
Ecologia

Angel Leal

**Influência da estrutura da paisagem na
composição de comunidades de aves em
praças do município de Rio Claro, SP**



Rio Claro
2009

Angel Leal

Influência da estrutura da paisagem na composição de comunidades de aves em praças do município de Rio Claro, SP

Orientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz

Supervisor: Prof. Dr. Mauro Galetti Rodrigues

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo.

Rio Claro
2009

598.2 Leal, Angel

L435i Influência da estrutura da paisagem na composição de comunidades de aves em praças do município de Rio Claro, SP / Angel Leal. - Rio Claro, SP : [s.n.], 2009
76 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) -
Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências.

Orientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz

1. Ave. 2. Riqueza de espécies. 3. Ecologia da Paisagem.
4. Ecologia Urbana. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico aos meus pais pelo
apoio e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz pela orientação, apoio, incentivo e pelas revisões e críticas construtivas durante o percurso deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Mauro Galetti Rodrigues pela supervisão e auxílio nas análises estatísticas e por ter me oferecido a oportunidade de desenvolver este trabalho.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (processo 07/03981-1) pela concessão da bolsa de iniciação científica.

Ao Henrique Corrêa Giacomini, muito atencioso, pelas sugestões com a parte estatística do trabalho.

Ao Carlos Otávio Araújo Gussoni (Pássaro) pela ajuda na confirmação de algumas espécies amostradas e concessão de material para identificação.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia que convivi durante o desenvolvimento do trabalho.

À turma da Ecologia 2005 com quem dividi grandes momentos, em especial: André (Santos), André (Tsuboy), Clarissa, Daniel (Jabuti), Davi, Evandro (Binão), Elson, Eduardo (Pacífico), Hélio, Ivo, José Carmelo (Charilo), Jú, Márcia (Sayuri), Roseli (Lika), Rodrigo (Ninão), Tatiana, Thaís, Thaís (Oz) e Yuri.

A todos os veteranos pela convivência e transmissão de conhecimento, em especial: Bruno (Dedê), Cláudia, Diana, Eduardo (Chewbaquinha), Manu, Má Koketsu, Mariana Bonfim, Mari Oshiro, Meire, Rafael (But), Rafael (Omelete), Ricardo (Saldanha) e Soraya.

A todos os amigos dos outros cursos da UNESP Rio Claro, em especial: Alex, Fábio (Quase Nada), Hans (Viking), Larinha, Luis Flávio, Luiz (Momo), Mariana Nery, Natália Panzoldo e Rodrigo (Latino)

Aos meus pais pela ajuda, apoio, incentivo e companhia e sem os quais não valeria a pena o esforço.

“Deixem que seja dito de vocês que a sua
geração é a geração da cura”
(David Lester)

SUMÁRIO

	Páginas
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	13
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Área de Estudo	14
3.2 Análise da Estrutura da Paisagem	17
3.3 Variáveis Locais	18
3.4 Análise da Comunidade de Aves	18
3.5 Análise Estatística dos Resultados	19
4. RESULTADOS	21
4.1 Estrutura da Paisagem.....	21
4.2 Variáveis Locais	23
4.3 Análise da Comunidade de Aves	24
4.4 Similaridade das Comunidades.....	29
4.5 Estrutura da Paisagem x Comunidade de Aves.....	34
5. DISCUSSÃO	38
6. RECOMENDAÇÕES	42
7. CONCLUSÃO.....	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
ANEXO A	54
ANEXO B	66

LISTA DE FIGURAS

	Páginas
1. Curvas esperadas da relação área-diversidade e grau de isolamento-diversidade para as praças de Rio Claro, SP	13
2. Mapa esquemático da localização geográfica do município de Rio Claro, SP	14
3. Distribuição espacial das 25 praças do município de Rio Claro, SP, selecionadas para o estudo, além de uma porção da FEENA (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade), considerada a matriz regional	16
4. Relação da riqueza de espécies entre as praças das zonas central e residencial e entre as estações ao longo do estudo, excluindo-se as aves aquáticas encontradas no Parque Municipal do Lago Azul.....	26
5. Relação da distribuição de indivíduos de aves entre as praças das zonas central e residencial e entre as estações ao longo do estudo, excluindo-se as aves aquáticas encontradas no Parque Municipal do Lago Azul	27
6. Histograma da distribuição nula dos valores de correlação do Teste de Mantel, num total de 1000, cada um gerado após a permutação de uma das matrizes de forma independente	31
7. Diferença entre as médias dos quadrados mínimos de riqueza de espécies em relação ao efeito das categorias das variáveis selecionadas. As amplitudes das linhas verticais evidenciam diferença na riqueza apenas quando se trata da variável área da praça	33
8. Diferença entre as médias de densidade (ind./1000m ²) em relação ao efeito das categorias das variáveis selecionadas. A posição e amplitude dos <i>boxes</i> e, ainda, o comprimento das linhas verticais, evidenciam com clareza a diferença entre as densidades quando se trata da variável área da praça	35
9. Regressão parcial entre densidade e área (m ²). Correlação parcial: -0,87. As curvas tracejadas delimitam o intervalo de confiança de 95% da regressão.....	37
10. Regressão parcial entre densidade e distância da FEENA (m). Correlação parcial: 0,56. As curvas tracejadas delimitam o intervalo de confiança de 95% da regressão.....	37

LISTA DE TABELAS

	Páginas
1. Códigos atribuídos às praças do município de Rio Claro, divisões das paisagens adotadas no estudo (cent – centro; resid – residencial) e área, perímetro e distância da FEENA de cada praça selecionada	15
2. Definição dos estratos vegetacionais, do grau de cobertura vegetal (projeção da cobertura foliar sobre um plano horizontal) (PRODON; LEBRETON, 1981) e da presença de sub-bosque nas praças	21
3. Valores do NDVI (média e desvio padrão) de cada praça do município de Rio Claro para as quatro estações amostradas no estudo	22
4. Média (\pm DP) do tráfego de automóveis (automóveis/min.) e pedestres (pedestres/min.) e número de gatos no entorno das praças do município de Rio Claro, SP	23
5. Riqueza, abundância e média de indivíduos por espécie em cada praça amostrada no município de Rio Claro, SP	25
6. Comparação dos resultados dos Índices de Diversidade de Shannon (H') e de Simpson ($1/D$) para as comunidades de aves em cada praça, por estação	29
7. Panorama geral dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Simpson ($1/D$) e Equitabilidade de Hill (modificado) (H) entre as estações	29
8. Índices de Similaridade de Sørensen entre as estações (pri – primavera; ver – verão; out – outono; inv – inverno)	30
9. Análise de variância para riqueza média de espécies entre as categorias das variáveis do estudo.	32
10. Sumário da regressão para a variável riqueza (sem o Parque Municipal do Lago Azul): $R=0,58417911$; $R^2=0,34126523$; R^2 ajustado= $0,10877060$; $F(6,17)=1,4678$; $p<0,24756$; erro padrão da estimativa: $7,5895$	36
11. Sumário da regressão para a variável densidade (sem o Parque Municipal do Lago Azul): $R=0,88709270$; $R^2=0,78693346$; R^2 ajustado= $0,71173351$; $F(6,17)=10,465$; $p<0,00006$; erro padrão da estimativa: $14,896$	36
12. Composição da avifauna das praças do município de Rio Claro, SP	55
13. Distribuição das espécies entre as diferentes classes de guildas (1=presente; 0=ausente), e participação e localização das agregações	58

14. Abundância relativa (%) de espécies por praça entre o centro e a zona residencial	60
15. Número total de indivíduos por espécie nas praças das duas paisagens, centro e zona residencial, ao longo das estações	62
16. A abundância de espécies segue Hilty & Brown (1986): comum (>75%), regular (50% a 75%), incomum (25% a 50%), raro (<25%), local, irregular ou errante e hipotético. O status de conservação segue Collar <i>et al.</i> (1992): extinta (ex), ameaçada (e), vulnerável (v), indeterminada (i), rara (r), falta informação (k) e não ameaçada (na). O status de endemismo e os movimentos migratórios seguem Sick (1997): endêmica (em) e não endêmica (ne); residente (r), visitante setentrional (vn) e visitante meridional (vm)	64

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas urbanos têm chamado a atenção de muitos estudiosos nos últimos anos devido aos diferentes padrões e processos que o meio exerce sobre a biodiversidade (BLAIR, 1996; CHACE; WALSH, 2006; CLERGEAU *et al.*, 1998; CLERGEAU; JOKIMÄKI; SAVARD, 2001; CORNELIS; HERMY, 2004; CROOKS; SOULÉ, 1999; FERNÁNDEZ-JURICIC, 2001; FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMÄKI, 2001; JOKIMÄKI, 1999; JOKIMÄKI; HUHTA, 2000; JOKIMÄKI; SUHONEN, 1998; MARZLUFF, 2001; NIEMELA, 1999). Embora haja alguns estudos que visem à compreensão dos processos dinâmicos nas cidades (*e.g.* ADAMS, 1994; GILBERT, 1989; GRIMM *et al.*, 2000), pouco se tem feito para prever quais os reais efeitos da urbanização sobre a biodiversidade e possíveis estratégias de manejo (HADIDIAN *et al.*, 1997).

Conforme o trabalho de Grimm *et al.* (2000), a tendência à urbanização no planeta aumentará os impactos provocados nos ecossistemas. Com a evidência dos efeitos da urbanização sobre o meio, a importância de se considerar a natureza no planejamento urbano tem aumentado (YLI-PELKONEN; NIEMELÄ, 2005). Estudos sobre o meio urbano oferecem informações importantes a cerca da resposta da biota ao meio, da integração da biodiversidade nos planos de conservação, entre outros (*e.g.* ADAMS, 1994; CLERGEAU *et al.*, 1998; CLERGEAU; JOKIMÄKI; SAVARD, 2001; GILBERT, 1989; YLI-PELKONEN; NIEMELÄ, 2005).

A comunidade de aves é estruturada de acordo com a riqueza, composição e abundância das espécies, havendo uma dominância de algumas poucas espécies mais resilientes (BEISSINGER; OSBORNE, 1982; CLERGEAU *et al.*, 1998; GAVARESKI, 1976; JOKIMÄKI *et al.*, 1996; LANCASTER; REES, 1979; MARZLUFF, 2001). Alguns estudos demonstraram que a diversidade e a riqueza de espécies diminuem com o aumento da urbanização (*e.g.* BLAIR, 1996; JOKIMÄKI; SUHONEN, 1998; MCKINNEY, 2002). Todavia, algumas espécies mostram-se mais resilientes no meio urbano (*cf.* JOKIMÄKI; SUHONEN, 1998; MARZLUFF, 2001). Para Clergeau *et al.* (2006), Jokimäki *et al.* (1996) e McKinney (2006), esta feição resulta numa uniformidade das comunidades nos centros urbanos.

Estudos sobre as comunidades de aves têm mostrado que as praças apresentam maior diversidade de espécies que outros ambientes urbanos (e.g. HADIDIAN *et al.*, 1997; TILGHMAN, 1987), como quintais e canteiros. Logo, torna-se importante entender os fatores que interferem no estabelecimento das espécies nas praças (FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMÄKI, 2001), com o propósito de conservar as áreas verdes urbanas.

Em relação à manutenção da biodiversidade em áreas urbanas, as aves desempenham um importante papel na manutenção do ecossistema, pois requerem uma ampla variedade de habitats e recursos (e.g. ANGELSTAM *et al.*, 2004). Segundo Schleck, Nietfeld e Stelfox (1995), as aves parecem acompanhar as alterações na vegetação oriundas do aumento da complexidade dos habitats ao longo do tempo, bem como do aumento da área das praças e da disponibilidade de recursos (ANDRÉN, 1994). Conseqüentemente, muitos estudos em áreas urbanas têm focado especificamente na ecologia das aves (e.g. FERNÁNDEZ-JURICIC, 2004a; HOSTETLER; HOLLING, 2000). Esta importância tem aumentado em decorrência da rápida urbanização (FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMÄKI, 2001).

De acordo com Cornelis e Hermy (2004) e Hinsley *et al.* (1995), praças grandes tendem a favorecer o estabelecimento das espécies por causa da sua maior disponibilidade de habitats, enquanto que praças pequenas apresentam altas taxas de rotatividade (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2004b; GAVARESKI, 1976; JOKIMÄKI, 1999). Essa relação espécie-área pode ser explicada por diversos fatores, como o tamanho da praça requerido pelas espécies (HINSLEY *et al.*, 1995, MacARTHUR; WILSON, 1967), a disponibilidade de recursos e a elevada diversidade de habitats (ANDRÉN, 1994), a predação de ninhos (JOKIMÄKI; HUHTA, 2000) e a competição interespecífica (JOKIMÄKI, 1999).

O isolamento da matriz regional promove a ocupação rápida das praças por espécies mais generalistas, enquanto que as espécies mais especialistas demandam maior tempo para a colonização, restringindo sua distribuição (LOMOLINO, 1996; PATTERSON, 1990). Porém, o fator distância de uma matriz regional parece não surtir efeito significativo sobre a composição avifaunística, conforme Fernández-Juricic (2000a). Numa paisagem aonde as praças têm origem recente, os colonizadores se estabeleceriam consoantemente com o grau de isolamento das praças (PATTERSON, 1990).

As características da vegetação são importantes para a seleção de habitats nas cidades pelas aves (CORNELIS; HERMY, 2004; FERNÁNDEZ-JURICIC, 2004a; LANCASTER; REES, 1979). Os padrões e processos da paisagem desempenham um papel importante na distribuição e permanência da biota nesses habitats “fragmentados” (cf. ALDERMAN *et al.*, 2005). Para muitas espécies, as mudanças na paisagem causadas pela urbanização são determinantes no declínio populacional (ANDRÉN, 1994; SIMBERLOFF, 1995). Essas alterações influenciam os movimentos dos indivíduos entre as “manchas”, de acordo com Soulé *et al.* (1988) e Wiens (1994). A integração entre os fragmentos é dificultada pela matriz antrópica circundante (GILBERT, 1989).

As praças constituem verdadeiros “Hotspots” de biodiversidade nas cidades (CORNELIS; HERMY, 2004; FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMÄKI, 2001), e os processos de degradação das mesmas nas cidades apresentam os mesmos efeitos deletérios sobre as comunidades que em paisagens naturais fragmentadas (CHACE; WALSH, 2006; FERNÁNDEZ-JURICIC; JOKIMÄKI, 2001; MARZLUFF, 2001). Conforme exposto por McKinney (2002), os efeitos deletérios da urbanização persistem no espaço por mais tempo que outros tipos de distúrbios, como a agricultura. Ainda assim, o impacto da urbanização sobre a biota é pouco estudado (cf. MCKINNEY, 2002).

Os estudos em ecologia urbana são de grande importância. Como a biodiversidade é uma propriedade inerente ao meio, independente de escala espacial e temporal, é preciso estudar os processos ecológicos entre os indivíduos e o ambiente a fim de manter a biodiversidade e guiar o planejamento urbano, conforme Niemelä (1999). Pouco se sabe a respeito da relação entre a comunidade de aves e a paisagem (MITCHELL *et al.*, 2006). Isto se deve ao baixo número de hipóteses que explicariam as respostas dos animais a estrutura da paisagem (cf. MARZLUFF; RAPHAEL; SALLABANKS, 2000).

Apesar do interesse na ecologia urbana ter crescido nos últimos anos, a falta de conhecimentos ecológicos ainda promove o baixo número de estudos sobre o tema e restringe a possibilidade de aderir os resultados ao planejamento urbano (NIEMELÄ, 1999). De acordo com Clergeau *et al.* (1998), dois aspectos da estrutura das comunidades urbanas continuam pouco estudados: os padrões e processos da composição das comunidades e a importância dos fatores locais e regionais nessa composição.

2. OBJETIVOS

Este projeto visou compreender a influência do tamanho e grau de isolamento (da matriz regional) dos fragmentos sobre os padrões de composição das comunidades de aves nas praças urbanas do município de Rio Claro e o papel dos fatores locais na estrutura das comunidades. As hipóteses testadas no estudo foram definidas como:

Hipótese 1:

H_0 = O número de espécies é maior quanto menor a área das praças;

H_a = O número de espécies é maior quanto maior a área das praças.

Hipótese 2:

H_0 = O número de espécies é maior quanto mais distante for a praça da matriz regional;

H_a = O número de espécies é maior quanto mais próxima for a praça da matriz regional.

Estas hipóteses foram avaliadas no sentido de testar o referencial teórico esperado: correlação positiva entre área e diversidade e correlação negativa entre isolamento e diversidade (Figura 1).

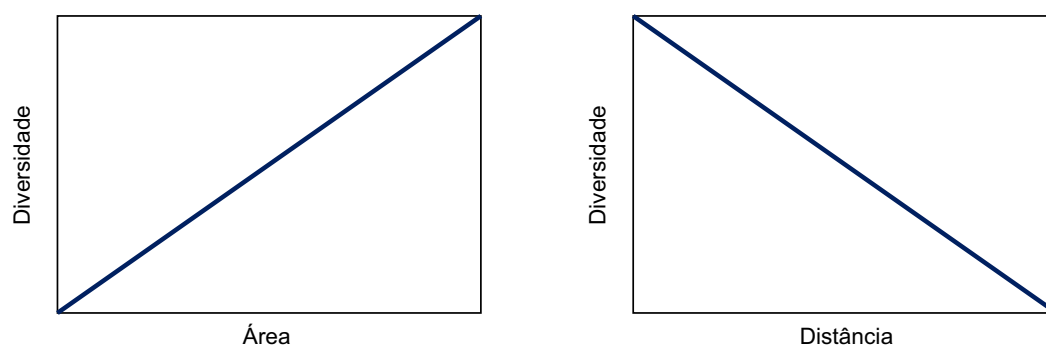


Figura 1. Curvas esperadas da relação área-diversidade e grau de isolamento-diversidade para as praças de Rio Claro, SP.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em praças urbanas situadas no município de Rio Claro (499,90 km²), mesorregião de Piracicaba, São Paulo. O clima no município é do tipo Cwa (seco no inverno e chuvoso no verão), tropical de altitude. A precipitação média anual é de 1250 mm, sendo o período mais chuvoso entre os meses de outubro e março e o mais seco entre abril e setembro. A temperatura média anual é de 20,3°C (BRINO, 1985). O município encontra-se sob as coordenadas 22°24'S e 47°33'W, a 613m acima do nível do mar. Rio Claro tem 182 anos de existência e aproximadamente 189.834 habitantes, segundo estimativa do IBGE (2008). As praças amostradas somam 26,8 ha, com um tamanho variando entre 0,17 a 13,45 ha.

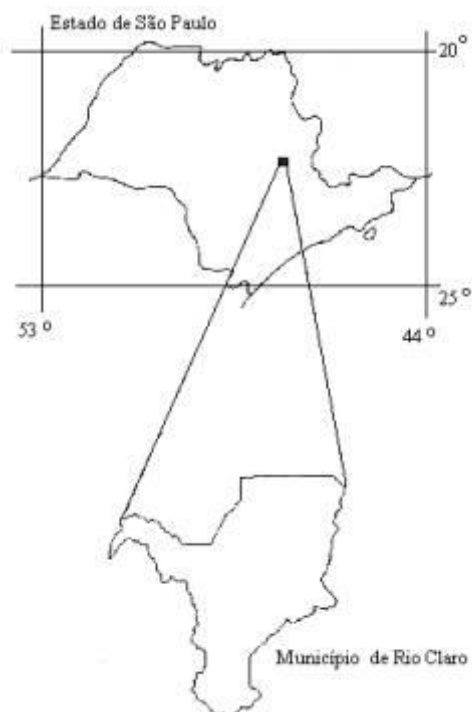


Figura 2. Mapa esquemático da localização geográfica do município de Rio Claro, SP.

Tabela 1. Códigos atribuídos às praças do município de Rio Claro, divisões das paisagens adotadas no estudo (cent – centro; resid – residencial) e área, perímetro e distância da FEENA de cada praça selecionada.

ID	Logradouro	Código	Zona	Área (m ²)	Perímetro (m)	Distância (m)
1	Joaquim Martins dos Santos	Joa	Resid	7.411	344,57	505
2	Vila Indaiá	Ind	Resid	7.874	355,25	972
3	Dr. Solon Mendonça Rego Barros	Sol	Resid	3.573	239,9	971
4	XV de Novembro/ Sgto. Otoniel Marques Teixeira	Nov	Cent	15.947	545,89	1.115
5	Liberdade	Lib	Cent	6.878	332,47	1.319
6	VII de Setembro	Set	Cent	7.937	356,49	1.553
7	Santa Cruz	San	Resid	5.346	345,11	1.851
8	Dr. Ruy Ladislau	Ruy	Resid	3.730	264,46	2.624
9	Dr. Godofredo Renato Waldomiro Pignataro	God	Resid	5.627	302,26	874
10	Lazer da Garotada	Laz	Resid	4.974	286,43	945
11	Joaquim Saldanha Marinho	Sal	Cent	6.533	325,64	1.069
12	General Antonio G. Ribeiro	Gen	Cent	8.118	360,54	1.512
13	Humberto Cartolano	Hum	Cent	6.193	323,13	1.711
14	Plínio Salgado	Pli	Resid	8.698	374	2.525
15	Deserta*	Des	Resid	4.017	259,2	631
16	Arco-Íris*	Arc	Resid	7.783	352,92	839
17	Jardim América	Ame	Resid	7.469	345,75	1.349
18	Jd. Bandeirante*	Ban	Resid	4.047	270,17	667
19	Jd. Do Ipê	Ipe	Resid	2.209	211,8	1.469
20	Dr. Francisco Penteado Jr.	Pen	Resid	2.093	193,65	1.938
21	Vereador Syllas Bianchini	Bia	Resid	1.970	182,26	2.115
22	Parque Municipal do Lago Azul	Lago	Cent	134.517	1637,81	2.152
23	Jardim São Paulo	Jar	Resid	1.771	165,87	2.794
24	Tenente Jorge Hebling	Heb	Resid	1.802	170,96	2.786
25	Dr. Edmundo Navarro de Andrade	Edm	Cent	2.461	227,85	589

* Logradouros fictícios

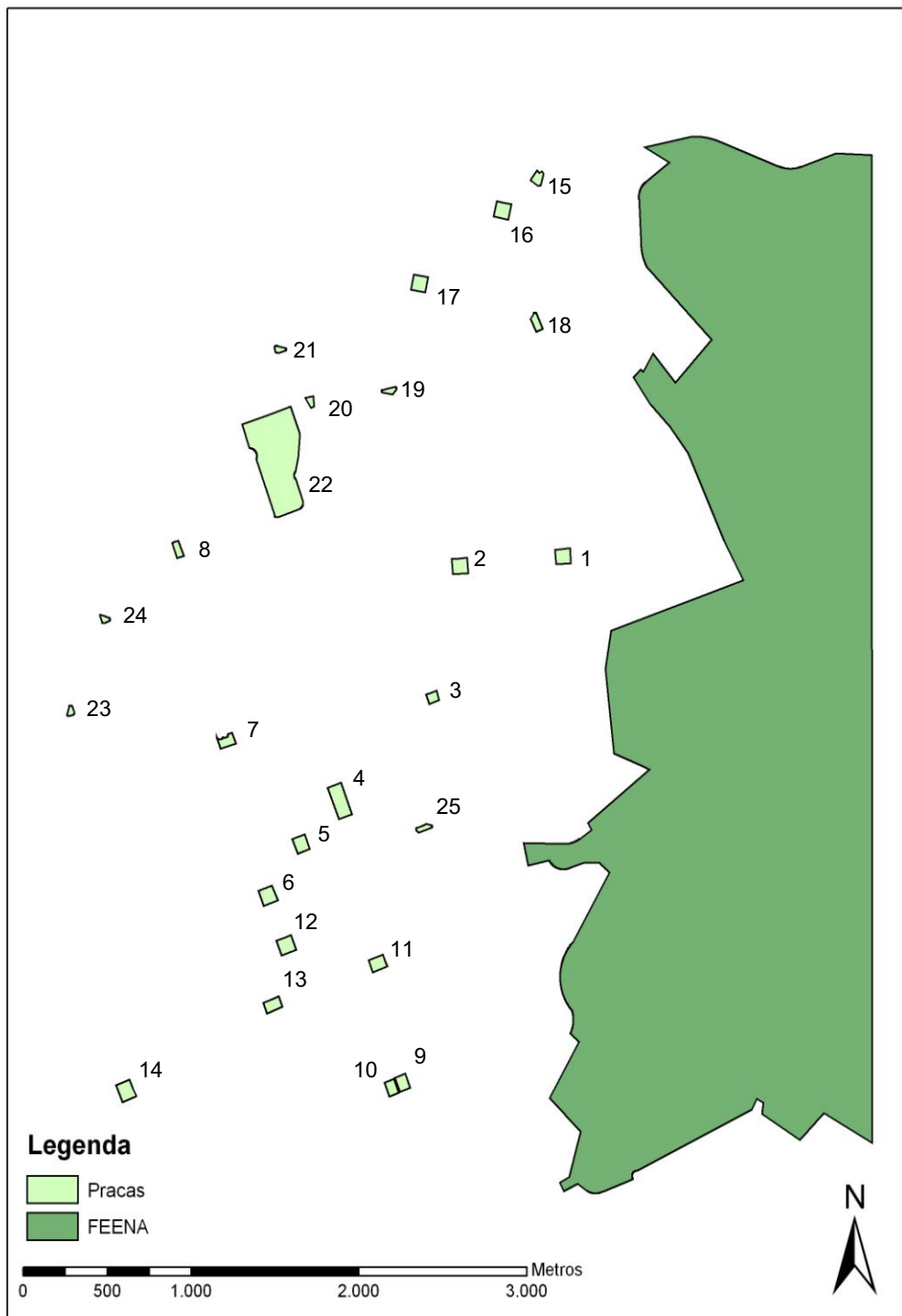


Figura 3. Distribuição espacial das 25 praças do município de Rio Claro, SP, selecionadas para o estudo, além de uma parte da FEENA (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade), considerada a matriz regional.

3.2 Análise da estrutura da paisagem

3.2.1. Caracterização da vegetação nas praças amostradas

A caracterização da vegetação presente em cada praça foi feita por meio da análise de imagens do satélite CBERS II, sensor CCD. Para a análise das imagens aéreas, foram realizados o georreferenciamento das mesmas a partir de mapa planialtimétrico 1:25000 (IGC – Carta SF-23-Y-A-I-4-SE) (MIRANDA & COUTINHO, 2004). Uma composição colorida foi realizada a partir das bandas 2, 3 e 4, correspondentes às faixas do espectro luminoso 0,52 µm a 0,59 µm, 0,63 µm a 0,69 µm e 0,77 µm a 0,89 µm, respectivamente (MOREIRA *et al.*, 2005).

A vegetação das praças foi classificada com base no Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) (ROUSE *et al.*, 1973), calculado a partir das bandas 3 e 4, correspondentes às faixas do espectro eletromagnético do vermelho e infravermelho próximo. O NDVI foi calculado através da seguinte equação:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{banda4} - \text{banda3}}{\text{banda4} + \text{banda3}},$$

sendo:

banda 3 = banda 3 do sensor CCD, referente à faixa do vermelho;

banda 4 = banda 4 do sensor CCD, referente à faixa do infravermelho próximo.

O cálculo da altura média do dossel arbóreo e da porcentagem de cobertura (em metros) seguiu os procedimentos de Prodon e Lebreton (1981).

3.2.2. Análise da estrutura da paisagem das praças

A caracterização da estrutura da paisagem foi feita considerando-se o tamanho, perímetro e o isolamento das praças em relação à matriz regional (Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade – FEENA). Para cada praça foram calculadas as seguintes variáveis da paisagem:

- Tamanho da praça (em ha);
- Perímetro da praça (em metros);
- Cobertura vegetal (projeção da cobertura foliar sobre um plano horizontal);
- Distância da praça mais próxima (em metros);

Todos os cálculos foram feitos com o apoio do SIG ArcGIS 9.2.

3.3 Variáveis locais

Duas variáveis locais foram coletadas nas praças para auxiliar a caracterização da vegetação e também o impacto antrópico:

- Número de pedestres e automóveis (por minuto), que foram calculados conforme Fernández-Juricic (2000b). Cada praça foi amostrada por três minutos (antes de cada levantamento), cobrindo-se um raio de quinze metros. Todos os automóveis e pedestres que atravessavam esta área eram contabilizados.
- Presença de gatos domésticos (*Felis catus*). Cada casa num raio de cinquenta metros a partir da praça foi visitada e seus moradores entrevistados (entrevistas não estruturadas) a cerca do número de gatos em suas residências.

3.4 Análise das comunidades de aves

As 25 praças foram amostradas utilizando-se o método de transecções (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992; BUKCLAND *et al.*, 2001), a fim de se estimar a riqueza de espécies. Em praças com menos de 2 ha, eu amostréi a praça inteira, despendendo a mesma quantidade de tempo utilizada para percorrer os transectos em praças com mais de 2ha. Nestas, foram percorridos 2 ou mais transectos (dependendo do tamanho da praça) sem uma ordem definida, porém realizando-se uma busca intensa (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2000a), em horários previamente definidos, nos períodos da manhã (06 às 10h) e fim da tarde e início da noite (16 às 20h), à velocidade média de 1 km/h. Todas as espécies foram registradas independentemente da forma de detecção (visual e/ou auditiva) e distância da trilha. Indivíduos sobrevoando as praças não foram considerados na amostragem (MURGUI, 2007; SANDSTRÖM; ANGELSTAM; MIKUSIŃKI, 2006).

Foram realizados dois levantamentos por estação no período de um ano (totalizando aproximadamente 67h amostradas), incluindo no estudo dias com bastante movimentação e dias com pouca movimentação no entorno das praças. Dias chuvosos ou com ventos muito fortes não foram amostrados. As espécies foram classificadas em uma categoria de abundância (HILTY; BROWN, 1986). Também foram analisados status de conservação (COLLAR *et al.*, 1992) e endemismo (SICK, 1997) de cada espécie.

As aves migratórias foram classificadas conforme Sick (1997). Através de revisão da literatura, as espécies foram divididas em guildas de acordo com Cramp (1992). Outra guilda, a aquática, foi incluída em virtude da presença de um lago em uma das praças. Esse critério de classificação foi adotado em virtude da disponibilidade de recursos e tamanho das praças (TELLERÍA; SANTOS, 1995). A presença de agregações, grupo de aves que se reúne em torno de um fator externo como recurso alimentar (MORSE, 1970; POWELL, 1979), foi registrada seguindo o trabalho de Machado (1991): ao constatar-se uma agregação, foram registradas as espécies que o compunham, número aproximado de indivíduos de cada espécie, distribuição no estrato da vegetação e horário da observação. A partir do número de contatos feitos com cada espécie, foi determinada a frequência com que estas espécies ocorrem nestas agregações, sendo classificadas em quatro categorias de frequência (POWELL, 1985): espécies regulares, comuns, pouco comuns e raras.

3.5 Análise estatística dos resultados

Os dados foram analisados separadamente para cada uma das quatro estações. A diversidade de espécies entre as comunidades foi calculada através do Índice de Shannon-Wiener (H'), e a dominância das espécies mais abundantes foi analisada através do Índice de Simpson (D) (MAGURRAN, 1988). A equitabilidade foi calculada utilizando-se o Índice de Hill (modificado) que tem como parâmetros os Índices de Shannon-Wiener e de Simpson (LUDWIG; REYNOLDS, 1988). As medidas de similaridade entre as praças foram calculadas através do Índice de Sørensen (C_N) (KREBS, 1999; MAGURRAN, 1988). O cálculo deste índice foi realizado por meio do programa EstimateS (versão 8.0).

Foi realizado também o Teste de Mantel (MANLY, 2004), para verificar se houve relação entre a diversidade beta (medida como distância de Sørensen, com dados de ausência e presença) e a distância geográfica (m) entre as praças. As variáveis cobertura vegetal, número de gatos e tráfego foram submetidas ao procedimento de Box e Cox de transformação de dados a fim de satisfazerem as condições de normalidade de um conjunto de dados (BOX; COX, 1964). Desse modo, a melhor transformação sugerida para as variáveis supracitadas foi a logarítmica.

Para a comparação de médias de riqueza e densidade (indivíduos/1000m²) em relação às categorias (definidas pelo autor) das variáveis que as afetam foram

utilizados os testes ANOVA um critério (VIEIRA, 2006) e Kruskal-Wallis (ZAR, 1999) respectivamente, visto que o teste de Lilliefors, que não depende do número de categorias para a distribuição de frequência, verificou que riqueza apresentava distribuição normal ($p>0,2$) e densidade distribuição não normal ($p<0,01$). Para analisar a relação da riqueza e da densidade (ind./1000 m²) com as variáveis do meio, foi conduzido um Teste de Regressão Múltipla, com o propósito de se compreender a contribuição das variáveis explanatórias conjuntamente (área, distância da FEENA, cobertura vegetal, NDVI, tráfego, presença de sub-bosque e de gatos) na determinação das variáveis resposta. O cálculo das regressões foi feito através do programa STATISTICA (versão 7.1).

4. RESULTADOS

4.1 Estrutura da paisagem

A cobertura vegetal nas praças variou de 1 a 50% (tabela 2), baseando-se no modelo de Prodon e Lebreton (1981). Apenas 44% das praças apresentaram sub-bosque. Quatorze praças apresentaram cobertura máxima do solo de 5%, três praças apresentaram cobertura de 10%, cinco praças apresentaram cobertura de 20%, duas praças apresentaram cobertura de 30% e uma praça apresentou cobertura de 50%. Quanto aos estratos, 8% das praças apresentaram altura máxima do dossel de 32 m, 36% de 16 m, 48% de 8 m e 8% de 4 m.

Tabela 2. Definição dos estratos vegetacionais, do grau de cobertura vegetal (projeção da cobertura foliar sobre um plano horizontal) (PRODON; LEBRETON, 1981) e da presença de sub-bosque nas praças.

Praças	Estratos	Cobertura vegetal	Sub-bosque
Joa	0,5m-8m	1% - 5%	x
Ind	0,5m-8m	1% - 5%	
Sol	0,5m-16m	5% - 10%	x
Nov	2m-32m	10% - 50%	x
Lib	0,5m-16m	5% - 20%	x
Set	1m-8m	1% - 5%	
San	2m-16m	5% - 30%	x
Ruy	1m-16m	5%	x
God	1m-8m	1% - 5%	
Laz	1m-16m	1% - 5%	
Sal	1m-8m	1% - 20%	x
Gen	1m-8m	10% - 20%	x
Hum	0,5m-16m	10% - 30%	x
Pli	0,5m-8m	1% - 10%	x
Des	1m-8m	5%	
Arc	1m-16m	5% - 20%	
Ame	2m-16m	5%	
Ban	1m-4m	1% - 5%	
Ipe	0,5m-16m	1% - 5%	
Pen	2m-8m	1% - 5%	
Bia	1m-8m	1% - 5%	
Lago	2m-8m	5% - 20%	
Jar	0,25m-4m	5%	
Heb	0,25m-8m	1% - 5%	
Edm	0,5m-32m	5% - 10%	x

De acordo com Braga, Brito e Sansigolo (2003), os valores de NDVI para áreas vegetadas variam de 0,1 a 0,8; rochas e solos apresentam valores próximos a

zero e corpos d'água valores negativos. O NDVI médio para as praças estudadas foi 0,32, tendo variado entre 0,09 e 0,62 (tabela 3). Na primavera foram registradas médias variando entre 0,25 e 0,39, sendo todas as praças classificadas como possuindo vegetação densa. No verão variou entre 0,27 e 0,58 e no outono entre 0,37 e 0,62. No inverno, o NDVI variou entre 0,09 e 0,28, permitindo classificar duas praças (Praça Jardim São Paulo e Praça Tenente Jorge Hebling) como apresentando vegetação rala.

Em razão disto, as praças no geral foram classificadas como apresentando cobertura vegetal densa. Para classificar a vegetação utilizou-se a média do NDVI das praças para as quatro estações, com valores variando entre 0,26 (Praça Dr. Edmundo Navarro de Andrade e Praça Tenente Jorge Hebling) e 0,40 (Praça Jd. do Ipê). O valor mínimo corresponde às Praças Jardim São Paulo e Tenente Jorge Hebling (0,09) no inverno, e o máximo à Praça Jd. do Ipê (0,62) no outono.

Tabela 3. Valores do NDVI (média e desvio padrão) de cada praça do município de Rio Claro para as quatro estações amostradas no estudo.

Praças	NDVI									
	Primavera		Verão		Outono		Inverno		média	DP médio
	média	DP	média	DP	média	DP	média	DP		
Joa	0.39	0.08	0.37	0.08	0.42	0.07	0.23	0.02	0.35	0.08
Ind	0.33	0.12	0.42	0.12	0.49	0.07	0.18	0.04	0.36	0.13
Sol	0.29	0.15	0.51	0.02	0.53	0.02	0.11	0.06	0.36	0.20
Nov	0.36	0.19	0.33	0.09	0.44	0.05	0.24	0.06	0.34	0.08
Lib	0.35	0.18	0.32	0.08	0.47	0.04	0.17	0.04	0.33	0.12
Set	0.33	0.11	0.32	0.06	0.50	0.06	0.14	0.04	0.32	0.15
San	0.31	0.10	0.31	0.05	0.46	0.06	0.14	0.07	0.30	0.13
Ruy	0.29	0.11	0.37	0.09	0.45	0.07	0.13	0.04	0.31	0.14
God	0.36	0.11	0.31	0.06	0.48	0.03	0.18	0.05	0.33	0.12
Laz	0.32	0.14	0.30	0.04	0.45	0.04	0.20	0.05	0.32	0.10
Sal	0.35	0.16	0.34	0.07	0.49	0.04	0.19	0.05	0.34	0.12
Gen	0.33	0.21	0.49	0.04	0.46	0.08	0.19	0.05	0.37	0.14
Hum	0.39	0.16	0.41	0.06	0.40	0.06	0.28	0.07	0.37	0.06
Pli	0.32	0.12	0.41	0.04	0.42	0.04	0.22	0.04	0.34	0.09
Des	0.30	0.09	0.42	0.02	0.44	0.04	0.15	0.03	0.33	0.13
Arc	0.32	0.10	0.31	0.04	0.38	0.04	0.23	0.04	0.31	0.06
Ame	0.30	0.13	0.27	0.01	0.38	0.03	0.15	0.06	0.27	0.10
Ban	0.26	0.09	0.32	0.01	0.38	0.02	0.14	0.05	0.27	0.10
Ipe	0.29	0.05	0.58	0.04	0.62	0.04	0.13	0.03	0.40	0.23
Pen	0.26	0.04	0.32	0.06	0.41	0.04	0.12	0.02	0.28	0.12
Bia	0.32	0.09	0.38	0.05	0.40	0.06	0.15	0.03	0.31	0.11
Lago	0.31	0.31	0.38	0.06	0.45	0.05	0.19	0.08	0.33	0.11
Jar	0.25	0.01	0.31	0.05	0.43	0.05	0.09	0.02	0.27	0.14
Heb	0.25	0.08	0.29	0.06	0.40	0.06	0.09	0.02	0.26	0.13
Edm	0.26	0.05	0.30	0.02	0.37	0.03	0.13	0.03	0.26	0.10

Há uma variação evidente entre as estações, com valores entre 0,31 (primavera) e 0,17 (inverno). Pode-se observar que os valores mínimos ocorrem no inverno.

4.2 Variáveis locais

Tanto o tráfego de automóveis quanto o de pedestres diferiu bastante entre as praças (tabela 4), mesmo considerando os dois ao mesmo tempo. O tráfego de automóveis apresentou uma diferença mais acentuada entre a Praça Jardim São Paulo e Jardim Bandeirantes ($2,75 \pm 0,96$) e a Praça XV de Novembro/ Sgto. Otoniel Marques Teixeira ($24,75 \pm 1,71$). O tráfego de pedestres diferiu bastante entre as praças Jardim São Paulo ($0,67 \pm 0,58$) e XV de Novembro/ Sgto. Otoniel Marques Teixeira ($27,33 \pm 2,08$). Na média total do tráfego, as praças Jardim São Paulo e XV de Novembro/ Sgto. Otoniel Marques Teixeira apresentaram as maiores diferenças entre si, sendo, respectivamente, $0,50 \pm 0,58$ e $26,07 \pm 3,16$.

Tabela 4. Média (\pm DP) do tráfego de automóveis (automóveis/min.) e pedestres (pedestres/min.) e número de gatos no entorno das praças do município de Rio Claro, SP.

Praças	Gatos	Tráfego
Joa	7	$6,25 \pm 3,17$
Ind	9	$6,75 \pm 6,23$
Sol	7	$17,75 \pm 6,07$
Nov	0	$25,38 \pm 2,24$
Lib	0	$18,00 \pm 4,42$
Set	4	$6,13 \pm 4,18$
San	4	$4,75 \pm 2,73$
Ruy	4	$2,75 \pm 1,22$
God	6	$3,13 \pm 2,50$
Laz	6	$5,38 \pm 3,93$
Sal	5	$8,50 \pm 6,08$
Gen	4	$7,63 \pm 4,90$
Hum	5	$10,75 \pm 4,10$
Pli	7	$2,88 \pm 1,74$
Des	6	$3,50 \pm 1,75$
Arc	5	$1,88 \pm 0,79$
Ame	7	$5,25 \pm 1,60$
Ban	5	$3,25 \pm 1,22$
Ipe	5	$5,00 \pm 2,91$
Pen	5	$2,63 \pm 2,04$
Bia	4	$3,38 \pm 2,71$
Lago	4	0
Jar	8	$1,63 \pm 1,38$
Heb	6	$4,25 \pm 2,95$
Edm	6	$9,75 \pm 8,49$

O Parque Municipal do Lago Azul não foi amostrado em virtude da impossibilidade de tráfego de automóveis no parque, sendo desconsiderado da análise dos resultados. A média de gatos no entorno das praças foi de $5,20 \pm 2,04$, não havendo grandes variações entre as praças. Os dois casos em que se nota a ausência de predadores (tabela 4) correspondem a duas praças (Praça Liberdade e Praça XV de Novembro/Sgto. Otoniel Marques Teixeira) cujo entorno não apresenta residências, apenas estabelecimentos comerciais.

4.3 Estrutura das comunidades de aves

Oitenta e três espécies foram registradas nas praças. Este número representa cerca de 25% das espécies encontradas no município de Rio Claro. A análise das amostras contou com apenas 73 espécies, excluindo-se dos cálculos estatísticos as espécies aquáticas (*Phalacrocorax brasilianus*, *Anhinga anhinga*, *Nycticorax nycticorax*, *Bubulcus ibis*, *Ardea Alba*, *Egretta thula*, *Ceryle torquatus*, *Chloroceryle amazona*, *Chloroceryle americana* e *Fluvicola nengeta*), que ocorrem apenas no Parque Municipal do Lago Azul. Segundo Gussoni (2007), a FEENA, matriz regional, apresenta 293 espécies de aves, das quais *Rhea Americana*, *Antilophia galeata*, *Tangara peruviana* e *Dacnis nigripes* são consideradas em perigo de extinção; *Mycteria americana*, *Chondrohierax uncinatus*, *Busarellus nigricollis*, *Spizaetus tyrannus*, *Asio stygius*, *Amazona aestiva* e *Sporophila angolensis* são classificadas como vulneráveis; e *Leptodon cayanensis* e *Campephilus robustus* são considerados como provavelmente ameaçados.

Nenhuma das espécies encontradas nas praças é endêmica ou se encontra classificada em algum grupo de espécies ameaçadas (tabela 16 – anexo A). Apenas *Progne subis* é classificada como espécie migratória, de acordo com Sick (1997). No caso, a espécie é uma migrante setentrional. *Chaetura meridionalis*, *Empidonomus varius*, *Machetornis rixosa*, *Progne chalybea*, *Tersina viridis*, *Tyrannus albogularis*, *Tyrannus melancholicus*, *Tyrannus savana* e *Xolmis cinereus* são espécies com movimentos migratórios internos, isto é, migram apenas em território brasileiro.

Tabela 5. Riqueza, abundância e média de indivíduos por espécie em cada praça amostrada no município de Rio Claro, SP.

Praças	Riqueza	Abundância	Média ind/espécie
Joa	37	350	9,46
Ind	20	268	13,40
Sol	28	238	8,50
Nov	29	339	11,69
Lib	33	355	10,76
Set	22	329	14,95
San	24	285	11,88
Ruy	25	299	11,96
God	22	300	13,64
Laz	25	286	11,44
Sal	28	346	12,36
Gen	18	320	17,78
Hum	37	324	8,76
Pli	28	293	10,46
Des	13	150	11,54
Arc	43	336	7,81
Ame	30	325	10,83
Ban	13	265	20,38
Ipe	24	255	10,63
Pen	18	202	11,22
Bia	13	168	12,92
Lago	49	850	17,35
Jar	16	220	13,75
Heb	19	201	10,58
Edm	17	194	11,41

As famílias mais abundantes foram Columbidae, com 22,59% dos indivíduos; Passeridae, com 15,58%, apesar de ser representada por apenas uma espécie; Tyrannidae, com 12,92%, mesmo tendo o maior número de representantes, 19 espécies (22,89%); 9,73% dos indivíduos encontram-se na família Thraupidae e 8,12% na família Hirundinidae.

Houve uma média de 25,24 espécies por praça ao longo do estudo. Tanto a riqueza de espécies como a média de indivíduos por espécie variou bastante entre as praças amostradas, respectivamente, 13 a 49 espécies e 9,46 a 20,38 indivíduos por espécie (tabela 5). Foi registrada uma média de 1.849,75 indivíduos por estação, sendo 2.212 indivíduos na primavera, 2.553 indivíduos no verão, 1.556 indivíduos no outono e 1.076 no inverno, distribuídos em 73 espécies. Não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as praças da zona central e residencial (ANOVA, $F_{1, 23}=2,15$; $p=0,16$). Já a riqueza entre as estações diferiu significativamente (Kruskal-Wallis, $H(3, N=100)=11,83$; $p=0,008$). Através do teste *a posteriori* de Dunn, detectou-se diferença significativa entre a primavera e inverno ($p=0,02$) e verão e inverno ($p=0,02$).

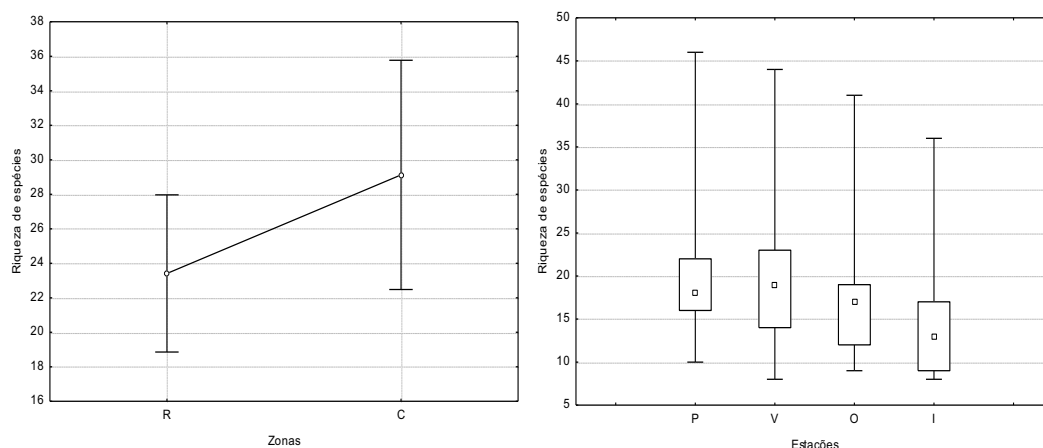


Figura 4. Relação da riqueza de espécies entre as praças das zonas central e residencial e entre as estações ao longo do estudo, excluindo-se as aves aquáticas encontradas no Parque Municipal do Lago Azul.

A abundância de indivíduos diferiu significativamente entre as praças do centro e a zona residencial (Kruskal-Wallis, $H(1, N=25)=6,57$; $p=0,01$), sendo que foi maior nas praças do centro (figura 5). A abundância entre as estações também diferiu significativamente (Kruskal-Wallis, $H(3, N=100)=46,04$; $p<0,001$). Aplicando-se posteriormente o Teste de Dunn aos dados, detectou-se diferença entre primavera e inverno ($p<0,001$), verão e outono ($p=0,003$), verão e inverno ($p<0,001$) e outono e inverno ($p=0,047$). Na primavera, 928 indivíduos foram encontrados nas praças do centro e 1.284 nas da zona residencial, com uma média de ocorrência de 116,63 indivíduos por praça no centro e 75,53 na zona residencial. O verão mostrou um aumento no número de indivíduos (18%) e na média de indivíduos por praça (17,35%) nas praças do centro para, respectivamente, 1.095 indivíduos e 136,87 ind./praça. Na zona residencial houve um aumento nos mesmos critérios, respectivamente 13,55% e 13,54%, sendo que o número de indivíduos aumentou para 1.458 e a média de indivíduos por praça para 85,76 ind./praça.

O outono apresentou uma diminuição no número de indivíduos e na média de indivíduos por praça em relação ao verão. O número de indivíduos caiu 44,75% no centro (de 1.095 para 605) e 34,77% na zona residencial (de 1458 para 951). A média de indivíduos por praça diminuiu de 136,87 ind./praça para 75,63 ind./praça no centro (44,74%) e de 85,76 ind./praça para 55,94 ind./praça na zona residencial (34,77%). O inverno mostrou uma queda no número de indivíduos (22,48%) e na média de indivíduos por praça (29,09%) nas praças do centro para, respectivamente, 469 indivíduos e 53,63 ind./praça. Na zona residencial também houve um diminuição nos mesmos critérios, respectivamente 27,34% e 31,41%,

sendo que o número de indivíduos diminuiu para 691 e a média de indivíduos por praça para 38,06 ind./praça.

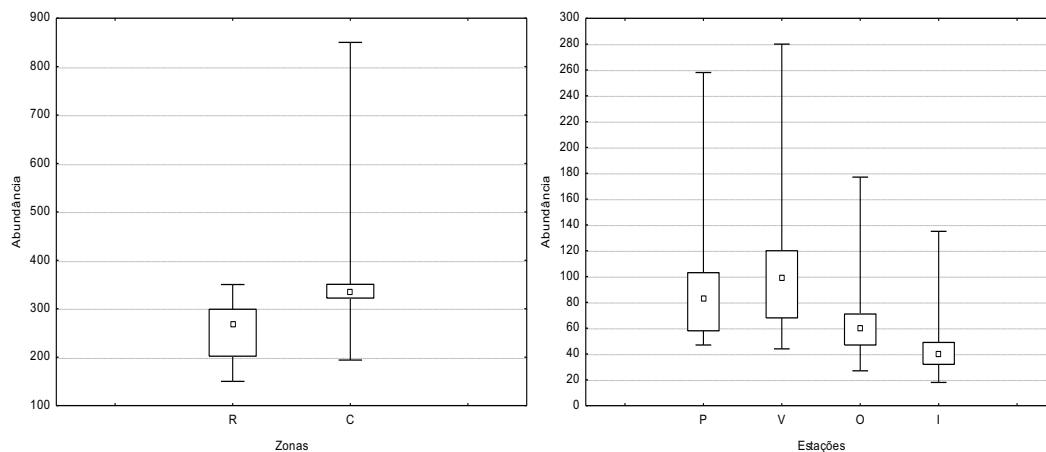


Figura 5. Relação da distribuição de indivíduos de aves entre as praças das zonas central e residencial e entre as estações ao longo do estudo, excluindo-se as aves aquáticas encontradas no Parque Municipal do Lago Azul.

Um total de 4.384 indivíduos, divididos em 65 espécies, foram encontrados nas praças da zona residencial, com uma média de 67,45 indivíduos por espécie. No centro foram registrados 3.097 indivíduos no total, distribuídos em 61 espécies e com uma média de 50,77 indivíduos por espécie. Na somatória geral do estudo foram registrados 7.481 indivíduos, de 73 espécies, com uma ocorrência média de 90,13 indivíduos por espécie.

Passer domesticus (15,58%), *Zenaida auriculata* (14,71%), *Pygochelidon cyanoleuca* (7,82%), *Thraupis sayaca* (6,79%) e *Pitangus sulphuratus* (4,79%) foram consideradas as espécies mais abundantes. Com 15,58% dos registros, *Passer domesticus* foi a espécie mais abundante no montante dos levantamentos das vinte e cinco praças. Na zona residencial também foi considerada a mais abundante (21,53%), seguida por *Zenaida auriculata* (17,86%), *Thraupis sayaca* (8,05%), *Pygochelidon cyanoleuca* (7,50%), *Pitangus sulphuratus* (5,61%) e *Mimus saturninus* (5,47%).

Ao contrário do que se esperava, *Columba livia* não foi a espécie mais abundante nas praças do centro (7,09%). Com 10,16% dos avistamentos, *Zenaida auriculata* foi considerada a mais abundante. Contribuiu para este número a participação da espécie em agregações. Vale ressaltar aqui que no inverno não foram registradas agregações. Contemplam ainda a lista de espécies mais

abundantes nas praças do centro: *Passer domesticus* (9,12%), *Pygochelidon cyanoleuca* (8,15%) e *Thraupis sayaca* (5,43%). As espécies *Passer domesticus*, *Zenaida auriculata*, *Thraupis sayaca*, *Pitangus sulphuratus* e *Patagioenas picazuro* foram encontrados em todas as praças. As espécies registradas foram classificadas em grupos de abundância, conforme o modelo de Hilty & Brown (1986). As espécies comuns representaram 15,66% das observações. Este grupo foi constituído pelas espécies mais comumente vistas na cidade de Rio Claro, como *Passer domesticus*, *Zenaida auriculata*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Thraupis sayaca*, *Pitangus sulphuratus*, *Patagioenas picazuro* e *Furnarius rufus*. As espécies regulares e incomuns representaram, respectivamente, 12,05% e 14,46% dos avistamentos. A maioria das espécies (56,63%) se encaixou no grupo das espécies raras. Este grupo é formado por espécies mais inconspícuas e com populações pequenas, o que dificulta o registro de sua ocorrência. Apenas *Progne subis* foi classificada como irregular/errante, representando 1,20% dos registros.

Foram registrados trinta e um indivíduos compondo agregações nas praças de Rio Claro. Com 29,03% da abundância, *Zenaida auriculata* foi a espécie que mais teve participação na formação de agregações, seguida por *Columbina talpacoti* (22,58%), *Passer domesticus* (12,90%), *Columba livia* e *Molothrus bonariensis* com 9,68% cada, *Gnorimopsar chopi* e *Patagioenas picazuro* com 6,45% cada e por último *Thraupis palmarum*, com 3,23% das ocorrências. Foram registrados onze agregações ao longo da primavera, verão e outono. *Zenaida auriculata* foi observada em 81,82% das agregações anotadas, *Columbina talpacoti* em 63,64%, *Passer domesticus* em 36,36%, *Columba livia* e *Molothrus bonariensis* em 27,27%, *Gnorimopsar chopi* e *Patagioenas picazuro* em 18,18% e *Thraupis palmarum* em 9,09%.

Tabela 6. Comparação dos resultados dos Índices de Diversidade de Shannon (H') e de Simpson (1/D) para as comunidades de aves em cada praça, por estação.

Praças	Primavera		Verão		Outono		Inverno		Média	
	H'	1/D	H'	1/D	H'	1/D	H'	1/D	H'	1/D
Joa	2,90	18,76	3,01	16,23	2,77	16,24	2,75	13,96	3,09	16,25
Ind	1,98	5,39	2,19	7,81	2,18	7,20	2,14	6,87	2,28	6,73
Sol	2,44	10,40	2,66	9,99	2,61	12,81	2,53	12,40	2,75	10,67
Nov	2,57	10,51	2,71	10,63	2,69	13,99	2,63	14,34	2,84	11,77
Lib	2,67	13,00	2,89	14,69	2,85	17,36	2,58	12,72	2,96	14,31
Set	2,31	8,20	1,74	15,11	2,61	12,88	2,55	13,86	2,75	12,34
San	2,44	8,86	2,55	11,74	2,31	8,72	2,46	10,63	2,76	11,15
Ruy	2,48	9,08	2,42	9,33	2,34	10,35	2,10	6,55	2,6	9,32
God	2,20	6,00	2,51	9,56	2,45	11,75	2,26	9,25	2,55	8,96
Laz	2,57	9,66	2,67	12,55	2,66	14,39	2,62	16,15	2,77	11,91
Sal	2,29	5,23	2,62	9,50	2,30	7,15	1,96	6,24	2,53	7,05
Gen	2,15	5,61	2,32	8,18	2,20	7,83	1,75	5,34	2,34	7,30
Hum	2,74	13,02	3,08	17,59	2,77	17,91	2,43	11,47	3,11	16,26
Pli	2,29	5,17	2,38	7,09	2,56	12,04	2,42	15,48	2,59	7,92
Des	1,79	4,62	2,04	7,77	2,05	7,91	1,88	7,50	2,11	6,59
Arc	2,69	10,39	3,25	25,12	2,60	11,23	2,62	12,12	3,13	14,20
Ame	2,81	14,44	2,69	11,46	2,66	13,64	2,31	7,65	2,87	12,17
Ban	2,01	5,70	1,82	5,26	2,03	7,16	1,98	10,20	2,05	5,94
Ipe	2,54	10,51	2,62	11,94	2,36	8,23	2,12	6,59	2,64	9,76
Pen	2,14	5,97	2,37	9,99	1,99	6,61	1,93	7,16	2,37	7,75
Bia	1,93	5,16	1,83	6,26	2,08	7,78	1,93	6,59	2,07	6,23
Lago	3,42	21,78	3,34	20,27	3,43	26,99	3,29	24,78	3,45	22,39
Jar	1,95	5,21	2,06	6,41	1,95	6,06	1,82	5,57	2,13	5,92
Heb	2,23	7,89	2,24	9,10	2,02	6,02	1,73	4,84	2,35	7,12
Edm	2,40	9,32	2,52	11,89	1,93	6,14	2,02	6,78	2,43	8,72

O verão apresentou os maiores valores de diversidade ($H'=3,18$; $1/D=13,64$), enquanto que o inverno apresentou os menores resultados ($H'=2,84$; $1/D=10,19$). Nas outras estações, a ausência de algumas espécies de ocorrência rara (como *Tangara cayana*, *Hirundinea ferruginea* e *Xolmis cinereus*) ou irregular (como *Progne subis*) refletiu na redução dos valores do Índice de Shannon, e na similaridade do Índice de Simpson entre primavera e outono, 11,44 e 12,97, respectivamente, indicando uma maior ocorrência de espécies mais abundantes e resilientes (*Passer domesticus*, *Zenaida auriculata*, *Thraupis sayaca* e *Pitangus sulphuratus*) (tabela 7). Os valores de equitabilidade representados na tabela 8 refletem uma boa distribuição dos indivíduos entre as espécies, assumindo valores acima de $H=0,55$.

Tabela 7. Panorama geral dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Simpson (1/D) e Equitabilidade de Hill (modificado) (H) entre as estações.

Estações	H'	1/D	H
Primavera	3,00	11,44	0,55
Verão	3,18	13,64	0,55
Outono	3,04	12,97	0,60
Inverno	2,84	10,19	0,57

Os dois índices utilizados mostraram um aumento inicial na diversidade de espécies da primavera para o verão. Do verão para o outono e para o inverno houve um decréscimo nos valores destes índices (tabela 7). Ao longo do estudo, a zona central apresentou os maiores índices de diversidade, diferentemente do trabalho de Clergeau *et al.* (1998), que em Québec (Canadá) e Rennes (França), encontraram comunidades de aves com maior diversidade em áreas residenciais. Isto pode ser explicado em parte por causa do Parque Municipal do Lago Azul, maior área amostrada e localizada no centro, apresentar os maiores valores de riqueza de espécies (59) e de abundância (1788).

4.4 Similaridade das comunidades

As quatro estações apresentaram uma elevada similaridade entre si, com Índices de Sørensen acima de 0,8 (tabela 8). A similaridade foi mais forte entre a primavera e o verão (0,91) e entre o outono e o inverno (0,95). Para Kent e Coker (1994), uma similaridade maior que 0,5 já é considerada alta. As duas primeiras estações apresentaram 60 espécies em comum (com ocorrência de 67 na primavera e 65 no verão) e nas duas últimas estações foram 47 espécies em comum (52 no outono e 47 no inverno).

Tabela 8. Índices de Similaridade de Sørensen entre as estações (pri – primavera; ver – verão; out – outono; inv – inverno).

1ª amostra	2ª amostra	Espécies na 1ª amostra	Espécies na 2ª amostra	Espécies comuns	Sørensen
pri	ver	67	65	60	0.91
pri	out	67	52	51	0.86
pri	inv	67	47	47	0.83
ver	out	65	52	48	0.82
ver	inv	65	47	46	0.82
out	inv	52	47	47	0.95

O teste de Mantel foi utilizado para testar a correlação entre a matriz de distância (espacial) e outra de similaridade (composição de espécies, índice de Sørensen). Sendo um teste de permutação, a hipótese nula foi representada por uma distribuição de valores de correlação amostrados por meio da permutação ao acaso da ordem dos objetos (praças) de qualquer uma das duas matrizes (MANLY, 2004). Se a distância entre as praças explica bem a similaridade da fauna, espera-se então um coeficiente de correlação negativo entre as duas matrizes (MANLY,

2004). A significância (p) da correlação observada foi inferida pela proporção de valores na distribuição nula com magnitude maior ou igual ao seu valor. Na figura 6, a correlação observada ($r = -0,153$) está marcada pela linha pontilhada.

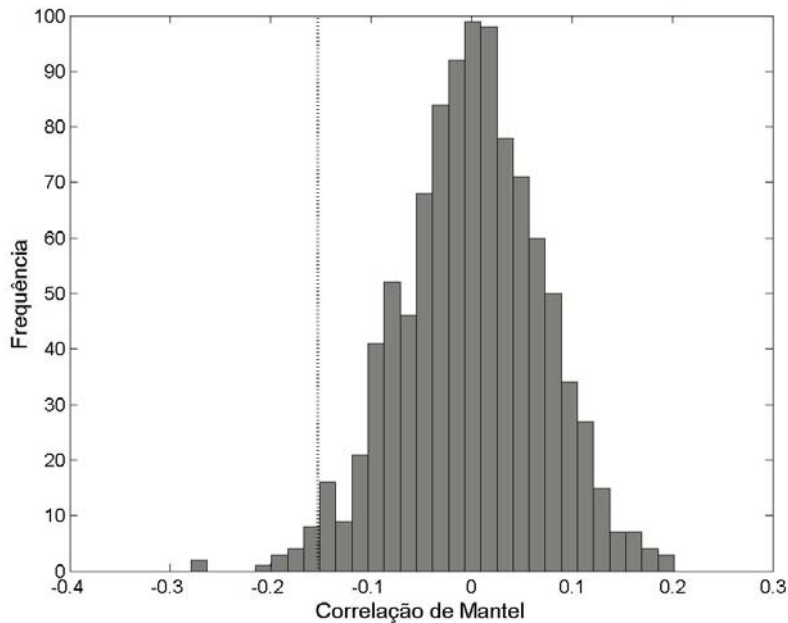


Figura 6. Histograma da distribuição nula dos valores de correlação do Teste de Mantel, num total de 1000, cada um gerado após a permutação de uma das matrizes de forma independente.

Uma pequena proporção de valores encontra-se à esquerda de $-0,153$. Essa proporção é de $0,016$, ou $1,6\%$. Ou seja, o p -valor é $0,016$, e sendo menor do que o nível crítico de $0,05$, leva à rejeição da hipótese nula de nenhuma correlação. Assim, podemos dizer com razoável confiança que a similaridade na composição de espécies é negativamente afetada pela distância: praças mais próximas entre si tendem a possuir faunas mais parecidas.

Por meio da análise de variância (ANOVA), constatou-se que houve diferença significativa ($p < 0,05$) na riqueza média de espécies entre praças grandes e pequenas. A riqueza aumentou com o tamanho da praça ($F_{1, 23} = 12,62$; $p = 0,0017$), conforme a figura 7. A comparação *a posteriori* confirmou que as duas médias foram estatisticamente diferentes (Teste de Tukey, $p = 0,0018$), confirmando o valor de F significativo ao nível de 5% . Em relação às demais variáveis, não se verificou diferença significativa na riqueza média de espécies entre as categorias de cada variável ($p > 0,05$).

Tabela 9. Análise de variância para riqueza média de espécies entre as categorias das variáveis do estudo.

Efeito	GL	SQ	QM	F	p
Área	1	734,83	734,83	12,62	0,0017
Resíduo	23	1339,73	58,25		
Total	24	2074,56			
Cobertura vegetal	1	258,73	258,73	3,28	0,083
Resíduo	23	1815,83	78,95		
Total	24	2074,56			
Distância da FEENA	1	15,64	15,64	0,17	0,68
Resíduo	23	2058,92	89,52		
Total	24	2074,56			
Gatos	1	83,21	83,21	0,96	0,34
Resíduo	23	1991,35	86,58		
Total	24	2074,56			
NDVI	1	229,95	229,95	2,87	0,1
Resíduo	23	1844,61	80,2		
Total	24	2074,56			
Tráfego	1	71,48	71,48	0,82	0,37
Resíduo	23	2003,08	87,09		
Total	24	2074,56			

A ANOVA não indicou diferença significativa ($p > 0,05$) na riqueza média entre praças próximas e distantes da FEENA ($F_{1, 23} = 0,17$; $p = 0,68$), entre praças com muita ou pouca cobertura vegetal ($F_{1, 23} = 3,28$; $p = 0,083$), entre praças com valores de NDVI altos ou baixos ($F_{1, 23} = 2,87$; $p = 0,1$), entre praças com muitos ou poucos gatos no entorno ($F_{1, 23} = 0,96$; $p = 0,34$) e entre praças com muito ou pouco tráfego de automóveis e pedestres ($F_{1, 23} = 0,82$; $p = 0,37$). O contraste entre as médias para as variáveis supracitadas (através do Teste de Tukey) não foi significativo ($p > 0,05$), confirmando a similaridade das riquezas médias. Apesar de não ter havido diferença na riqueza média entre praças com pouca ou muita cobertura vegetal, o resultado da ANOVA permitiu inferir que houve uma similaridade relativamente fraca, uma vez que o valor de p encontra-se próximo ao nível de significância de 0,05.

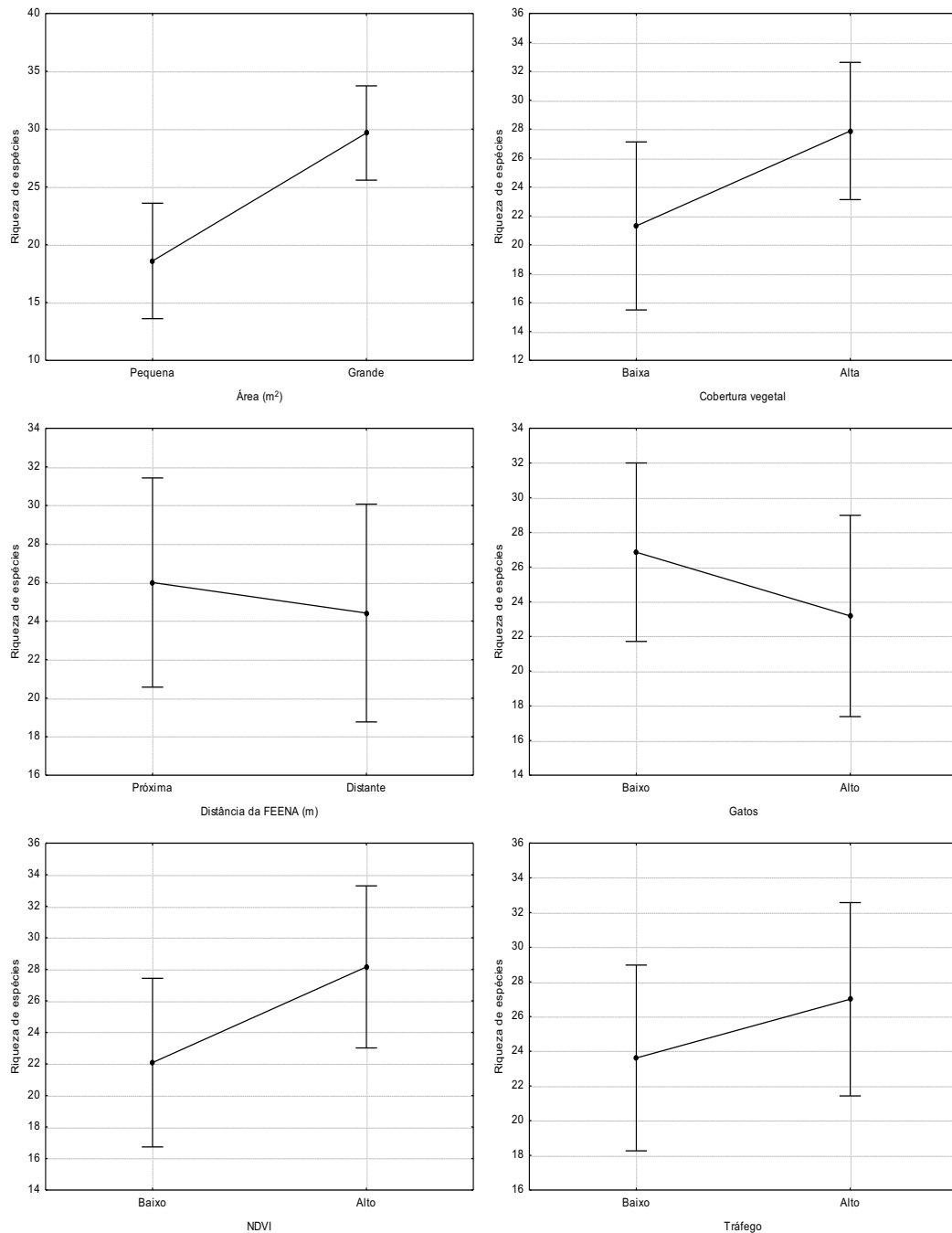


Figura 7. Diferença entre as médias dos quadrados mínimos de riqueza de espécies em relação ao efeito das categorias das variáveis selecionadas. As amplitudes das linhas verticais evidenciam diferença na riqueza apenas quando se trata da variável área da praça.

As pressuposições da análise de variância de independência e distribuição normal dos resíduos foram satisfeitas para todas as variáveis. Porém, distância e cobertura vegetal não corresponderam à pressuposição de homocedasticidade (Teste de Levene, $p < 0,05$). Como na prática é difícil satisfazer todas as pressuposições é importante saber que as variâncias heterogêneas apresentam normalmente efeito apenas moderado nas inferências sobre as médias, contanto

que o número de repetições não varie e o modelo seja de efeitos fixos (VIEIRA, 2006). Assim, a análise de variância pôde ser aplicada, mesmo que tenham existido pequenos desvios nas pressuposições.

A aplicação do Teste de Kruskal-Wallis aos dados de densidade (indivíduos/1000m²) revelou diferenças nas densidades médias entre praças grandes e pequenas [$H(1, N=25)=12,60$; $p=0,0004$] e entre praças com NDVI elevado e baixo [$H(1, N=25)=7,70$; $p=0,0055$] (figura 8). Não foram observadas diferenças nas densidades médias com o aumento da distância [$H(1, N=25)=1,56$; $p=0,21$], da cobertura vegetal [$H(1, N=25)=2,41$; $p=0,12$], do número de gatos [$H(1, N=25)=2,49$; $p=0,87$] e do tráfego de automóveis e pedestres [$H(1, N=25)=0,027$; $p=0,12$] (figura 8).

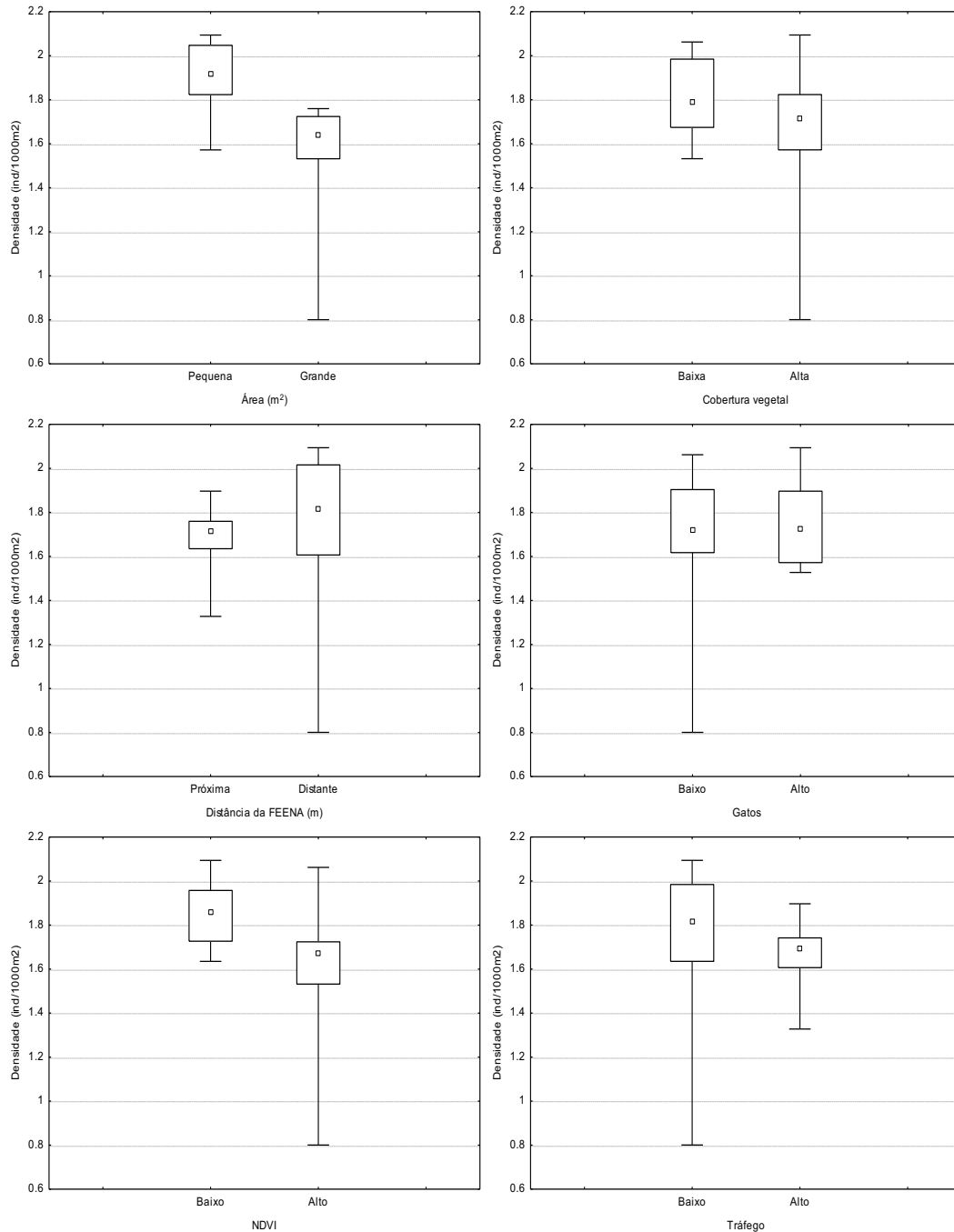


Figura 8. Diferença entre as médias de densidade (ind./1000m²) em relação ao efeito das categorias das variáveis selecionadas. A posição e amplitude dos boxes e, ainda, o comprimento das linhas verticais, evidenciam com clareza a diferença entre as densidades quando se trata da variável área da praça.

4.5 Estrutura da paisagem x comunidade de aves

Na análise de regressão múltipla entre parâmetros da comunidade de aves e a estrutura da paisagem, o valor de F (regressão) para riqueza de espécies não foi significativo ($p=0,24756$), ou seja, não se pode confiar que a relação observada entre riqueza e as variáveis explicatórias seja uma indicadora da real variação da

riqueza na comunidade. Constatou-se pelo coeficiente de determinação da regressão (R^2) que cerca de 34,12% da variância observada na riqueza foi explicada por uma das variáveis independentes. Para melhorar a previsão da resposta provavelmente teríamos que incluir mais variáveis explicatórias na análise. O valor de R^2 implicou numa relação de moderada a fraca entre riqueza e as variáveis explicatórias.

Tabela 10. Sumário da regressão para a variável riqueza (sem o Parque Municipal do Lago Azul): $R=0,58417911$; $R^2=0,34126523$; R^2 ajustado= $0,10877060$; $F(6,17)=1,4678$; $p<0,24756$; erro padrão da estimativa: 7,5895

	Coefficientes	DP	t(17)	p
Intercepto	1.56179	17.15320	0.091050	0.928517
Área (m²)	0.00106	0.00070	1.510482	0.149284
Distância da FEENA (m)	0.00011	0.00257	0.043524	0.965791
NDVI	31.49114	53.20574	0.591875	0.561724
Cobertura vegetal	4.53134	13.01253	0.348229	0.731943
Tráfego	0.69522	3.37170	0.206193	0.839089
Gatos	1.84546	4.02997	0.457935	0.652798

O valor de F (regressão) para densidade (indivíduos/1000 m²) foi significativo ($p=0,00006$), ou seja, aceitou-se a hipótese de que pelo menos uma variável explicou a densidade de indivíduos. Constatou-se ainda pelo coeficiente de determinação da regressão (R^2) que cerca de 78,69% da variância observada na densidade foi explicada pelas variáveis área e distância.

Tabela 11. Sumário da regressão para a variável densidade (sem o Parque Municipal do Lago Azul): $R=0,88709270$; $R^2=0,78693346$; R^2 ajustado= $0,71173351$; $F(6,17)= 10,465$; $p<0,00006$; erro padrão da estimativa: 14,896

	Coefficientes	DP	t(17)	P
Intercepto	99.6902	35.51882	2.80669	0.012133
Área (m²)	-0.0069	0.00130	-5.31527	0.000057
Distância da FEENA (m)	0.0122	0.00502	2.43220	0.026350
NDVI	-8.0516	93.43874	-0.08617	0.932338
Cobertura vegetal	-8.5822	11.64422	-0.73703	0.471153
Tráfego	8.4485	18.09083	0.46701	0.646426
Gatos	-19.6852	17.77537	-1.10744	0.283527

Entre os coeficientes parciais de correlação, área ($t=-5,32$; $p<0,001$) e distância ($t=2,43$; $p=0,026$) foram estatisticamente significativos, sendo as variáveis que mais influenciaram a densidade (ind./1000 m²) nas praças. Estes valores revelaram uma relação forte entre densidade e as variáveis explicatórias. A suposição de normalidade dos erros também foi satisfeita, ou seja, a distribuição dos erros seguiu aproximadamente uma distribuição normal.

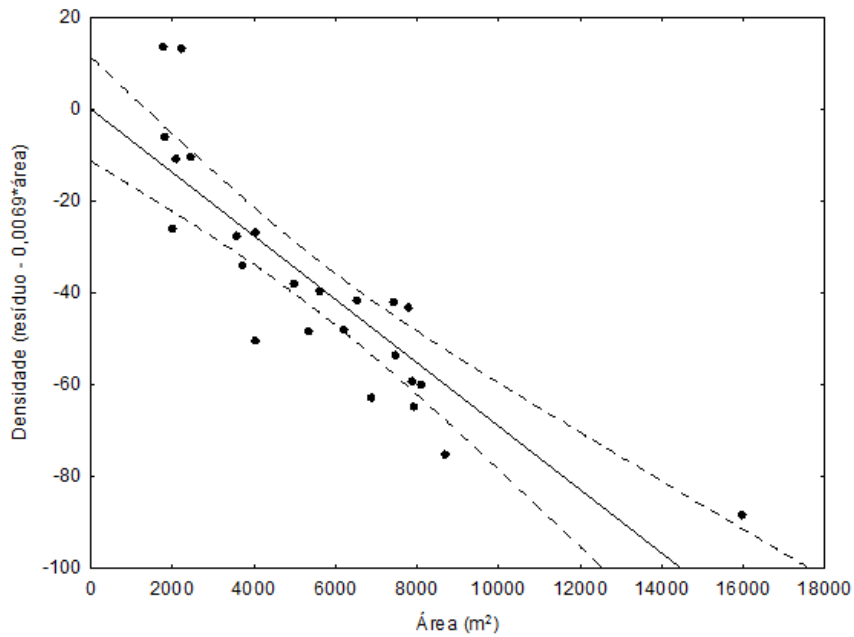


Figura 9. Regressão parcial entre densidade e área (m²). Correlação parcial: -0,87. As curvas tracejadas delimitam o intervalo de confiança de 95% da regressão.

Nos gráficos de correlação parcial (figura 9 e 10), o resíduo mais o valor da contribuição da variável explicatória foi plotado em contraste aos próprios valores desta variável. A suposição de normalidade dos erros das regressões de densidade (ind./1000 m²) foi satisfeita, ou seja, a distribuição dos erros seguiu aproximadamente uma distribuição normal.

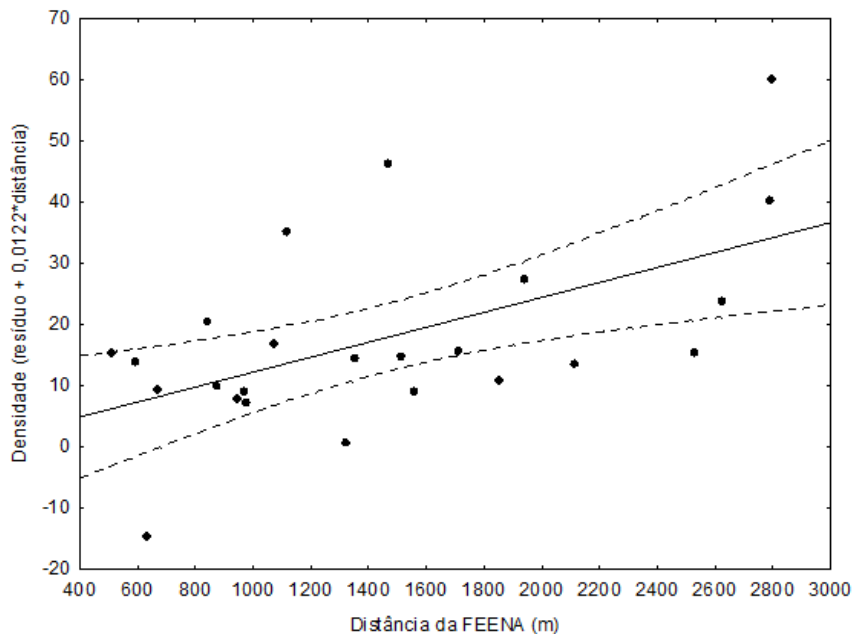


Figura 10. Regressão parcial entre densidade e distância da FEENA (m). Correlação parcial: 0,56. As curvas tracejadas delimitam o intervalo de confiança de 95% da regressão.

5. DISCUSSÃO

Diferentemente de muitos estudos em ecologia urbana realizados no hemisfério norte (CHACE; WALSH, 2006; MARZLUFF, 2001), a cidade de Rio Claro encontra-se inserida no bioma cerrado, um dos 25 “Hotspots” de conservação da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). Ao contrário de outros estudos também (BEISSINGER; OSBORNE, 1982; CHACE; WALSH, 2006; CLERGEAU *et al.*, 1998; CROOKS; SUAREZ; BOLGER, 2004), Rio Claro apresenta habitats urbanos (praças) pequenos, geralmente com área menor a um hectare.

A riqueza e abundância de aves urbanas nas praças de Rio Claro não refletiram o modelo de Biogeografia de Ilhas proposto por MacArthur e Wilson (1967). Tamanho e distância da FEENA afetaram a densidade de aves urbanas (ind./1000 m²), sendo que a cobertura florestal das praças, NDVI, tráfego de pedestres e automóveis e número de predadores não foram importantes. A riqueza de espécies não foi influenciada por nenhuma variável, sendo que a relação observada entre riqueza e as variáveis explicatórias não pôde ser tida como indicadora da real variação da riqueza na comunidade.

Donnelly e Marzluff (2004) e Wiens (1989) afirmaram que praças maiores são capazes de abrigar maior diversidade de habitats, reduzem o efeito de borda, suportam maiores populações, aumentando a resistência das espécies a eventos estocásticos, e apresentam mais indivíduos de uma determinada espécie. À medida que as praças de Rio Claro aumentavam em tamanho, a densidade de espécies (ind./1000 m²) também aumentava, apresentando inclusive espécies de ocorrência rara, enquanto que as praças menores apresentavam um grande número de aves resilientes ao meio urbano (*Passer domesticus*, *Zenaida auriculata*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Thraupis sayaca*, *Pitangus sulphuratus* e *Furnarius rufus*). Estas espécies podem se beneficiar das condições urbanas (McKINNEY, 2006), como baixa diversidade de predadores, alta disponibilidade de alimento, baixo número de competidores e locais para nidificação. As diferenças nas densidades podem ser provocadas da mesma forma pela movimentação dos indivíduos entre as praças, ou entre as praças e a FEENA e devido ao período reprodutivo, o qual inclui espécies migratórias.

O fator isolamento da matriz regional (FEENA) não implicou em influência significativa sobre a riqueza de aves nas praças de Rio Claro. A ausência deste efeito parece caracterizar muitas comunidades de aves urbanas (WRIGHT *et al.*, 1998). Os autores sugeriram que esse padrão pode se originar da baixa variação nas distâncias das praças e na capacidade de dispersão dos organismos. Ou seja, em Rio Claro, as praças apresentaram maior número de espécies resilientes ao ambiente urbano, indicando maior agilidade na colonização das praças por espécies generalistas. Poucos trabalhos encontraram relação significativa entre distância da matriz e diversidade (MUNYENYEMBE *et al.*, 1989). Porém, neste estudo, os autores trabalharam com distâncias inferiores a 1,5 km.

Hodgson, French e Major (2007) encontraram influência negativa do isolamento de praças e parques sobre aves, alterando sua iniciativa em se deslocarem até habitats mais distantes, principalmente em decorrência da matriz urbana inóspita. Considerando área e isolamento conjuntamente, Murgui (2007) encontrou maior efeito da área sobre as espécies do que o isolamento das praças. Poucos estudos encontraram ausência de efeito do isolamento sobre as espécies (MÖRTBERG, 2001). Em Rio Claro, praças próximas entre si apresentaram comunidades similares, reforçando a idéia de Donnelly e Marzluff (2006) de que as comunidades de aves no meio urbano se relacionam mais com a quantidade de habitats do que com o padrão de distribuição espacial dos mesmos.

A ausência de um padrão de variação da riqueza de espécies em direção às áreas mais centrais da cidade contrasta com os resultados de outros estudos também realizados no meio urbano (BEISSINGER; OSBORNE, 1982; BLAIR, 1996; CAM *et al.*, 2000; CLERGEAU *et al.*, 1998; GAVARESKI, 1976; LANCASTER; REES, 1979; MELLES; GLENN; MARTIN, 2003; PALOMINO; CARRASCAL, 2006; SANDSTRÖM; ANGELSTAM; MIKUSIŃKI, 2006). Ou seja, a riqueza de espécies nas praças da zona residencial (menos edificadas) não diferiu das praças da zona central. Pode-se supor que este resultado esteja relacionado à distribuição uniforme das praças entre o centro e a zona residencial.

A densidade de aves (ind./1000 m²) nas praças de Rio Claro refletiu a abundância das espécies mais dominantes, que geralmente são raras nos ambientes naturais (PALOMINO; CARRASCAL, 2006). Esta variável foi maior nas praças Bia, Edm, Heb, Ipe, Jar, Pen e Ruy, que se encontram entre aquelas de menor área. Por causa deste cenário, a abundância não é considerada *per se* um

bom indicativo para subsidiar a conservação de praças, sendo mais importante a composição de espécies e sua distribuição no espaço.

A diversidade e equitabilidade das comunidades de aves encontradas no presente estudo refletem a influência dos fatores da paisagem sobre a riqueza, abundância e densidade (ind./1000 m²). A diversidade de espécies medida pelo Índice de Shannon-Wiener foi maior nas praças Arc, Hum, Joa, Lib e Lago, indicando provavelmente maior diversidade de habitats e disponibilidade de recursos, muito em decorrência do tamanho delas. A dominância de algumas poucas espécies mais resilientes (Índice de Simpson) foi maior nas praças do centro de Rio Claro, aonde elas conseguem se favorecer das condições urbanas (McKINNEY, 2006).

A cobertura vegetal e o NDVI não influenciaram nem riqueza nem abundância. Todavia, o NDVI influenciou a densidade de aves (ind./1000 m²). O modo como o valor médio de NDVI se relacionou com a heterogeneidade das praças, indicou pouca variabilidade no vigor da vegetação. O padrão de NDVI se mostrou praticamente estável ao longo do período de estudo. A Praça Jd. do Ipê, p. ex., mesmo sendo a quinta menor praça, apresentou o maior valor de NDVI do estudo (0,62), correspondente à de florestas densas (BRANDÃO; BEZERRA; SILVA, 2007). Sendo o NDVI uma medida de capacidade fotossintética da vegetação, quanto maior o NDVI, mais ativa fotossinteticamente é a cobertura vegetal (HOLBEN, 1986). A praça Jd. do Ipê alcançou este pico de atividade fotossintética no outono, período no qual a vegetação do Bioma Cerrado apresenta maior reflectância na região do vermelho (banda 3).

A cobertura vegetal influencia expressivamente o sucesso reprodutivo das aves, oferecendo locais para nidificação e recursos alimentares, além de oferecer proteção contra ataque de predadores (JÖKIMAKI; HUHTA, 2000; JÖKIMAKI *et al.*, 2005). Poucos estudos sugerem um aumento na riqueza de espécies de aves em decorrência da estrutura e diversidade vegetacional (FERNÁNDEZ-JURICIC, 2004a). Mas sabe-se que a resposta das espécies em relação à estrutura da vegetação varia. Por isso, a cobertura vegetal na cidade de Rio Claro necessita de estudos mais detalhados.

O tráfego de automóveis e pedestres também não apresentou efeito sobre a riqueza, abundância e densidade de aves (ind./1000 m²) nas praças de Rio Claro. Esta feição pode estar relacionada à composição das comunidades por espécies

mais resilientes ao meio urbano, como *Passer domesticus*, *Zenaida auriculata*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Thraupis sayaca*, *Pitangus sulphuratus* e *Furnarius rufus*, diferentemente dos resultados de Fernández-Juricic (2000b) e Fernández-Juricic (2001), aonde ele concluiu que quanto maior o tráfego menor a abundância.

Reijnen e Foppen (1994), Reijnen *et al.* (1995) e Reijnen, Foppen e Veenbaas (1997) ressaltaram em seus trabalhos que a perda da qualidade do habitat e o stress causados pelos distúrbios do tráfego (automóveis + pedestres) parecem não influenciar a presença dos indivíduos nas praças, havendo uma distribuição aleatória do número de espécies nas praças. Resultados similares foram encontrados neste trabalho. As espécies que não apresentam reação ao efeito do tráfego sobre a qualidade do habitat podem ainda sofrer com os efeitos sonoros (REIJNEN; FOPPEN; VEENBAAS, 1997). Porém, pouco se sabe sobre os reais efeitos sonoros do tráfego sobre as populações de aves (REIJNEN; FOPPEN; VEENBAAS, 1997), mas para a espécie *Phylloscopus trochilus*, estudada na Reserva Bolgerijen-Autena, na Holanda, a proximidade a uma rodovia dificultava as tentativas dos machos em vocalizar para atrair fêmeas, forçando os mesmos a migrar para outras áreas (REIJNEN; FOPPEN, 1994).

Quanto ao número de gatos, se impactam desfavoravelmente a população de aves, seria de se esperar que houvesse um efeito negativo entre a presença de gatos no entorno das praças de Rio Claro e a população de aves. Porém não foi constatado este efeito sobre a riqueza, abundância ou densidade de aves (ind./1000 m²), demonstrando serem necessários mais estudos para inferir se essa relação é casual ou não, uma vez que os poucos estudos existentes divergem em seus resultados. Por exemplo, para Beckerman, Boots e Gaston (2007), o aumento do número de gatos pode provocar declínio nas populações de aves nas cidades, refletindo em alterações na qualidade dos habitats e disponibilidade de recursos. Já para Sims *et al.* (2008), não há correlação positiva entre densidade de gatos e riqueza de espécies de aves. Por isso, o número de gatos no entorno das praças de Rio Claro também necessita de estudos mais detalhados.

6. RECOMENDAÇÕES

A proteção da biodiversidade no meio urbano é considerada atualmente uma das tarefas mais difíceis de empreender, objetivando manter uma boa qualidade de vida para a população. As praças e parques urbanos são importantes locais para atividades educacionais e recreacionais, e constituem um fator de valorização de propriedades particulares pelo seu caráter ecológico intrínseco, de interação social e de bem-estar. Uma das justificativas para se proteger praças e parques em ambientes antrópicos é a inexistência destes ambientes ímpares em outros lugares. Estes ambientes abrigam uma elevada riqueza de espécies, constituída principalmente por espécies resilientes ao meio urbano, além de espécies ameaçadas de extinção.

A primeira proposta a ser tomada pelos órgãos públicos deveria ser providenciar um inventário sobre os recursos naturais presentes na cidade (áreas naturais, praças, rios, lagos) e sua organização, acessando a abundância, distribuição e outras considerações sobre estes recursos. Após sua identificação, poderiam ser implantadas estratégias considerando as restrições de uso de bens locais a fim de se preservar e desfrutar os recursos. Outro aspecto importante a ser considerado é o contexto da paisagem, de modo que a manutenção dos recursos dentro da cidade não sofra com os efeitos deletérios da urbanização.

A paisagem adjacente à cidade influencia fortemente a vida selvagem presente na cidade. É essencial considerar os fatores da paisagem (tal como a composição e organização dos habitats) na gestão das questões ambientais urbanas. Áreas residências com pouca ou nenhuma vegetação apresentam uma baixa diversidade avifaunística, mas dependendo da estrutura da construção, pode suportar grande densidade de aves. De maneira que quanto maior a área e a cobertura vegetal e sua composição, maior o número de espécies no local.

Um modelo de gestão que incorpore o conhecimento ecológico no planejamento urbano e intensifique a abundância e riqueza avifaunística nas cidades deve contemplar as seguintes considerações: primeiramente, determinar os tipos de habitats existentes e espécies associadas ao meio urbano, conhecer os processos e dinâmicas que afetam o ecossistema urbano, a fim de auxiliar o planejamento

ambiental urbano e esquematizar sistemas de manejo. Posteriormente, a) examinar as áreas adjacentes à cidade e assegurar ou restaurar habitats que podem atuar como fonte de dispersão de aves para a cidade, em outras palavras, estabelecer um “cinturão verde” no entorno da cidade; b) minimizar ao máximo a expansão urbana horizontal, preservando os habitats naturais adjacentes; c) identificar e consolidar corredores ligando estas áreas à cidade e conectar praças sempre que possível através de arborização das ruas e avenidas com espécies nativas; fazer uso de matas ciliares ao longo de córregos, ribeirões e rios para tal fim; d) explorar e enaltecer as características da vegetação das praças de modo a atrair determinadas espécies de aves; e) plantar árvores frutíferas para fornecer cobertura e alimento as aves; f) implantar estruturas especiais de nidificação (caixas para corujas, chaminés para andorinhas e andorinhões, plataformas para cegonhas, falcões e gaviões) nos parques e praças; g) encorajar os moradores a manejar suas propriedades através de guias de jardinagem, implementação de locais de nidificação em quintais e manutenção de plantas e arbustos que atraíam as aves; h) monitoramento da qualidade das áreas verdes urbanas.

7. CONCLUSÕES

A paisagem urbana é capaz de determinar diferentes padrões na composição das comunidades de aves nas praças, sendo que neste estudo, a área foi o fator mais importante na composição dessas comunidades. Esta relação se encontra entre os padrões ecológicos mais observados no ambiente urbano e natural. Os resultados encontrados aqui corroboram alguns padrões encontrados em praças e parques urbanos de outros estudos sobre aves urbanas na América do Norte e Europa. Apesar disso, os esforços para se implantar estratégias de manejo não são consistentes entre os países.

Os resultados deste estudo indicaram que a riqueza de espécies foi independente das variáveis testadas na escala da paisagem e também na local. Do ponto de vista da ecologia da paisagem, a similaridade da riqueza de espécies entre as praças da zona central e as da residencial sustentam essa conclusão. A relação observada entre distância entre praças e composição de espécies indica a necessidade de planejamento das áreas verdes urbanas com o objetivo de ampliar a conectividade entre as mesmas.

Já a densidade de espécies foi influenciada pela área e pela distância das praças da FEENA. Entre as estações houve diferença na riqueza de espécies principalmente pela ocorrência de espécies migratórias. A riqueza e a densidade variaram entre praças grandes e pequenas e a densidade também variou com o aumento no vigor da vegetação (representado pelo NDVI), mostrando a importância do nível de arborização e da escolha de espécies quando existe a preocupação com a conservação nestes locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, L. W. **Urban wildlife habitats: a landscape perspective**. University of Minnesota Press, Minneapolis, 1994.

ALDERMAN, J.; McCOLLIN, D.; HINSLEY, S. A.; BELLAMY, P. E.; PICTON, P.; CROCKETT, R. Modelling the effects of dispersal and landscape configuration on population distribution and viability in fragmented habitat. **Landscape Ecology**, v. 20, n. 7, p. 857–870, 2005.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994

ANGELSTAM, P; ROBERGE, J. M.; LÖHMUS, A.; BERGMANIS, M.; BRAZAITIS, G.; BREUSS, M.; EDENIUS, L.; KOSINSKI, Z.; KURLAVICIUS, P.; LĀRMANIS, V.; LŪKINS, M.; MIKUSIŃKI, G.; RAČINSKI, E.; STRAZDS, M.; TRYJANOWSKI, P. Habitat modeling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. **Ecological Bulletin**, v. 51, p. 427-453, 2004.

BECKERMAN, A. P.; BOOTS, M.; GASTON, K. J. Urban bird declines and the fear of cats. **Animal Conservation**, v. 10, n. 1, p. 320-325, 2007.

BEISSINGER, S. R.; OSBORNE, D. R. Effects of urbanization on avian community organization. **Condor**, v. 84, n. 1, p. 75-83, 1982.

BLAIR, R. B. Land use and avian species diversity along an urban gradient. **Ecological Applications**, v. 6, n. 2, p. 506-519, 1996.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird census techniques**. Academic Press Limited, London, 1992.

BOX, G. E. P.; COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical society. Series B (Methodological)**, v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.

BRAGA, C. C.; BRITO, J. I. B.; SANSIGOLO, C. A. Tempo de resposta da vegetação às variabilidades sazonais da precipitação no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 11, n. 1, p. 149-157, 2003.

BRANDÃO, Z. N.; BEZERRA, M. V. C.; SILVA, B. B. Uso do NDVI para determinação da biomassa na Chapada do Araripe. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos, INPE, 2007, p. 75-81.

BRINO, W. C. **Contribuição à definição climática da Bacia do Corumbataí e adjacências de Rio Claro SP, dando ênfase à caracterização dos tipos de tempo**. 1985. 119f. Tese (Doutorado em Climatologia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1985.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; THOMAS, L. **Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations**. Oxford University Press, Oxford, 2001.

CAM, E.; NICHOLS, J. D.; SAUER, J.; HINES, J.; CURTIS, F. Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the mid-Atlantic states. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1196-1210, 2000.

CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, n. 1, p. 46-69, 2006.

CLERGEAU, P.; JOKIMÄKI, J.; SAVARD, J-P. L. Are urban communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 5, p. 1122-1134, 2001.

CLERGEAU, P.; SAVARD, J-P. L.; MENNECHEZ, G.; FALARDEAU, G. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. **Condor**, v. 100, n. 3, p. 413-425, 1998.

CLERGEAU, P.; CROCI, S.; JOKIMÄKI, J.; KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M-L.; DINETTI, M. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 336-344, 2006.

COLLAR, N. J.; GONZAGA, L. P.; KRABBE, N.; MADROÑO NIETO, A.; NARANJO, L. G.; PARKER III, T. A.; WEGE, D. C. **Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN red data book**. Smithsonian Institution Press, London, 1992.

CRAMP, S. **The Birds of the Western Palearctic**, vol. 5. Oxford University Press, Oxford, 1992.

CORNELIS, J.; HERMY, M. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. **Landscape and Urban Planning**, v. 69, n. 4, p. 385-401, 2004.

CROOKS, K. R.; SOULÉ, M. E. Mesopredator release and avifaunal extinction in a fragmented system. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 563-566, 1999.

CROOKS, K. R.; SUAREZ, A. V.; BOLGER, D. T. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. **Biological Conservation**, v. 115, n. 3, p. 451-462, 2004.

DONNELLY, R.; MARZLUFF, J. M. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. **Conservation Biology**, v. 18, n. 3, p. 73-745, 2004.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. **Ecological Research**, v. 15, n. 4, p. 373-383, 2000a.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. **Condor**, v. 102, n. 2, p. 247-255, 2000b.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks of Madrid, Spain. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, n. 8, p. 1303-1316, 2001.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain). Implications for local and regional bird conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 69, n. 1, p. 17-32, 2004a.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Spatial and temporal distribution of bird forest species in wooded parks in the city of Madrid (Spain). Conservation implications. **Proceedings of the 4th International Symposium of Urban Wildlife Conservation**, 2004b.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E.; JOKIMÄKI, J. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, n. 12, p. 2023-2043, 2001.

GAVARESKI, C. A. Relation of park size and vegetation to urban bird population in Seattle, Washington. **Condor**, v. 78, n. 3, p. 375-382, 1976.

GILBERT, O. L. **The ecology of urban habitats**. Chapman & Hall, London, 1989.

GRIMM, N. B.; GROVE, J. M.; PICKETT, S. T. A.; REDMAN, C. L. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. **Bioscience**, v. 50, n. 7, p. 571-584, 2000.

GUSSONI, C. O. A. Avifauna de cinco localidades no município de Rio Claro, estado de São Paulo, Brasil. **Atualidade Ornitológicas**, n. 136, 2007.

HADIDIAN, J.; SAUER, J.; SWATH, C.; HANLY, P.; DROEGE, S.; WILLIAMS, C.; HUFF, J.; DIDDEN, G. A citywide breeding bird survey for Washington, DC. **Urban Ecosystems**, v. 1, n. 2, p. 87-102, 1997.

HILTY, S. L.; BROWN, W. L. **A guide to the birds of Colombia**. Princeton University Press, Princeton, 1986.

HINSLEY, S. A.; BELLAMY, P. E.; NEWTON, I.; SPARKS, T. H. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual bird species in woodland fragments. **Journal of Avian Biology**, v. 26, n. 2, p. 94-104, 1995.

HODGSON, P.; FRENCH, K.; MAJOR, R. E. Avian movement across abrupt ecological edges: Differential responses to housing density in an urban matrix. **Landscape and Urban Planning**, v. 79, n. 3-4, p. 266-272, 2007.

HOLBEN, B. N. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 1417-1434, 1986.

HOSTETLER, M.; HOLLING, C. S. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. **Urban Ecosystems**, v. 4, n. 1, p. 25-54, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativas da população para 1º de julho de 2008**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2008/POP2008_DOU>. Acesso em 03 fev. 2009.

JOKIMÄKI, J. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. **Urban Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 21-34, 1999.

JOKIMÄKI, J.; SUHONEN, J. Distribution of habitat selection of wintering birds in urban environments. **Landscape and Urban Planning**, v. 39, n. 4, p. 253-263, 1998.

JOKIMÄKI, J.; HUHTA, E. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. **Condor**, v. 102, n. 4, p. 838-847, 2000.

JOKIMÄKI, J.; SUHONEN, J.; INKI, K.; JOKINEN, S. Biogeographical comparison of winter bird assemblages in urban environments in Finland. **Journal of Biogeography**, v. 23, n. 3, p. 379-386, 1996.

JOKIMÄKI, J.; KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M-L.; SORACE, A.; FERNÁNDEZ-JURICIC, E.; RODRIGUEZ-PRIETO, I.; JIMENEZ, M. D. Evaluation of the "safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: a multi-scale approach. **Ecography**, v. 28, n. 1, p. 59-70, 2005.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. John Willey, Chichester, 1994.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 2. Ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA, 1999.

LANCASTER, R. K.; REES, W. E. Bird communities and the structure of urban habitats. **Canadian Journal of Zoology**, v. 57, n. 12, p. 2358-2368, 1979.

LIMA, S. L. Clutch size in birds: a predation perspective. **Ecology**, v. 68, n. 4, p. 1062-1070, 1987.

LOMOLINO, M. Investigating casuality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions? **Journal of Biogeography**, v. 23, n. 5, p. 699-703, 1996.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology: a primer method and computing**. John Wiley and sons, 1988.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 1967.

MACHADO, C. G. **Estrutura, composição e dinâmica de bandos mistos de aves do alto da Serra de Paranapiacaba, SP**. 1991. 76f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1991.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, London, 1988.

MANLY, B. F. J. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in Biology**. Chapman and Hall, New Zeland, 2004.

MARZLUFF, J. M. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.; DONNELLY, R. (eds.). **Avian ecology and conservation in an urbanizing world**. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, p. 120-147, 2001.

MARZLUFF, J. M.; RAPHAEL, M. G.; SALLABANKS, R. Understanding the effects of forest management on avian species. **Wildlife Society Bulletin**, v. 28, n. 4, p. 1132-1143, 2000.

McKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **Bioscience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.

MELLES, S.; GLENN, S.; MARTIN, K. Urban bird diversity and landscape complexity: species–environment associations along a multi-scale gradient. **Conservation Ecology**, v.7, n. 1, p. 5, 2003.

MILLS, G. S.; DUNNING Jr., J. B.; BATES, J. M. Effects of urbanization on breeding bird community structure in south-western desert habitats. **Condor**, v. 91, n. 3, p. 416-428, 1989.

MIRANDA, E. E. de; COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil Visto do Espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 23 jun. 2008.

MITCHELL, M. S.; RUTZMOSER, S. H.; WIGLEY, T. B.; LOEHLE, C.; GERWIN, J. A.; KEYSER, P. D.; LANCIA, R. A.; PERRY, R. W.; REYNOLDS, C. J.; THILL, R. E.; WEIH, R.; WHITE, D.; WOOD, P. B. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 221, n. 1-3, p. 155-169, 2006.

MOREIRA, M. A.; CARDOSO, V.; FREITAS, R. M.; RUDORFF, B. F. T. Comparação da resposta espectral de alvos em imagens CBERS-2/CCD e LANDSAT-5/TM. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005 Goiânia, **Anais...** São José dos Campos, INPE, 2005, p. 1027-1034.

MORSE, D. H. Ecological aspects of some mixed-species foraging flocks of birds. **Ecological Monographs**, v. 40, n. 1, p. 119-168, 1970.

MÖRTBERG, U. M. Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. **Landscape Ecology**, v. 16, n. 3, p. 193-203, 2001.

MUNYENYEMBE, F.; HARRIS, J.; NIX, H.; HONE, J. Determinants of bird population in urban area. **Austral Ecology**, v. 14, n. 4, p. 549-558, 1989.

MURGUI, E. Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 319-329, 2007.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NIEMĚLA, J. Ecology and urban planning. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 1, p. 119-131, 1999.

PALOMINO, D.; CARRASCAL, L. M. Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid Province. **Landscape and Urban Planning**, v. 77, n. 3, p. 276-290, 2006.

PATTERSON, B. D. On the temporal development of nested subset patterns of species composition. **Oikos**, v. 59, n. 3, p. 330-342, 1990.

PEET, R. K. The measurement of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 12, p. 285-301, 1974.

POWELL, G. V. N. Structure and dynamics of interspecific flocks in a Neotropical mid-elevation forest. **Auk**, v. 96, n. 2, p. 375-390, 1979.

POWELL, G. V. N. Sociobiology and adaptive significance of heterospecific foraging flocks in the Neotropics. **Ornithological Monographs**, v. 36, n. 12, p. 713-732, 1985.

PRODON, R.; LEBRETON, J-D. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modeling of the structure gradient. **Oikos**, v. 37, n. 1, p. 21-38, 1981.

REIJNEN, R.; FOPPEN. R. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. **Journal of Applied Ecology**, v. 31, n. 1, p. 85-94, 1994.

REIJNEN, R.; FOPPEN. R.; VEENBAAS, G. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, n. 4, p. 567-581, 1997.

REIJNEN, R.; FOPPEN. R.; ter BRAAK, C.; THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. **Journal of Applied Ecology**, v. 32, n. 1, p. 187-202, 1995.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEFERING, D. W. Monitoring vegetation system in the Great Plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3. Proceedings. Washington, DC: NASA, vol 1. Sec. A. p. 309-317, 1973.

SANDSTRÖM, U. G.; ANGELSTAM, P.; MIKUSIŃKI, G. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. **Landscape and Urban Planning**, v. 77, n. 1, p. 39-53, 2006.

SCHLECK, J.; NIETFELD, M.; STELFOX, J. B. Differences in bird species richness and abundance among three successional stages of aspen-dominated boreal forest. **Canadian Journal of Zoology**, v. 73, n. 8, p. 1417-1431, 1995.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ, 1997.

SIMBERLOFF, D. S. Habitat fragmentation and the extinction of bird populations. **Ibis**, v. 137, suppl 1, p. 105-111, 1995.

SIMS, V.; EVANS, K. L.; NEWSON, S. E.; TRATALOS, J. A.; GASTON, K. J. Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 2, p. 387-399, 2008.

SOULÉ, M. E.; BOLGER, D. T.; ALBERTS, A. C.; WRIGHT, J.; SORICE, M.; HILL, S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. **Biological Conservation**, v. 76, n. 1, p. 61-67, 1995.

TILGHMAN, N. G. Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. **Landscape and Urban Planning**, v. 14, n. 2, p. 841-495, 1987.

VIEIRA, S. **Análise de variância (ANOVA)**. Ed. Atlas S. A., São Paulo, SP, 2006.

WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. **Ibis**, v. 137, suppl 1, p. 97-104, 1994.

WRIGHT, D. H.; PATTERSON, B. D.; MIKKELSON, G. M.; CUTLER, A.; ATMAR, W. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia**, v. 133, n. 1, p. 1-20, 1998.

YLI-PELKONEN, V.; NIEMELÄ, J. Linking ecological and social systems in cities: urban planning in Finland as a case. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 8, p. 1947-1967, 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 1999.

Anexo A – Representação das tabelas relacionadas à diversidade de espécies e às características das comunidades de aves.

Tabela 12. Composição da avifauna das praças do município de Rio Claro, SP.

PELECANIFORMES	
PHALACROCORACIDAE	
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	(biguá)
ANHINGIDAE	
<i>Anhinga anhinga</i>	(biguatinga)
CICONIIFORMES	
ARDEIDAE	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	(savacu)
<i>Bubulcus ibis</i>	(garça-vaqueira)
<i>Ardea alba</i>	(garça-branca-grande)
<i>Egretta thula</i>	(garça-branca-pequena)
CATHARTIFORMES	
CATHARTIDAE	
<i>Coragyps atratus</i>	(urubu-de-cabeça-preta)
FALCONIFORMES	
ACCIPITRIDAE	
<i>Rupornis magnirostris</i>	(gavião-carijó)
FALCONIDAE	
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	(acauã)
<i>Falco femoralis</i>	(falcão-de-coleira)
CHARADRIIFORMES	
CHARADRII	
CHARADRIIDAE	
<i>Vanellus chilensis</i>	(quero-quero)
COLUMBIFORMES	
COLUMBIDAE	
<i>Columbina talpacoti</i>	(rolinha-roxa)
<i>Columba livia</i>	(pombo-doméstico)
<i>Patagioenas picazuro</i>	(pombão)
<i>Zenaida auriculata</i>	(pomba-de-bando)
PSITTACIFORMES	
PSITTACIDAE	
<i>Aratinga leucophthalma</i>	(periquitão-maracanã)
<i>Forpus xanthopterygius</i>	(tuim)
<i>Brotogeris chiriri</i>	(periquito-de-encontro-amarelo)
CUCULIFORMES	
CUCULIDAE	
CROTOPHAGINAE	
<i>Crotophaga ani</i>	(anu-preto)
<i>Guira guira</i>	(anu-branco)
STRIGIFORMES	
STRIGIDAE	
<i>Athene cunicularia</i>	(coruja-buraqueira)
APODIFORMES	
APODIDAE	
<i>Chaetura meridionalis</i>	(andorinhão-do-temporal)
TROCHILIDAE	
TROCHILINAE	

(cont.)

Eupetomena macroura (beija-flor-tesoura)
Aphantochroa cirrochloris (beija-flor-cinza)
Clorostilbon lucidus (besourinho-de-bico-vermelho)
Thalurania glaucopis (beija-flor-de-fronte-violeta)
Amazilia lactea (beija-flor-de-peito-azul)

CORACIIFORMES

ALCEDINIDAE

Megaceryle torquata (martin-pescador-grande)
Chloroceryle amazona (martin-pescador-verde)
Chloroceryle americana (martin-pescador-verde)

PICIFORMES

PICIDAE

Colaptes melanochloros (pica-pau-verde-barrado)
Colaptes campestris (pica-pau-do-campo)

PASSERIFORMES

TYRANNI

FURNARIIDA

THAMNOPHILOIDEA

THAMNOPHILIDAE

Thamnophilus doliatus (choca-barrada)

FURNARIOIDEA

FURNARIIDAE

Furnarius rufus (joão-de-barro)

TYRANIIDA

TYRANNIDAE

PIPROMORPHINAE

Todirostrum cinereum (ferreirinho-relógio)

ELAENIIDAE

Elaenia flavogaster (guaracava-de-barriga-amarela)

Elaenia chiriquensis (chibum)

Camptostoma obsoletum (risadinha)

Serpophaga subcristata (alegrinho)

FLUVICOLINAE

Hirundinea ferruginea (gibão-de-couro)

Xolmis cinereus (primavera)

Fluvicola nengeta (lavadeira-mascarada)

Machetornis rixosa (suiriri-cavaleiro)

TYRANNINAE

Myiozetetes similis (bentevizinho-de-penacho-vermelho)

Pitangus sulphuratus (bem-te-vi)

Myiodynastes maculatus (bem-te-vi-rajado)

Megarynchus pitangua (neinei)

Empidonomus varius (peitica)

Tyrannus albogularis (suiriri-de-garganta-branca)

Tyrannus melancholicus (suiriri)

(cont.)

	<i>Tyrannus savana</i> (tesourinha)
	<i>Myiarchus swainsoni</i> (irrê)
	<i>Myiarchus ferox</i> (maria-cavaleira)
PASSERI	
PASSERIDA	
HIRUNDINIDAE	
	<i>Progne subis</i> (andorinha-azul)
	<i>Progne chalybea</i> (andorinha-doméstica-grande)
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (andorinha-pequena-de-casa)
TROGLODYTIDAE	
	<i>Troglodytes musculus</i> (corruíra)
TURDIDAE	
	<i>Turdus rufiventris</i> (sabiá-laranjeira)
	<i>Turdus leucomelas</i> (sabiá-barranco)
	<i>Turdus amaurochalinus</i> (sabiá-poca)
MIMIDAE	
	<i>Mimus saturninus</i> (sabiá-do-campo)
COEREBIDAE	
	<i>Coereba flaveola</i> (cambacica)
THRAUPIDAE	
	<i>Nemosia pileata</i> (saíra-de-chapeu-preto)
	<i>Thlypopsis sordida</i> (saí-canário)
	<i>Tachyphonus rufus</i> (pipira-preta)
	<i>Thraupis sayaca</i> (sanhaçu-cinzento)
	<i>Thraupis palmarum</i> (sanhaçu-do-coqueiro)
	<i>Tangara cayana</i> (saíra-amarela)
	<i>Tersina viridis</i> (saí-andorinha)
	<i>Dacnis cayana</i> (saí-azul)
	<i>Conirostrum speciosum</i> (figuinha-de-rabo-castanho)
EMBERIZIDAE	
	<i>Zonotrichia capensis</i> (tico-tico)
	<i>Sicalis flaveola</i> (canário-da-terra-verdadeiro)
CARDINALIDAE	
	<i>Saltator similis</i> (trinca-ferro-verdadeiro)
PARULIDAE	
	<i>Parula pitiayumi</i> (mariquita)
	<i>Basileuterus flaveolus</i> (canário-do-mato)
ICTERIDAE	
	<i>Icterus cayanensis</i> (encontro)
	<i>Gnorimopsar chopi</i> (graúna)
	<i>Molothrus bonariensis</i> (vira-bosta)
FRINGILIDAE	
	<i>Carduelis magellanica</i> (pintassilgo)
	<i>Euphonia chlorotica</i> (fim-fim)
ESTRILDIDAE	
	<i>Estrilda astrild</i> (bico-de-lacre)
PASSERIDAE	
	<i>Passer domesticus</i> (pardal)

Tabela 13. Distribuição das espécies entre as diferentes classes de guildas (1=presente; 0=ausente), e participação e localização das agregações.

Espécies	Guildas				Agregações	Estrato
	Copa	Arbusto	Chão	Água		
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Turdus rufiventris</i>	1	0	0	0	0	
<i>Thraupis sayaca</i>	1	0	0	0	0	
<i>Mimus saturninus</i>	1	1	0	0	0	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Patagioenas picazuro</i>	1	0	0	0	1	chão
<i>Zenaida auriculata</i>	1	0	1	0	1	chão
<i>Tangara cayana</i>	1	0	0	0	0	
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	1	0	0	0	
<i>Passer domesticus</i>	1	0	1	0	1	chão
<i>Columbina talpacoti</i>	1	0	1	0	1	chão
<i>Furnarius rufus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Tyrannus albogularis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Coereba flaveola</i>	1	0	0	0	0	
<i>Progne chalybea</i>	1	0	0	0	0	
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0	1	1	0	1	chão
<i>Molothrus bonariensis</i>	0	1	1	0	1	chão e copa
<i>Elaenia flavogaster</i>	1	0	0	0	0	
<i>Columba livia</i>	1	0	1	0	1	chão
<i>Troglodytes musculus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Tyrannus savana</i>	1	0	0	0	0	
<i>Vanellus chilensis</i>	0	1	0	0	0	
<i>Todirostrum cinereum</i>	1	0	0	0	0	
<i>Turdus leucomelas</i>	1	0	0	0	0	
<i>Hirundinea ferruginea</i>	1	0	0	0	0	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	1	0	0	0	0	
<i>Thraupis palmarum</i>	1	0	0	0	1	chão e copa
<i>Euphonia chlorotica</i>	1	0	0	0	0	
<i>Machetornis rixosa</i>	0	1	0	0	0	
<i>Xolmis cinereus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Crotophaga ani</i>	0	1	1	0	0	
<i>Eupetomena macroura</i>	1	0	0	0	0	
<i>Chaetura meridionalis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Amazilia lactea</i>	1	0	0	0	0	
<i>Empidonomus varius</i>	1	0	0	0	0	
<i>Myiozetetes similis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Brotogeris chiriri</i>	1	0	0	0	0	
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	0	0	0	0	
<i>Athene cunicularia</i>	0	1	0	0	0	
<i>Icterus cayennensis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0	0	1	0	
<i>Anhinga anhinga</i>	0	0	0	1	0	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	1	0	1	0	

(cont.)

Espécies	Guildas				Agregações	Estrato
	Copa	Arbusto	Chão	Água		
<i>Bubulcus ibis</i>	1	0	0	1	0	
<i>Ardea alba</i>	1	0	0	1	0	
<i>Egretta thula</i>	1	0	0	1	0	
<i>Guira guira</i>	1	1	0	0	0	
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	1	0	0	0	0	
<i>Ceryle torquatus</i>	1	0	0	1	0	
<i>Chloroceryle amazona</i>	1	0	0	1	0	
<i>Chloroceryle americana</i>	1	0	0	1	0	
<i>Colaptes campestris</i>	1	0	0	0	0	
<i>Colaptes melanochloros</i>	1	0	0	0	0	
<i>Elaenia chiriquensis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	1	0	0	0	0	
<i>Serpophaga subcristata</i>	1	0	0	0	0	
<i>Fluvicola nengeta</i>	1	1	0	1	0	
<i>Myiarchus ferox</i>	1	0	0	0	0	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	0	0	0	0	
<i>Nemosia pileata</i>	1	0	0	0	0	
<i>Thlypopsis sordida</i>	1	0	0	0	0	
<i>Dacnis cayana</i>	1	0	0	0	0	
<i>Saltator similis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Tachyphonus rufus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Forpus xanthopterygius</i>	1	0	0	0	0	
<i>Estrilda astrild</i>	1	0	0	0	0	
<i>Thalureia glaucopsis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Aratinga leucophthalma</i>	1	0	0	0	0	
<i>Coragyps atratus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Herpethotes cachinnans</i>	1	0	0	0	0	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	0	0	0	0	
<i>Parula pitaiyumi</i>	1	0	0	0	0	
<i>Conirostrum speciosum</i>	1	0	0	0	0	
<i>Sicalis flaveola</i>	0	1	0	0	0	
<i>Progne subis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Carduelis magellanica</i>	1	0	0	0	0	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0	1	0	0	0	
<i>Megarynchus pitangua</i>	1	0	0	0	0	
<i>Tersina viridis</i>	1	0	0	0	0	
<i>Falco femoralis</i>	1	0	0	0	0	

Tabela 14. Abundância relativa (%) de espécies por praça entre o centro e a zona residencial.

Espécies	Abundância (%)		
	total	centro	residência
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1,44%	1,59%	1,30%
<i>Turdus rufiventris</i>	0,04%	0,00%	0,07%
<i>Thraupis sayaca</i>	6,79%	5,43%	8,05%
<i>Mimus saturninus</i>	3,87%	2,13%	5,47%
<i>Pitangus sulphuratus</i>	4,79%	3,89%	5,61%
<i>Patagioenas picazuro</i>	2,58%	2,26%	2,87%
<i>Zenaida auriculata</i>	14,17%	10,16%	17,86%
<i>Tangara cayana</i>	0,13%	0,12%	0,14%
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,63%	0,64%	0,62%
<i>Passer domesticus</i>	15,58%	9,12%	21,53%
<i>Columbina talpacoti</i>	2,15%	1,56%	2,69%
<i>Furnarius rufus</i>	2,64%	1,91%	3,31%
<i>Tyrannus albogularis</i>	0,61%	0,25%	0,94%
<i>Coereba flaveola</i>	1,88%	1,59%	2,14%
<i>Progne chalybea</i>	0,14%	0,25%	0,05%
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0,82%	1,09%	0,57%
<i>Molothrus bonariensis</i>	0,80%	1,14%	0,48%
<i>Elaenia flavogaster</i>	2,01%	1,49%	2,49%
<i>Columba livia</i>	3,69%	7,09%	0,57%
<i>Troglodytes musculus</i>	0,68%	0,47%	0,87%
<i>Tyrannus savana</i>	0,27%	0,25%	0,30%
<i>Vanellus chilensis</i>	0,05%	0,05%	0,05%
<i>Todirostrum cinereum</i>	0,64%	0,59%	0,68%
<i>Turdus leucomelas</i>	1,13%	1,41%	0,87%
<i>Hirundinea ferruginea</i>	0,17%	0,17%	0,16%
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	7,82%	8,15%	7,50%
<i>Thraupis palmarum</i>	2,04%	2,30%	1,80%
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,50%	0,42%	0,57%
<i>Machetornis rixosa</i>	0,65%	0,82%	0,50%
<i>Xolmis cinereus</i>	0,01%	0,02%	0,00%
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,84%	0,84%	0,84%
<i>Crotophaga ani</i>	0,30%	0,42%	0,18%
<i>Eupetomena macroura</i>	0,87%	0,77%	0,96%
<i>Chaetura meridionalis</i>	0,02%	0,00%	0,05%
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0,10%	0,10%	0,09%
<i>Amazilia lactea</i>	0,25%	0,25%	0,25%
<i>Empidonomus varius</i>	1,10%	1,56%	0,68%
<i>Myiozetetes similis</i>	0,32%	0,52%	0,14%
<i>Brotogeris chiriri</i>	0,36%	0,07%	0,62%
<i>Rupornis magnirostris</i>	0,13%	0,12%	0,14%
<i>Athene cunicularia</i>	0,04%	0,00%	0,07%
<i>Icterus cayanensis</i>	0,06%	0,00%	0,11%
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	3,84%	8,00%	0,00%
<i>Anhinga anhinga</i>	0,17%	0,35%	0,00%
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0,07%	0,15%	0,00%

(cont.)

Espécies	Abundância (%)		
	total	centro	residência
<i>Bubulcus ibis</i>	4,91%	10,24%	0,00%
<i>Ardea alba</i>	0,32%	0,67%	0,00%
<i>Egretta thula</i>	1,35%	2,83%	0,00%
<i>Guira guira</i>	0,40%	0,74%	0,09%
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	0,07%	0,15%	0,00%
<i>Ceryle torquatus</i>	0,10%	0,20%	0,00%
<i>Chloroceryle amazona</i>	0,10%	0,20%	0,00%
<i>Chloroceryle americana</i>	0,10%	0,20%	0,00%
<i>Colaptes campestris</i>	0,23%	0,47%	0,00%
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,21%	0,17%	0,25%
<i>Elaenia chiriquensis</i>	0,10%	0,20%	0,00%
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,25%	0,25%	0,25%
<i>Serpophaga subcristata</i>	0,40%	0,52%	0,30%
<i>Fluvicola nengeta</i>	0,20%	0,42%	0,00%
<i>Myiarchus ferox</i>	0,08%	0,17%	0,00%
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,38%	0,17%	0,57%
<i>Nemosia pileata</i>	0,15%	0,22%	0,09%
<i>Thlypopsis sordida</i>	0,13%	0,22%	0,05%
<i>Dacnis cayana</i>	0,14%	0,22%	0,07%
<i>Saltator similis</i>	0,19%	0,25%	0,14%
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0,55%	0,22%	0,84%
<i>Tachyphonus rufus</i>	0,13%	0,00%	0,25%
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0,23%	0,12%	0,32%
<i>Estrilda astrild</i>	0,61%	0,02%	1,14%
<i>Thalurea glaucopsis</i>	0,01%	0,00%	0,02%
<i>Aratinga leucophthalma</i>	0,58%	0,47%	0,68%
<i>Coragyps atratus</i>	0,18%	0,25%	0,11%
<i>Herpethotes cachinnans</i>	0,01%	0,02%	0,00%
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,07%	0,15%	0,00%
<i>Parula pitiayumi</i>	0,08%	0,12%	0,05%
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,13%	0,12%	0,14%
<i>Sicalis flaveola</i>	0,05%	0,00%	0,09%
<i>Progne subis</i>	0,17%	0,35%	0,00%
<i>Carduelis magellanica</i>	0,11%	0,05%	0,16%
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0,02%	0,00%	0,05%
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,02%	0,00%	0,05%
<i>Tersina viridis</i>	0,07%	0,05%	0,09%
<i>Falco femoralis</i>	0,01%	0,00%	0,02%

Tabela 15. Número total de indivíduos por espécie nas praças das duas paisagens, centro e zona residencial, ao longo das estações.

Espécies	Paisagem							
	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Centro	Residência	Centro	Residência	Centro	Residência	Centro	Residência
<i>Turdus amaurochalinus</i>	25	15	14	12	14	16	11	14
<i>Turdus rufiventris</i>	0	2	0	1	0	0	0	0
<i>Thraupis sayaca</i>	55	96	73	127	53	74	38	56
<i>Mimus saturninus</i>	28	43	41	99	5	59	12	39
<i>Pitangus sulphuratus</i>	51	65	54	84	30	56	22	41
<i>Patagioenas picazuro</i>	26	35	26	38	25	32	14	21
<i>Zenaida auriculata</i>	141	230	135	244	62	162	72	147
<i>Tangara cayana</i>	2	2	2	2	1	1	0	1
<i>Zonotrichia capensis</i>	14	15	9	5	3	6	0	1
<i>Passer domesticus</i>	111	297	118	299	66	189	73	159
<i>Columbina talpacoti</i>	25	40	22	42	11	23	5	13
<i>Furnarius rufus</i>	23	43	24	45	19	33	11	24
<i>Tyrannus albogularis</i>	3	19	2	20	5	2	0	0
<i>Coereba flaveola</i>	19	25	12	27	21	22	12	20
<i>Progne chalybea</i>	5	2	0	0	5	0	0	0
<i>Gnorimopsar chopi</i>	9	7	16	9	11	7	8	2
<i>Molothrus bonariensis</i>	12	1	16	9	10	9	8	2
<i>Elaenia flavogaster</i>	13	34	22	32	14	23	11	20
<i>Columba livia</i>	93	19	126	6	37	0	30	0
<i>Troglodytes musculus</i>	7	9	5	10	3	10	4	9
<i>Tyrannus savana</i>	5	6	5	7	0	0	0	0
<i>Vanellus chilensis</i>	0	2	0	0	2	0	0	0
<i>Todirostrum cinereum</i>	8	10	7	13	5	3	4	4
<i>Turdus leucomelas</i>	24	11	15	14	11	7	7	6
<i>Hirundinea ferruginea</i>	1	3	6	4	0	0	0	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	84	126	98	87	83	81	64	35
<i>Thraupis palmarum</i>	33	28	38	22	15	19	7	10
<i>Euphonia chlorotica</i>	4	3	4	6	6	8	3	8
<i>Machetornis rixosa</i>	8	6	12	8	7	4	6	4
<i>Xolmis cinereus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	7	13	10	6	9	10	8	8
<i>Crotophaga ani</i>	2	4	11	0	2	4	2	0
<i>Eupetomena macroura</i>	8	12	9	14	9	8	5	8
<i>Chaetura meridionalis</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	2	0	0	3	1	1	1
<i>Amazilia lactea</i>	3	1	4	0	2	7	1	3
<i>Empidonomus varius</i>	16	8	26	20	15	2	6	0
<i>Myiozetetes similis</i>	7	0	14	6	0	0	0	0
<i>Brotogeris chiriri</i>	0	5	3	18	0	2	0	2
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	2	3	1	0	2	1	1
<i>Athene cunicularia</i>	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Icterus cayanensis</i>	0	2	0	3	0	0	0	0
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	138	0	40	0	86	0	59	0
<i>Anhinga anhinga</i>	3	0	7	0	2	0	2	0
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2	0	2	0	1	0	1	0

(cont.)

Espécies	Paisagem							
	Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Centro	Residência	Centro	Residência	Centro	Residência	Centro	Residência
<i>Bubulcus ibis</i>	197	0	52	0	91	0	73	0
<i>Ardea alba</i>	10	0	4	0	7	0	6	0
<i>Egretta thula</i>	52	0	9	0	34	0	19	0
<i>Guira guira</i>	6	0	11	0	8	2	5	2
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Ceryle torquatus</i>	2	0	2	0	2	0	2	0
<i>Chloroceryle amazona</i>	2	0	2	0	2	0	2	0
<i>Chloroceryle americana</i>	2	0	2	0	2	0	2	0
<i>Colaptes campestris</i>	7	0	6	0	3	0	3	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	1	3	3	4	1	3	2	1
<i>Elaenia chiriquensis</i>	2	0	2	0	2	0	2	0
<i>Campostoma obsoletum</i>	2	3	5	4	2	2	1	2
<i>Serpophaga subcristata</i>	5	0	10	13	4	0	2	0
<i>Fluvicola nengeta</i>	5	0	7	0	3	0	2	0
<i>Myiarchus ferox</i>	2	0	2	0	2	0	1	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	5	4	15	2	3	0	2
<i>Nemosia pileata</i>	2	1	4	3	2	0	1	0
<i>Thlypopsis sordida</i>	2	0	4	2	2	0	1	0
<i>Dacnis cayana</i>	2	0	4	3	2	0	1	0
<i>Saltator similis</i>	4	0	4	6	2	0	0	0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1	6	2	14	4	11	2	6
<i>Tachyphonus rufus</i>	0	5	0	6	0	0	0	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	1	4	4	10	0	0	0	0
<i>Estrilda astrild</i>	0	2	1	2	0	35	0	11
<i>Thalurea glaucopis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Aratinga leucophthalma</i>	6	3	11	7	2	12	0	8
<i>Coragyps atratus</i>	1	2	9	3	0	0	0	0
<i>Herpethotes cachinnans</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	2	0	4	0	0	0	0	0
<i>Parula pitiayumi</i>	1	1	2	1	1	0	1	0
<i>Conirostrum speciosum</i>	2	0	0	6	2	0	1	0
<i>Sicalis flaveola</i>	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Progne subis</i>	0	0	14	0	0	0	0	0
<i>Carduelis magellanica</i>	0	0	2	7	0	0	0	0
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Tersina viridis</i>	0	0	2	4	0	0	0	0
<i>Falco femoralis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0

Tabela 16. A abundância de espécies segue Hilty & Brown (1986): comum (>75%), regular (50% a 75%), incomum (25% a 50%), raro (<25%), local, irregular ou errante e hipotético. O status de conservação segue Collar *et al.* (1992): extinta (ex), ameaçada (e), vulnerável (v), indeterminada (i), rara (r), falta informação (k) e não ameaçada (na). O status de endemismo e os movimentos migratórios seguem Sick (1997): endêmica (em) e não endêmica (ne); residente (r), visitante setentrional (vn) e visitante meridional (vm).

Espécies					
Nome científico	Abundância	Conservação	Endemismo	Migração	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	comum	na	ne	r	
<i>Turdus rufiventris</i>	raro	na	ne	r	
<i>Thraupis sayaca</i>	comum	na	ne	r	
<i>Mimus saturninus</i>	comum	na	ne	r	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	comum	na	ne	r	
<i>Patagioenas picazuro</i>	comum	na	ne	r	
<i>Zenaida auriculata</i>	comum	na	ne	r	
<i>Tangara cayana</i>	raro	na	ne	r	
<i>Zonotrichia capensis</i>	regular	na	ne	r	
<i>Passer domesticus</i>	comum	na	ne	r	
<i>Columbina talpacoti</i>	comum	na	ne	r	
<i>Furnarius rufus</i>	comum	na	ne	r	
<i>Tyrannus albogularis</i>	regular	na	ne	r*	
<i>Coereba flaveola</i>	comum	na	ne	r	
<i>Progne chalybea</i>	raro	na	ne	r*	
<i>Gnorimopsar chopi</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Molothrus bonariensis</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Elaenia flavogaster</i>	comum	na	ne	r	
<i>Columba livia</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Troglodytes musculus</i>	regular	na	ne	r	
<i>Tyrannus savana</i>	incomum	na	ne	r*	
<i>Vanellus chilensis</i>	raro	na	ne	r	
<i>Todirostrum cinereum</i>	regular	na	ne	r	
<i>Turdus leucomelas</i>	regular	na	ne	r	
<i>Hirundinea ferruginea</i>	raro	na	ne	r	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	comum	na	ne	r	
<i>Thraupis palmarum</i>	regular	na	ne	r	
<i>Euphonia chlorotica</i>	regular	na	ne	r	
<i>Machetornis rixosa</i>	incomum	na	ne	r*	
<i>Xolmis cinereus</i>	raro	na	ne	r*	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	regular	na	ne	r*	
<i>Crotophaga ani</i>	raro	na	ne	r	
<i>Eupetomena macroura</i>	comum	na	ne	r	
<i>Chaetura meridionalis</i>	raro	na	ne	r*	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Amazilia lactea</i>	regular	na	ne	r	
<i>Empidonomus varius</i>	incomum	na	ne	r*	
<i>Myiozetetes similis</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Brotogeris chiriri</i>	raro	na	ne	r	
<i>Rupornis magnirostris</i>	raro	na	ne	r	
<i>Athene cunicularia</i>	raro	na	ne	r	
<i>Icterus cayanensis</i>	raro	na	ne	r	
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Anhinga anhinga</i>	raro	na	ne	r	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	raro	na	ne	r	

(cont.)

Espécies		Abundância	Conservação	Endemismo	Migração
Nome científico					
<i>Bubulcus ibis</i>	raro	na	ne	r	
<i>Ardea alba</i>	raro	na	ne	r	
<i>Egretta thula</i>	raro	na	ne	r	
<i>Guira guira</i>	raro	na	ne	r	
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	raro	na	ne	r	
<i>Ceryle torquatus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Chloroceryle amazona</i>	raro	na	ne	r	
<i>Chloroceryle americana</i>	raro	na	ne	r	
<i>Colaptes campestris</i>	raro	na	ne	r	
<i>Colaptes melanochloros</i>	raro	na	ne	r	
<i>Elaenia chiriquensis</i>	raro	na	ne	r	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Serpophaga subcristata</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Fluvicola nengeta</i>	raro	na	ne	r	
<i>Myiarchus ferox</i>	raro	na	ne	r	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	regular	na	ne	r	
<i>Nemosia pileata</i>	raro	na	ne	r	
<i>Thlypopsis sordida</i>	raro	na	ne	r	
<i>Dacnis cayana</i>	raro	na	ne	r	
<i>Saltator similis</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Tamnophilus doliatus</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Tachyphonus rufus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Forpus xanthopterygius</i>	raro	na	ne	r	
<i>Estrilda astrild</i>	incomum	na	ne	r	
<i>Thalurania glaucopis</i>	raro	na	ne	r	
<i>Aratinga leucophthalma</i>	raro	na	ne	r	
<i>Coragyps atratus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Herpethotes cachinnans</i>	raro	na	ne	r	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Parula pitiayumi</i>	raro	na	ne	r	
<i>Conirostrum speciosum</i>	raro	na	ne	r	
<i>Sicalis flaveola</i>	raro	na	ne	r	
<i>Progne subis</i>	irregular	na	ne	vn	
<i>Carduelis magellanica</i>	raro	na	ne	r	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	raro	na	ne	r	
<i>Megarynchus pitangua</i>	raro	na	ne	r	
<i>Tersina viridis</i>	raro	na	ne	r*	
<i>Falco femoralis</i>	raro	na	ne	r	

r* = apesar de serem classificadas como residentes (SICK, 1997), estas espécies apresentam um sistema de migração interna, i. e., migram dentro do país.

Anexo B – Catálogo de plantas que atraem aves para serem plantadas em praças, parques e jardins públicos

Sugestões de plantas que atraem aves:

Nativas:

- Cajueiro – *Anacardium occidentale* L. – Anacardiaceae – sabiás, sanhaços, saíras, gaturamos, periquitos, jandaias, papagaios, entre outros;
- Aroreira-brava – *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. – Anacardiaceae – sanhaços, saíras, gaturamos, sabiás, entre outros;
- Fruto-de-pombo – *Tapirira guianensis* Aubl. – Anacardiaceae – sabiás, tiês, pombas, juritis, periquitos, jacus, jacutingas, surucuás, entre outros;
- Araticum ou Marôlo – *Annona coriacea* Mart. – Annonaceae – sabiás, sanhaços, suiriris, guaracavas, bem-te-vis, sabiás-cica, inhambus, entre outros;
- Araticum ou Marôlo – *Annona crassifolia* Mart. – Annonaceae – sabiás, sanhaços, suiriris, guaracavas, bem-te-vis, sabiás-cica, inhambus, entre outros;
- Araticum-da-mata – *Rollinia sylvatica* (A. St.-Hil.) Mart. – Annonaceae – papagaios, periquitos, jandaias, sebinhos, maracanãs, sabiás-cica, entre outros;
- Pimenta-de-macaco – *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. – Annonaceae – anambés, saíras, pombas, periquitos, surucuás, sanhaços, entre outros;
- Pindaíba – *Xylopia brasiliensis* Sprengel – Annonaceae – anambés, pombas, periquitos, surucuás, sanhaços, saíras, entre outros;
- Pindaíba-reta – *Xylopia emarginata* Mart. – Annonaceae – anambés, saíras, pombas, periquitos, surucuás, sanhaços, entre outros;
- Jasmim-grado ou Casca-de-anta – *Rauwolfia sellowii* Müll. Arg. – Apocynaceae – pombas, saíras, sanhaços, pica-paus, sabiás, tuins, entre outros;
- Erva-mate – *Ilex paraguariensis* A. St.-Hill. – Aquifoliaceae – mutuns, urus, jacus, entre outros;
- Maria-mole – *Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch. – Araliaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Mandiocão – *Didymopanax morototoni* Decne. & Planch. – Araliaceae – tucanos, mutuns, jacus, urus, jacutingas, entre outros;
- Pinheiro-do-Paraná ou Araucária – *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kunze – Araucariaceae – charões, papagaios, periquitos, jandaias, gralhas-azuis, entre outros;

- Palmito-juçara – *Euterpe edulis* Mart. – Arecaceae – jacus, inhambus, mutuns, urus, periquitos, jandaias, arapongas, sabiás, jacutingas, araçaris, tucanos, surucuás, entre outros;
- Açai – *Euterpe oleraceae* Mart. – Arecaceae – jacus, inhambus, mutuns, urus, periquitos, jandaias, sabiás, jacutingas, araçaris, tucanos, surucuás, galos-da-serra, anambés, entre outros;
- Jerivá – *Syagrus oleracea* (Mart.) Becc. – Arecaceae – araras, mutuns, jacus, urus, jandaias, periquitos, papagaios, bem-te-vis, sabiás, sanhaços, tico-ticos, gaturamos, saíras, tucanos, entre outros;
- Chá-de-Bugre ou Claraíba – *Cordia ecalyculata* Vell. – Boraginaceae – jacus, jacutingas, surucuás, pombas, sanhaços, araçaris, entre outros;
- Jurutê - *Cordia sellowiana* Cham. – Boraginaceae – jacus, jacutingas, surucuás, pombas, sanhaços, araçaris, entre outros;
- Almecegueira – *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand – Burseraceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Crindiúva, Grandiúva ou Candiúba – *Trema micrantha* (L.) Blume – Cannabaceae – rolas-fogo-apagou, rolinhas, juritis, guaracavas, peiticas, tesouras, pardais, bem-te-vis, sanhaços, suiriris, sabiás, saíras, tiês, juruviaras, tico-ticos, entre outros;
- Jaracatiá – *Jacaratia heptaphylla* (Vell.) A. DC. – Caricaceae – periquitos, jandaias, papagaios, entre outros;
- Jaracatiá – *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A. DC. – Caricaceae – periquitos, jandaias, papagaios, entre outros;
- Bacupari – *Rheedia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi – Clusiaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Camboatã-da-Serra – *Connarus regnelli* G. Schellenb. – Connaraceae – guaxes, sabiás, entre outros;
- Tapiá ou Iricuruna – *Alchornea sidifolia* Müll.Arg. – Euphorbiaceae – sabiás, saíras, sanhaços, juruviaras, saís-azuis, tesouras, mosqueteiros, entre outros;
- Tapiá ou Iricuruna – *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. – Euphorbiaceae – sabiás, saíras, sanhaços, juruviaras, saís-azuis, tesouras, mosqueteiros, entre outros;

- Sangue-de-Drágo ou Urucurana – *Croton floribundus* Spreng. – Euphorbiaceae – pombas, inhambus, entre outros;
- Sangue-de-Drágo ou Urucurana – *Croton urucurana* Baill. – Euphorbiaceae – pombas, inhambus, entre outros;
- Pau-de-leite – *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax – Euphorbiaceae – anus-pretos, inhambus, guaracavas, tesouras, bem-te-vis, sabiás, suiriris, entre outros;
- Copaíba ou Pau-de-óleo – *Copaifera langsdorffii* Desf. – Fabaceae – Caesalpinioideae – sabiás, jacus, jacutingas, entre outros;
- Alecrim – *Holocalyx balansae* Micheli – Fabaceae – Caesalpinioideae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Jatobá – *Hymenaea courbaril* L. – Fabaceae – Caesalpinioideae – periquitos, papagaios, jandaias, araras, entre outros;
- Jatobá – *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne – Fabaceae – Caesalpinioideae – periquitos, papagaios, jandaias, araras, entre outros;
- Pacova-de-macaco – *Swartzia langsdorffii* Raddi – Fabaceae – Faboideae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Ingá – *Inga cylindrica* (Vell.) Mart. – Fabaceae – Mimosoideae – papagaios, beija-flores, maritacas, entre outros;
- Ingá – *Inga edulis* Mart. – Fabaceae – Mimosoideae – papagaios, beija-flores, maritacas, entre outros;
- Ingá – *Inga marginata* Willd. – Fabaceae – Mimosoideae – papagaios, beija-flores, maritacas, entre outros;
- Ingá – *Inga uruguensis* Hook. & Arn. – Fabaceae – Mimosoideae – papagaios, beija-flores, maritacas, entre outros;
- Canela-Batalha – *Cryptocarya aschersoniana* Mez – Lauraceae – arapongas, sabiás, bem-te-vis, jacus, sanhaços, gaturamos, entre outros;
- Canela-amarela – *Nectandra lanceolata* Ness – Lauraceae – jacus, arapongas, mutuns, urus, tuques, tesouras, bem-te-vis, sabiás, sanhaços, suiriris, tucanos, araçaris, entre outros;
- Canelinha – *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez – Lauraceae – jacus, arapongas, mutuns, urus, tuques, tesouras, bem-te-vis, sabiás, sanhaços, suiriris, tucanos, araçaris, entre outros;

- Canela-pimenta ou Guaicá – *Ocotea puberula* (Rich.) Nees – Lauraceae – pombas, anambés, arapongas, sabiás, saíras, sanhaços, bem-te-vis, gaturamos, tesouras, suiriris, jacus, tucanos, araçaris, entre outros;
- Pinha-do-brejo – *Talauma ovata* (A.St.-Hil.) Spreng. – Magnoliaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Murici – *Byrsonima basiloba* A. Juss. – Malpighiaceae – jacus, urus, mutuns, entre outros;
- Murici – *Byrsonima verbascifolia* Rich. – Malpighiaceae – jacus, urus, mutuns, entre outros;
- Embiruçuzinho – *Eriotheca candolleana* (K. Schum.) A. Robyns – Malvaceae – periquitos;
- Embiruçuzinho – *Eriotheca gracilipes* (K. Schum.) A. Robyns – Malvaceae – periquitos;
- Embiruçu – *Pseudobombax grandiflorum* (Cav.) A. Robyns – Malvaceae – Periquitos;
- Jacatirão – *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin – Melastomataceae – juruviaras, tico-ticos, saíras, tangarás, tiês, sabiás, galos-da-serra, pavós, gaturamos, surucuás, pombas, rendeiras, jacus, entre outros;
- Canjerana – *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. – Meliaceae – tucanos, sabiás, sanhaços, pica-paus, surucuás, entre outros;
- Marinheiro – *Guarea guidonia* (L.) Sleumer – Meliaceae – bem-te-vis, sabiás, sanhaços, entre outros;
- Catiguá – *Trichilia clauseni* C. DC. – Meliaceae – juruviaras, sanhaços, entre outros;
- Catiguá – *Trichilia hirta* L. – Meliaceae – juruviaras, sanhaços, entre outros;
- Catiguá – *Trichilia pallida* Swartz – Meliaceae – juruviaras, sanhaços, entre outros;
- Catiguá – *Trichilia silvatica* C. DC. – Meliaceae – juruviaras, sanhaços, entre outros;
- Figueira – *Ficus enormis* (Mart. ex Miq.) Miq. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;

- Figueira – *Ficus gardneriana* (Miq.) Miq. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus glabra* Vell. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus grandis* King – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus monckii* Hassler – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus nymphaeifolia* Mill. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Taiúva – *Maclura tinctoria* Endl. – Moraceae – juruvias, periquitos, jandaias, tuins, gralhas, papagaios, sabiás, maritacas, sanhaços, entre outros;
- Bicuíba – *Virola oleifera* (Schott) A. C. Sm. – Myristicaceae – tucanos, sabiás, arapongas, surucuás, entre outros;
- Bicuíba – *Virola sebifera* Aubl. – Myristicaceae – tucanos, sabiás, arapongas, surucuás, entre outros;
- Capororoca – *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez – Myrsinaceae – asbiás, arapongas, saíras, tiês, maritacas, periquitos, araçaris, entre outros;
- Capororoca – *Rapanea umbellata* (Mart.) Mez – Myrsinaceae – Sabiás, arapongas, saíras, tiês, maritacas, periquitos, araçaris, entre outros;
- Sete-capotes – *Campomanesia guazumaefolia* O. Berg – Myrtaceae – tiribas-de-testa-vermelha, sanhaços, charões, entre outros;

- Guabiroba ou Gabiroba – *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg – Myrtaceae – sanhaços, sabiás, saíras, entre outros;
- Grumixama – *Eugenia brasiliensis* Lam. – Myrtaceae – sabiás, sanhaços, gaturamos, saíras, tiês, entre outros;
- Cereja-do-Rio-Grande – *Eugenia involucrata* DC. – Myrtaceae – sabiás, sanhaços, gaturamos, saíras, bem-te-vis, entre outros;
- Pitanga – *Eugenia uniflora* L. – Myrtaceae – sabiás, sanhaços, gaturamos, saíras, bem-te-vis, jacus, arapongas, entre outros;
- Pêssego-do-mato – *Hexachlamys edulis* (O. Berg) Kausel & D.Legrand – Myrtaceae – sanhaços, saíras, gaturamos, sabiás, entre outros;
- Jabuticaba-sabará – *Myrciaria caulifolia* O. Berg – Myrtaceae – periquitos, jandaias, sanhaços, sabiás, saíras, tiês, entre outros;
- Jabuticaba-sabará – *Myrciaria jaboticaba* O. Berg – Myrtaceae – periquitos, jandaias, sanhaços, sabiás, saíras, tiês, entre outros;
- Cambuí – *Myrciaria axillaris* O. Berg – Myrtaceae – sanhaços, sabiás, entre outros;
- Cambuí – *Myrciaria ciliolata* O. Berg – Myrtaceae – sanhaços, sabiás, entre outros;
- Cambuí – *Myrciaria tenella* O. Berg – Myrtaceae – sanhaços, sabiás, entre outros;
- Araçá – *Psidium cattleianum* Sabine – Myrtaceae – rolinhas, tuins, jacus, periquitos, papagaios, jandaias, sanhaços, sabiás, gaturamos, saíras, tiês, macucos, jacutingas, japins, ciganas, beija-flores, entre outros;
- Cebileiro, Umbuzeiro ou Imbuzeiro – *Phytolacca dioica* L. – Phytolaccaceae – pombas, juritis, entre outros;
- Pinheiro-brasileiro – *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. – Podocarpaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Saguaraji-vermelho – *Colubrina glandulosa* Perkins – Ramnaceae – Sabiás, sanhaços, entre outros;
- Saguaragi-amarelo – *Rhamnidium elaeocarpum* Reissek – Ramnaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Juazeiro – *Zizyphus joazeiro* Mart. – Ramnaceae – sabiás, sanhaços, gaturamos, periquitos, jandaias, rolinhas, entre outros;

- Pessegueiro-do-mato – *Prunus sellowii* Koehne – Rosaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Jenipapo – *Genipa americana* L. – Rubiaceae – emas, papagaios, entre outros;
- Jenipapo – *Genipa infundibuliformis* Zappi & Semir – Rubiaceae – emas, papagaios, entre outros;
- Caputuna – *Metrodorea stipularis* Mart. – Rutaceae – pombas, entre outros;
- Mamica-de-porca ou Tembetaru – *Zanthoxylon chiloperone* (Mart.) Engl. – Rutaceae – sabiás, sanhaços, tuins, periquitos, jandaias, rolinhas, tesouras, bem-te-vis, suiriris, trinca-ferros, gaturamos, cucurutados, pica-paus, entre outros;
- Mamica-de-porca ou Tembetaru – *Zanthoxylon hyemale* A. St.-Hil. – Rutaceae – sabiás, sanhaços, tuins, periquitos, jandaias, rolinhas, tesouras, bem-te-vis, suiriris, trinca-ferros, gaturamos, cucurutados, pica-paus, entre outros;
- Mamica-de-porca ou Tembetaru – *Zanthoxylon rhoifolium* Lam. – Rutaceae – sabiás, sanhaços, tuins, periquitos, jandaias, rolinhas, tesouras, bem-te-vis, suiriris, trinca-ferros, gaturamos, cucurutados, pica-paus, entre outros;
- Mamica-de-porca ou Tembetaru – *Zanthoxylon riedelianum* Engl. – Rutaceae – sabiás, sanhaços, tuins, periquitos, jandaias, rolinhas, tesouras, bem-te-vis, suiriris, trinca-ferros, gaturamos, cucurutados, pica-paus, entre outros;
- Sapucainha – *Carpotroche brasiliensis* (Raddi) A.Gray – Salicaceae – periquitos, papagaios, jandaias, entre outros;
- Guaçatonga – *Casearia sylvestris* Sw. – Salicaceae – juruvias, tiês, pica-paus, suiriris, tesouras, bem-te-vis, sanhaços, sabiás, saíras, gaturamos, entre outros;
- Chala-chala – *Allophylus edulis* Radlk. – Sapindaceae – Sabiás, sanhaços, suiriris, guaracavas, bem-te-vis, entre outros;
- Camboatã – *Cupania vernalis* Cambess. – Sapindaceae – guaxes, peiticas, tesouras, caneleiros, anambés-brancos-de-rabo-preto, entre outros;
- Camboatã ou Mataíba – *Matayba elaeagnoides* Radlk. – Sapindaceae – tiês, guaxes, sabiás, sanhaços, gaturamos, saíras, bem-te-vis, entre outros;
- Pitomba – *Talisia esculenta* Radlk. – Sapindaceae – pombas, juritis, entre outros;
- Guatambu-de-sapo – *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. – Sapotaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Benjoeiro – *Styrax camporum* Pohl – Styracaceae – jacus, jacutingas, entre outros;

- Embaúva ou Embaúba – *Cecropia hololeuca* Miq. – Urticaceae – sanhaços, sabiás, saíras, tuins, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, arapongas, saís-andorinha, anambés, tiês, trinca-ferros, sangues-de-boi, pipiras, pica-paus, dançarinos-de-cabeças-vermelhas, gaturamos, saracuás, entre outros;
- Embaúva ou Embaúba – *Cecropia pachystachya* Trécul – Urticaceae – sanhaços, sabiás, saíras, tuins, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, arapongas, saís-andorinha, anambés, tiês, trinca-ferros, sangues-de-boi, pipiras, pica-paus, dançarinos-de-cabeças-vermelhas, gaturamos, saracuás, entre outros;
- Tamanqueira – *Aegiphila klotzchiana* Cham. – Verbenaceae – sabiás, sanhaços, entre outros;
- Tarumã – *Vitex cymosa* Bertero – Verbenaceae – sabiás, jacus, joãos-de-barro, bem-te-vis, sanhaços, saíras, entre outros;
- Tarumã – *Vitex montevidensis* Cham. – Verbenaceae – sabiás, jacus, joãos-de-barro, bem-te-vis, sanhaços, saíras, entre outros;
- Tarumã – *Vitex polygama* Cham. – Verbenaceae – sabiás, jacus, joãos-de-barro, bem-te-vis, sanhaços, saíras, entre outros;
- Colher-de-vaqueiro – *Salvertia convallariaeodora* A. St.-Hil. – Vochysiaceae – papagaios, periquitos, jandaias, entre outros.

Exóticas:

- Schefflera – *Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms – Araliaceae – sabiás, sanhaços, bem-te-vis, entre outros;
- Schefflera – *Schefflera arboricola* Hayata – Araliaceae – sabiás, sanhaços, bem-te-vis, entre outros;
- Mamão – *Carica papaya* L. – Caricaceae – tucanos, sabiás, sanhaços, gaturamos, tiês, saíras, pica-paus, entre outros;
- Calabura – *Muntingia calabura* L. – Elaeocarpaceae – pombas, juritis, rolinhas, sanhaços, sabiás, saíras, gaturamos, entre outros;
- Magnólia-amarela – *Michelia champaca* L. – Magnoliaceae – bem-te-vis, sabiás, sanhaços, saís-andorinha, tucanos gaturamos, saíras, tiês, tangarás, entre outros;
- Acerola – *Malpighia glabra* L. – Malpighiaceae – sanhaços, saíras, gaturamos, sabiás, entre outros;

- Cinamomo ou Amargosa – *Melia azedarach* L. – Meliaceae – sabiás, sanhaços, saíras, papagaios, entre outros;
- Figueira – *Ficus benjamina* L. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus guaranitica* Chodat – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Figueira – *Ficus microcarpa* L. f. – Moraceae – juritis, tucanos, araçaris, periquitos, jandaias, pombas, jacus, mutuns, urus, inhambus, sebinhos, bem-te-vis, tiês, sanhaços, besourinhos-de-bico-vermelho, sabiás, tico-ticos, tangarás, entre outros;
- Jambolão – *Eugenia jambolana* Lam. – Myrtaceae – sabiás, sanhaços, saíras, bem-te-vis, entre outros;
- Cajueiro-japonês ou Uva-do-Japão – *Hovenia dulcis* Thunb. – Ramnaceae – asbiás, sanhaços, saíras, entre outros;
- Piracanta – *Pyracantha coccinea* M. Roem. – Rosaceae – sabiás, sanhaços, tico-ticos, pardais, bem-te-vis, saíras, entre outros;
- Falsa-murta – *Murraya exotica* L. – Rutaceae – asbiás, sanhaços, bem-te-vis, saíras, pombas, juritis, rolinhas, periquitos, entre outros;
- Calicarpa – *Callicarpa reevesii* Wall. – Verbenaceae – pica-paus, sabiás, saíras, sanhaços, juritis, gaturamos, rolinhas, pombas, bem-te-vis, tuins, periquitos, entre outros.

PROF. DR. SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ
ORIENTADOR

PROF. DR. MAURO GALETTI RODRIGUES
SUPERVISOR

ANGEL LEAL
AUTOR