINSKI, 2006), podendo contribuir com o aumento de riqueza de plantas nos remanescentes urbanos.

Em análise de similaridades para as espécies registrada em cada parque (Figura 5-11) observou-se que o TUL e o BOT têm estruturas mais próximas, tanto para os dados de presença e ausência (índice de Sorensen = 76,9%) quanto quando consideramos também a abundância (índice de Morisita-Horn = 74,4%).

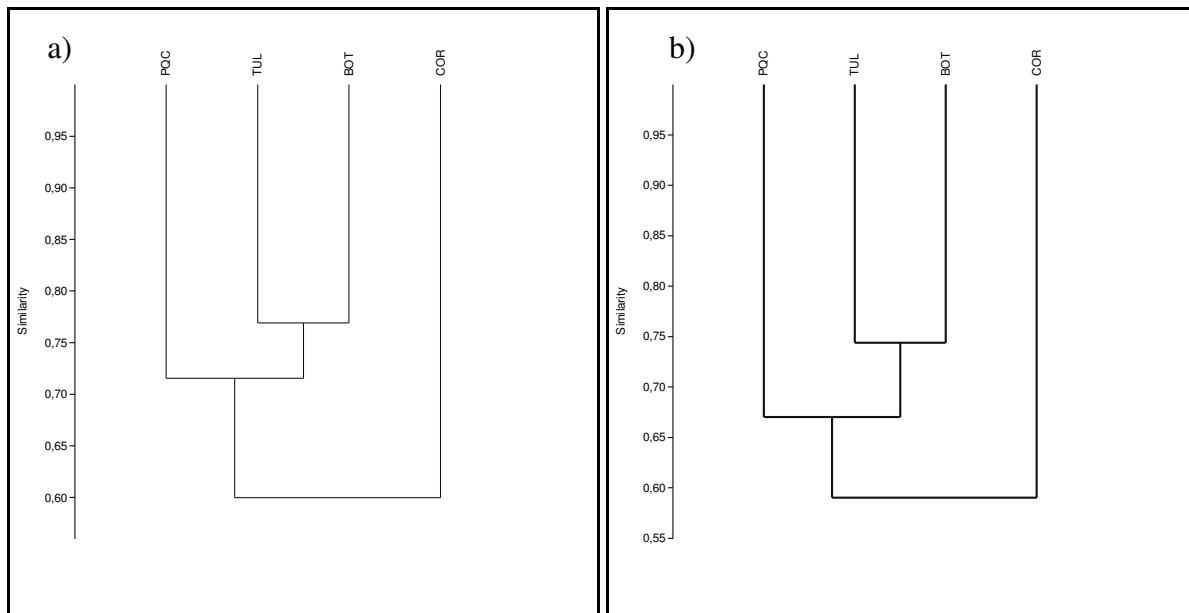


Figura 5-11: Dendrograma dos índices de similaridade de a) Sorensen e b) Morisita-Horn, para espécies registradas nos quatro parques estudados.

Dentre as 142 espécies registradas, 28% (n=39) foram registradas nos quatro parques e 38% (n=54) foram registradas em apenas um dos parques. A relação de número de parques com ocorrência das espécies registradas pode ser observada na Figura 5-12.

Os parques com maior número de aves exclusivas foram COR (n=27) e PQC (n=22), indicando comunidade de aves com características mais singularidade entre as estudadas. Isso pode ser decorrente de atributos particulares de ambos. O COR está localizado em região rural do município, contudo, mesmo sofrendo com as alterações antrópicas, o parque ainda está inserido numa paisagem mais heterogênea em termos de classes de cobertura da terra, propiciando maior diversidade de habitats. Já o PQC foi criado à margem da represa de abastecimento municipal, o que lhe confere uma avifauna com inclusão de espécies de hábitos aquáticos, na sua maior parte ausente nos outros parques.

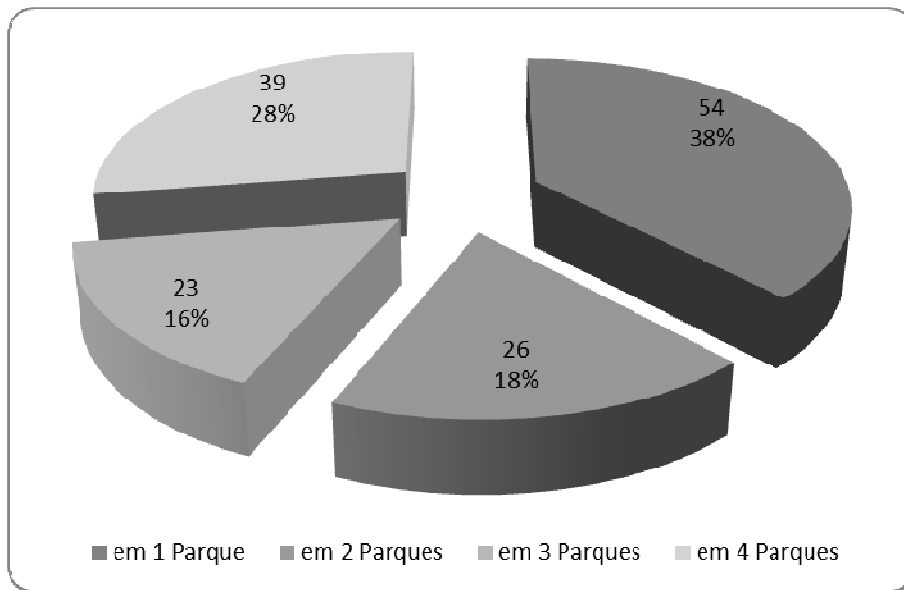


Figura 5-12: Número de parques estudados com ocorrência de espécies.

Quando Clergeau et al (1998) realizaram estudo em cidades com diferentes usos da paisagem circundante, encontraram que a comunidade de aves destes aglomerados urbanos não eram influenciadas por tal fator. Porém se pode inferir no presente estudo que, numa visão mais local, se considerado o uso do solo dentro da cidade, cada parque sofre influência da sua vizinhança.

Destaca-se que dentre as aves registradas até o momento, quatro espécies compõem a Lista de Espécies da Fauna Silvestre sob algum nível de ameaça de extinção no estado de São Paulo. São elas: o papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*) e o uí-pi (*Synallaxis albescens*) classificados como quase ameaçada, e ainda o bico-de-pimenta (*Saltatricula atricollis*) e o sabiá-do-banhado (*Embernagra platensis*) como ameaçadas. Não foi encontrada nenhuma espécie ameaçada em território nacional, nem global.

Três das quatro espécies citadas foram identificadas em mais de uma campanha, ou em pequenos grupos, ou ainda registros de frequência através de entrevista com funcionário (dados não incluídos), sendo possível deduzir que são espécies possíveis residentes/frequêntes nas áreas de estudo e com território estabelecido. Porém *S. atricollis* teve registro de um único indivíduo, apenas em uma campanha (7 de março de 2013) no TUL, sendo difícil concluir algo sobre a presença da espécie no município.

5.3 Relação da avifauna com atributos espaciais da paisagem

Na análise de regressão entre o número de espécies (riqueza observada) e a área do parque, o índice de forma dos parques, a cobertura arbórea nas paisagens de 1.000 metros e 2.000 metros, a princípio, em nenhum caso foi encontrada tendência significativa.

A mesma análise foi repetida utilizando riqueza esperada de espécies, número de indivíduos, índice de diversidade, número de espécies com dependência florestal, número de espécies com média sensibilidade a perturbações ambientais e as variáveis de área. Foi encontrada relação estatisticamente significativa entre número de indivíduos e área do parque ($F=20,0561$, $p=0,0434$, Figura 5-13), número de espécies com dependência florestal e a área com cobertura arbórea nas paisagens de 1.000m ($F=25,2124$, $p=0,0341$), número de espécies com média sensibilidade a perturbações ambientais e a área com cobertura arbórea nas paisagens de 1.000 m e 2.000 m ($F=25,6127$, $p=0,0335$ e $F=32,5895$, $p=0,0257$ respectivamente).

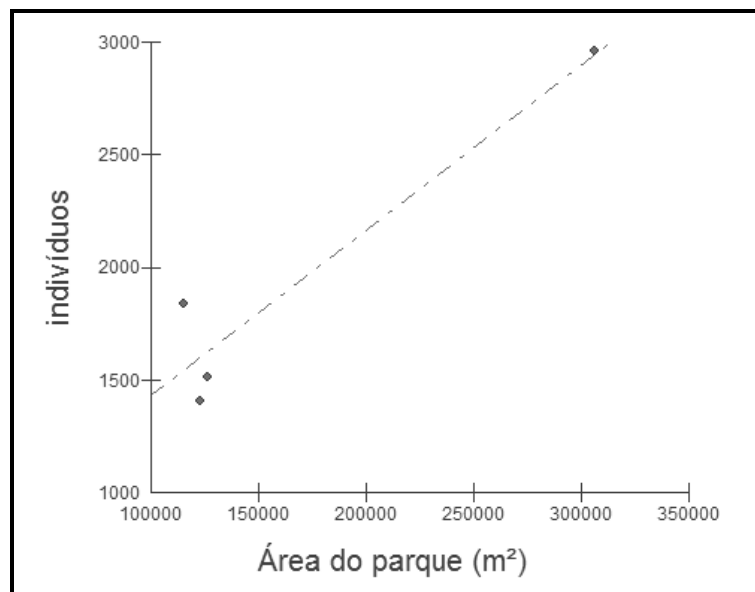


Figura 5-13: Relação entre a área dos parques e indivíduos registrados.

A análise de regressão efetuada utilizando a classificação de dependência florestal das espécies e os valores de cobertura arbórea para cada área estudada mostrou que, quando confrontado essas variáveis na paisagem de 1.000 m, encontra-se relação significativa ($F=25,21$, $p=0,0341$). A Figura 5-14 mostra que quanto maior a área com cobertura arbórea, também cresce o número de espécies de aves dessa classe.

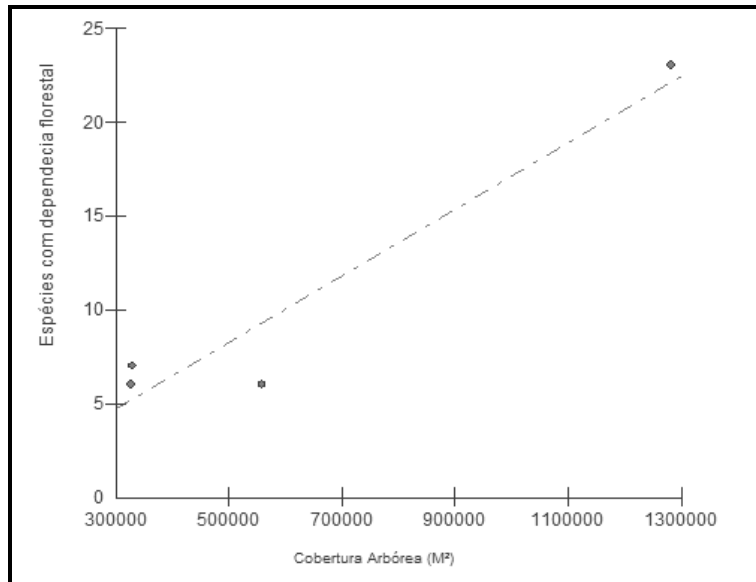


Figura 5-14: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 1.000 m e espécies com dependência florestal.

De maneira similar ao que foi constatado no presente estudo, Clergeau et al (2001), numa análise de 18 estudos realizados em área urbana no hemisfério norte, também não encontraram relação clara entre a comunidade de aves e a paisagem, tanto em escala local, quanto regional. Os autores partiram do princípio que a comunidade se diferenciaria do centro urbano para áreas periféricas, mas a diversidade não pode ser explicada dessa maneira, sofrendo maior influência do efeito latitudinal.

Isso sugere que diferente de áreas naturais, onde o tamanho de fragmento é um dos fatores com expressiva influência na riqueza de espécies (MARZLUFF; EWING, 2001; PIMM, 2000), em áreas urbanas nem sempre esta dependência é direta. Os remanescentes de vegetação podem ter influência sobre alguns grupos de aves (com dependência florestal ou sensibilidade), enquanto a riqueza e diversidade pode sofrer influência de outras variáveis espaciais e ambientais, como efeito da matriz de entorno.

A fim de poder se estabelecer alguma relação mais evidente entre as variáveis da paisagem e a comunidade de aves, foi realizada análise com os dados obtidos nos pontos fixos, e raios de 50, 100, 250 e 500 metros. Na Tabela 5-7 estão apresentados dados da avifauna de cada ponto e as respectivas áreas de cobertura arbórea para cada paisagem.

Dentre a análise de regressão feita utilizando as variáveis estudadas, não foram encontradas relações significativas entre as riquezas observadas/esperadas com as variáveis de área de cobertura arbórea.

Tabela 5-7: Dados da comunidade de aves e de área da classe “Cobertura arbórea” para cada ponto fixo nos quatro parques urbanos estudados em Jundiaí, SP.

Legenda: PT= ponto fixo; O= riqueza observada; E= riqueza esperada; Ind= número de indivíduos; H’= diversidade. Valores em metros quadrados (m²).

Parque	PT	Riqueza		Ind.	H’	“Cobertura arbórea”			
		O	E			50m	100m	250m	500m
BOT	1	34	46	167	3,090	7.232	16.777	57.262	193.112
	2	21	29	83	2,700	6.134	17.744	76.993	162.613
	3	28	41	138	2,800	6.057	19.181	68.462	208.120
COR	4	43	60	195	3,200	223	2.894	68.079	396.472
	5	37	51	171	3,250	6.901	23.608	88.729	390.585
	6	40	57	144	3,340	7.403	27.588	121.047	360.541
PQC	7	38	51	316	3,100	0	0	1.260	117.138
	8	43	60	239	3,310	0	459	24.614	112.356
	9	41	58	268	3,210	3.260	10.072	38.425	116.231
TUL	10	33	44	157	3,080	5.694	15.917	31.342	105.892
	11	30	36	189	3,000	0	0	18.007	52.071
	12	35	49	263	2,630	0	0	0	21.304

As relações significativas encontradas foram entre o número de contatos e a cobertura arbórea nos raios de 50 (F=10,9137 e p=0,0079), 100 (F=10,2702 e p=0,0093) e 250 metros (F=10,5618 e p=0,0086, Figura 5-15) e como se observa, tem relação negativa. Foi identificada relação positiva entre espécies com dependência florestal (Figura 5-16) e com sensibilidade a perturbações ambientais para as paisagens de maiores raios. Os valores significativos para dependência florestal foram na paisagem de 100 m (F=7,6377 e p=0,0192), paisagem de 250 m (F=16,8691 e p=0,0024) e paisagem de 500 m (F=37,9573 e p=0,0002). Quanto a sensibilidade a perturbações os valores foram na paisagem de 250 m (F=5,5738 e p=0,0382) e paisagem de 500 m (F=17,4626 e p=0,0022).

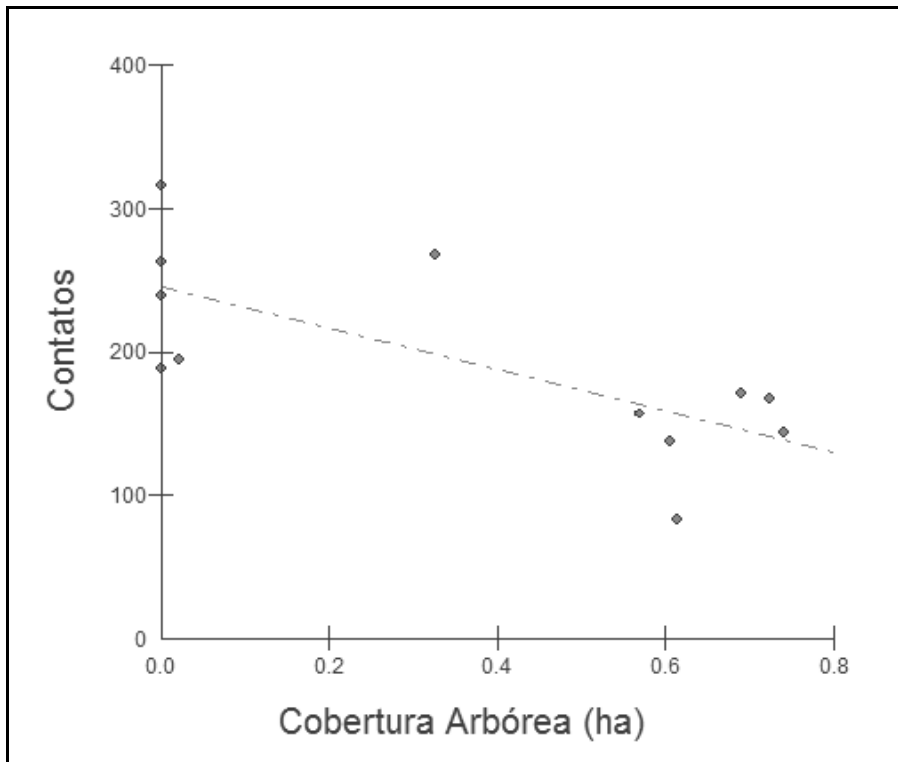


Figura 5-15: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 50 m e número de indivíduos.

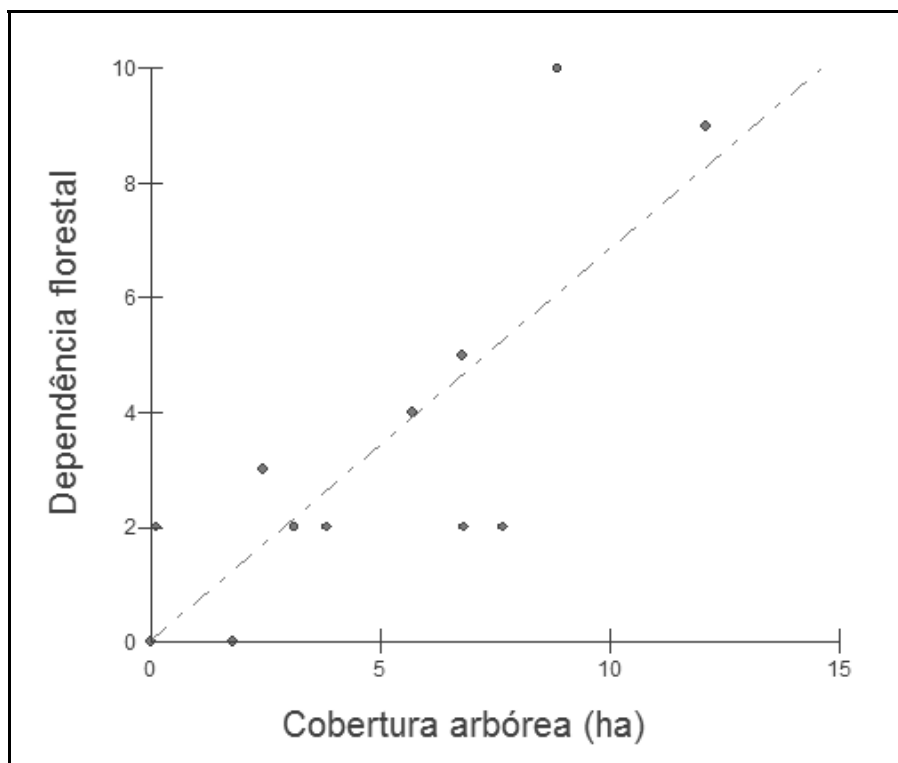


Figura 5-16: Relação entre áreas da classe “Cobertura arbórea” na paisagem de 250 m e número de espécies com dependência florestal.

A análise indica que quanto maior a área de cobertura arbórea dentro destas paisagens, menos indivíduos foram registrados. Isso foi encontrado também por Clergeau et al (1998)

onde conforme aumentava o grau de urbanização, ocorria um decréscimo na biodiversidade de espécies de aves, e por outro lado um aumento na abundância. Mais pontualmente, para o presente estudo, pode-se sugerir que a presença de espécies com comportamento gregário, em alguns casos elevou o número de contatos nos pontos, e essas aqui registradas são preferencialmente encontradas em ambientes com menor cobertura vegetal, de fisionomia mais aberta. Este fato pode ser exemplificado pela constante presença de bandos de *Egretta thula* no PQC, com registro de até 35 indivíduos em um ponto e de *Cairina moschata* no TUL, chegando a cerca de 25 indivíduos em mais de uma campanha no mesmo ponto fixo.

Para Boscolo e Metzger (2009) que realizaram estudo com três espécies de aves endêmicas de Mata Atlântica em diferentes escalas de paisagem (raios de 400, 600, 800 e 1.000 m ao redor do fragmento central) em áreas fragmentadas, a escala de estudo influenciou particularmente a presença/ausência de cada espécie, o que pode estar associado ao resultado no presente estudo, quando analisada a riqueza total da comunidade. A separação das espécies em grupo (dependência florestal e sensibilidade a perturbações) constitui um resultado mais parecido aos que encontraram os autores.

Por outro lado, quanto maior a cobertura arbórea, mais espécies bioindicadoras de qualidade de conservação do ambiente (dependência florestal e sensibilidade a perturbações ambientais) foram registradas. A indicação de que esta relação começa a ser significativa com análise de paisagem com mais de 100 metros (ex. Figura 5-16), sugere que a presença destas espécies está condicionada a uma condição regional, e não só a presença de remanescentes vegetais dentro do parque. Uma condição interessante a ser observada em estudos que consideram a condição regional na composição de espécies é a permeabilidade da matriz. A permeabilidade de uma matriz representa a facilidade que indivíduos de determinada espécie tem para atravessar a paisagem e chegar a outros fragmentos (CASTELLON; SIEVING, 2005). Estudos sobre a permeabilidade da matriz ainda são escassos, principalmente em áreas urbanas, mas indicam que cada paisagem tem diferentes permeabilidades para diferentes espécies, e este “caminho” pode ser constituído por corredores, ou pequenas ilhas de habitat (*stepping stones*) distribuídos pela matriz (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; KENNEDY; MARRA, 2010).

Como comprovação da similaridade entre os pontos do mesmo parque, para então podermos assumir que as análises de regressão por ponto são condizentes e correspondem a análises individuais dos parques, a Figura 5-17 apresenta o agrupamento dos pontos segundo variáveis da avifauna.

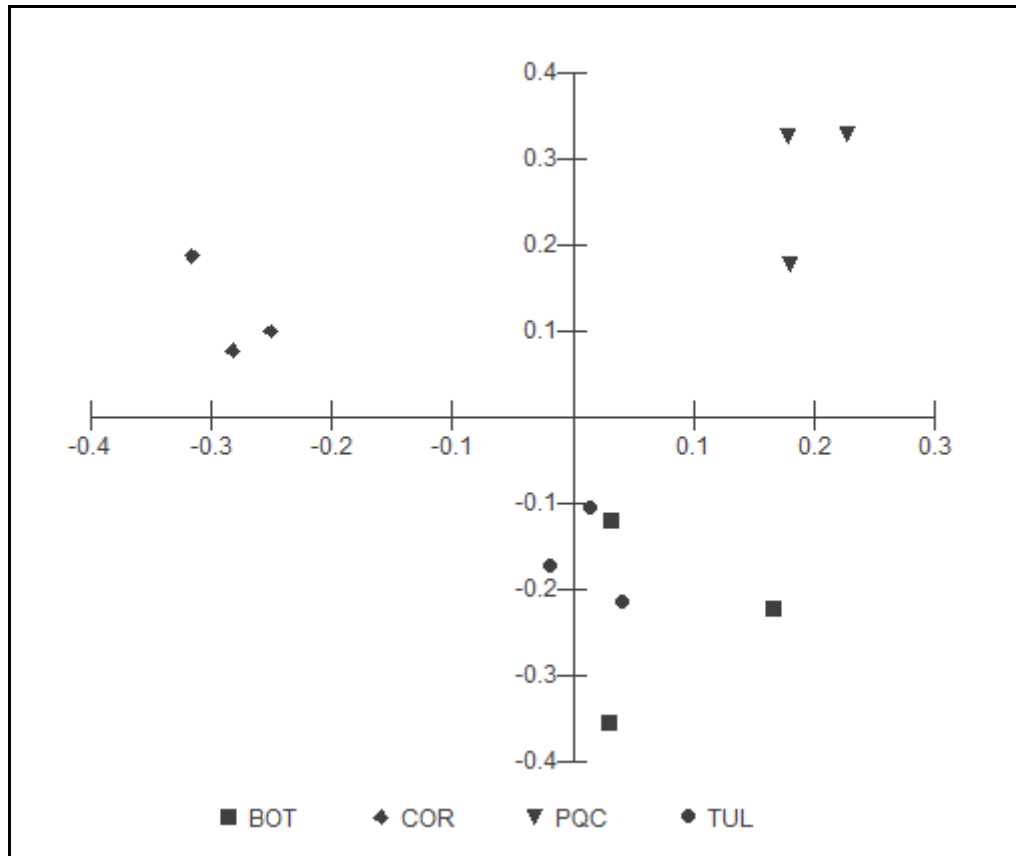


Figura 5-17: Análise discriminante aplicado as variáveis da avifauna (riqueza observada e esperada, número de indivíduos, diversidade, sensibilidade a perturbações e dependência florestal).

É possível observar três grupos bem distintos, o primeiro formado pelos pontos do COR, um segundo com pontos do PQC e um terceiro envolvendo pontos do BOT e TUL. A semelhança apresentada entre o BOT e o TUL quando observado os dados brutos se deve principalmente a similaridade de valores das variáveis número de espécies, diversidade e espécies com média sensibilidade a perturbações ambientais, onde os números entre parques têm maior semelhança e conseqüentemente distância aos outros parques. Segundo concluído por Chace e Walsh (2006) áreas com maior índice de urbanização tendem a ser mais homogêneas entre si, e ter uma riqueza menor que áreas nativas, semelhante ao que ocorre com BOT e TUL localizados em regiões do município de maior pressão antrópica urbana.

Considerando as características de cobertura arbórea, podemos também observar que existe a formação de grupos distintos apenas na paisagem de 500 m. Isto indica que, quando consideramos uma visão local, quase pontual, nas unidades amostrais, o único parque com características de cobertura arbórea diferenciada é o BOT (Figura 5-18a). Isto vai se alterando e especificando para cada parque em paisagem mais abrangente (Figura 5-18b).

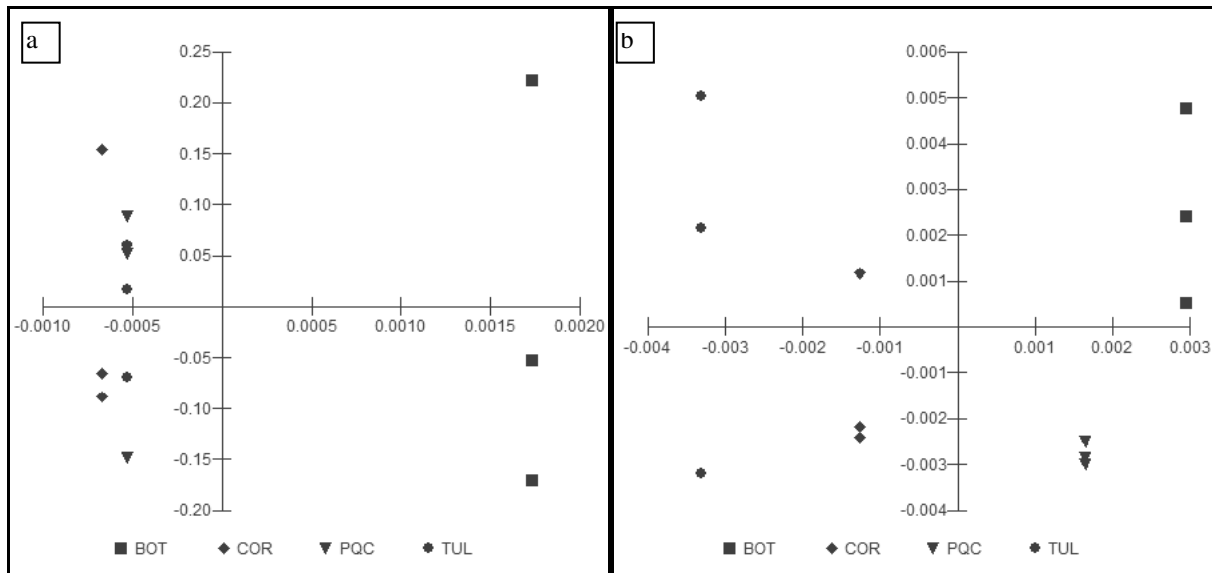


Figura 5-18: Análise discriminante (a) paisagem 100m e (b) paisagem 500m aplicado as métricas de paisagem da classe “Cobertura arbórea”.

Para Miller et al (2001) é mais do que necessário estudos em escalas relativamente detalhadas, considerando a maior diversidade de ambientes possível e não apenas observando o gradiente urbano/periferia/rural. As informações neste tipo de escala são úteis para investigar a influência de fatores locais, como a estrutura da vegetação e sua composição, sobre as aves em áreas de controle humano. Quando se considera as métricas da paisagem adjacentes aos parques neste estudo, dá-se um primeiro passo para entender estas relações.

A importância dos parques estudados se mostra por suas características singulares, que contribuem diferentemente na conservação dos grupos de aves existentes na cidade. Porém eles também exercem uma função de recreação para a população. Garantir esta diferença entre os parques, assegura não só a diversidade de fauna, mas também a satisfação das diferentes preferências da população (valores paisagísticos, recreação, saúde, informação, etc.). Quando prioridades distintas são levadas em conta no planejamento e gerenciamento de parques, é possível criar ambientes diferentes entre si, mas que juntos agregam valores indispensáveis na conservação e qualidade de vida (BROWN, 2008; GARCIA; GUERREIRO, 2006).

Contudo, além de características regionais, poderiam ser seguidas normas de escolha de local, plantio, condução e poda para um bom planejamento de arborização urbana (CPFL, 2008) dentro e fora dos parques. A escolha das espécies também deve levar em consideração a altura da árvore quando adulta, diâmetro e forma da copa, características de enraizamento (BIONDI; LEAL, 2009) e, quando pensando na interação com a fauna, a síndrome de dispersão de sementes que ajuda na atração de aves e contribui com a conservação da fauna urbana.

6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

De uma forma geral, concluímos que para as variáveis estudadas, não foi possível observar uma clara relação entre as métricas e índices da cobertura arbórea do entorno dos parques com a sua avifauna. Porém quando estudados grupos mais específicos de aves, essa relação começa a aparecer.

Os parques estão localizados em regiões diferenciadas dentro do município considerando as classes de cobertura do solo. Apesar da proximidade de alguns dos parques, eles possuem características físicas (estrutura da paisagem) bem singulares. Observou-se que o COR apresenta entorno com maior cobertura arbórea mais próximo a condições naturais, e o BOT sofrendo maior influência urbana em seu entorno.

As métricas de cobertura arbórea estudadas apresentam confirmação da diferença ambiental em que cada parque está localizado, o que confirma a presença de características representativas para cada um deles.

Para o TUL, situado em região de expansão urbana, e considerando que apresentou valores de desconexão entre as manchas de cobertura arbórea, fazem-se necessários acordos entre a gestão municipal e os empreendedores para criar uma maior conexão entre os fragmentos que hoje se encontram com características de forma e tamanho interessante, porém fortemente isolados na paisagem. Essas ligações podem ser criadas a partir de melhor planejamento na localização das reserva particulares e escolhas estratégicas de instalação de parques praças e jardins públicos com escolha dos grupos vegetais que procurem priorizar espécies que possam atrair e/ou abrigarem espécies de fauna. Este diálogo para uma melhor gestão se faz necessário para que possamos cada vez mais caminhar para um processo de urbanização mais consciente em relação ao meio ambiente.

Com o estudo através de imagens aéreas, concluímos que o interior dos parques têm constituições parecidas em relação a construções e cobertura arbórea, sendo diferenciada

estatisticamente apenas com o aumento do raio de estudo, ou seja, o entorno em cada qual esta inserido. Um estudo futuro *in locu*, da cobertura arbórea dos parques e entorno, que considere a estrutura (o que não é possível através do estudo remoto como estratos diferenciados dentro dos fragmentos, presença de sub-bosque, riqueza e abundância de espécies vegetais, etc.) se torna interessante, para verificação ou rejeição destas características.

Estudos ornitológicos no município na maioria das vezes são focados na unidade florestal da Serra do Japi, ignorando outras regiões e ambientes. Em compilação feita a partir de trabalhos realizados no município encontramos um total de 356 espécies. Na Reserva Biológica da Serra do Japi, foram catalogadas 277 espécies.

Em termos comparativos, o número de espécies catalogadas neste estudo é bastante expressivo, constituindo um avanço no conhecimento das espécies ornitológicas ocorrentes nos parques urbanos em Jundiaí, pois anteriormente tinha-se o registro de 121 espécies e neste estudo constatou-se a existência de 142 espécies, ou seja, um acréscimo de aproximadamente 17%. Dos registros, sete ainda não possuíam relato em trabalhos científicos para o município. Os novos registros reforçam a importância da conservação das áreas verdes urbanas e heterogeneidade entre parques na conservação da biodiversidade.

Estima-se que cerca de 82% das espécies presentes nos quatro parques já foram amostradas, porém com uma continuidade do levantamento seria possível chegar mais próximo do valor de riqueza real das áreas. Deve-se considerar que, na prática, é muito difícil amostrar todas as espécies presentes em uma área, porém para o presente estudo já foi possível caracterizar ecologicamente as comunidades.

A classificação de aves brasileiras sofre alterações esporádicas devido a tecnologias que possibilitam novos estudos taxonômicos. Neste trabalho foi observado maior representatividade da família Thraupidae. É importante ressaltar que, dependendo da classificação e ano adotado, as famílias mais representativas podem ter sido Emberizidae e Tyrannidae. Portanto, para melhor comparação entre resultados desta grandeza, é importante levar em consideração a classificação adotada pelo autor, e reclassificá-lo se necessário.

Apesar das riquezas observadas não diferirem significativamente entre os parques, cada um possui um grupo de espécies singulares, principalmente o COR e PQC, que apresentam um número de espécies exclusivas representativas.

Em média, 31% das espécies registradas em cada parque, podem ser observadas frequentemente, o que torna possível a implementação de um programa de educação

ambiental na gestão dos parques que inclua a prática de observar e fotografar aves no município. O projeto poderia incluir visitas independentes, ou até um circuito entre os parques, incluindo a Serra do Japi para uma maior conscientização da comunidade.

A classificação das espécies em atributos como preferência alimentar, sensibilidade a perturbações antrópicas e dependência florestal, ajuda entender melhor a qualidade dos ambientes, pois nem sempre o número de espécies, ou de indivíduos é suficiente para dizer se uma área é conservada ou não. A separação de espécies em grupos ecológicos, não dependendo apenas de sistemática e taxonomia, muitas vezes oferece índices de riqueza e diversidades categóricas mais importantes de um ambiente e condição ambiental.

Outro fato relevante foi o registro de quatro espécies elencadas na lista de animais ameaçadas de extinção no estado de São Paulo. O que evidencia que estudos mais aprofundados devem ser feitos para que possamos saber qual a importância real destes registros e situação atual das populações das espécies no município.

Além de contribuir diretamente com a conservação da biodiversidade, deve-se observar que estes espaços são frequentados por pessoas com potencial de disseminar o conhecimento para tal conservação. Então os parques devem ao mesmo tempo ser considerados áreas de recreação para a população, mas também de educação ambiental.

De forma geral, não foi encontrada relação clara entre as variáveis espaciais de cobertura arbórea, mas a singularidade encontrada em cada parque mostra a importância de todos na conservação de diferentes espécies dentro do contexto urbano.

Os parques urbanos aqui estudados apresentam diferentes características em suas respectivas áreas e também diferentes características entre si quando são comparados indicadores da estrutura da paisagem no seu entorno próximo. Embora parques com maior proporção de vegetação abriguem maior número de espécies sensíveis, a criação de novos parques e manutenção dos existentes não deve se prender a regras físicas e espaciais (proporção de cobertura arbórea, região do município, etc.) como único fator decisivo.

7 REFERÊNCIAS

- ALEXANDRINO, E. R. **Amostragem de avifauna urbana por meio de pontos fixos: verificando a eficiência do método.** 2010. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, 2010.
- ALMEIDA, A. F.; ALMEIDA, A. Monitoramento de fauna e de seus habitats em áreas florestadas. **Série técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 85-92, abr. 1998.
- ALONSO, R. A. S. **Análise espaço-temporal de uma comunidade de Riodininae (Lepidoptera: Lycaenidae) no Parque Estadual de Vassununga, Gleba Pé de Gigante (SP).** 2005. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2005.
- AMBIENTAL CONSULTING. **Plano de manejo: reserva biológica municipal da Serra do Japi – Jundiaí, SP.** Relatório Técnico, 481 p. Jundiaí, SP. 2008. Disponível em: <[http://cidade.jundiai.sp.gov.br/PMJSITE/biblio.nsf/V03.01/smpmA/\\$file/47.pdf](http://cidade.jundiai.sp.gov.br/PMJSITE/biblio.nsf/V03.01/smpmA/$file/47.pdf)>. Acesso em: 05 mai. 2013.
- AMINZADEH, B.; AFSHAR, D. Urban Parks and Addiction. **Journal of Urban Design**, v. 9, n. 1, p. 73–87, feb. 2004.
- ANDRADE, F. T. et al. Avifauna em florestas tropicais fragmentadas: indicadores da sustentabilidade em Usinas Hidrelétricas. **Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais**, p. 1-11, 2011. Disponível em: <<http://www.agro.unitau.br/dspace>>. Acesso em: 12 mar. 2013.
- ANJOS, L. et al. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: VonMATTER, S. et al. (Org). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento.** Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 63-76.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, p. 441–451, 2005. Disponível em: <<http://www.intertropi.ufam.edu.br/docs/artigo1.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2014.

- ANTROP, M. Background concepts for integrated landscape analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 77, p. 17–28, 2000.
- ÁVILA, M. R. **O uso do geoprocessamento para mapear as áreas verdes urbanas como indicador de qualidade ambiental no município de Americana/SP**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2011.
- AYRES, M. et al. **BioEstat 5.3**: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém. 2007. Software.
- BARNES, T. G. **Landscape Ecology and Ecosystems Management**. Cooperative Extension Service, University of Kentucky, 2000. Disponível em: <<http://www.ca.uky.edu/agc/pubs/for/for76/for76.htm>> Acesso em: 15 jan. 2014.
- BENITES, M.; MAMEDE, S. B. Mamíferos e aves como instrumentos de educação e conservação ambiental em corredores de biodiversidade do Cerrado, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, Mendonza, v. 15, n. 2, p. 261-271, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.org.ar/pdf/mznt/v15n2/v15n2a13.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2011.
- BIONDI, D.; LEAL, L. Avaliação de espécies plantadas experimentalmente na arborização de ruas da cidade de Curitiba – PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana.**, Piracicaba – SP, v.4, n.4, p.79-99, 2009.
- BLAIR, R. Land use and avian species diversity along an urban gradient. **Ecological Applications**, v. 6, n. 2, p. 506-519, May. 1996. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2269387>>. Acesso em: 12 ago. 2013.
- BONANÇA, R. A.; BEIG, B. B. Levantamento da avifauna em três parques do município de Jundiaí, São Paulo. **Atualidades Ornitológicas On-line**. São Paulo, n. 156, p. 48-52, jul./ago, 2010. Disponível em: <http://www.ao.com.br/download/AO156_48.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2012.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, p. 907–918, 2009.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução normativa n° 003**, de 26 de maio de 2003. Reconhecer espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN_03_2003_MMA_FaunaAmeacada.pdf> Acesso em: 22 mar. 2013.
- BROWN, G. A Theory of Urban Park Geography. **Journal of Leisure Research**, v. 40, n.4, p. 589–607, 2008.

- CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v34n5/12.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2011.
- CARDOSO-LEITE, E. et al. Ecologia da paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiaí, SP, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 233-243, abr./jun. 2005.
- CARMO, A. U. et al. Levantamento preliminar da avifauna do Parque Ecológico Do Basalto no município de Araraquara – SP. **Revista UNIARA**, Araraquara, n.17/18, p. 257-266, 2006. Disponível em: <http://www.uniara.com.br/parque_do_basalto/arquivos/artigo.pdf>. Acesso em: 02 nov. 2011.
- CARVALHO, W. D. et al. (2013). Assembléia de mamíferos não voadores da reserva biológica da Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo, Sudeste do Brasil. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5, p. 1370–1387, set./out. 2013.
- CASTELLON, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 135-145, 2005. Disponível em: <http://www.wec.ufl.edu/faculty/sievingk/pubs/matrix_permeability.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2014.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). **Listas das aves do Brasil**. 11^a edição. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 20 fev. 2014.
- CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas**. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/>>. Acesso em: 25 fev. 2014.
- CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, p. 46-69, 2006.
- CLERGEAU, P. et al. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. **The Condor**, v. 100, n. 3, p. 413-425, aug. 1998.
- CLERGEAU, P. et al. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 1122-1134, 2001.
- COLWELL, R. K. **Estimates**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. version 9. 2013. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates.com>>. Acesso em: 20 jan. 2014. Software.

- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society** series B, v. 345, p. 101-118, 1994.
- COSTA, L. T. Indicadores ambientais de reabilitação de áreas degradadas em empreendimentos hidrelétricos na Amazônia, Tucuruí - PA. 2006. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- CPFL (Companhia Paulista de Força e Luz). **Arborização urbana viária: aspectos de planejamento, implantação e manejo** / CPFL Energia. Ed. revisada. Campinas, SP: CPFL Energia, 2008. 120 p.
- CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South America avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 49–84, 1985.
- CRUZ, B. B.; PIRATELLI, A. J. Avifauna associada a um trecho urbano do Rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n.4, p. 255-264, dez. 2011. Disponível em <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/pt/abstract?inventory+bn02411042011>> Acesso em: 22 jan. 2014.
- DEVELEY, P. F. Métodos para estudos com aves. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; PÁDUA, C. V. (Org.). **Métodos de Estudos em Biologia, Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, Fundação Boticário. 2003. p. 153-168.
- EMPLASA. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A. **Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo: Projeto Mapeia São Paulo**. 2012. 1 CD-ROM.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid The role of age, size and isolation. **Ecological Research**, Ember, v. 15, n. 4, p. 373-383, 2000.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E.; JOKIMAKI, J. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. **Biodiversity and Conservation**, n. 10, p. 2023–2043, 2001.
- FERRAZ, K. M. P. A. M. B. et al. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, v. 39, n. 4, p. 316-324, 2012.
- FERREIRA, A. D. **Efeitos Positivos Gerados Pelos Parques Urbanos: O Caso do Passeio Público da Cidade do Rio de Janeiro**. 2005. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense – UFF, 2005.

- FIGUEIREDO, L. F. A. **Aves na cidade**. Centro de estudos ornitológicos. 2008. Disponível em: < <http://www.ceo.org.br/parqu/avesnacid.htm>>. Acesso em: 25 nov. 2013.
- FIGUEIREDO, L. F. A. **Aves da Serra do Japi e entorno**. 2014. Disponível em: < http://dedoverde.com.br/japi/wp/?page_id=159 >. Acesso em: 27 fev. 2014.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley, 1986.
- FRANCHIN, A. G.; JUNIOR, A. M. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). **Biotemas**, n. 17, n. 1, p. 179 - 202, 2004.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090, may. 2013.
- GALINA, A. B.; GIMENES, M. R. Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, Norte do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 379-388, oct./dec., 2006.
- GARCIA, S.; GUERREIRO M. Indicadores de sustentabilidad ambiental em la gestión de espacios verdes: parque urbano Monte Calvario, Tandil Argentina. **Revista Geografia Norte Grande**, Santiago, n. 35, p. 45-57, jul. 2006.
- GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 5, p. 1-15, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243403000229>>. Acesso em: 26 mar. 2013.
- GODDARD, M. A. et al. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 2, p. 90-98, 2009.
- GOERL, R. F. et al. Elaboração e Aplicação de Índices de Fragmentação e Conectividade da Paisagem para Análise de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.05, p.1000-1012, 2011.
- GOOGLE Inc. **Google Earth**, versão 7.1.2.2041, 2013. Disponível em: < <http://www.google.com/earth/>> Acesso em: 05 mar. 2013. Software.
- GROOMBRIDGE, B.; JENKINS, M. D. **World Atlas of Biodiversity**: earth's living resources in the 21st century. University of California Press, 2002. Disponível em: < <https://archive.org/details/worldatlasofbiod02groom>>. Acesso em: 27 abr. 2014.
- GÜNERALP, B.; SETO, K. C. Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. **Environmental Research Letters**, n. 8, p.

- 1-10, 2013. Disponível em: <http://iopscience.iop.org/1748-9326/8/1/014025/pdf/1748-9326_8_1_014025.pdf>. Acesso em: 09 ago. 2013.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9p, 2001. Software.
- HEMAMI, M. R.; AMIRANI, A. Influence of Urban Park size and shape on Bird species richness: case study: Parks of Isfahan. **Journal of Environmental Studies**, vol. 37, n. 59, p. 16-18, dec. 2011.
- HERRANDO, S. et al. Development of urban bird indicators using data from monitoring schemes in two large European cities. **Animal Biodiversity and Conservation**, n. 35. v. 1, p. 141-150, 2012. Disponível em: <http://abc.museocienciasjournals.cat/files/ABC_35-1_pp_141-150.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2013.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Mapas de solos do Brasil**. 2001. 1 mapa. Escala 1: 5.000.000. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 02 nov. 2012.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Mapas de biomas do Brasil: Primeira aproximação**. 2004. 1 mapa Escala 1:5.000.000. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 17 dez. 2011.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Sinopse do censo demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php>>. Acesso em: 03 mai.2013.
- INSTITUTO FLORESTAL. **SiFESP: Sistema de informações Florestais do Estado de São Paulo**. 2009. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/inventario.html>>. Acesso em: 20 fev.2014.
- IUCN. 2014. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2014.1. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 20 jun.2014.
- JESUS, N. **Inter-relação entre geologia/relevo/solo/vegetação e atuação dos processos morfodinâmicos da unidade de paisagem Serra do Japi: uma contribuição à conservação**. 2004. 236 f. Tese (Doutorado em Geociências). Pós-Graduação em Geociências. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, 2004.
- JOKIMA, K.I. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. **Urban Ecosystems**, n. 3, p. 21–34, 1999.
- JUNDIAÍ. **Lei nº 3.672**, de 10 de janeiro de 1991. Cria a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi. 1991. Disponível em: <

- [http://cidade.jundiai.sp.gov.br/pmjsite/biblio.nsf/V03.01/smpm/\\$file/128.pdf](http://cidade.jundiai.sp.gov.br/pmjsite/biblio.nsf/V03.01/smpm/$file/128.pdf)>. Acesso em: 28 fev. 2014.
- JUNDIAÍ. (2012a) **Lei n° 7.857**, publicada em 18 de maio de 2012. Institui o Plano Diretor Estratégico. Disponível em: < www.jundiai.sp.gov.br/>. Acesso em: 12 mar. 2014.
- JUNDIAÍ. (2012b) **Lei n° 7.858**, publicada em 18 de maio de 2012. Reformula o zoneamento urbano e os critérios de uso e ocupação do solo. Disponível em: < www.jundiai.sp.gov.br/>. Acesso em: 12 mar. 2014.
- JUNDIAÍ. Prefeitura de Jundiaí. **Companhia de Informática de Jundiaí**. (2013) Jundiaí. Disponível em: <<http://www.jundiai.sp.gov.br/>>. Acesso em: 10 mai. 2013.
- KENNEDY, C. M.; MARRA, P. P. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2136–2145, 2010. Disponível em: < <http://www.clfs.umd.edu/biology/faganlab/pdf/KennedyMarra2010.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2014.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, jun. 2005.
- KONIJNENDIJK, C. C. et al. **Benefits of Urban Parks: A systematic review**, A report for IFPRA. Copenhagen & Alnarp, 2013. Disponível em: <<http://www.ifpra.org/index.htm>>. Acesso em: 26 abr. 2013.
- LANG, S; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Ed. Oficina de Textos, São Paulo, 2009. 424 p.
- LEAL, A. **Influência da estrutura da paisagem na composição de comunidades de aves em praças do município de Rio Claro, SP**. 2010. 78 p. Monografia (Graduação em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.
- LEITE, J. R.; PELLEGRINO, P. R. M. Ecologia da Paisagem e Planejamento em Bacias Hidrográficas Urbanas. In: **I Encontro IALE-BR**, 2007, p. 33-35, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.geoheco.igeo.ufrj.br/CD_IALE-BR/Trabalhos/Resumo_Leite.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2012.
- LOMBARDI, J. A. et al. Vascular flora of Serra do Japi Biological Reserve, Jundiaí, southeastern Brazil. **Rodriguesia**, v. 63, n. 2, p. 333-340, 2012.
- LOSS, S. R.; WILL, T.; MARRA, P. P. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. **Nature communications**, p. 1-7, jan. 2013.
- LOW, S. M.; TAPLIN, D.; SCHELD, S. **Rethinking urban parks: public space and cultural diversity**. 1ª Edição, Texas: University of Texas Press, 2005. 226 p.

- MARANGOZ, A. M.; ALKIS, Z. Detection of urban features and maps updating from satellite images using object-based image classification methods and integration to GIS. **Proceedings of the 4th GEOBIA**, p. 315, 2012.
- MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012.
- MARZLUFF, J.M.; EWING K. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 3, p. 280-292, set. 2001.
- MARZLUFF, J. M.; RODEWALD, A. D. 2008. Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird's perspective. **Cities and the Environment**, v.1, n. 2: 2008. Disponível em: < <http://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol1/iss2/6>>. Acesso em: 20 jul. 2012.
- MATARAZZO-NEUBERGER, W. M. Comunidade de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. **Ararajuba**, n. 3, p. 13-19, dez. 1995.
- MATTOS, E. C. A. G. **Dinâmica espaço-tempo do uso e ocupação das terras na região de entorno à área urbana de Jundiaí/SP: implicações futuras na reserva biológica da Serra do Japi**. 2006. 146 p. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2006.
- MATOS, F.; LOPES, J. C.; VITORINO, M. A. **Parque urbano e estratégias de bem-estar nas cidades médias em Portugal continental**. o caso de Penafiel. In: COLÓQUIO IBÉRICO DE GEOGRAFIA, X, 2005, Universidade de Évora.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. 1994.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN S. A.; ENE, E. 2012. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. University of Massachusetts, Amherst. Version 4, 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>> Acesso em: 02 jan. 2013. Software.
- MENDES, R. **Cidades saudáveis no Brasil e os processos participativos**: os casos de Jundiaí e Maceió. 2010. 239 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2010.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1 , n. 2, nov. 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/>> Acesso em: 20 jun. 2012.

- METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; PÁDUA, C. V. (Org.). **Métodos de Estudos em Biologia, Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, Fundação Boticário. 2003. p. 423-453.
- MEZZOMO, M. D. M. Considerações sobre o termo “paisagem” segundo o enfoque Geoecológico. In: NUCCI, J. C. (Org.). **Planejamento da Paisagem como subsídio para a participação popular no desenvolvimento urbano: estudo aplicado ao bairro de Santa Felicidade**. Curitiba: LABS/DGEOG/UFPR, 2010. p. 1-13.
- MIHAI, B.; SAVULESCU, I. Data collection and analysis for the GIS large scale geomorphic hazard and risk mapping in mountain towns and resorts. A case study in Predeal town, Curvature Carpathians. **Revista de geomorfologie**, vol. 8, p. 85-93, 2006.
- MILLER, J. R. et al. Urbanization, avian communities, and landscape ecology. In: MARZLUFF, J.; BOWMAN, R; DONNELLY, R. **Avian ecology and conservation in na urbanizing world**. Ed. Springer, 2001. p. 118-137.
- NANNI A. S. et al. **Quantum GIS user guide**, versão 1.8.0 'Wroclaw', 2013. Disponível em: <<http://www.qgisbrasil.org.br>> Acesso em: 02 dez. 2013. Software.
- NUNES, V. F. P. Pombos urbanos: o desafio de controle. **Biológico**, São Paulo, v. 65, n.1/2, p.89-92, jan./dez., 2003.
- OLIVEIRA, F. L. **Modelos urbanísticos modernos e parques urbanos: as relações entre urbanismo e paisagismo em São Paulo na primeira metade do século XX**. 2008. 88 f. Tese (Doctorado em teoria e historia de la arquitectura) - Universitat Politècnica da Catalunya. Barcelona, Espanha. 2008. Disponível em: <<http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/6097/18Flo18de21.pdf?sequence=18>>. Acesso em: 25 abr. 2013.
- OLIVEIRA, F. N. S.; FREIRE, F. C. O.; AQUINO, A. R. L. **Bioindicadores de impacto ambiental em sistemas agrícolas orgânicos**. 1ª edição. Fortaleza: EMBRAPA Agroindústria Tropical, 2004. 24 p.
- PAGNAN, A. **Em dez anos Jundiaí soma 1 mi de m² de parques**. Rede Bom Dia. 2013. Disponível em: <www.redebomdia.com.br/noticia/detalhe/20035/Em+dez+anos,+Jundiai+soma+1+mi+d e+m%26sup2%3B+de+parques/>. Acesso em: 12 jan. 2014.
- PCJ (Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí). 2005. **Sistema de abastecimento de água de Jundiaí**. Reunião da CT-MH. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/>>. Acesso em: 12 mar. 2014.
- PEREIRA, A. F.; SOUZA, E. A.; BONANÇA, R. A. **A utilização do sistema de informação geográfica em estudos ambientais**. 2010. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso

- (Técnico em Agrimensura). Escola Técnica Estadual Vasco Antonio Venchiarutti, Jundiaí, 2010.
- PICKETT, S. T. A et al. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, 2001, p. 127–157.
- PIMM, S. L. Will the Americas lose bird species. If so, where and when? In: ALVES, M. A. S. et al. (Org.). **A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas**. Rio de Janeiro: Ed UERJ, 2000, p. 25-39.
- PIVATTO, M. A. C.; MANÇO, D. G. **Lista das aves da Serra do Japi – Centro de Estudos Ornitológicos (CEO)**. Jundiaí. 2008.
- PIRATELLI, A. et al. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 259-268, 2008.
- PIZO, M. A.; GALETTI, M. Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: VonMATTER, S. et al. (Org). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 493-504.
- PONÇO, J. V.; TAVARES, P. R. A; GIMENES, M. R. Riqueza, composição, sazonalidade e distribuição espacial de aves na área urbana de Ivinhema, Mato Grosso do Sul. **Atualidades Ornitológicas On-line**, n. 174, p. 60-67, jul./ago. 2013. Disponível em: <<http://www.ao.com.br>> Acesso em: 15 abr. 2014.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Efraim Rodrigues, 2001.
- RAMALHO, M. F. J. L. A aplicação do sensoriamento remoto e geoprocessamento na análise ambiental – Vale do Pitimbu/RN. In: Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, 2002, Aracaju/SE. **Anais...** Disponível em: <<http://www.cpatc.embrapa.br/labgeo/srgsr1/pdfs/poster15.PDF>>. Acesso em: 01 nov. 2012.
- REIS, E.; LÓPEZ-IBORRA, G. M.; PINHEIRO, R. T. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 107, p. 31-42, 2012.
- RESTREPO, L. A. V. Del parque urbano al parque sostenible: bases conceptuales y analíticas para la evaluación de la sustentabilidad de parques urbanos. **Revista de Geografía Norte Grande**, n. 43, p. 31-49, 2009.

- SANDSTRÖM, U. G.; ANGELSTAM, P.; MIKUSINSKI, G. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. **Landscape and Urban Planning**, v. 77, p. 39-53, Jun 2006.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécie. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; PÁDUA, C. V. (Org.). **Métodos de Estudos em Biologia, Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR, Fundação Boticário. 2003. p. 19-41.
- SANTOS, J. T. S.; PENNA, H. W. A. Geoprocessamento aplicado a ecologia de paisagem: uma análise da dinâmica espacial da Ilha do Papagaio – PA, Amazônia-Brasil. **Revista Oidles**, Malaga, v. 5, n. 11, 2011. Disponível em: <<http://www.eumed.net/rev/oidles/11/ssap.html>>. Acesso em: 10 out. 2012
- SÃO PAULO (Estado). **Decreto n. 60.133**, de 07 de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-3307.02.2014.html>>. Acesso em: 18 abr. 2014.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. **Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. São Paulo, 2013. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_apresentacao.exe>. Acesso em: 10 mar. 2013.
- SAVARD, J.P. L.; CLERGEAU, P. MENNECHEZ, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. **Landscape and Urban Planning**, n. 48, p. 131-142, 2000.
- SCHEIDEGGER, E.; CARNEIRO, T.C.J; ARAUJO, C. A. F. Impactos do sistema de informação geográfica na administração pública municipal. **Revista Gestão & Tecnologia**, Pedro Leopoldo, v. 13, n. 1, p. 03-21, jan./abr. 2013.
- SCHERER, A. et al. Estrutura trófica da Avifauna em oito parques da cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornithologia**, v. 1, n. 1, p. 25-32, jun. 2005.
- SCHOLES, R. J.; KUPER, W.; BIGGS, R. Biodiversity. In: United Nations Environment Programme (Org.). **Africa Environment Outlook 2: our environment, our wealth**. United Nations Environment Programme, 2006. P. 226-271. Disponível em: <http://www.unep.org/dewa/africa/docs/en/aeo-2/chapters/aeo-2_ch07_biodiversity.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2014.
- SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **PNAS**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, oct. 2012. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/109/40/16083.full.pdf+html>>. Acesso em: 09 ago. 2013.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 2. Ed. Edição revisada e ampliada por José Fernando Pacheco. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 2001. 912 p.

- SIGRIST, T. **Guia de Campo Avis Brasilis: Avifauna Brasileira: Descrição das espécies.** São Paulo: Avis Brasilis, 2009. 2 v. 1092 p.
- SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas.** 1. ed. São Carlos, SP: Rima, 2003. 138p.
- SILVA, A. M. **Ecologia de Paisagem Fundamentos e Aplicações.** 1ª ed. Rio de Janeiro: Papel Virtual, 2004. 145p.
- SILVA, J. M. C. Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** n. 21, p. 69-92, sept. 1995.
- SILVA, W. R. As aves da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.) **História natural da Serra do Japi.** Campinas: UNICAMP/FAPESP, 1992. p. 238-263.
- SILVEIRA, A. **Lista de aves da Serra do Japi – Jundiá – SP.** 2014. Disponível em: <<http://www.ultimaarcadenoe.com.br/aves-da-serra-do-japi-jundia/>>. Acesso em: 27 fev. 2014.
- SILVEIRA, L.F.; UEZU, A. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1ª, 2011. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0061101a2011>. Acesso em: 15 mar. 2014.
- SPECIES LINK. **Registros por localidade.** Species Link. 2014. Disponível em: <<http://splink.cria.org.br/>>. Acesso em: 27 fev. 2014.
- STOTZ, D. F. et al. **Neotropical Birds: ecology and conservation.** Chicago: The University Press, 1996. 478p.
- STROHBACH, M. W.; HAASE, D.; KABISCH, N. Birds and the City: Urban Biodiversity, Land Use, and Socioeconomics. **Ecology and Society**. v. 14, n. 02, 2009.
- VIEIRA, L.M. Penas de aves como indicadores de mercúrio no Pantanal. **Embrapa Pantanal**, Corumbá, n. 97, p. 1-3, abr. 2006. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM097.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2011.
- VIELLIARD, J. M. E.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. In: **Anais do IV Enave.** Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 117-151.
- VOGEL, H. F.; ZAWADZKI, C. H; METRI, R. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. **Biota Neotropica**, vol. 12, n. 4, out. 2012.

- WHATELY, M. et al. (Org). **Parques urbanos municipais de São Paulo**: subsídios para a gestão. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. Disponível em: <<http://www.socioambiental.org/>>. Acesso em: 25 abr. 2013.
- WIKIAVES. **Lista por localidade - Jundiaí S.P.** Wikiaves. 2004. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em: 20 mar. 2014.
- WILLIS, E.O. Effects of a cold wave on an Amazonian avifauna in the upper Paraguay drainage, western Mato Grosso, and suggestions on oscine-suboscine relationships. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 6, n. 3, p. 379-394, 1976.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v 41, n. 1, p. 121-135, fev. 1981.
- WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Losses of São Paulo birds are worse in the interior than in Atlantic forest. **Ciência e Cultura**, v. 44, p. 326-328, 1992.
- WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. **Aves do Estado de São Paulo**. Rio Claro, SP. Editora Divisa, 2003, 398p.
- ZHAN, Q.; MOLENAAR, M.; GORTE, B. Urban land use classes with fuzzy membership and classification based on integration of remote sensing and GIS. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. XXXIII, 2000.

8 APÊNDICE

Apêndice I – Lista das espécies de aves registradas nos parques de Jundiá, SP, valores de FO e características ecológicas.

Legenda: **BO**= Jardim Botânico; **CO**= Parque do Trabalhador (ou Parque Corrupira); **PQ**= Parque Botânico Tulipas "Professor Aziz Ab`Saber"; **SN**=Sensibilidade a perturbações ambientais: **L**= Baixa, **M**= Média, **H**= Alta; **DF**= Dependência Florestal: **1**= Independente, **2**=Semidependente, **3**=Dependente; **PA**=Preferência alimentar: **NC**=Necrófagos, **NE**=Nectarívoros, **CA**=Carnívoros, **GR**=Granívoros, **FR**=Frugívoros, **ON**=Onívoros, **IN**=Insetívoros.

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
TINAMIFORMES	TINAMIDAE	<i>Crypturellus parvirostris</i>	inhambu-chororó		0,25			L	1	FR
ANSERIFORMES	ANATIDAE	<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê			0,50		L	1	IN
		<i>Cairina moschata</i> *	pato-do-mato	0,08			1,00	M	1	IN
		<i>Amazonetta brasiliensis</i>	pé-vermelho			0,92		L	1	IN
		<i>Anas</i> sps.**	marreco exótico				1,00	L	1	ON
GALLIFORMES	CRACIDAE	<i>Penelope obscura</i>	jacuaçu	0,08	0,08			M	1	FR
PODICIPEDIFORMES	PODICIPEDIDAE	<i>Podilymbus podiceps</i>	mergulhão-caçador			0,17		M	1	IN
SULIFORMES	PHALACROCORACIDAE	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	biguá	0,08		0,92	0,25	L	1	CA
SULIFORMES	ANHINGIDAE	<i>Anhinga anhinga</i>	biguatinga			0,25	0,08	M	1	CA
PELECANIFORMES	ARDEIDAE	<i>Butorides striata</i>	socozinho	0,08		0,25	0,42	L	1	CA
		<i>Bubulcus ibis</i>	garça-vaqueira				0,08	L	1	IN
		<i>Ardea cocoi</i>	garça-moura			0,17		L	1	CA
		<i>Ardea alba</i>	garça-branca-grande	0,42	0,08	1,00	0,58	L	1	ON
		<i>Egretta thula</i>	garça-branca-pequena	0,33		1,00	0,58	L	1	CA
	THRESKIORNITHIDAE	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	0,08	0,08			M	2	IN
		<i>Platalea ajaja</i>	colhereiro			0,08		M	1	IN
CATHARTIFORMES	CATHARTIDAE	<i>Coragyps atratus</i>	urubu-de-cabeça-preta	0,17	0,25	0,42	0,42	L	1	NC
ACCIPITRIFORMES	ACCIPITRIDAE	<i>Elanus leucurus</i>	gavião-peneira			0,08		L	1	CA
		<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	0,08	0,33	0,17	0,08	L	1	CA
		<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco			0,08		L	1	CA

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
GRUIFORMES	RALLIDAE	<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	0,75	0,42	0,08		M	2	ON
		<i>Pardirallus nigricans</i>	saracura-sanã			0,08		M	2	ON
CHARADRIIFORMES	CHARADRIIDAE	<i>Gallinula galeata</i>	frango-d'água-comum			1,00		L	1	ON
		<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	0,75	0,92	1,00	1,00	L	1	ON
	RECURVIROSTRIDAE	<i>Himantopus melanurus</i>	pernilongo-de-costas-brancas			0,33		M	1	ON
	JACANIDAE	<i>Jacana jacana</i>	jaçanã			1,00		L	1	ON
COLUMBIFORMES	COLUMBIDAE	<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha-roxa	0,67	0,50	0,58	0,83	L	1	GR
		<i>Columba livia</i>	pombo-doméstico	0,50	0,83			L	1	ON
		<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão	1,00	1,00	1,00	1,00	M	2	FR
		<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa		0,08			H	3	FR
		<i>Zenaida auriculata</i>	pomba-de-bando	0,83	0,75	1,00	0,67	L	1	ON
		<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu		0,92		0,42	L	2	FR
CUCULIFORMES	CUCULIDAE	<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	0,17	0,75	0,08		L	2	IN
		<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	0,17		0,25	0,50	L	1	IN
		<i>Guira guira</i>	anu-branco		0,58	0,75	0,08	L	1	ON
STRIGIFORMES	TYTONIDAE	<i>Tyto furcata</i>	coruja-da-igreja		0,08			L	1	CA
	STRIGIDAE	<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	0,08	0,08	0,58	0,50	M	1	CA
NYCTIBIFORMES	NYCTIBIDAE	<i>Nyctibius griseus</i>	mãe-da-lua		0,17			L	2	IN
APODIFORMES	APODIDAE	<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal	0,17	0,08	0,08	0,08	L	2	IN
		<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	0,08	0,92			L	2	NE
	TROCHILIDAE	<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	0,83	0,25	1,00	0,83	L	1	NE
		<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto		0,08			M	3	NE
		<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	0,67	0,75	0,50	0,58	L	2	NE
		<i>Thalassidroma macroura</i>	beija-flor-de-frente-violeta		0,08			M	3	NE
		<i>Amazilia lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	0,17	0,58	0,17	0,08	L	2	NE

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
CORACIIFORMES	ALCEDINIDAE	<i>Megasceryle torquata</i>	martim-pescador-grande	0,17	0,17	0,25	0,17	L	1	CA
		<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde	0,25	0,17	0,33	0,17	L	2	CA
GALBULIFORMES	BUCCONIDAE	<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado	0,17				M	3	IN
PICIFORMES	RAMPHASTIDAE	<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu	0,25	0,08			M	1	FR
	PICIDAE	<i>Picumnus cirratus</i>	pica-pau-anão-barrado	0,33	0,58	0,08		L	2	IN
		<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	0,25	0,08	0,17	0,25	L	2	IN
		<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó	0,58				M	2	IN
		<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	0,17	0,08	0,25		L	2	IN
		<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	0,50	0,83	1,00	0,33	L	1	IN
		<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela	0,33				M	3	IN
		<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca	0,08				L	2	IN
CARIAMIFORMES	CARIAMIDAE	<i>Cariama cristata</i>	seriema	0,33				M	1	CA
FALCONIFORMES	FALCONIDAE	<i>Caracara plancus</i>	caracará	0,42	0,42	0,50	0,33	L	1	CA
		<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	0,50	0,08	0,08		L	1	CA
		<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri				0,17	L	1	CA
		<i>Falco femoralis</i>	falcão-de-coleira	0,08	0,08	0,33		L	1	CA
PSITTACIFORMES	PSITTACIDAE	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão-maracanã	0,92	0,92	1,00	1,00	L	1	FR
		<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	0,67	0,17	0,08	0,75	M	2	FR
		<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico	1,00	0,33	0,58	0,25	L	3	FR
		<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde	0,83		0,08		M	2	FR
PASSERIFORMES	THAMNOPHILIDAE	<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	0,08	0,42			M	3	FR
		<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	0,33				M	3	IN
		<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho	0,17				L	3	IN

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
		<i>Thamnophilus caeruleus</i>	choca-da-mata	0,75				L	3	IN
	CONOPOPHAGIDAE	<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente	0,33				M	3	IN
	FURNARIIDAE	<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	1,00	0,33	1,00	0,92	L	1	IN
		<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	0,08				M	3	IN
		<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco	0,50				M	3	IN
		<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	curutié	0,17				M	1	IN
		<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé	0,33				M	2	IN
		<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	0,58	0,17		0,17	L	3	IN
		<i>Synallaxis albescens</i>	uí-pi			0,42		L	1	IN
		<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	0,50	0,25	0,08		L	3	IN
	PIPRIDAE	<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará	0,50				L	3	ON
	TITYRIDAE	<i>Pachyrhamphus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto	0,08				M	3	IN
	RYNCHOCYCLIDAE	<i>Tolmomyias sulphureus</i>	bico-chato-de-orelha-preta	0,50				M	3	IN
		<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	0,33	0,33	0,75	0,92	L	2	IN
	TYRANNIDAE	<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	0,67	0,83	0,75	0,42	L	1	ON
		<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	0,08		1,00	0,67	L	2	ON
		<i>Serpophaga subristata</i>	alegrinho	0,25				L	2	IN
		<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré			0,08		L	1	IN
		<i>Myiarchus tyrannulus</i>	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	0,08				L	2	IN
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	1,00	1,00	1,00	1,00	L	1	ON
		<i>Machetornis rixosa</i>	suiriri-cavaleiro			0,92	0,33	L	1	IN

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
		<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	0,33	0,50	0,25	0,17	L	3	ON
		<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei		0,25			L	2	ON
		<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	0,33	0,25	0,08	0,08	L	2	ON
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	0,75	0,58	0,75	1,00	L	1	IN
		<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	0,17		0,42	0,42	L	1	IN
		<i>Empidonamus varius</i>	peitica	0,17		0,08		L	2	ON
		<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe		0,08	0,17		L	1	IN
		<i>Fluvicola nengeta</i>	lavadeira-mascarada	0,58		0,83	0,50	L	1	IN
		<i>Gubernetes yetapa</i>	tesoura-do-brejo			0,08		M	1	IN
	VIREONIDAE	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari		0,92		0,08	L	2	IN
		<i>Vireo chivi</i>	juruvicara		0,17	0,08		L	2	ON
	CORVIDAE	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo			0,33	0,08	M	1	ON
	HIRUNDINIDAE	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa	0,75	0,33	0,92	0,92	L	1	IN
		<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora			0,08	0,08	L	1	IN
		<i>Progne tapera</i>	andorinha-do-campo	0,25		0,67	0,17	L	1	IN
		<i>Progne chalybea</i>	andorinha-doméstica-grande			0,17	0,17	L	1	IN
		<i>Tachycineta albiventer</i>	andorinha-do-rio			0,08		L	1	IN
		<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	andorinha-de-sobre-branco			0,17		L	1	IN
	TROGLODYTIDAE	<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	1,00	1,00	1,00	0,92	L	1	IN
	TURDIDAE	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	1,00	1,00	0,83	0,83	L	2	ON
		<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	0,58	0,08		0,50	L	1	ON

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
		<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	0,67	0,92	0,25	0,58	L	2	ON
	MIMIDAE	<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	0,50		0,92	0,67	L	1	ON
	MOTACILLIDAE	<i>Anthus lutescens</i>	caminheiro-zumbidor			0,25		L	1	IN
	PASSERELLIDAE	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	1,00	1,00	1,00	0,92	L	1	GR
		<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo		0,08	0,33		L	1	GR
	PARULIDAE	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula		1,00			M	3	IN
		<i>Myiothlypis flaveola</i>	canário-do-mato		1,00			M	3	IN
	ICTERIDAE	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro	0,25		0,08		M	2	FR
		<i>Chrysomus ruficapillus</i>	garibaldi			0,58		L	1	ON
		<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo			0,25		L	1	ON
		<i>Molothrus bonariensis</i>	vira-bosta	0,58	0,25	0,58	0,42	L	1	GR
	THRAUPIDAE	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	0,92	0,58	0,58	0,75	L	2	NE
		<i>Saltatricula atricollis</i>	bico-de-pimenta				0,08	M	1	ON
		<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto	0,33	0,17	0,08	0,08	L	3	ON
		<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário	0,25		0,08	0,08	L	2	ON
		<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto		0,33			L	2	ON
		<i>Lanio melanops</i>	tiê-de-topete		0,17			M	3	ON
		<i>Tangara sayaca</i>	sanhaçu-cinzento	1,00	0,92	1,00	1,00	L	2	ON
		<i>Tangara palmarum</i>	sanhaçu-do-coqueiro	0,58		0,67		L	2	FR
		<i>Tangara cayana</i>	saíra-amarela	0,33	0,17	0,25	0,08	M	1	ON
		<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha	0,08		0,08		L	3	ON
		<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	0,25		0,08		L	2	ON
		<i>Conirostrum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	0,08	0,08		0,08	L	3	IN

ORDEM	FAMÍLIA	Nome científico	nome-popular	BO	CO	PQ	TU	SN	DF	PA
		<i>speciosum</i>								
		<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra-verdadeiro			0,08		L	1	GR
		<i>Embernagra platensis</i>	sabiá-do-banhado			0,42		L	2	GR
		<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	0,17	0,33	0,67	0,92	L	1	GR
		<i>Sporophila lineola</i>	bigodinho			0,42	0,08	L	1	GR
		<i>Sporophila caerulea</i>	coleirinho	0,08	0,33	1,00	0,75	L	1	GR
	FRINGILLIDAE	<i>Sporagra magellanica</i>	pintassilgo			0,25	0,08	L	1	GR
		<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	0,33	0,83	0,67	0,33	L	2	ON
	ESTRILDIDAE	<i>Estrilda astrild</i>	bico-de-lacre	0,08		0,83	0,08	L	1	GR
	PASSERIDAE	<i>Passer domesticus</i>	pardal	1,00	0,33		1,00	L	1	ON

(*):espécie híbrida e (**): espécie que não consta na lista de aves brasileiras (CBRO, 2014), mas possuem indivíduos residentes que se reproduzem nos parques estudados.

Apêndice II – Imagens de espécies de aves registradas nos parques urbanos de Jundiaí, SP.



marreco-de-pequim (*Anser anser*)



biguatinga (*Anhinga anhinga*)



socozinho (*Butorides striata*)



quero-quero (*Vanellus chilensis*)



pomba-de-bando (*Zenaida auriculata*)



coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*)



mãe-da-lua (*Nyctibius griseus*)



picapauzinho-verde-carijó (*Veniliornis spilogaster*)



pica-pau-verde-barrado (*Colaptes melanochloros*)



sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*)



bico-de-pimenta (*Saltatricula atricollis*)



pintassilgo (*Sporagra magellanica*)

