

Universidade Federal De São Carlos  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**BRUNO FLÓRIO LESSI**

**ESTRUTURA DA AVIFAUNA E SUA RELAÇÃO COM SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS DA BACIA DO RIO MONJOLINHO, SÃO CARLOS, SP**

São Carlos

2019

**Bruno Flório Lessi**

**ESTRUTURA DA AVIFAUNA E SUA RELAÇÃO COM SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS DA BACIA DO RIO MONJOLINHO, SÃO CARLOS, SP.**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho

Coorientador: Dr. Matheus Gonçalves dos Reis

São Carlos

2019



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

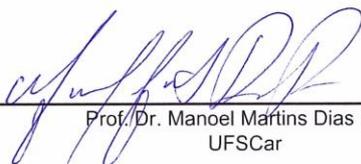
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Folha de Aprovação**

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Bruno Flório Lessi, realizada em 12/12/2019:



---

Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho  
UFSCar

---

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires  
UFSCar



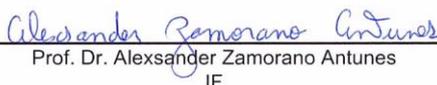
---

Prof. Dr. Marcelo Adorna Fernandes  
UFSCar



---

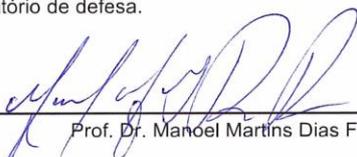
Profa. Dr. Caroline Zatta Fieker  
Esfera Ambiental



---

Prof. Dr. Alexander Zamorano Antunes  
IF

Certifico que a defesa realizou-se com a participação à distância do(s) membro(s) José Salatiel Rodrigues Pires e, depois das arguições e deliberações realizadas, o(s) participante(s) à distância está(ão) de acordo com o conteúdo do parecer da banca examinadora redigido neste relatório de defesa.



---

Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho

## **Dedicatória**

A todos amigos e colegas de trabalho que me ajudaram em trabalhos de campo e identificação das espécies: Carolline Z. Fieker, Marcos Melo, Daniel Perrella, Enzo Manzoli, Augusto Batisteli;

Bernardo Peixoto, um grande amigo e parceiro que esteve presente em todas as saídas de campo deste trabalho. Agradeço toda sua parceria, animação, incentivo, empenho, trabalho, conversas e discussões sobre o projeto, sem ele nada disso seria possível;

Professor Dr. José Salatiel Rodrigues Pires pelo apoio, conversas, conselhos e discussões acima do projeto de Doutorado;

Aos amigos que além de conviverem comigo ainda me ajudaram em trabalhos de campo sempre que possível: Nardo, Roko, Deh, Japa, Corvo, Creu;

Aos amigos que viveram comigo nos bons tempos de República durante o Doutorado: Leo, Nardo, Roko, Deh, Japa, Creu, Fitao, Dorado, Gordinho, Marcão;

Minha Família, Mãe, Pai e meu irmão que estão sempre me apoiando. A todos tios, tias, primos e primas, em especial a minha Vozinha que nunca deixou de rezar pelo seu neto;

Minha esposa Gabriela que esteve sempre presente em todos os momentos;

Uma menção especial a minha esposa e meu pai que além de tudo foram para campo comigo ajudar na coleta de dados do projeto;

## **Agradecimentos**

Agradecimentos especiais ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) e CAPES pela oportunidade e concessão da bolsa de estudos para a realização do projeto;

Agradecimentos especiais ao meu orientador Manoel Martins Dias Filho pela oportunidade e todo apoio durante o desenvolvimento do trabalho;

Ao Dr. Matheus Gonçalves Reis, coorientador do projeto, que me ajudou muito desde a coleta de dados em campo, identificação das espécies, tomada de decisões sobre o projeto, escrita da tese e artigos além das infinitas discussões que foram determinantes para o andamento desse grande projeto;

A banca examinadora da defesa, Professores Doutores José Salatiel, Marcelo Adorna Fernandes, Caroline Zatta Fieker, Alexander Zamorano Antunes e da qualificação, Professores Doutores Sônia Buck, Marcelo Nivert Schlindwein e Alexandre Kannebley de Oliveira de Oliveira que também contribuíram para o desenvolvimento do trabalho.

## Resumo

As aves são uma classe de animais amplamente estudada, com ocorrência em quase todos os habitats, onde desempenham importantes funções do ecossistema, sendo apontadas como bons bioindicadores de Serviços Ecossistêmicos (ES). Muitos dos ES prestados pelas aves surgem por meio de suas funções ecológicas e seus benefícios são frequentemente transmitidos indiretamente e por isso, difíceis de se entender ou medir em termos de contribuição para o bem-estar humano. Nesse sentido, este projeto tem como objetivos a avaliação da relação da comunidade de aves com ES, não apenas aos serviços promovidos diretamente as aves, mas também os ES do próprio ambiente que teriam relação com essa biodiversidade. Selecionamos 43 pontos amostrais distribuídos ao longo dos ecossistemas ripários de toda a bacia do rio Monjolinho (São Carlos/SP) para (1) analisar a estrutura da comunidade em relação a sua dinâmica sazonal, influência do uso e ocupação da terra, diversidade funcional e oferta de ES; (2) avaliar a comunidade de dispersores de sementes com um aprofundamento no entendimento desse ES prestado pelas aves e sua distribuição sazonal e espacial na área de estudo; e (3) investigar a relação entre riqueza de ave e o estado atual dos ES de regulação climática, retenção da poluição do ar e oportunidades de recreação e sua dinâmica ao longo de um gradiente de urbanização. Os resultados apontaram para uma comunidade bem estruturada com 201 espécies e pouca variação sazonal, e que se mantem com alta riqueza em todo os pontos, mesmo em áreas urbanizadas. A diversidade funcional registrada promove 8 tipos ES ligados as funções ecológicas das espécies. O mapeamento do uso e ocupação da terra mostrou um grande mosaico com áreas antrópicas, como agricultura e urbanização sendo predominantes. A análise aprofundada dos ES de dispersão de sementes, promovida por pelo menos 39 espécies durante duas estações do ano, indicou mudanças significativas na composição de espécies e na diversidade e distinção taxonômicas entre as estações chuvosa e seca do ano, e maior qualidade na oferta do serviço de dispersão em ambientes com maior proporção de vegetação nativa. O estudo da relação entre riqueza de aves e ES aponta para relações significativamente positiva entre riqueza de aves, retenção da poluição de ar e regulação microclimática; e negativas com a oferta de recreação. Esses resultados podem ser utilizados como embasamento para um melhor planejamento urbano e para definição de áreas prioritárias para enriquecimento ambiental com objetivo de ampliar a oferta de ES como garantia da conservação da biodiversidade e aumento na qualidade de vida dos cidadãos.

**Palavras-chave:** Biodiversidade, sazonalidade, funções ecológicas, *trade-off*, planejamento ambiental.

## Abstract

As birds are a well-known class of animals, occurring in almost all habitats, where they perform essential ecosystem functions, they are indicated as good bioindicators of ecosystem services (ES). Many services provided by birds arise through their ecological functions and their benefits are often transmitted indirectly, thus they are hardly understood or measured in terms of their contribution to human well-being. In this sense, this project aims to evaluate the relationship of the bird community with ES, not only the services promoted directly as birds, but also the ES of the environment itself that is related to its biodiversity. We selected 43 survey points distributed along riparian ecosystems, covering the entire Monjolinho River basin (São Carlos / SP), aiming to (1) analyze community structure in relation to the seasonality, land use and occupation influences, functional diversity and supply of ES; (2) to evaluate the seed disperser community with an improvement in the understanding of this ES provided by birds and its seasonal and spatial distribution in the study area; and (3) to investigate a relationship between bird richness and current state of ES as Cooling effect, air pollution retention and Nature-based recreation opportunities and their dynamic along an urbanization gradient. The results point to a well-structured community with 201 species and few seasonal variations, and remain with high richness at all points, even in urbanized areas. The functional diversity observed is linked to 8 ES types according to species' ecological functions. The land use mapping showed a vast mosaic composed predominantly by anthropic areas such as agriculture and urbanization. The in-depth analysis of the seed dispersion ES, promoted by at least 39 species during two seasons, indicated significant changes in species composition and in taxonomic diversity and distinction between the rainy and dry seasons of the year, and higher quality of the dispersion service supply in environments with a higher proportion of native vegetation. The study over the relationship between bird richness and ES showed a significantly positive relationship between bird richness, air pollution retention and microclimate regulation, and negative with the recreation opportunities. These results can be used as a basis for better urban planning and for the definition of priority areas for environmental enrichment in order to expand the ES supply as a guarantee of biodiversity conservation and increase in the human well-being.

**Keywords:** Biodiversity, seasonality, ecological functions, trade-off, environmental planning.

## Lista de Figuras

- Figura 1. Área de estudo e limites da bacia do rio Monjolinho e localização e numeração dos pontos de coleta de dados. \_\_\_\_\_ 27
- Figura 2. (a) Curva de suficiência amostral com indicação da riqueza de espécies de aves registrada nos ambientes ripários da bacia do rio Monjolinho ao longo de todo o estudo de campo (linha vermelha) e a estimativa da riqueza mínima e máxima (Intervalo de Confiança: 95%, linhas azuis). (b) Padrão de abundância de aves na comunidade, baseada no número total de encontros registrados. \_\_\_\_\_ 36
- Figura 3. Dinâmica sazonal da riqueza (S) de espécies de aves na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 38
- Figura 4. Dinâmica sazonal da abundância (N) das espécies de aves, baseada no registro de encontros da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 38
- Figura 5. Dinâmica sazonal do Índice de dominância (D) da comunidade de aves na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 38
- Figura 6. Dinâmica sazonal do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de Aves na Bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 38
- Figura 7. Zoneamento das áreas de estudo (500m a partir do ponto de coleta – 1 a 43) em acordo com a matriz de uso e ocupação da terra. \_\_\_\_\_ 40
- Figura 8. Resumo da porcentagem de Uso e ocupação da terra dos pontos amostrados. \_\_\_\_\_ 41
- Figura 9. Riqueza de espécies (S) de aves para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 43
- Figura 10. Abundância (N) das espécies de aves, baseada no registro de encontros, para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 44
- Figura 11. Índice de diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 45
- Figura 12. Correlação entre Urbanização (URB) e a Riqueza de espécies (S) de aves da bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. ( $r = -0,66763$ ;  $p = 0,0000010067$ ). \_\_\_\_\_ 46
- Figura 13. Correlação entre urbanização (URB) e Índice de Dominância na comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. ( $r=0.366$ ;  $p=0.015$ ). \_\_\_\_\_ 46
- Figura 14. Correlação entre Abundância de aves e Urbanização (URB). ( $r = -0.102$ ;  $p = 0.513$ ). 47
- Figura 15. Dinâmica da Riqueza de espécies (S) da comunidade de aves, para nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 49
- Figura 16. Dinâmica da Abundância (N) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 49
- Figura 17. Dinâmica do Índice de Dominância (D) da comunidade de aves, para nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 49
- Figura 18. Dinâmica do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 49

- Figura 19. Dinâmica sazonal da Riqueza de espécies (S) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 50
- Figura 20. Dinâmica sazonal da Abundância (N) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 50
- Figura 21. Dinâmica sazonal do Índice de Dominância (D) na comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 50
- Figura 22. Dinâmica sazonal do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 50
- Figura 23. Riqueza de espécie (S) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 54
- Figura 24. Abundância (N) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 54
- Figura 25. Índice de Dominância (D) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 54
- Figura 26. Índice de Diversidade de Shannon (H) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 54
- Figura 27. Riqueza de espécie (S) das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecossistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 55
- Figura 28. Abundância (N) das espécies das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecossistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_\_\_\_\_ 55
- Figura 29. Índice de Dominância (D) das espécies das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecossistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_ 55
- Figura 30. Índice de Diversidade de Shannon (D) das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecossistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. \_ 55
- Figura 31. Riqueza de Funções Ecológicas e Serviços Ecossistêmicos da comunidade de aves de cada ponto de coleta (1 a 43), na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. \_\_\_\_\_ 57
- Figura 32. Panorama geral da Intensidade de Funções Ecológicas das espécies de aves presentes em cada ponto de coleta na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. \_\_\_\_\_ 58
- Figura 33. Panorama geral da Intensidade de Serviços Ecossistêmicos prestados pelas espécies de aves em para cada ponto de coleta. \_\_\_\_\_ 59
- Figura 34. Correlação linear entre as Funções Ecológicas, os Serviços Ecossistêmicos e os diferentes ambientes (zonas) na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. \_\_\_\_\_ 62
- Figura 35. Study area with indication of sampling points distributed along riparian environments of Monjolinho river watershed in São Carlos municipality, São Paulo state, Brazil. \_\_\_\_\_ 82
- Figura 36. Taxonomic diversity (above) and taxonomic distinctness (below) within seed-dispersal assemblages of birds recorded in riparian environments of Monjolinho basin, according to landscape matrix. \_\_\_\_\_ 89
- Figura 37. Characterization of the study area. \_\_\_\_\_ 104

Figura 38. Ecosystem services and bird richness along water courses in the Monjolinho basin, southeastern Brazil. _____	110
Figura 39. Patterns of bird richness and ecosystem services in points located in different landscape types along an urban-rural-natural gradient in the Monjolinho basin. _____	112
Figura 40. Correlation between Ecosystem Services. PM <sub>10</sub> : pollution retention; Cooling: cooling effect; Recreation: Nb-recreation opportunities. _____	113
Figura 41. Mapa detalhado do uso e ocupação da terra. Mapa baseado na classificação CORINE da Agência Espacial Europeia com adequações para a realidade da área estudada. _____	141
Figura 42. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Controladores de população. _____	146
Figura 43. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Predadores de sementes. _____	147
Figura 44. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Dispersores de sementes. _____	148
Figura 45. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Controladores de ervas daninhas _____	149
Figura 46. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Polinizadores. _____	150
Figura 47. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Dispersores de sementes aquáticas. _____	151
Figura 48. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Ciclagem de nutrientes. _____	152
Figura 49. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Engenheiros de ecossistemas. _____	153
Figura 50. Final map of Cooling effect model _____	156
Figura 51. Detailed schematic of the Cooling Effect scores. _____	157
Figura 52. Final map of Recreation opportunities spectrum (ROS) model _____	158
Figura 53. Access facilities map _____	159
Figura 54. Used facilities map _____	161
Figura 55. Final map of Air pollution retention for PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>2</sup> ) _____	165

## Lista de Tabelas

Tabela 1. Funções Ecológicas e seus Serviços Ecosistêmicos derivados. Para maiores detalhes sobre a classificação das espécies em relação as suas funções e serviços. _____	51
Table 2. Diversity descriptors in wet and dry seasons, with results of t-test to detect differences in diversity and dominance, and the total values for the assemblage of seed-disperser birds in riparian environments of Monjolinho basin, southeastern Brazil. _____	86
Table 3. Seed-dispersal birds recorded in riparian environments of Monjolinho River. _____	87
Tabela 4. Espécies Registradas (CBRO, 2015). _____	125
Tabela 5. Classificação das espécies segundo suas funções ecológicas e serviços ecosistêmicos prestados de acordo com literatura especializada. _____	131
Tabela 6. Classes de uso e ocupação da terra, baseado na classificação CORINE da Agência Espacial Europeia com algumas adequações para a realidade da área de estudo. _____	142
Tabela 7. Classificação final para cada área de estudo (500m de buffer em torno dos pontos de coleta) em diferentes tipos de paisagem (Landscape types) caracterizada de acordo com suas características e composição do uso e ocupação da terra. _____	143
Tabela 8. Ecosystem Services data from each model for each study area. _____	154
Tabela 9. Details of Recreation Opportunities Spectrum model for access facilities map and scoring. _____	160
Tabela 10. Details of Recreation Opportunities Spectrum model for used facilities map and scoring. _____	162
Tabela 11. Caracterização ambiental das diferentes paisagens encontradas às margens do rio Monjolinho. _____	167

## Sumário

Dedicatória .....	5
Agradecimentos .....	6
Resumo .....	7
Abstract .....	8
Lista de Figuras .....	9
Lista de Tabelas .....	12
Apresentação .....	15
Capítulo 1 .....	17
Resumo.....	18
Abstract.....	19
Introdução .....	20
Objetivos .....	25
Metodologia.....	26
Área de estudo .....	26
Levantamento de dados .....	29
Resultados e Discussões .....	33
Estrutura geral da comunidade e sua dinâmica sazonal .....	33
Estrutura da comunidade de aves e a paisagem .....	39
Funções ecológicas e os Serviços Ecossistêmicos da comunidade de aves .....	51
Funções ecológicas, Serviços Ecossistêmicos e suas relações nas diferentes paisagens da bacia do rio Monjolinho. ....	61
A comunidade de aves, sociedade e planejamento ambiental .....	64
Considerações Finais .....	66
Referências .....	69
Capítulo 2 .....	77
Abstract.....	78
Resumo.....	79
Introduction .....	80
Material and methods.....	81
Study area .....	81
Field methods .....	82
Statistical analysis .....	84
Results .....	86
Assemblage structure .....	86
Species composition.....	87

Diversity of seed-dispersal services .....	89
Discussion.....	90
Assemblage structure .....	90
Species composition .....	91
Diversity of seed-dispersal services .....	92
Final considerations .....	93
References.....	94
Capítulo 3 .....	97
Abstract.....	98
Resumo.....	99
Introduction .....	100
Methodology.....	102
Study area .....	102
Bird survey.....	105
Land use and land cover mapping .....	105
Ecosystem Services Assessment .....	105
Statistical analyses .....	109
Results .....	110
Discussion.....	114
Final considerations .....	118
References.....	120
Apêndices.....	125
Apêndice I. Lista de espécies de aves amostradas .....	125
Apêndice II. Funções ecológicas e Serviços Ecossistêmicos das espécies de aves amostradas .....	131
Apêndice III. Mapa do uso e ocupação da terra detalhado .....	141
Apêndice IV. Classificação detalhada de cada tipo de uso e ocupação da terra .....	142
Apêndice V. Classificação da paisagem (zoneamento) das áreas de estudo .....	143
Apêndice VI. Distribuição da comunidade de aves baseada nos Serviços Ecossistêmicos .....	145
Apêndice VII. Modelagem dos Serviços Ecossistêmicos .....	154
Apêndice VIII. Testes estatísticos detalhados .....	166
Apêndice IX. Registros da bacia do rio Monjolinho e sua avifauna.....	167

## **Apresentação**

O trabalho apresenta uma ampla análise ambiental em torno da avifauna e os serviços ecossistêmicos presentes na bacia do Rio Monjolinho. O estudo da avifauna se baseou na coleta de dados com abrangência geográfica focada na bacia hidrográfica, amostrando seus diversos tipos de ambientes, a partir de dados coletados nas quatro estações do ano no período de 2016 e 2017.

Com relação aos serviços ecossistêmicos, foi feita uma avaliação da diversidade funcional das aves e sua relação com os serviços ecossistêmicos, não apenas aqueles relacionados à ecologia e comportamentos das aves, mas também os serviços presentes na paisagem relacionados à vegetação e meio geofísico do local. Por fim, relacionamos esses elementos com aspectos atuais que são resultantes do planejamento da paisagem urbana e rural e sua interferência na qualidade ambiental da área de estudo.

Dessa maneira, o trabalho foi dividido em três capítulos:

O capítulo 1 apresenta a caracterização geral da estrutura das assembleias de aves em ecossistemas ripários de toda bacia do rio Monjolinho, suas funções ecológicas e serviços ecossistêmicos derivados, abrangendo toda a extensão da área de estudo e contemplando as quatro estações climáticas (Verão, Outono, Inverno e Primavera) entre os anos de 2016 e 2017.

O capítulo 2 busca aprofundar o entendimento sobre a assembleia de aves frugívoras e serviços ecossistêmicos relacionados à dispersão de sementes. A abordagem é relacionada ao potencial para a dispersão de sementes em cada tipo de ambiente, com foco na estruturação das assembleias, na diversidade funcional derivada da diversidade taxonômica das espécies e sua relevância para as variações observadas em cada estação e na análise das diferenças entre a estação (seca e chuvosa) e no gradiente de antropização da paisagem (urbano-periurbano-rural-natural). Esta parte do trabalho corresponde à qualificação apresentada ao PPG-ERN, tendo sido submetido como artigo para o periódico científico *Brazilian Journal of Biology*.

O capítulo 3 é fruto de uma parceria com o laboratório PLANFORES (Planning for Ecosystem Services) do Departamento de Engenharia ambiental, civil e mecânica da Universidade de Trento, Itália, onde foi desenvolvida parte das atividades do doutorado, por meio do programa de Doutorado Sanduiche oferecido pela CAPES em

parceria com o PPG-ERN. Neste capítulo, avaliamos o cenário atual para a riqueza de espécies de aves e a oferta de serviços ecossistêmicos de regulação climática (efeito de refrescamento), retenção da poluição do ar e oportunidades de recreação ao ar livre. Avaliamos também a relação entre esses elementos e a resposta frente as diferentes configurações de uso e ocupação da terra encontrados na paisagem da bacia do rio Monjolinho.

## Capítulo 1.

### PADRÕES DE DIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS OFERECIDOS POR AVES EM AMBIENTES RIPÁRIOS DA BACIA DO RIO MONJOLINHO, REGIÃO CENTRAL DO ESTADO DE SÃO PAULO



Fotos: Lessi, BF e Peixoto, BCPM.

## Resumo

As aves têm um papel fundamental na dinâmica dos ambientes, trazendo melhorias de qualidade, estabilidade e resiliência aos ecossistemas. As funções ecológicas desempenhadas pelas aves contribuem diretamente para regeneração natural, dispersão de sementes, processos de sucessão e controle de populações de insetos e outros animais. Dentro desse contexto, o presente trabalho avaliou a estrutura da comunidade de aves, sua diversidade funcional e relação com serviços ecossistêmicos, sua dinâmica temporal em relação às estações do ano e sua resposta ao mosaico de uso e ocupação da terra considerando um gradiente de antropização considerando cinco categorias de uso e ocupação: 1. Vegetação nativa; 2. áreas de transição entre vegetação nativa e áreas rurais; 3. áreas rurais; 4. áreas periurbanas; e 5. áreas urbanas. Em 43 pontos distribuídos ao longo dos ecossistemas ripários da bacia do rio Monjolinho (São Carlos/SP), amostrados a comunidade de aves nas quatro estações do ano entre 2016 e 2017. Ao fim, foram computados 11.117 registros pertencentes à 201 espécies, 86 famílias e 34 Ordens. Houve pouca variação sazonal na estrutura básica da comunidade de aves, com elevado nível de riqueza e diversidade funcional. Foram encontrados nove diferentes serviços ecossistêmicos potenciais referentes às funções ecológicas ligadas aos hábitos alimentares e à ecologia das aves. O mapeamento do uso e ocupação da terra mostrou um grande mosaico de áreas antrópicas como agricultura e urbanização sendo predominantes. Encontramos correlações positivas entre a quantidade de funções e a riqueza de espécies, assim como entre a intensidade/disponibilidade dessas funções com a abundância das espécies e a intensidade dos serviços presentes. Os resultados indicam que as diferenças entre as assembleias que fazem uso das distintas paisagens amostradas, ainda que sejam diversificadas, apresentam potencial para a melhoria da oferta de ES, em especial nas áreas com maior grau de antropização e nos pontos onde há menor riqueza de espécies. Os resultados obtidos apresentam potencial para subsidiar planos de manejo ambiental, programas de conservação da biodiversidade local, processos de planejamento urbano e paisagístico a médio e longo prazo.

**Palavras-chave:** Aves, guildas, funções ecológicas, sazonalidade, mapeamento, uso e ocupação da terra.

## Abstract

Birds play essential functions in the dynamics of environments, bringing quality improvements, stability, and resilience to ecosystems. The ecological functions performed by birds contribute directly to natural regeneration, seed dispersal, succession processes, and control of insects and other animal populations. Within this context, the present work aimed to evaluate the community structure concerning the seasonal dynamics and the mosaic of land use and occupation, the distribution of functional diversity and the provision of ecosystem services, and the relationships between these elements. In 43 points distributed in riparian ecosystems throughout the Monjolinho river basin (São Carlos / SP), we surveyed all seasons between 2016 and 2017, where 11,117 individuals were registered, which were distributed in 201 species belonging to 86 families and 34 different Orders. There was little seasonal variation in the basic structure of the bird community, with high richness recorded throughout them. The functional diversity is represented by 9 ecosystem functions linked to the functions and behaviors of birds, which promotes 8 ES types. The land use mapping showed a vast mosaic composed predominantly by anthropic areas such as agriculture and urbanization. The evaluation of these points allowed the grouping into 5 categories of use and occupation: (1) natural areas, (2) transition areas between natural and rural, (3) rural areas, (4) periurban areas, and (5) urban areas. These five types of landscapes influenced the composition of bird assemblies. We found positive correlations between the number of functions and species richness and their intensity/availability of these functions with species abundance, as well as the number of services was related to the functions presented by the species. The results indicate that the differences between the assemblies that make use of the different sampled landscapes, even though they are diverse, the current potential for the improvement of the supply of higher education, especially in areas with a higher degree of anthropization and where there is less species richness. The results show the potential to support environmental management plans, local biodiversity conservation programs, urban and long-term landscape planning processes.

**Keywords:** Birds, guilds, ecological functions, seasonality, mapping, land use and land cover.

## Introdução

A conservação dos ecossistemas naturais contribui com a mitigação impactos ambientais, mudanças climáticas e nos proporcionam uma série de benefícios. Esses benefícios da natureza podem ser gerados por um fluxo de serviços ecossistêmicos, que por sua vez são mantidos pelas funções ecossistêmicas de suporte (Costanza *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002).

Serviços ecossistêmicos podem ser definidos como "o conjunto de funções ecossistêmicas que são úteis para os seres humanos" (Kremen, 2005). Esses serviços são agrupados em 4 classes: serviços de (1) provisionamento, como o fluxo de nutrientes, a produção de alimentos, madeira e recursos energéticos; (2) regulação, como a regulação do clima, temperatura, sequestro de carbono, controle de erosão; (3) suporte, a formação do solo, formação de habitats, manutenção da diversidade genética; e (4) culturais como a recreação, turismo e educação (de Groot *et al.*, 2002; MEA, 2005; TEEB, 2010a).

A biodiversidade tem influência direta na presença serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; Nelson *et al.*, 2009; Schröter *et al.*, 2014) e na qualidade dos habitats (Scolozzi and Geneletti, 2012a), que por sua vez, também é essencial para que essa biodiversidade mantenha suas funções ecológicas e a disponibilidade dos serviços (de Groot *et al.*, 2010).

A escolha uma espécie ou um grupo de espécies bioindicadoras de serviços ecossistêmicos é muito importante, uma vez que possibilitam obter resultados mais consistentes (Savard *et al.*, 2000). Nesse contexto, as aves podem ser excelentes bioindicadoras por serem uma classe muito bem estudada e conhecida, ter ampla ocorrência, estar presentes em quase todos os tipos de habitats, desempenhar importantes funções ecológicas e apresentar espécies reconhecidamente sensíveis às mudanças ambientais (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2009; Savard *et al.*, 2000; Şekercioğlu, 2006a; Şekercioğlu *et al.*, 2016; Wenny *et al.*, 2011; Whelan *et al.*, 2015, 2010, 2008).

As aves desempenham um papel fundamental na dinâmica dos ecossistemas, mantendo ou promovendo melhorias na qualidade, estabilidade e resiliência através de suas funções ecológicas (Savard *et al.*, 2000). Isso ocorre devido à sua

contribuição direta para processos de sucessão ecológica e poder de regeneração natural por meio da dispersão ou predação seletiva de sementes. Também participa do controle de populações por meio da predação tanto de invertebrados quanto de vertebrados, como roedores, artrópodes, répteis, anfíbios e peixes, atuando como peças-chave na cascata trófica do tipo *top-down* (Mäntylä *et al.*, 2011; Sick, 1997; Whelan *et al.*, 2008).

As funções ecológicas por elas desempenhadas podem se traduzir em uma gama de serviços ecossistêmicos, que acabam por contribuir não apenas para a qualidade dos ecossistemas, mas também com a qualidade de vida das pessoas (Şekercioğlu, 2006a; Whelan *et al.*, 2008). Muitos dos serviços relacionados as aves surgem por meio de suas funções ecológicas, definidas pelos comportamentos e biologia das espécies. Esses serviços, por serem frequentemente transmitidos indiretamente aos seres humanos, muitas vezes são difíceis de se entender ou mensurar (Whelan *et al.*, 2015).

Por exemplo, para a classe de serviços de provisionamento, as aves são componentes importantes da dieta humana para subsistência e consumo (Moss e Bowers, 2007). Os serviços de regulamentação e suporte incluem consumo de carcaças, ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes, polinização e controle de pragas (Şekercioğlu, 2006a; Whelan *et al.*, 2008). Para serviços culturais, como a recreação e educação, atividades de observação de aves (*Birdwatching*) tem passado por um processo de rápida popularização em todo o mundo, com potencial recreativo, educacional e turístico (Fieker *et al.*, 2011; Kronenberg, 2014; Ma *et al.*, 2013; Şekercioğlu, 2002; White *et al.*, 2014).

Por outro lado, as relações entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos nem sempre são positivas, podendo haver *trade-offs*, o que em outras palavras, poderia ser explicado como de compensações entre dois fatores, como a biodiversidade e diferentes serviços ecossistêmicos. Assim, muitas vezes para haver ganho em conservação de biodiversidade ou obter uma melhora na oferta de determinado serviço é necessário diminuir a oferta de outro serviço (Nelson *et al.*, 2009; TEEB, 2010b). O entendimento acerca dos *trade-offs* entre a biodiversidade e os Serviços Ecossistêmicos é muito importante para melhor compreender a situação atual do

território, ter um melhor planejamento de cenários futuros, criar políticas socioambientais, econômicas e tomadas de decisão (Haase *et al.*, 2012).

A compreensão dessa dinâmica em torno dos serviços ecossistêmicos auxilia no entendimento da paisagem como um ambiente integrado, em que todos os elementos têm suas funções ecológicas e trazem benefícios à população humana que vive tanto nas áreas rurais quanto nos centros urbanos. A avaliação e o mapeamento dos serviços pode ajudar na identificação de ofertas e demandas, além das áreas prioritárias para conservação (Albert *et al.*, 2017). Esse conhecimento pode ajudar no melhor planejamento da paisagem, maximizando a oferta de serviços e gerando ambientes de melhor qualidade (Grêt-Regamey *et al.*, 2013).

Rios e córregos são exemplos de elementos integradores da paisagem (Silva, 2018), que atravessam em seu percurso, diferentes tipos de matrizes, como áreas de vegetação nativa, agricultura e centros urbanos (Ahern, 2013; Ahern *et al.*, 2014). Essa paisagem do entorno terá influência direta na qualidade do ambiente na biodiversidade presente (Haig *et al.*, 2019; McCarty, 2001). Assim, todo o histórico de ocupação dessas áreas, redução de cobertura vegetal e o crescimento urbano podem comprometer os corpos d'água.

As áreas ripárias e úmidas têm importante papel no fornecimento de serviços ecossistêmicos como na remoção de poluentes, os efeitos de regulação microclimática, controle de enchentes e estoque de carbono. Ao mesmo tempo, contribuem significativamente com a manutenção da biodiversidade (Ramsar, 2018). Essas áreas abrigam ambientes que servem de área de descanso e alimentação para uma gama de aves migratórias que estão de passagem e por isso são de grande relevância para conservação da biodiversidade (CEMAVE/ ICMBio, 2016).

Nas áreas urbanas, os córregos e a vegetação ripária podem conectar pequenas as áreas verdes da cidade, públicas e privadas, tais como parques, praças, jardins e canteiros (Loboda and Angelis, 2005), além de se integrar com a arborização urbana das ruas, e fragmentos remanescentes de vegetação interna ou adjacente a cidade. A conexão entre todos esses elementos forma uma rede de habitats com diversos corredores ecológicos que os conectam em diferentes graus, ao longo da paisagem urbana (Mander *et al.*, 1988; Meier *et al.*, 2005; Opdam *et al.*, 2006). Estes corredores podem beneficiar diretamente a qualidade do ecossistema urbano,

oferecendo habitat, suporte, mobilidade, abrigo, recursos e água, que são elementos importantes para a manutenção da biodiversidade local (Jongman, 1995; Meier *et al.*, 2005; Scolozzi and Geneletti, 2012b).

Estudos recentes apontam cada vez mais para o importante papel dos ecossistemas urbanos para a biodiversidade (Devesa *et al.*, 2009; Petit and Baron, 2009), que está ligada não apenas a presença de vegetação, que fornece habitat e recurso (Emlen, 1974; Lancaster and Rees, 1979; Lessi *et al.*, 2016; MacGregor-Fors and Schondube, 2011), mas também a maior oferta de serviços ecossistêmicos (Savard *et al.*, 2000; Whelan *et al.*, 2015, 2010, 2008) como já discutido. Portanto, ações que influenciam positivamente a diversidade de aves podem promover a melhoria de aspectos ecológicos da paisagem urbana e conseqüentemente à geração de serviços ecossistêmicos.

A gestão integrada da paisagem, considerando todas as escalas, é essencial para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos disponíveis (Petit and Baron, 2009). Serviços que contribuem, por exemplo, para a qualidade do ar e solo, redução o ruídos e temperaturas extremas, inundações, controle de pragas, recreação, educação e interações sociais (Bolund and Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun and Barton, 2012). Dessa forma, a manutenção da funcionalidade e da qualidade dos serviços ecossistêmicos são pontos essenciais para políticas públicas e planejamento urbano (Gómez-baggethun *et al.*, 2013; Maes *et al.*, 2016).

A bacia do rio Monjolinho, localizada em São Carlos, região central do estado de São Paulo, possui um conjunto de áreas agrícolas e urbanas que fragmentam toda a vegetação nativa local. O rio Monjolinho e seus afluentes entremeiam toda a paisagem, nascendo a nordeste da área de recarga da bacia, atravessando toda a malha urbana da cidade, passando por áreas de agricultura e pastagens, conectando algumas das principais áreas de vegetação até desaguar no rio Jacaré-Pepira, a sudeste da bacia. Pesquisas realizadas na área de estudo revelaram um grande potencial na bacia do Monjolinho. Em conjunto, esses estudos indicam a presença de uma riqueza de pouco mais de 300 espécies de aves (Lessi *et al.*, 2016; Motta-Junior, 1990; Motta-Junior and Vasconcelos, 1996).

No entanto, a contínua degradação e fragmentação das áreas naturais, são uma ameaça à biodiversidade e ao equilíbrio ecológico (Soares *et al.*, 2003). Portanto,

é necessário que haja um planejamento estratégico da paisagem em áreas sob influência humana para promover a regeneração, conectividade e oferta de serviços dos ecossistemas.

Sabemos que uma paisagem multifuncional pode nos proporcionar um ambiente mais equilibrado entre conservação da biodiversidade, maior oferta de serviços ecossistêmicos, ocupação urbana e atividades agropecuárias. No entanto, não existe uma paisagem perfeita e nem um modelo único para tal. Cada paisagem vai se estruturar de forma diferente e única, de acordo com suas particularidades e necessidades locais. Dessa forma, o estudo e entendimento acerca da geográfica, oferta de recursos naturais, biodiversidade e serviços ecossistêmicos, não esquecendo das demandas da população é essencial para se planejar e concretizar uma paisagem multifuncional desejada.

Os resultados desta pesquisa podem auxiliar a tomada de decisão, gestão e manejo ambiental de modo a maximizar o potencial de conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos na bacia do Monjolinho. Para tanto, traçamos o perfil ecológico das assembleias de aves e mapeamos o uso e ocupação do solo ao longo dos ecossistemas ripários de uma importante bacia hidrográfica de médio porte localizada na zona de transição entre dois *hotspots* mundiais de diversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica. Com essa caracterização, buscamos investigar a ocorrência e disponibilidade de serviços ecossistêmicos oferecidos pelas aves e por elementos da paisagem (e.g., vegetação) que trazem benefícios diretos para as pessoas e influenciam na qualidade e equilíbrio ambiental em diferentes escalas geográficas.

## Objetivos

O objetivo central desta pesquisa foi responder as seguintes questões:

- Quais são as aves que habitam os ambientes ripários da bacia do rio Monjolinho e os serviços ecossistêmicos oferecidos por elas?
- Como esses serviços estão distribuídos no gradiente de antropização urbano-periurbano-rural-vegetação nativa?

Como objetivos específicos, buscou-se avaliar:

- A estrutura da comunidade em relação a riqueza de espécies, diversidade, tamanho das populações e dominância;
- A estrutura da comunidade em relação a dinâmica temporal nas diferentes estações do ano;
- A distribuição espacial das espécies e a influência da paisagem nessa distribuição;
- A diversidade funcional e de oferta de serviços ecossistêmicos das espécies de aves;
- A correlação entre as funções ecológicas, serviços ecossistêmicos e composição da paisagem.

## Metodologia

### Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Monjolinho, localizado no estado de São Paulo, Brasil (Figura 1) com aproximadamente 275 km<sup>2</sup> cobrindo o município de São Carlos e Ibaté. O clima da região é mesotérmico úmido subtropical, ou CWA de acordo com a classificação de Köppen, caracterizado por invernos frios e secos, e verões úmidos (EMBRAPA-CPPSE, 2018). O clima apresenta nítida distinção entre a estação chuvosa e quente (outubro a março), e a estação seca e fria (abril a setembro) (Lorandi *et al.*, 2001). A precipitação média anual é cerca de 1470 mm (Soares *et al.*, 2003).

A vegetação original que cobre a bacia do Rio Monjolinho é caracterizada pela presença do cerrado (cerrado florestal), fitofisionomias savânicas (cerrado *sensu stricto* e campo cerrado), floresta mesófila (estacional semidecidual e pequenas manchas relictuais de floresta com *Araucaria angustifolia*) e vegetação de áreas úmidas (florestas ripárias e brejos) (Soares *et al.*, 2003).

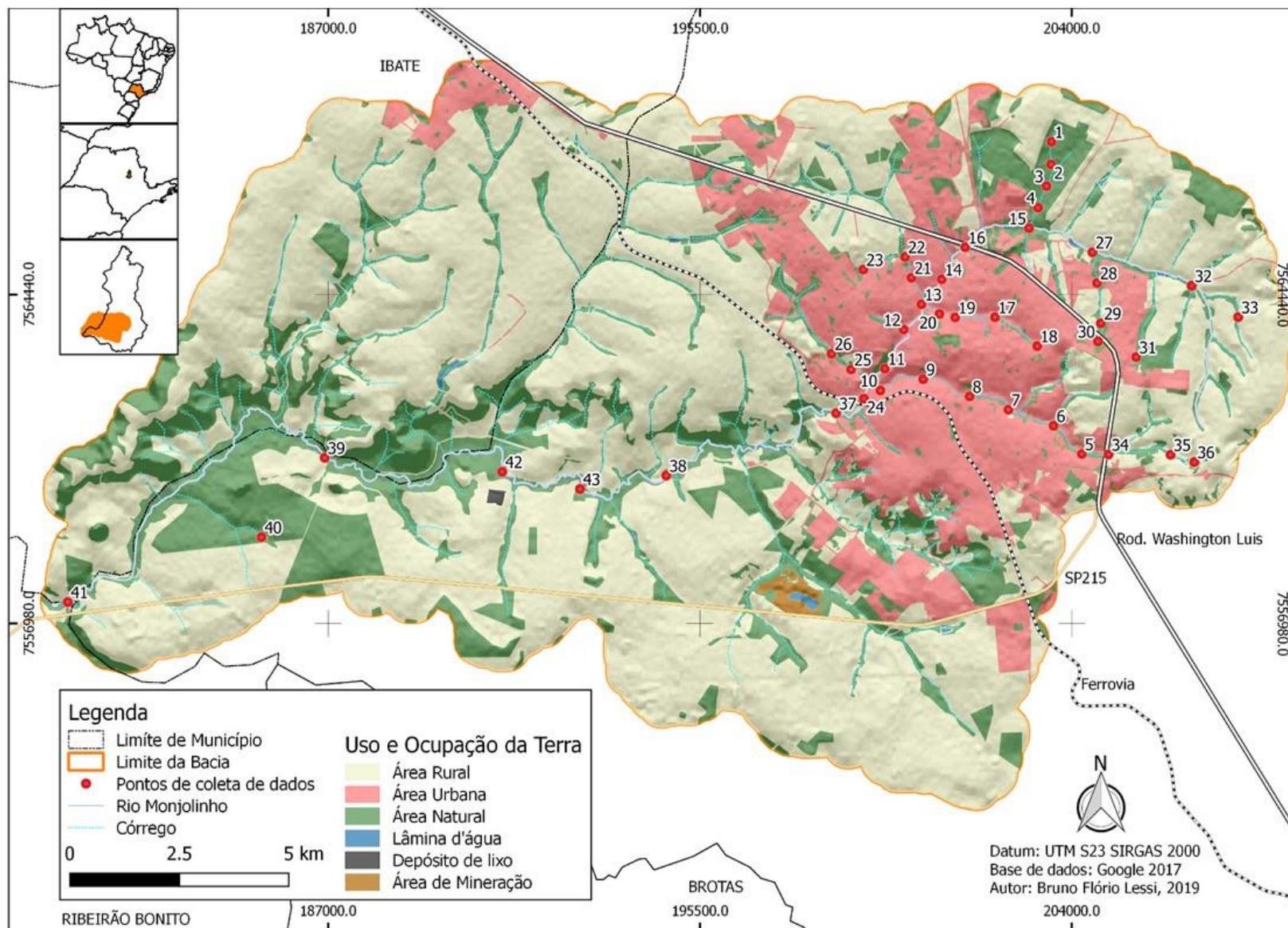


Figura 1. Área de estudo, limites da bacia do rio Monjolinho, localização e numeração dos pontos de coleta de dados.

O rio Monjolinho é o principal córrego da bacia em questão, possui extensão de aproximadamente 43,25 km e nasce no Planalto de São Carlos, a leste do município, a aproximadamente 900 m de altura (Espíndola, 2000).

Praticamente toda a área urbana do município encontra-se inserida na bacia do rio Monjolinho. Dessa forma, a bacia tem como principal característica o desenvolvimento urbano do município de São Carlos e os impactos decorrentes dessas atividades como a remoção das matas ciliares, ocupação e destruição das áreas de várzea, incidência de processos erosivos nas margens dos cursos d'água, assoreamento do leito dos cursos d'água, despejo clandestino de esgotos sanitários e de efluentes industriais não tratados, degradação da qualidade da água de mananciais, etc. (Campanelli, 2012; Costa *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2018).

Ao longo do perímetro urbano de São Carlos, o rio Monjolinho apresenta alguns trechos canalizados e recebe contribuições de vários tributários, como os córregos Santa Maria Madalena, Tijuco Preto, do Mineirinho e do Gregório, e ainda de águas residuárias – esgotos sanitários e efluentes provenientes de atividades industriais diversificadas (papel, alimentos, tintas etc.). Fora do perímetro urbano, o Monjolinho recebe contribuições de outros tributários, como os córregos da Água Quente, da Água Fria, do Cancã, da Serra e do Palmital (Campanelli, 2012).

As águas superficiais e subterrâneas das bacias hidrográficas pertencentes às regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil apresentam baixo índice de qualidade e alto índice eutrófico, além da concentração de substâncias tóxicas, como resultado das atividades humanas (Tundisi and Scheuenstuhl, 2012).

## Levantamento de dados

### *Levantamento da comunidade de aves*

O levantamento da comunidade de aves foi baseado na técnica de levantamento quali-quantitativo por meio de Pontos Fixos ou Pontos de Escuta (Vielliard *et al.*, 2010), com modificações para se adequar as características da área de estudo. Foram determinados 43 pontos, distribuídos ao longo dos córregos da bacia do Monjolinho. Para garantir a independência dos registros das espécies, os pontos foram escolhidos com pelo menos 200m de distância de cada um, como mostra a Figura 1. Os pontos foram escolhidos de aleatoriamente considerando a distância mínima de 200 metros, facilidade de acesso e segurança, principalmente em áreas urbanas.

Para o levantamento da comunidade de aves foram feitas duas visitas em cada ponto em cada estação do ano, sendo o verão de janeiro a março, o outono de abril a junho, o inverno de julho a setembro e a primavera de outubro a dezembro, entre os anos de 2016 e 2017, completando um ciclo de 4 estações ao longo de 12 meses de amostragem. No total foram realizadas 8 visitas em cada ponto, com duração de 10 minutos cada.

As visitas foram padronizadas para o período da manhã, iniciando com o nascer do sol e se estendendo até as 11 horas, sempre com o acompanhamento de um assistente. Dados foram obtidos por meio de equipamentos como gravador profissional (Modelo TASCAM DR-05) e câmera para gravação. Filmagens e registros fotográficos auxiliaram na identificação posterior das aves. Não foi utilizado *playback*.

O registro das aves foi realizado por anotação de contato visual e auditivo e feito o registro de cada indivíduo contactado em cada visita, individualmente. Dessa forma, consideramos a abundância final das aves como o número final de registros somados para o período ou área desejada.

*Análise da estrutura da comunidade e classificação das Funções ecológica e Serviços Ecossistêmicos.*

A após o levantamento da comunidade foi feita a análise ecológica de sua estrutura. Foi feito o registro de cada encontro de cada indivíduo para cada visita de 10 min realizada. A análise da comunidade se baseou na riqueza de espécies, abundância (baseada na soma dos encontros registrados em cada visita) índice de Dominância e Índice de diversidade de Shannon.

A classificação das funções ecológicas das aves foi feita de acordo com as Guildas alimentares, baseado na dieta predominante das espécies (Durães e Marini, 2003; Motta-Júnior, 1990; Piratelli e Pereira, 2002; Sick, 1997; Sigrist, 2006; Soares e Anjos, 1999). Também foi considerado a ecologia e outros comportamentos para classificação das funções (Şekercioğlu, 2012; Sick, 1997).

Os serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna foi classificado de acordo com relação direta e indireta com as funções ecológicas encontradas baseado em literatura especializada (Green e Elmberg, 2014; Morante-Filho e Faria, 2017; Şekercioğlu, 2012, 2006a, 2006b; Şekercioğlu *et al.*, 2016; Sick, 1997; Whelan *et al.*, 2015, 2008).

*Mapeamento do uso e ocupação da terra, classificação e análise do gradiente ambiental.*

Em seguida foi realizado o mapeamento do uso e cobertura da terra dentro de um *buffer* de 500 metros de cada ponto de levantamento. Usamos imagens do Google através do *plugin* Open Layers (<https://openlayers.org/>), ferramenta disponível dentro do software Quantum GIS (QGIS), além de dados do OpenStreetMap (OSM). O mapeamento foi feito manualmente por interpretação visual de imagens referentes aos anos de 2017 e 2018 e saídas a campo para verificação da verdade terrestre. A classificação foi feita de acordo com a legenda do CORINE (Coordination of

information on the environment) da Agência Ambiental Europeia (EEA – European Environment Agency) com algumas adaptações para atender características locais.

Para investigar a variação no gradiente de antropização (urbano-periurbano-rural-natural), classificamos e agrupamos as classes de uso da terra da mapeadas de acordo com suas características. Assim agrupamos em: urbano (URB) os tipos de uso relacionados a urbanização; rurais ou áreas agrícolas (FARM) todas os usos relacionados a agricultura e pastagens; Vegetação nativa (NAT) os tipos de uso relacionados a presença de vegetação nativa. Também foram considerados tipos de uso relacionados a água, como corpos d'água por estar vinculado a vegetação ripária na maior parte das vezes (maiores detalhes no apêndice IV).

No passo seguinte, fizemos o zoneamento da área do entorno de cada um dos pontos de acordo com os principais tipos de paisagens. O zoneamento foi definido considerando a matriz de uso da terra na paisagem, de acordo com as classes dominantes de uso da terra descritas anteriormente, vegetação nativa rural e urbanizada. Dessa forma a classificação final do zoneamento foi (maiores detalhes no apêndice IV):

- Classe Urbano (URB) - área composta principalmente pela malha urbana com suas construções e vias de asfalto, podendo aparecer em menor proporção outros tipos de uso e cobertura. Outras áreas construídas como depósitos de lixo, também foram consideradas nessa classe;
- Classe Periurbano (PERI) – Área de transição entre áreas urbanas e não urbanas, sendo caracterizada por áreas localizadas nos limites das áreas urbanas compostas por urbanização e uma porcentagem maior com outros tipos de uso e ocupação presentes, como por exemplo áreas agrícolas ou vegetação nativa;
- Classe Rural ou terras agrícolas (FARM) – Áreas com predomínio do cultivo de cana-de-açúcar, pastagens e eucaliptais, que são as atividades presentes na área. Também com presença de outros tipos de uso como infraestrutura rurais, estradas não pavimentadas e vegetação nativa;

- Classe Vegetação nativa (NAT) – São áreas com presença de vegetação nativa onde foram incluídos áreas de vegetação densa em áreas urbanas (florestas urbanas) e elementos naturais como áreas alagadas e lâminas d'água por fazerem parte de ecossistemas naturais e serem utilizadas de habitats para muitas espécies de aves. Essas áreas apresentam em sua composição uma maior área composta por vegetação nativa, mas ainda podem apresentar outros tipos de uso e ocupação em menor proporção;
- Classe Transição (TRAN) – Área caracterizada pela transição vegetação nativa e áreas rural como cultivos e pastagens (classe FARM) com porcentagens equivalentes entre os tipos de uso e ocupação.

Testamos a influência dos cinco tipos de paisagem na dinâmica e estrutura da comunidade de aves. Para esse objetivo, realizamos a análise de variância (ANOVA) e o teste *post-hoc* de Tukey Q para identificar diferenças significativas entre pares de áreas. Para avaliar as relações entre as variáveis amostradas, executamos o modelo bivariado de regressão linear com o método LS. A avaliação da suficiência amostral foi realizada por meio da curva de rarefação de espécies, com uso do algoritmo de Mao's tau para confecção da curva de rarefação baseada em unidades amostrais (cada amostragem em cada ponto ao longo do tempo), cujo gráfico resultante indica também o erro padrão com intervalo de confiança de 95% (Hammer, 2019).

As análises estatísticas foram realizadas com uso do programa PAST (Hammer *et al.*, 2001; versão 3.26 de agosto de 2019), com nível de significância (alfa) de 0,05 para aceite da hipótese alternativa em cada teste.

## Resultados e Discussões

### Estrutura geral da comunidade e sua dinâmica sazonal

Foram registrados 11.117 encontros individuais e um total de 201 espécies pertencentes a 58 famílias, que por sua vez pertencem a 34 ordens diferentes (Apêndice I, tabela 4). Esse número de espécies registradas representa 25% da riqueza de aves encontrada no estado de São Paulo (Silveira and Uezu, 2011). Dentro dessa comunidade algumas famílias se destacam em termos de riqueza de espécies como Tyrannidae com 30 espécies, Thraupidae com 26 e Furnariidae com 12. A curva do coletor apresentada na Figura 2(a) indica que a amostragem da comunidade apresentou tendências de estabilização quanto à adição de indivíduos, ainda que o gráfico mostre o potencial para a presença de mais espécies na área de estudo do que a quantidade de fato registrada.

Apesar de ser um ambiente de transição entre Cerrado e Mata-Atlântica, ainda encontramos 5 espécies endêmicas do Cerrado, das quais 2 são dependentes de matas ripárias do Cerrado (*Myiothlypis leucophrys* e *Antilophia galeata*), 2 associadas a vegetação aberta (*Saltatricula atricollis* e *Cyanocorax cristatellus*) e uma que ocorre em diferentes ambientes no Cerrado e em trechos do Pantanal onde há fitofisionomias de Cerrado. Três espécies de origem exótica introduzidas no Brasil, o pombo-doméstico (*Columba Livia* Gmelin, 1789), o pardal (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758) e o bico-de-lacre (*Estrilda astrild* Linnaeus, 1758) também foram registradas.

Considerando alguns dos mais relevantes levantamentos de aves realizados na bacia do Monjolinho e no município de São Carlos, foram registradas mais de 300 espécies de aves, o que indica uma alta riqueza de espécies registrada nesse trabalho. Dentro do *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e Parque Ecológico de São Carlos, foram registradas 214 espécies do final da década de 1980 até 1996 (Motta-Junior, 1990; Motta-Junior *et al.*, 1996). Recentemente, 78 espécies de aves foram registradas na área urbanizada da universidade (Lessi *et al.*, 2016), e mais de 80 novos registros nos últimos 20 anos nos vários ecossistemas do *campus* (BATISTELI *et al.*, *in prep.*). Na bacia hidrográfica vizinha à área de estudo, justamente aquela onde o rio Monjolinho deságua, foram registradas 145 espécies

dentro dos limites da Estação Ecológica de São Carlos (Pozza e Pires, 2003). Em outra bacia vizinha, foram registradas 160 espécies durante um levantamento realizado em diferentes tipos de vegetação nativa na Fazenda Canchim (Reserva Legal - Embrapa Pecuária Sudeste, RL-CPPSE), distantes menos de 3 Km de alguns pontos amostrais deste estudo (Manica *et al.*, 2010; Motta-Junior, 1990)

Estudos realizados em outros municípios da região apresentam padrões similares de riqueza aos desenvolvidos em São Carlos, considerando proporcionalmente o tamanho da área de estudo e o esforço amostral. Foram registrados 130 espécies de aves em Brotas e 151 espécies em Dourado fazendo uso das matas ciliares da bacia do Jacaré-Pepira (Almeida *et al.*, 1999).

O padrão de abundância baseada no número absoluto de encontros registrados de cada espécie revela uma baixa dominância de espécies muito abundantes, onde espécies como *Pygochelidon cyanoleuca* (Vieillot, 1817), *Psittacara leucophthalmus* (Statius Muller, 1776), *Patagioenas picazuro* (Temminck, 1813), *Zenaida auriculata* (Temminck, 1813) e *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766) se apresentaram com maior número de indivíduos registrados (Figura 2 e Apêndice II). Como observado, a abundância dessas aves juntas, acumulam 27,4% dos registros. Essas espécies também demonstram certa plasticidade em termos de ocupação de ambientes, estando presente nos diferentes tipos de habitats, desde vegetação nativa até áreas urbanas. Algumas dessas espécies ainda, vivem em grandes grupos (e.g., *P. cyanoleuca*, *P. leucophthalmus*) ou toleram altas densidades em resposta a oferta de alimentos (e.g., *Z. auriculata*, *P. picazuro*). Apesar do grande número de registros, essas espécies apresentaram baixa dominância (Figura 2), com poucas espécies muito abundantes. Houve espécies que ocorreram em toda a área de estudo nos 43 pontos amostrais, como a *Coereba flaveola* (Linnaeus, 1758), *Patagioenas picazuro*, *Pitangus sulphuratus*, *Psittacara leucophthalmus*, *Tangara sayaca* (Linnaeus, 1766) e *Turdus leucomelas* (Vieillot, 1818). Ainda que algumas dessas espécies tenham apresentado abundância intermediária (e.g., *C. flaveola*, *T. sayaca* e *T. leucomelas*), sua ampla distribuição em toda área da bacia estudada aponta para maior plasticidade comportamental em termos de uso e ocupação de ambientes com diferentes graus de antropização.

Por outro lado, a maioria das espécies se apresentou com maior grau de raridade, sendo 31 (15% das espécies) com apenas um registro e 83 espécies com até 10 registros, que totalizam 40,4% das aves registradas. Esse padrão de riqueza observada no presente estudo se repete em diversas comunidades de aves em ecossistemas altamente diversificados (D'Amen *et al.*, 2017; Karr, 1976), em que existem muitas espécies que são pouco registradas devido à sua raridade natural, baixa densidade populacional, tamanho da área de vida defendida pelos indivíduos (Leitão *et al.*, 2016) ou pela raridade provocada por pressões antrópicas (Wang *et al.*, 2017).

Espécies endêmicas de matas ciliares como o soldadinho (*Antilophia galeata* Lichtenstein, 1823), que não aparece como ameaçada, mas também sofre pressão por ser endêmica e devido aos impactos ambientais. Outras espécies, também de interesse conservacionista como *Penelope supercilialis* (Temminck, 1815) que necessita de áreas bem conservadas e frutos específicos para sua alimentação (Sick, 1997), *Myiothlypis leucophrys* (Pelzeln, 1868) que é dependente de áreas de floresta e bioindicador de qualidade ambiental e *Eucometis penicillata* (Spix, 1825) que também pode agir como bioindicadoras de qualidade ambiental e ter certa dependência de áreas de floresta (Baesse, 2015).

Aves migratórias também são componentes importantes da comunidade de aves presente, dentre as registradas nesse trabalho destacam-se, duas espécies migrantes intercontinentais, provenientes da América do Norte, *Tringa solitaria* (Wilson, 1813) e *T. flavipes* (Gmelin, 1789); espécies migrantes intracontinentais da zona Neotropical, como o suiriri (*Tyrannus melancholicus*), o tesourinha (*Tyrannus savana*), o bigodinho (*Sporophila lineola*), dentre outras. Também há espécies nômades, como *Dendrocygna viduata* (Linnaeus, 1766), *Mycteria americana* (Linnaeus, 1758), *Jabiru mycteria* (Lichtenstein, 1819), *Himantopus melanurus* (Vieillot, 1817) e *Aramus guarana* (Linnaeus, 1766) (Nunes and Tomas, 2008; Sick, 1997; Somenzari *et al.*, 2018). Esta última é uma espécie principalmente malacófaga, que realiza deslocamentos locais e regionais de acordo com a disponibilidade de seu alimento, moluscos do gênero *Pomacea* (Nunes and Tomas, 2008; Somenzari *et al.*, 2018). Esse grupo contribui para a dinâmica sazonal da comunidade que se altera em número de espécies e abundância entre as estações do ano.

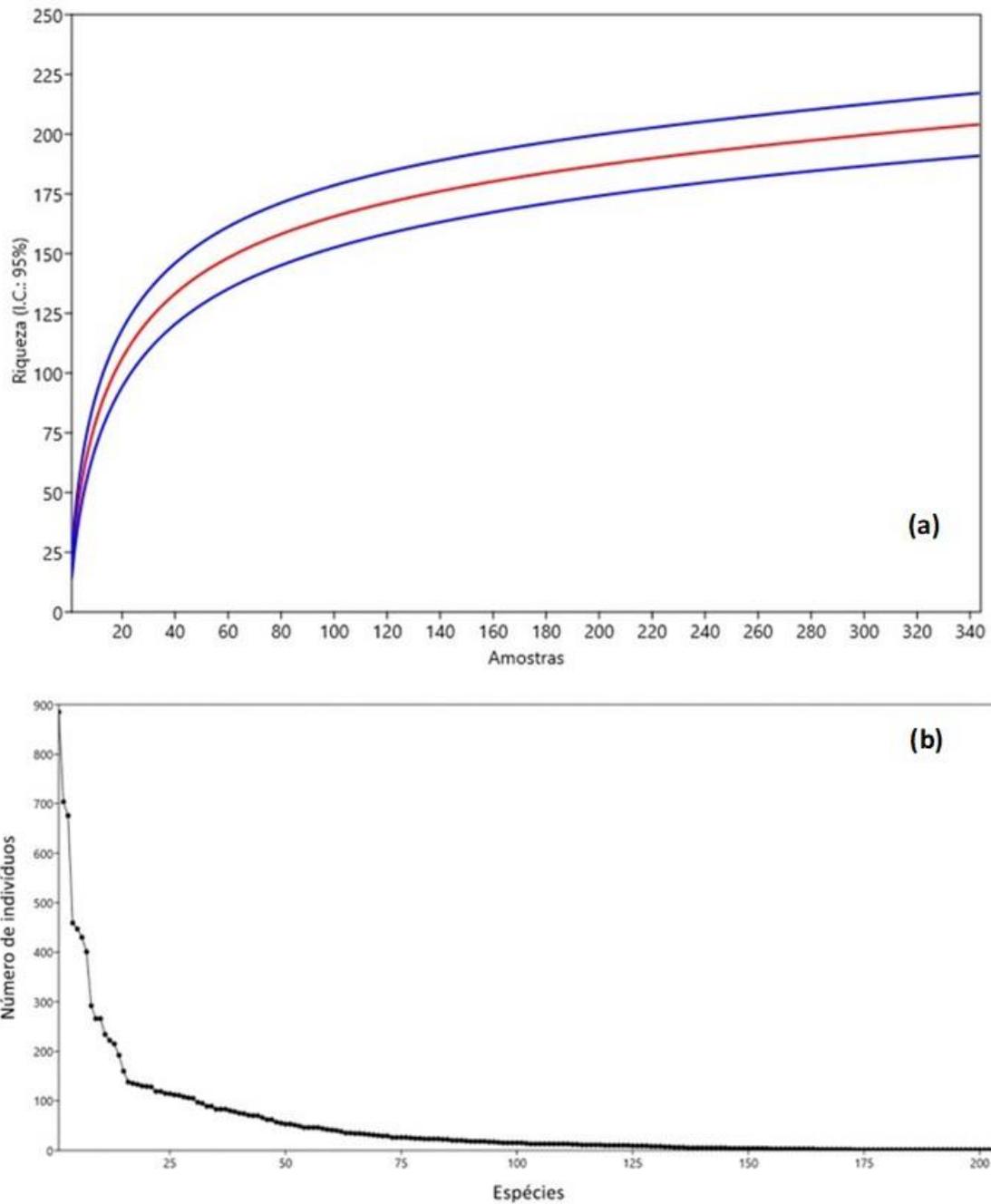


Figura 2. (a) Curva de suficiência amostral com indicação da riqueza de espécies de aves registrada nos ambientes ripários da bacia do rio Monjolinho ao longo do estudo de campo (linha vermelha) e a estimativa da riqueza mínima e máxima (Intervalo de Confiança: 95%, linhas azuis). (b) Padrão de abundância de aves na comunidade, baseada no número total de encontros registrados.

A sazonalidade ambiental cria uma dinâmica constante nas populações das espécies de aves e conseqüentemente nas assembleias de cada ambiente e em toda a comunidade. Essa dinâmica vai além da ocorrência de espécies regularmente migratórias, tendo em vista que foram registradas alterações na riqueza e abundância das espécies residentes, além de mudanças na composição de espécies nas diferentes estações. As Figura 3 a Figura 6 mostram essa dinâmica na comunidade com o aumento e diminuição da riqueza de espécies e conseqüente influência nos outros índices da comunidade, de acordo com a estação do ano.

Nas estações centrais do ano, ao final do inverno e início da primavera, temos uma época de estabelecimento de territórios (Sick, 1997). Durante a primavera e verão, principalmente, quando a disponibilidade de alimentos tende a ser maior (Sick, 1997), pode ocorrer um aumento na abundância de algumas espécies devido à formação da prole (Marini, 2017). Durante o outono, as áreas amostradas perdem espécies devido aos movimentos migratórios e nomádicos (Motta-Junior *et al.*, 2008). Todavia, no caso do inverno, quando predominam as baixas temperaturas e escassez de chuvas, os ambientes ripários parecem receber um maior número de indivíduos. Esse resultado pode ser um efeito da sazonalidade na fenologia das plantas e na disponibilidade de alimentos em ambientes adjacentes ou próximos à zona ripária, fazendo com que haja um deslocamento local ou regional de indivíduos para os ambientes úmidos e áreas com permanente disponibilidade de recursos hídricos para a vegetação, ou seja, os ambientes ripários amostrados neste estudo.

Mesmo com essas variações identificadas em toda a comunidade regional de aves, não há grandes mudanças entre as estações, ficando apenas outono com a maior variação nos índices da comunidade, com baixa na riqueza e abundâncias e conseqüentes aumento da dominância junto com a baixa na riqueza das espécies.

## Dinâmica sazonal

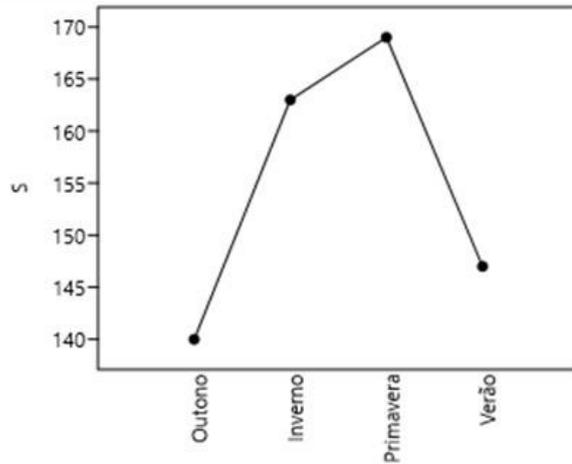


Figura 3. Dinâmica sazonal da riqueza (S) de espécies de aves na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

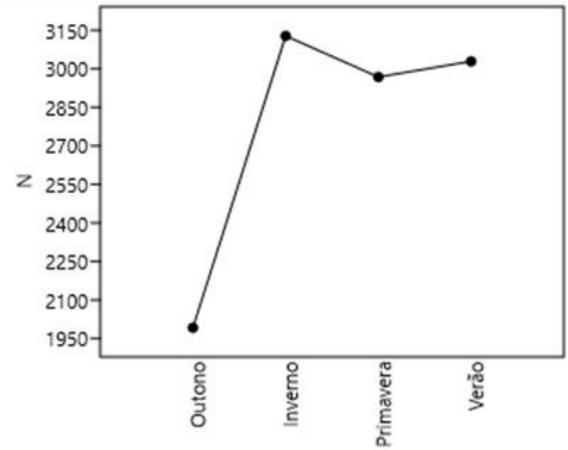


Figura 4. Dinâmica sazonal da abundância (N) das espécies de aves, baseada no registro de encontros da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

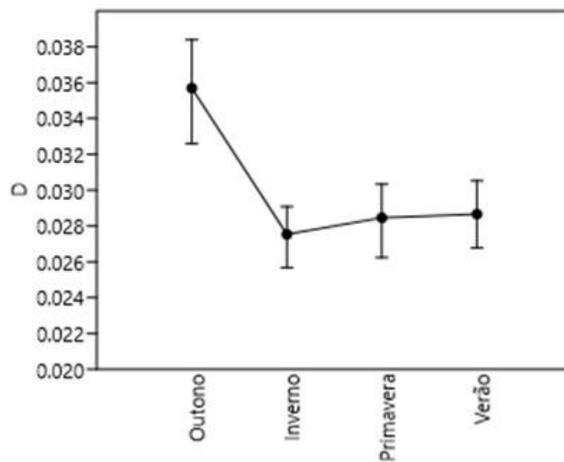


Figura 5. Dinâmica sazonal do Índice de dominância (D) da comunidade de aves na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

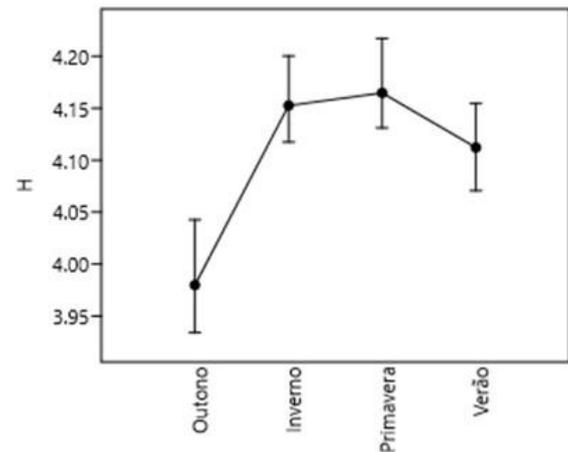


Figura 6. Dinâmica sazonal do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de Aves na Bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

Figura 3 a 6. Dinâmica sazonal das quatro estações do ano da comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho. (S: Riqueza de espécies; N: abundância de espécies; D: Índice de Dominância; H: Índice de diversidade de Shannon-Weaver.)

### *Estrutura da comunidade de aves e a paisagem*

Dentro da perspectiva individual de cada ponto de coleta é possível observar uma certa amplitude no número de espécies que variou de 29 nos pontos 13 e 19 a 86 no ponto 39, sendo este um reflexo da situação ambiental local considerando os ambientes ripários e também a composição da paisagem adjacente ao ponto de estudo (Figura 7 e Figura 8).

Como podemos observar na Figura 1, há uma grande diferença de ambientes nos pontos amostrados mesmo tendo como constante o principal rio da bacia, o rio Monjolinho e alguns de seus afluentes (Ver Apêndice IX para imagens das paisagens dos pontos amostrados). O mapeamento do uso e ocupação da terra e classificação das áreas de acordo com sua matriz predominante resultou no seguinte zoneamento: Urbana (URB) – 18 pontos; Periurbana (PERI) – 11 pontos; Vegetação Nativa (NAT) – 5 pontos; Áreas rurais (FARM) – 4 pontos; e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN) – 4 pontos (Figura 7 e Figura 8) (Ver Apêndice III para maiores detalhes).

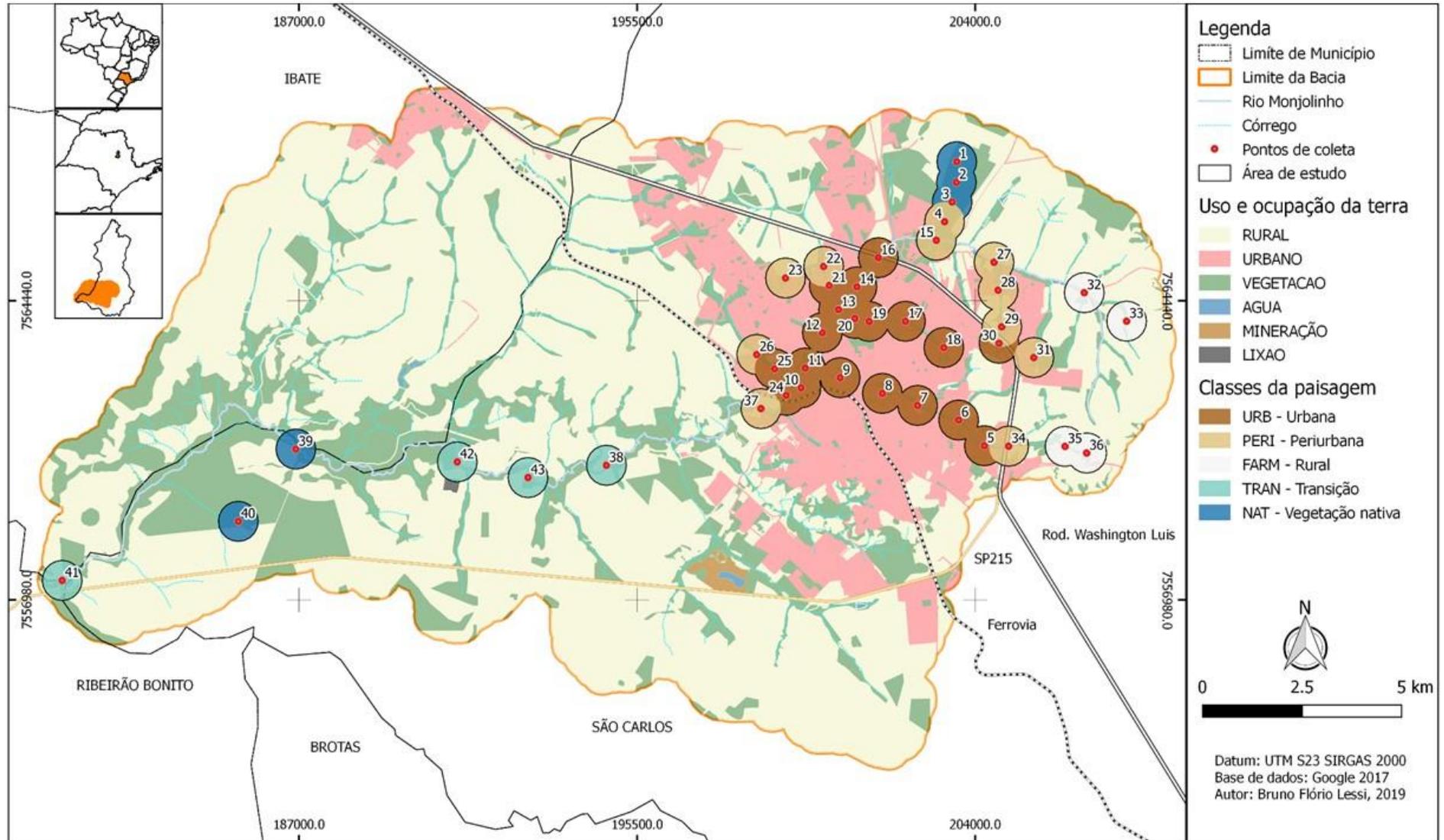


Figura 7. Zoneamento das áreas de estudo (500m a partir do ponto de coleta – 1 a 43) em acordo com a matriz de uso e ocupação da terra.

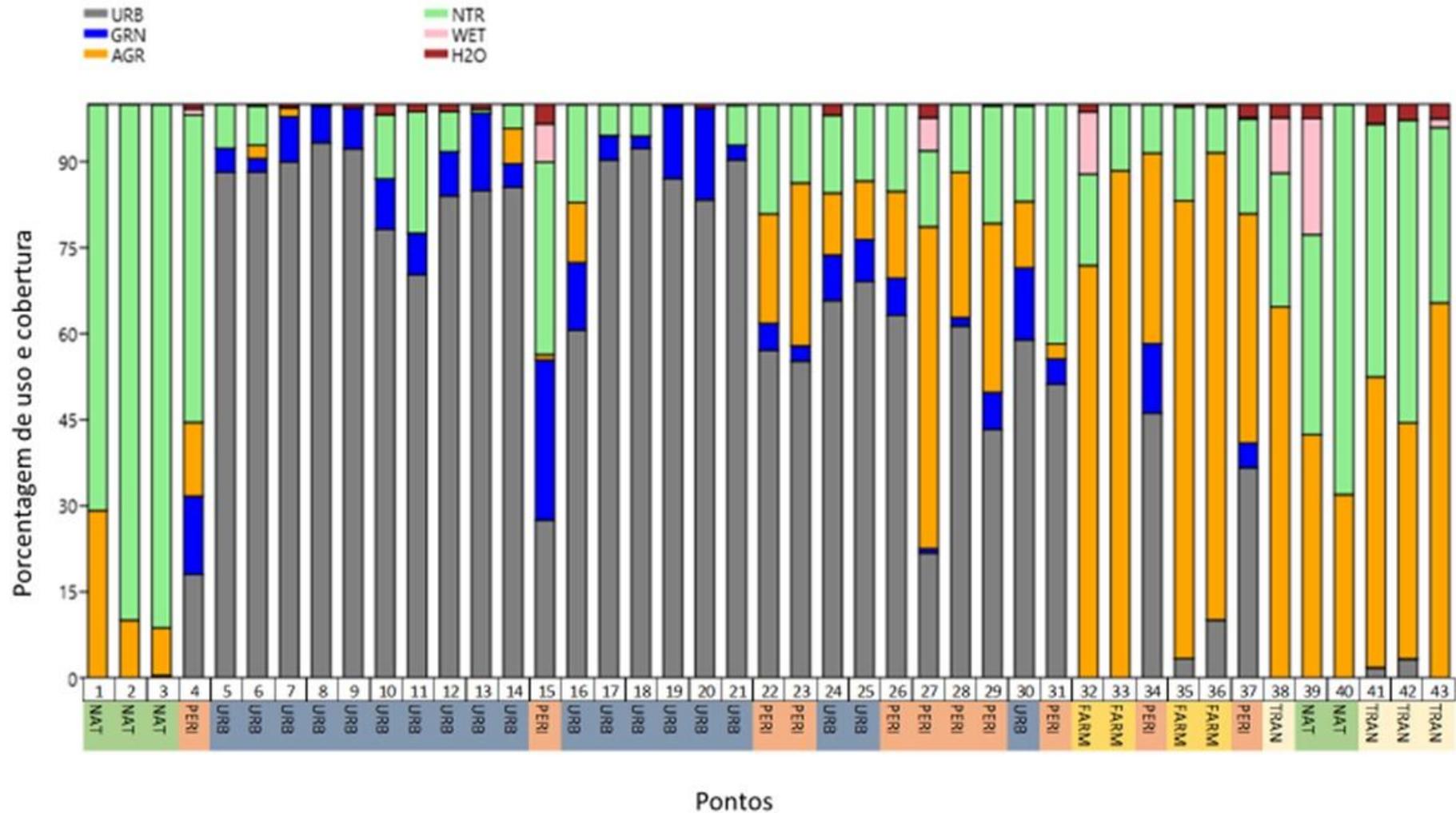


Figura 8. Resumo da porcentagem de Uso e ocupação da terra dos pontos amostrados (Legenda: URB - Urbano; GRN - Áreas verdes e vegetação urbana; AGR - Áreas de agricultura e Pecuária; NTR - Áreas de vegetação nativa; WET - Áreas úmidas; H2O - Corpos d'água). Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43 com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

Como revelado no mapeamento, os pontos amostrados se apresentam, em sua maioria, como urbanos, seguidos por área rural e por último como áreas de vegetação nativa e áreas de transição. As diferentes composições de uso e ocupação da terra em cada área amostrada têm grande influência na composição da comunidade de aves de cada área. Pesquisas apontam para o efeito positivo da heterogeneidade da paisagem para a riqueza de aves, assim como ecótonos que possibilitam a presença de espécies com diferentes áreas de vida e comportamentos (Fieker, 2012; Gonçalves et al., 2017). Áreas úmidas se apresentam neste trabalho com grande influência na diversidade e riqueza de espécies na bacia do rio Monjolinho.

Nesse sentido, é possível relacionar a riqueza de aves com a composição da paisagem de cada área. Destacando os pontos com maiores valores de riqueza de espécies (pontos 4, 15, 31, 32, 39 - Figura 9), observamos a presença de áreas úmidas na maioria dessas áreas (pontos 4, 15, 32, 39 - Figura 9) e que o ponto com maior riqueza encontrada (ponto 39) também apresenta a maior porcentagem de área úmida em sua composição de uso da terra.

As espécies de aves aquáticas se apresentam em maior número de espécies e abundância nas áreas úmidas, e que somadas às outras espécies ocorrentes, tornam esses ambientes os *hotspots* de biodiversidade no contexto da bacia do rio Monjolinho. Estes são locais que devem receber atenção especial além de ações de recuperação e conservação por parte dos gestores públicos a fim de se conseguir bons resultados na conservação da biodiversidade local.

Por outro lado, a urbanização e conseqüente perda de vegetação nativa são fatores importantes na dinâmica da comunidade e das populações, apresentando relação negativa com a riqueza e diversidade de espécies (Figura 11 e Figura 12), propiciando um aumento na dominância na comunidade (Figura 13). Porém, apesar da aparente relação positiva com um crescimento da abundância de aves (Figura 10), essa relação não é significativa (Figura 14).

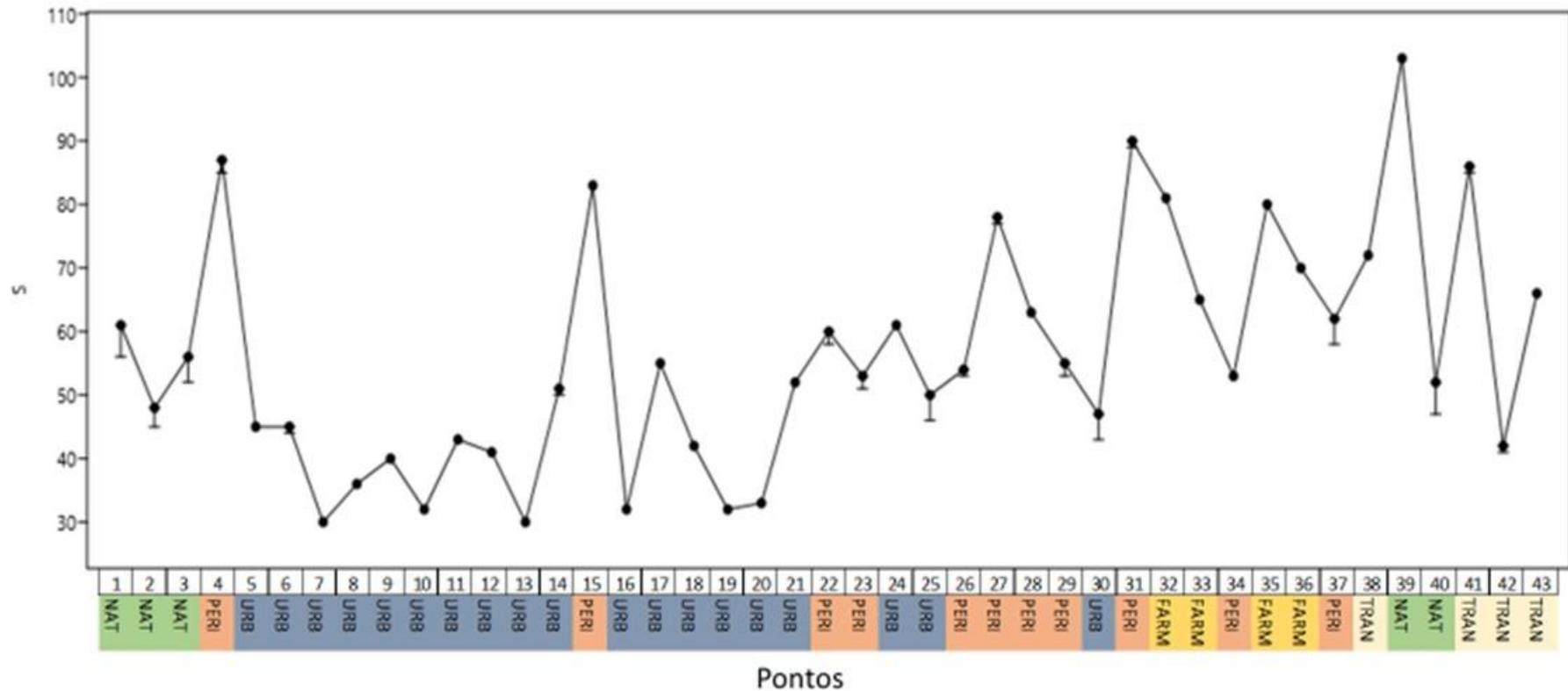
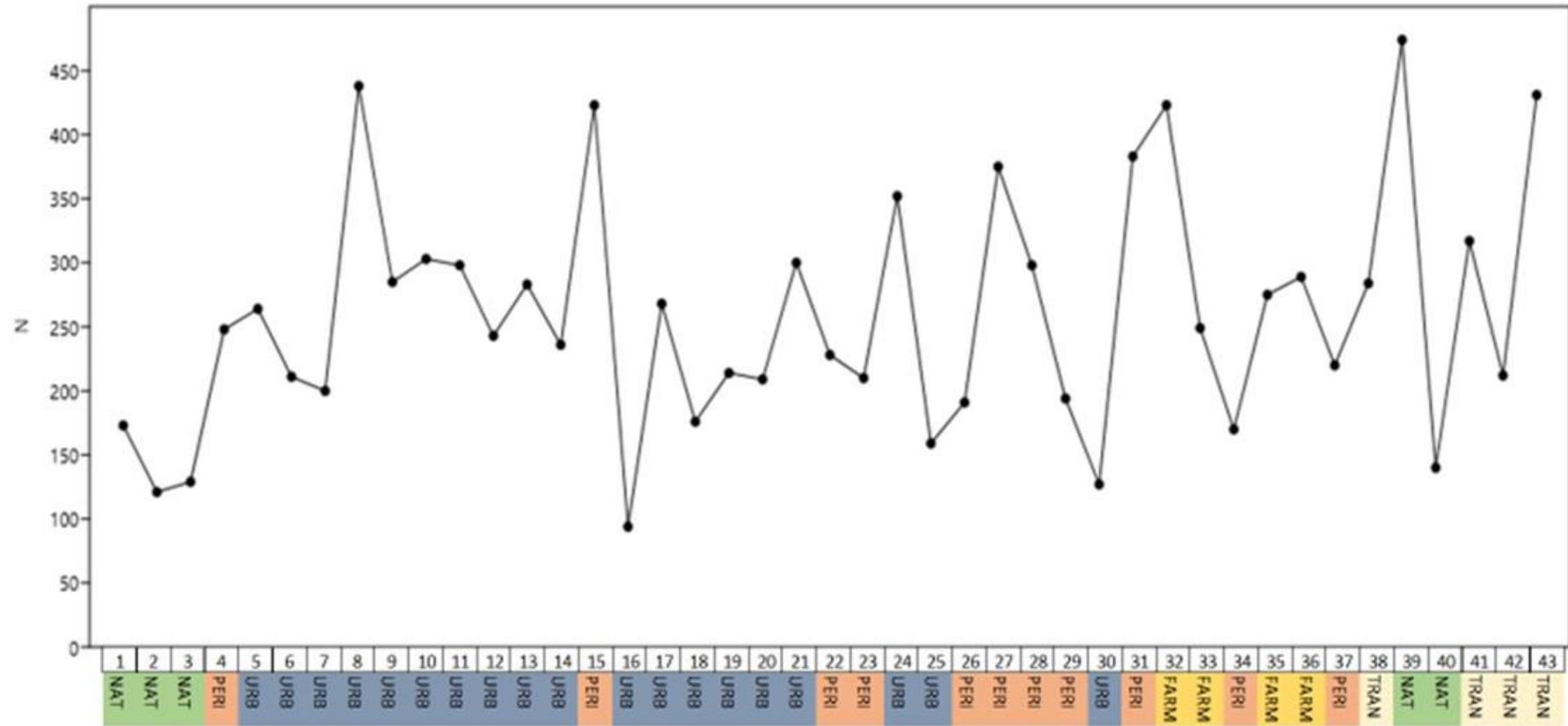


Figura 9. Riqueza de espécies (S) de aves para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43 com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).



### Pontos

Figura 10. Abundância (N) das espécies de aves, baseada no registro de encontros, para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43 com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

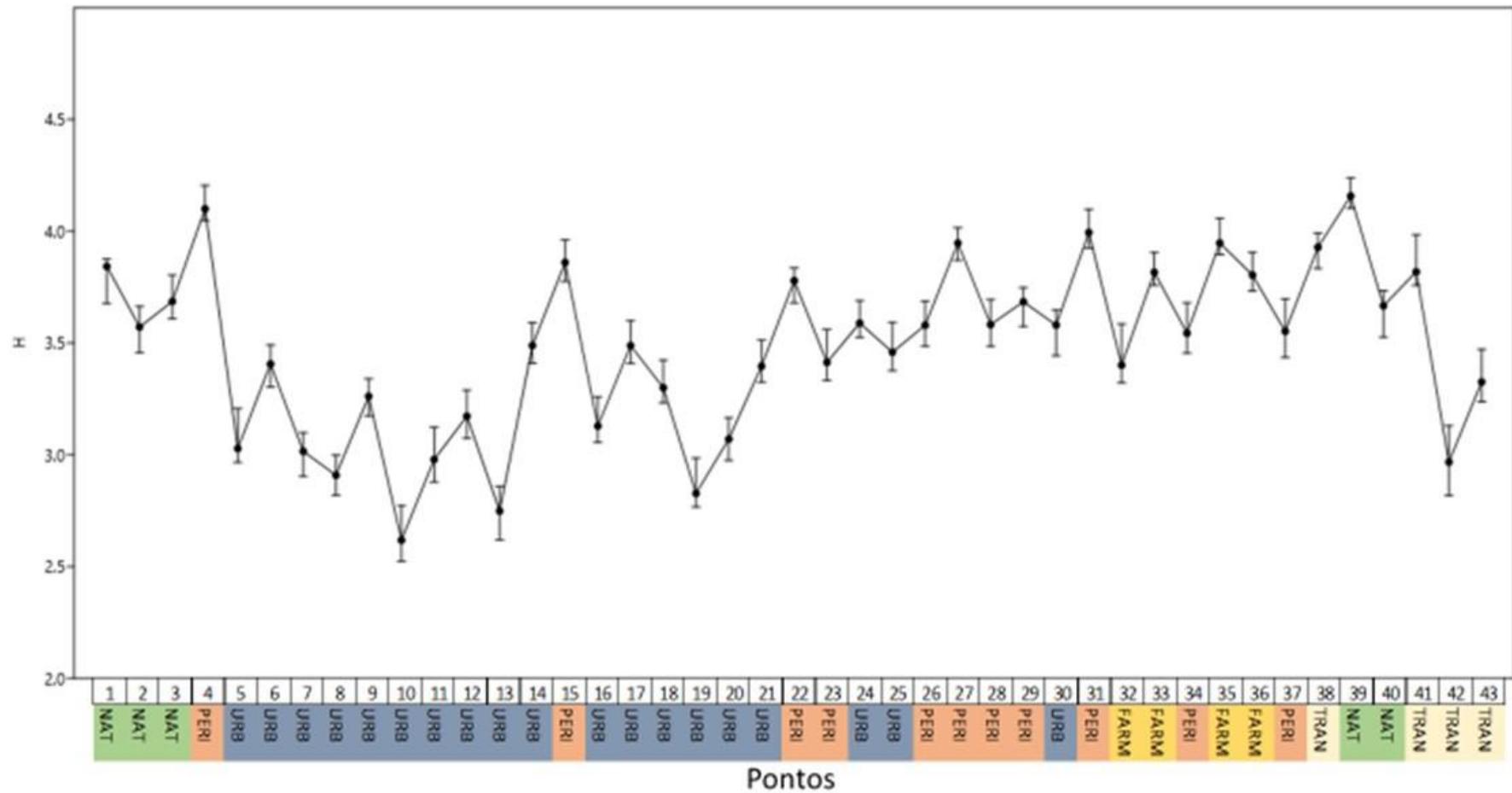


Figura 11. Índice de diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves para cada ponto amostrado na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43 com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

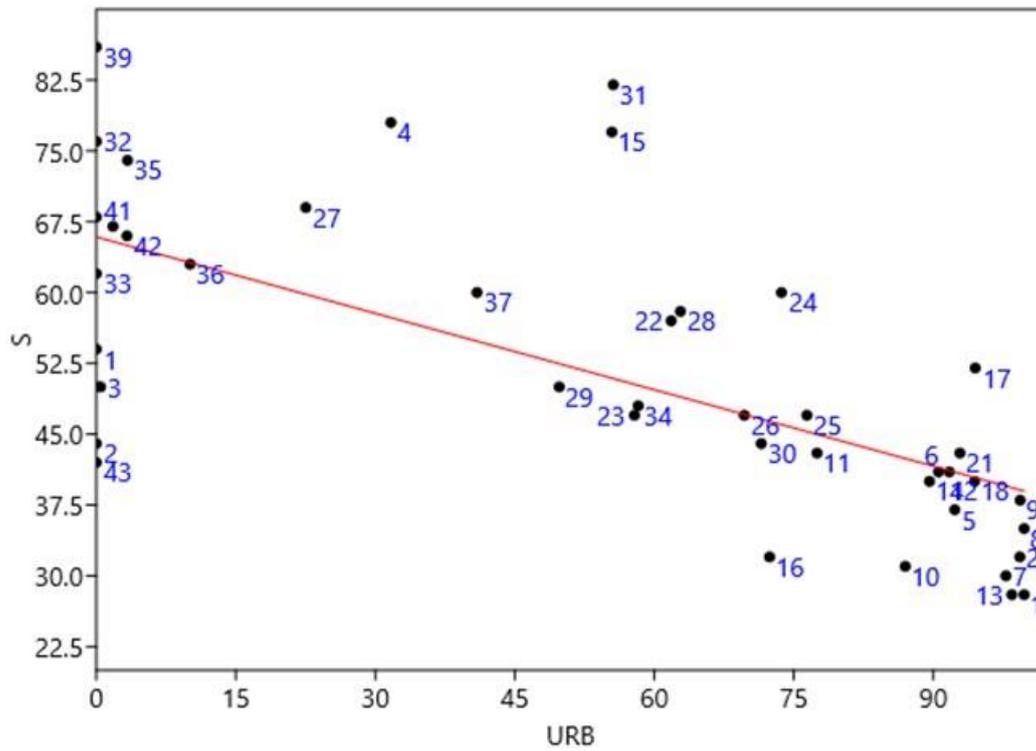


Figura 12. Correlação entre Urbanização (URB) e a Riqueza de espécies (S) de aves da bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. ( $r = -0,66763$ ;  $p = 0,0000010067$ )

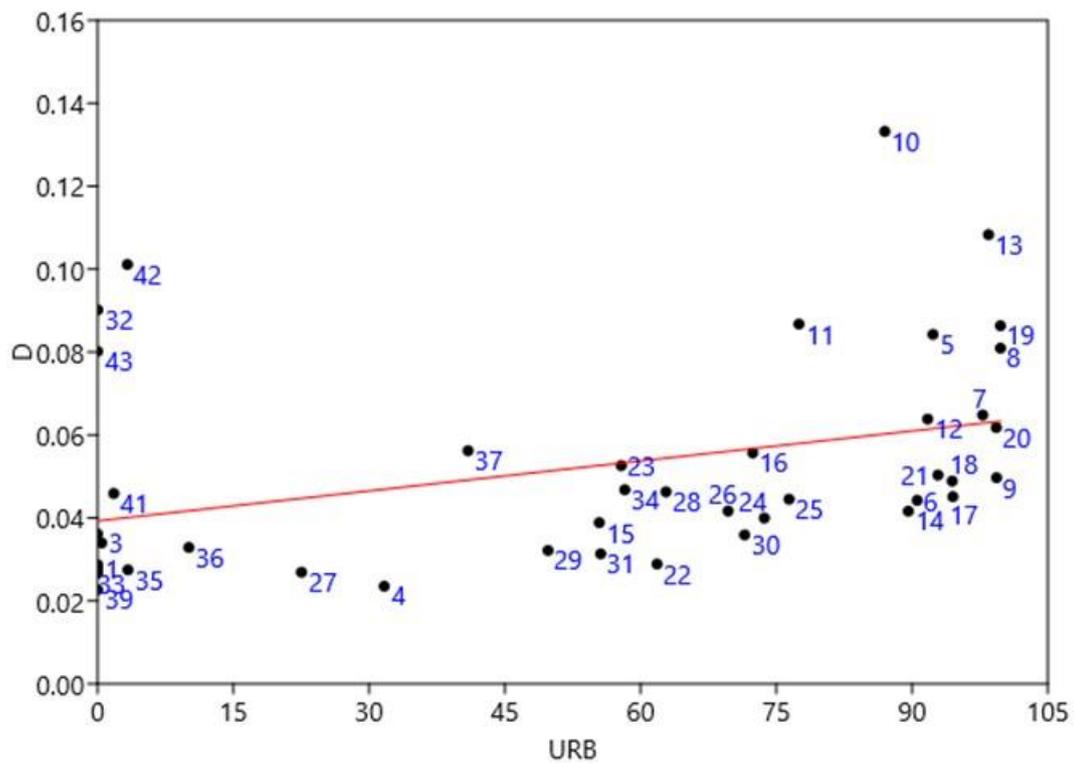


Figura 13. Correlação entre urbanização (URB) e Índice de Dominância na comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. ( $r=0.366$ ;  $p=0.015$ ).

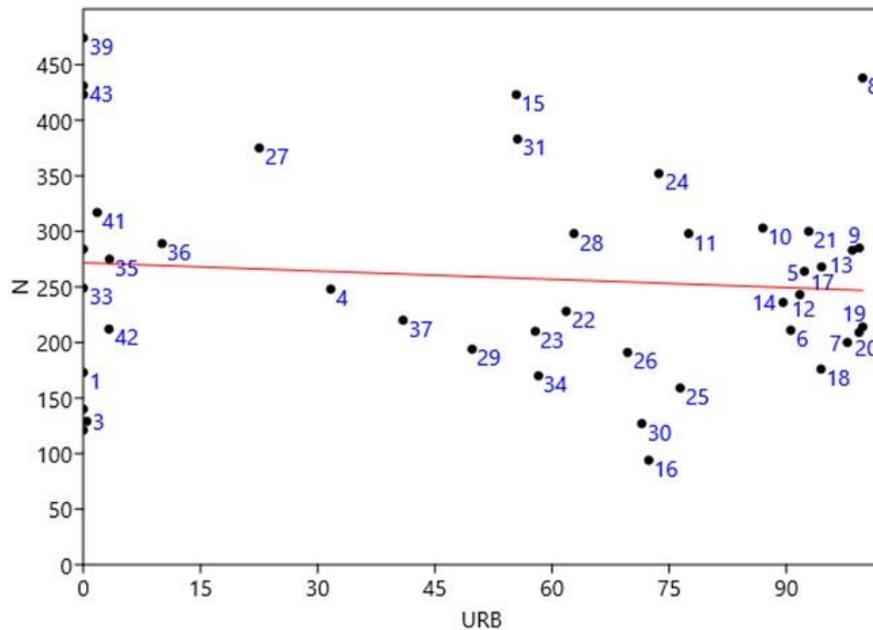


Figura 14. Correlação entre Abundância de aves e Urbanização (URB). ( $r = -0.102$ ;  $p = 0.513$ ).

A presença de diferentes fatores em uma paisagem heterogênea agindo de forma positiva como áreas úmidas, ou de forma negativa como as áreas urbanas, cria uma dinâmica na composição da comunidade de aves local de cada área estudada. As Figura 15 até a Figura 18, mostram como a matriz dominante de cada área influencia na dinâmica da comunidade de aves e conseqüentemente na sua distribuição espacial.

Diante dessa dinâmica (Figura 15 a Figura 18), conseguimos diferenciar dois grupos, um com relação positiva com a comunidade de aves, que seriam áreas naturais com vegetação nativa (NAT) e periurbanas (PERI). O outro grupo com claras relações negativas em relação ao primeiro grupo, áreas rurais (FARM), de transição entre rural e natural (TRAN) e urbanas (URB).

Os gráficos revelam como o gradiente ambiental, do mais conservado (vegetação nativa) até o mais impactado (urbano), influencia na estrutura da comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho, criando uma dinâmica na distribuição das espécies. Com relação a essa dinâmica podemos destacar a comunidade em áreas de vegetação nativa e periurbanas por apresentarem as comunidades de aves mais estruturadas. Elas apresentam os maiores índices de riqueza de espécies, abundância e diversidade, e também os menores índices de dominância.

Era esperado que as áreas de vegetação nativa apresentassem comunidades mais estruturadas por serem as áreas mais conservadas por serem o habitat natural das espécies. Mesmo assim a presença de áreas úmidas junto a áreas mais conservadas, ao longo da bacia, contribuiu principalmente para uma maior riqueza de espécies e diversidade encontradas.

Como já discutido, a heterogeneidade e diversidade de habitats na paisagem também está relacionada a presença de maior riqueza e diversidade de espécies. As áreas periurbanas por estarem localizadas na interface entre áreas de urbanização, vegetação nativa e áreas rurais como pastagens e cultivos agrícolas se apresentam muitas vezes com expressiva riqueza de espécies, principalmente em relação a avifauna.

Considerando o gradiente ambiental, as áreas periurbanas se apresentam como áreas bastante impactadas pela urbanização; neste trabalho apresentaram os melhores índices ecológicos em relação a áreas rurais, com predomínio de pastagens e cultivo de cana-de-açúcar. Esse resultado fortalece a importância dessas áreas para a biodiversidade de aves como outras pesquisas já veem apontando (Lessi *et al.*, 2016; MacGregor-Fors, 2010). Apesar das áreas urbanas serem um fator negativo para a biodiversidade, as áreas periurbanas apresentaram melhores índices de riqueza de espécies. A presença de áreas alagadas, além de uma composição heterogênea na paisagem, com áreas naturais, urbanas e rurais podem criar um ambiente que propicia o aumento de riqueza de espécies dessas classes, o que indica a grande importância desses ambientes para a biodiversidade como já apontado em outros estudos (Escobar-Ibáñez and MacGregor-Fors, 2016; MacGregor-Fors, 2010; MacGregor-fors *et al.*, 2012; MacGregor-Fors and Escobar-Ibáñez, 2017).

A análise temporal, em relação as diferentes estações do ano, mostrou a existência de uma dinâmica na comunidade geral da bacia do Monjolinho. Em uma escala menor, analisando as comunidades de aves encontradas em cada ponto de coleta, encontramos uma dinâmica bem próxima da análise da comunidade geral da bacia (na escala maior), com movimentos na riqueza de espécies e nos indivíduos registrados. (Figuras 19 a 22).

## Comunidade de aves em diferentes paisagens

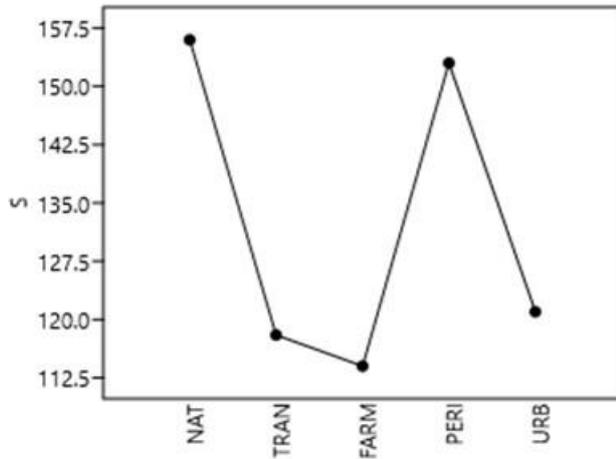


Figura 15. Dinâmica da Riqueza de espécies (S) da comunidade de aves, para nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. (Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

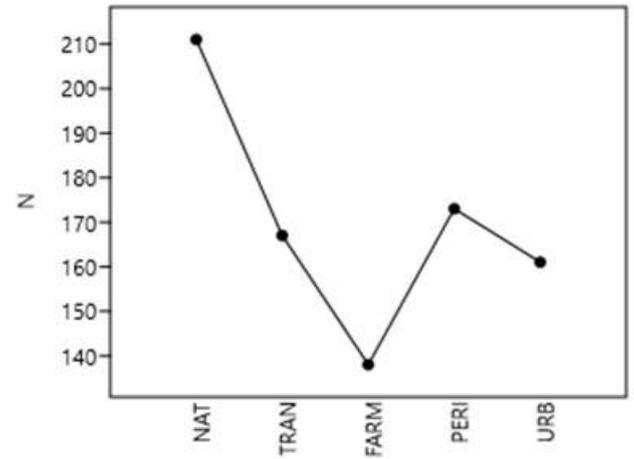


Figura 16. Dinâmica da Abundância (N) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. (Abundância baseado na média do registro de encontros dos pontos amostrados./ Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN)).

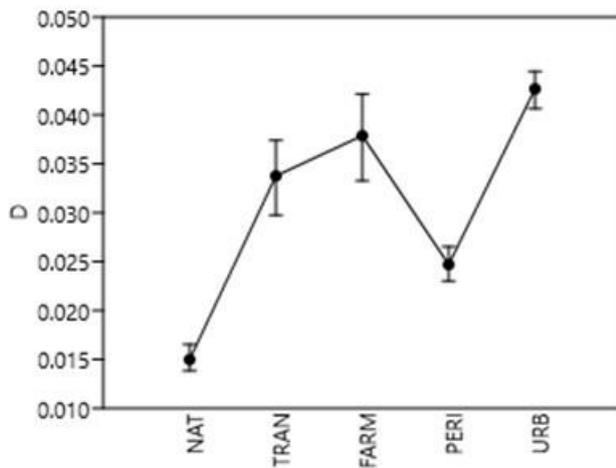


Figura 17. Dinâmica do Índice de Dominância (D) da comunidade de aves, para nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. (Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

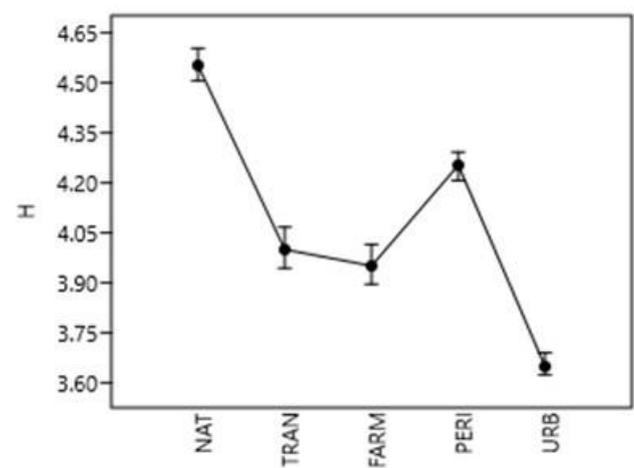


Figura 18. Dinâmica do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. (Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

Figura 15 a 18. Dinâmica ecológica da comunidade de aves nas diferentes áreas. (Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

## Sazonalidade da comunidade de aves

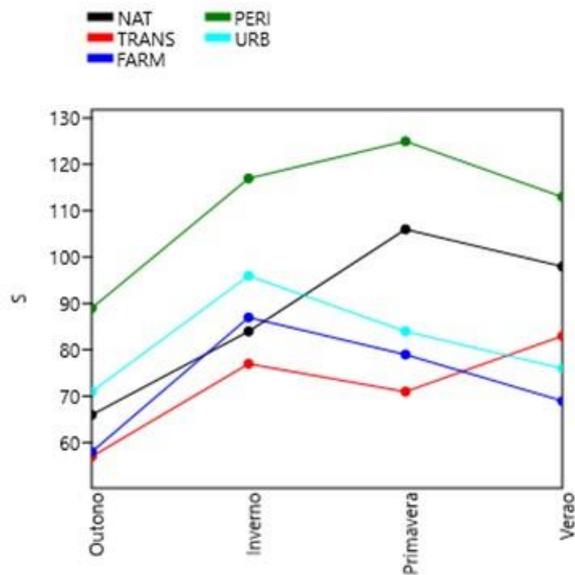


Figura 19. Dinâmica sazonal da Riqueza de espécies (S) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

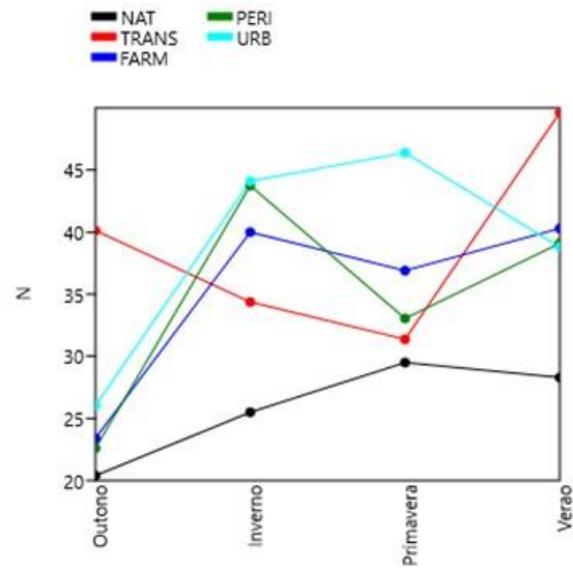


Figura 20. Dinâmica sazonal da Abundância (N) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP. (Abundância baseada na média do registro de encontros dos pontos amostrados).

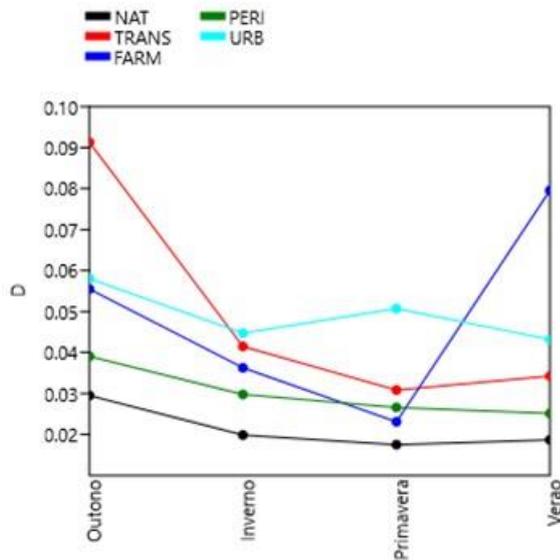


Figura 21. Dinâmica sazonal do Índice de Dominância (D) na comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

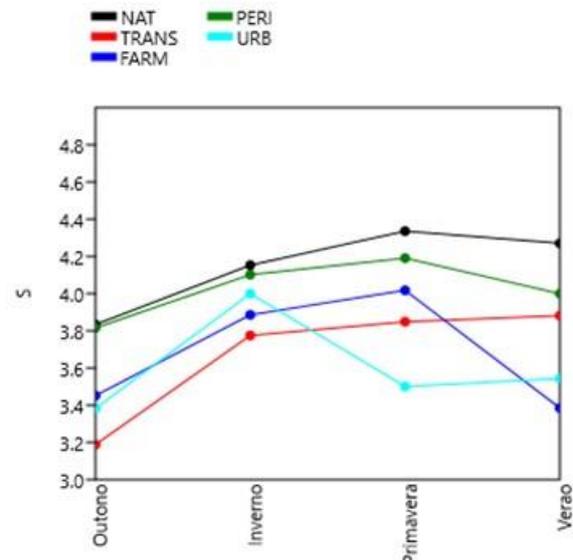


Figura 22. Dinâmica sazonal do Índice de Diversidade de Shannon (H) da comunidade de aves nas diferentes áreas da bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

Figura 19 a 22. Dinâmica sazonal da comunidade de aves nas diferentes áreas. (Área Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

*Funções ecológicas e os Serviços Ecosistêmicos da comunidade de aves*

Após a análise sobre a estrutura básica da comunidade, avaliamos os benefícios ambientais, ou seja, os serviços ecosistêmicos que essa comunidade de aves pode oferecer, tanto para a qualidade do ambiente quanto para o bem estar das pessoas. Essa avaliação foi baseada nas funções ecológicas que cada grupo de espécies desempenha no ecossistema em que vive e que podem ser traduzidas em serviços ecosistêmicos de acordo com a demanda e percepção da sociedade.

No total a classificação da comunidade de aves analisada gerou nove grupos de funções ecológicas e oito grupos de Serviços Ecosistêmicos. A Tabela 1 apresenta o resultado da classificação das funções ecológicas, baseadas nas guildas alimentares e na biologia das espécies. Os serviços ecosistêmicos são os benefícios, que podem ser gerados a partir das respectivas funções desempenhadas pelas espécies de aves (Green e Elmberg, 2014; Morante-Filho e Faria, 2017; Şekercioğlu, 2012, 2006a, 2006b; Şekercioğlu *et al.*, 2016; Sick, 1997; Whelan *et al.*, 2015, 2008).

Tabela 1. Funções Ecológicas e seus Serviços Ecosistêmicos derivados. Para maiores detalhes sobre a classificação das espécies em relação às suas funções e serviços, ver Apêndice II.

<b><i>Funções Ecológicas (Dieta)</i></b>	<b><i>ES derivados da dieta e/ou comportamento</i></b>
<i>Predadores de invertebrados</i>	Controle de populações
<i>Predadores de invertebrados aquáticos</i>	Controle de populações
<i>Predadores de vertebrados</i>	Controle de populações
<i>Predadores de vertebrados aquáticos</i>	Controle de populações
<i>Frugívoros</i>	Dispersão de sementes - Facilitação do processo de regeneração natural da vegetação - Predação de sementes (Controle populacional de plantas)
<i>Granívoros</i>	Predadores de sementes (Controle de ervas daninhas)
<i>Nectarívoros</i>	Polinização
<i>Carniceiros</i>	Ciclagem de nutrientes
<i>Fitófagos e Filtradores</i>	Dispersão de sementes em ambientes aquáticos
<i>Construtores ou abridores de cavidades</i>	Engenheiros de ecossistemas

Considerando a definição de que os serviços ecossistêmicos são "o conjunto de funções do ecossistema que são úteis para os seres humanos" (Kremen, 2005), é possível notar que os serviços ecossistêmicos derivados das funções exercidas pelas aves da bacia do Monjolino abrangem principalmente as classes de regulação e suporte, por contribuírem com a dispersão de sementes, a polinização, o controle de pragas e a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas urbanos, periurbanos, agropecuário e principalmente nas áreas de vegetação nativa.

Além dessas classes de serviços intimamente relacionados com equilíbrio ecológico dos ecossistemas, é importante ressaltar que as classes de serviços culturais e socioeconômicos se manifestam por meio de toda a comunidade de aves, permeando diferentes grupos funcionais de aves. Espécies ameaçadas de extinção, raras ou incomuns, endêmicas ou com restrição de habitat preferencial, além de espécies carismáticas, que apresentam atrativos morfológicos ou comportamentais se apresentam com maior intensidade para serviços culturais. Essa classe de serviços engloba o a participação das aves na educação, lazer, recreação, ecoturismo, contemplação da natureza (Fieker *et al.*, 2011; Kronenberg, 2014; Ma *et al.*, 2013; Şekercioğlu, 2002; White *et al.*, 2014).

As espécies podem exercer uma ou mais funções ou serviços (Apêndice II) de acordo com sua biologia. Analisando a composição de espécies registradas durante o estudo e as funções que elas desempenham nos habitats ripários amostrados, destacam-se algumas espécies que exibem múltiplas funções, como *Aramides cajaneus* com 6 funções, seguida de *Laterallus exilis*, *Laterallus melanophaius*, *Pitangus sulphuratus* e *Megarynchus pitangua* com 5 funções ecossistêmicas acumuladas. Porém, todas apresentam apenas 3 serviços, com exceção de *Megarynchus pitangua* que apresenta apenas 2 serviços ecossistêmicos. Em outro caso, *Syrigma sibilatrix*, acumula 4 funções e apenas 1 serviço (controle de populações) pelo fato de forragear tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos, de invertebrados a pequenos vertebrados.

Da mesma forma, para as espécies com maior número de serviços ecossistêmicos prestados, *Pseudoleistes guirahuro* apresenta 5 serviços e apenas 3 funções, seguido de *Chrysomus ruficapillus*, *Molothrus bonariensis*, *Passer domesticus*, *Saltatricula atricollis* e *Saltator similis*. *Zonotrichia capensis* oferece 4

serviços acumulados, mas desempenha 3 funções apenas. *Coryphospingus cucullatus*, *Crypturellus parvirostris*, *Sicalis flaveola* e *Sicalis luteola* oferecem 4 serviços possíveis a partir de apenas 2 funções ecossistêmicas.

Mesmo com a presença dessas espécies, que acumulam várias funções e (ou) serviços, elas representam uma parcela menor na comunidade de aves. Em sua maioria, as espécies de aves apresentam apenas uma ou duas funções e (ou) serviços. A abundância dessas espécies também é maior em relação àquelas com mais serviços e funções. Dentre as espécies com maior número de funções, as mais abundantes não passam de 30 indivíduos registrados, com exceção de *Pitangus sulphuratus*, que aparece com 459 registros, configurando entre as mais abundantes de todo o estudo. Já as que oferecem maior número de serviços, apenas 3 espécies passam de 100 registros, sendo a mais abundante *Passer domesticus* com 266 registros (um espécie exótica e de hábito sinantrópico (Sick, 1997), seguida de *Molothrus bonariensis* com 112 registros e de *Zonotrichia capensis* com 105 registros.

Essa análise nos permite avaliar a composição de espécies para cada função e serviço. As Figura 23 a Figura 32 mostram a estrutura da comunidade em função das diferentes funções ecológicas e serviços ecossistêmicos desempenhados pelas aves registradas no levantamento. Como é possível observar, temos padrões bem próximos de distribuição de funções e serviços, o que era esperado uma vez que os serviços são derivados das funções. Ao mesmo tempo, a função Predadores de invertebrados e frugívoros se destacam entre as funções, apresentando baixa dominância e os melhores valores para riqueza de espécies, abundância e diversidade (Figuras 23 a 26). Para o grupo de serviços se destacam os controladores de populações, seguido dos dispersores de sementes (Figuras 27 a 30). No caso, as espécies que oferecem o serviço de controle de populações animais, são compostas pelas espécies que apresentam a função de predadores, tanto de invertebrados quanto de vertebrado. E as espécies que fazem a dispersão de sementes são compostas, principalmente, pelas espécies frugívoras (Tabela 1).

## Funções Ecológicas

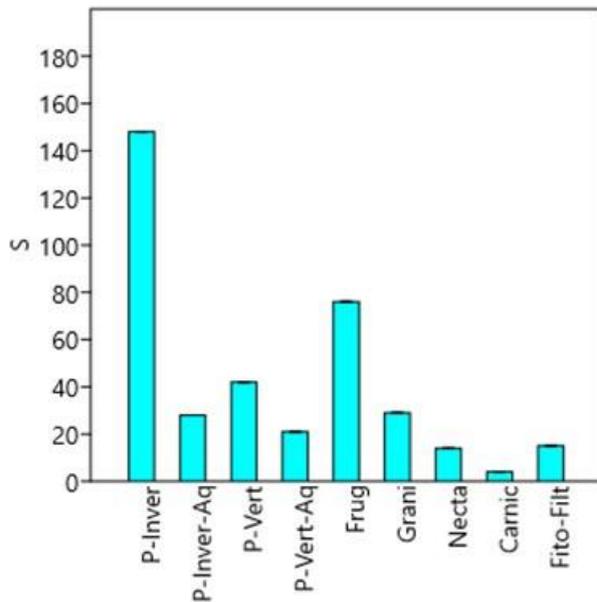


Figura 23. Riqueza de espécie (S) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

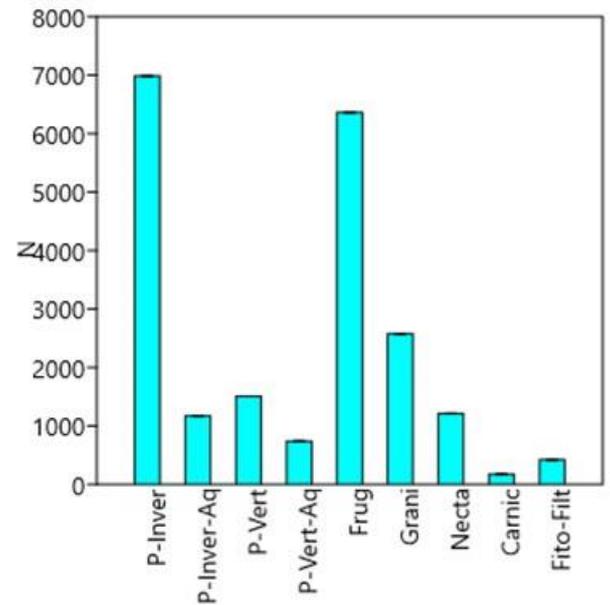


Figura 24. Abundância (N) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

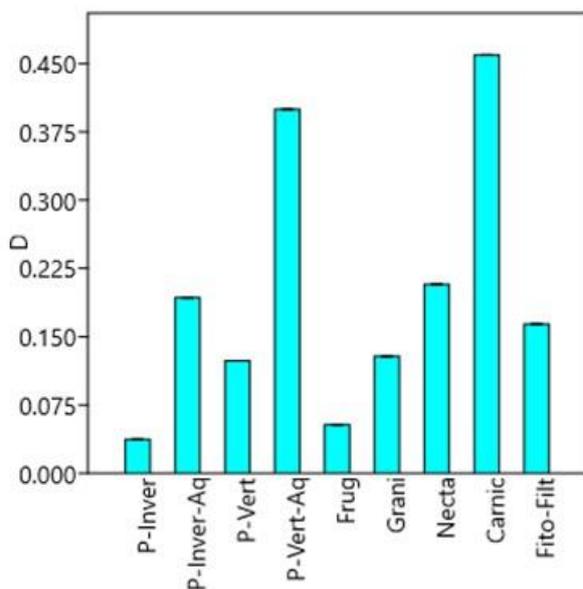


Figura 25. Índice de Dominância (D) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

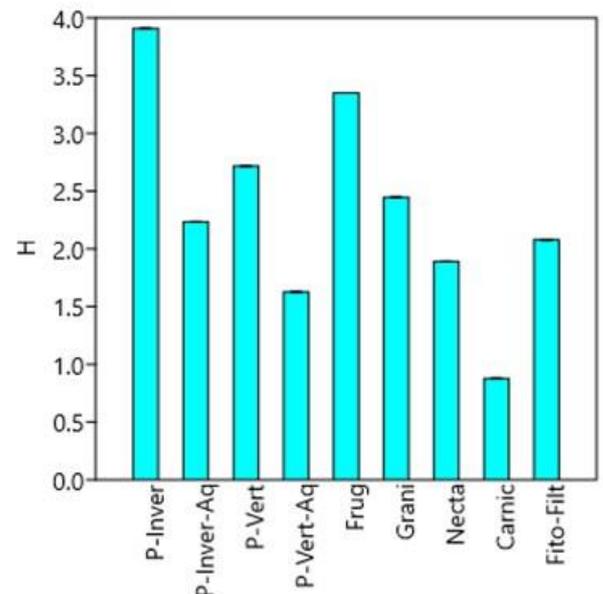


Figura 26. Índice de Diversidade de Shannon (H) das comunidades de aves agrupadas de acordo com suas Funções Ecológicas, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

Figura 23 a 26. Comunidade de aves agrupadas de acordo com suas funções ecológicas (Tabela 1): P-Inver – Predadores de invertebrados; P-Inver-Aq – Predadores de invertebrados aquáticos; P-Vert – Predadores de vertebrados; P-Vert-Aq – Predadores de vertebrados aquáticos; Frug – Frugívoros; Grani – Granívoros; Necta – Nectarívoros; Carnic – Carnívoros; Fito-Filt – Fitófagos e Filtradores.

## Serviços Ecosistêmicos

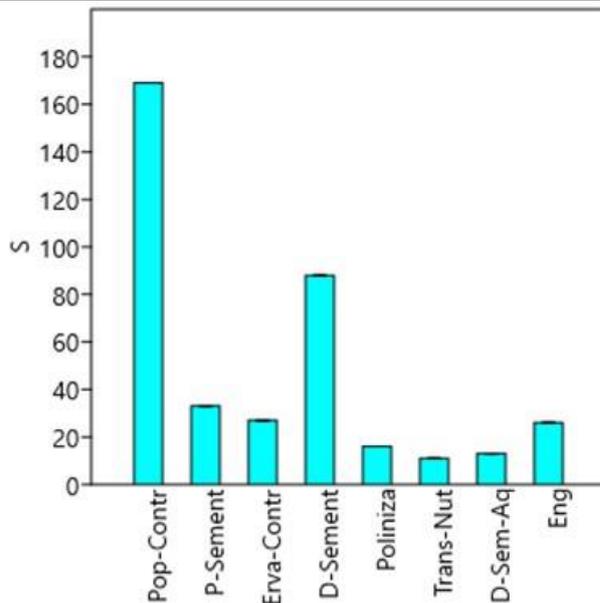


Figura 27. Riqueza de espécie (S) das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecosistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

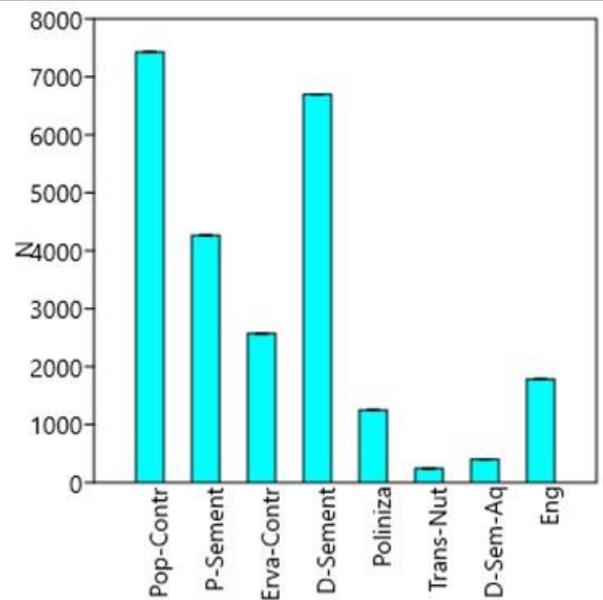


Figura 28. Abundância (N) das espécies das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecosistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

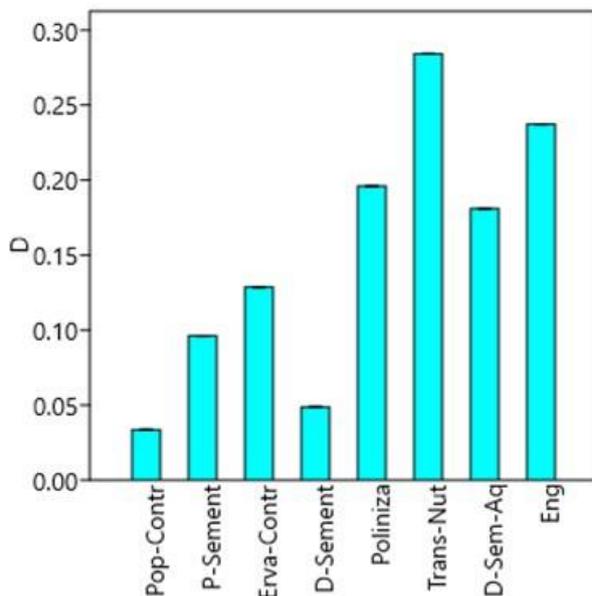


Figura 29. Índice de Dominância (D) das espécies das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecosistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

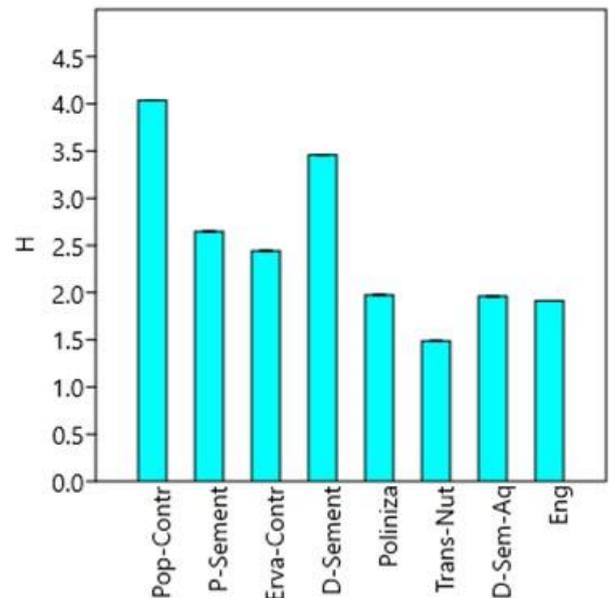


Figura 30. Índice de Diversidade de Shannon (D) das comunidades de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecosistêmicos prestados, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos – SP.

Figura 27 a 30. Comunidade de aves agrupadas de acordo com seus Serviços Ecosistêmicos prestados (Tabela 1): Pop-Contr – Controladores de população animal; P-Sement – Predadores de sementes; Erva-Contr – Controladores de ervas daninhas; D-Sement – Dispersores de sementes; Poliniza – Polinizadores; Trans-Nut – Transportadores de Nutrientes; D-Sem-Aq – Dispersores de sementes aquáticas; Eng – Engenheiros de ecossistemas.

A distribuição das funções e serviços para os diferentes pontos ao longo de toda a bacia do Monjolinho podem ser analisadas por meio dos gráficos da Figura 31, O gráfico mostra que não houve diferença significativa na presença de funções ou serviços entre os pontos, ficando todos com o número máximo encontrado ou apenas com um a menos, tanto para funções quanto para serviços. Além disso, as únicas funções que variaram foram as guildas de carniceiros e o grupo dos Fitófagos e Filtradores. Para os serviços, os únicos que variaram foram Transporte de nutriente e Dispersores de sementes aquáticas.

Essas funções e serviços são exercidas por um número mais restrito de espécies e que muitas vezes necessitam de habitat e recurso adequado para estarem presentes, o que pode ter interferido na presença dessas funções em todos os pontos. Mesmo assim, o fato de poucas funções e serviços não estarem presentes em todos os pontos mostra um equilíbrio na comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho.

Também é possível avaliar a intensidade com que cada função é exercida ou serviço é oferecido em cada área. A Figura 32 e Figura 33 trazem essa informação em forma de gráfico (maiores detalhes com o mapa da distribuição espacial de cada serviço ecossistêmico no Apêndice VI). Assim, é possível perceber a diferença nas proporções e intensidade na distribuição espacial das diferentes funções e serviços, pela área estudada.

As funções com maior abrangência e intensidade são os predadores de invertebrados, frugívoros e granívoros. No caso dos granívoros, apesar de estarem presentes em menor abundância em algumas áreas, ainda apresentam ampla distribuição pela bacia estudada. Conseqüentemente, os serviços ecossistêmicos oriundos dessas funções ecológicas também apresentam ampla distribuição e maior intensidade na área na bacia.

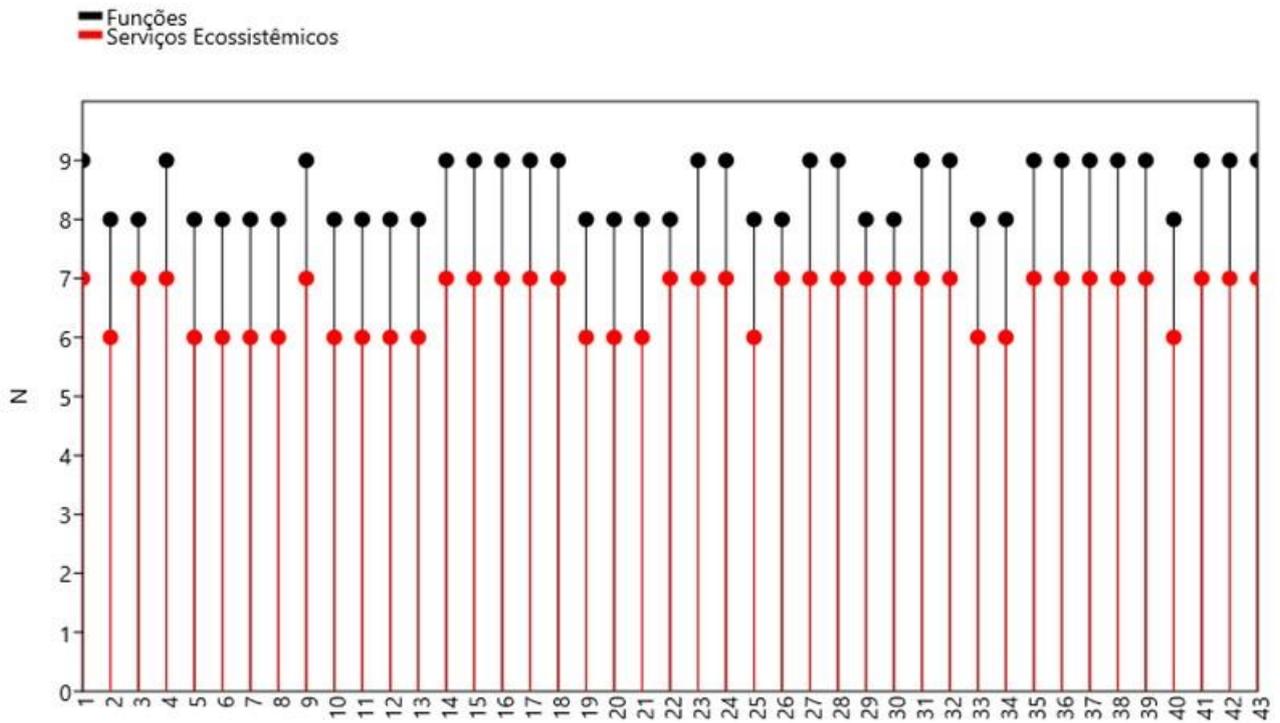


Figura 31. Riqueza de Funções Ecológicas e Serviços Ecosistêmicos da comunidade de aves de cada ponto de coleta (1 a 43), na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP.

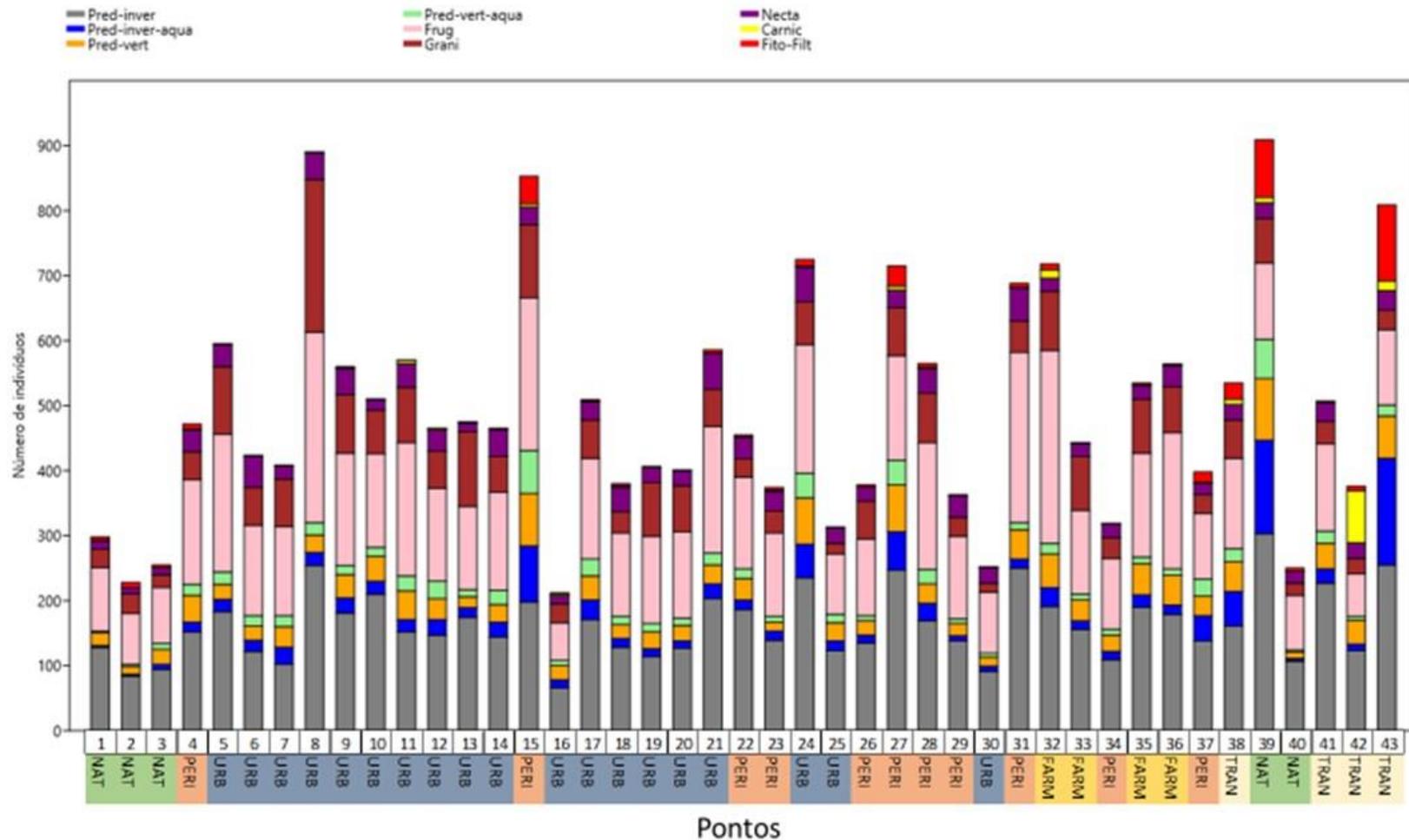


Figura 32. Panorama geral da Intensidade de Funções Ecológicas das espécies de aves presentes em cada ponto de coleta na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. A intensidade é baseada na soma dos registros das aves (Número de indivíduos) que apresentam suas respectivas funções. P-Inver – Predadores de invertebrados; P-Inver-Aq – Predadores de invertebrados aquáticos; P-Vert – Predadores de vertebrados; P-Vert-Aq – Predadores de vertebrados aquáticos; Frug – Frugívoros; Grani – Granívoros; Necta – Nectarívoros; Carnic – Carnívoros; Fito-Filt – Fitófagos e Filtradores. Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43, com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

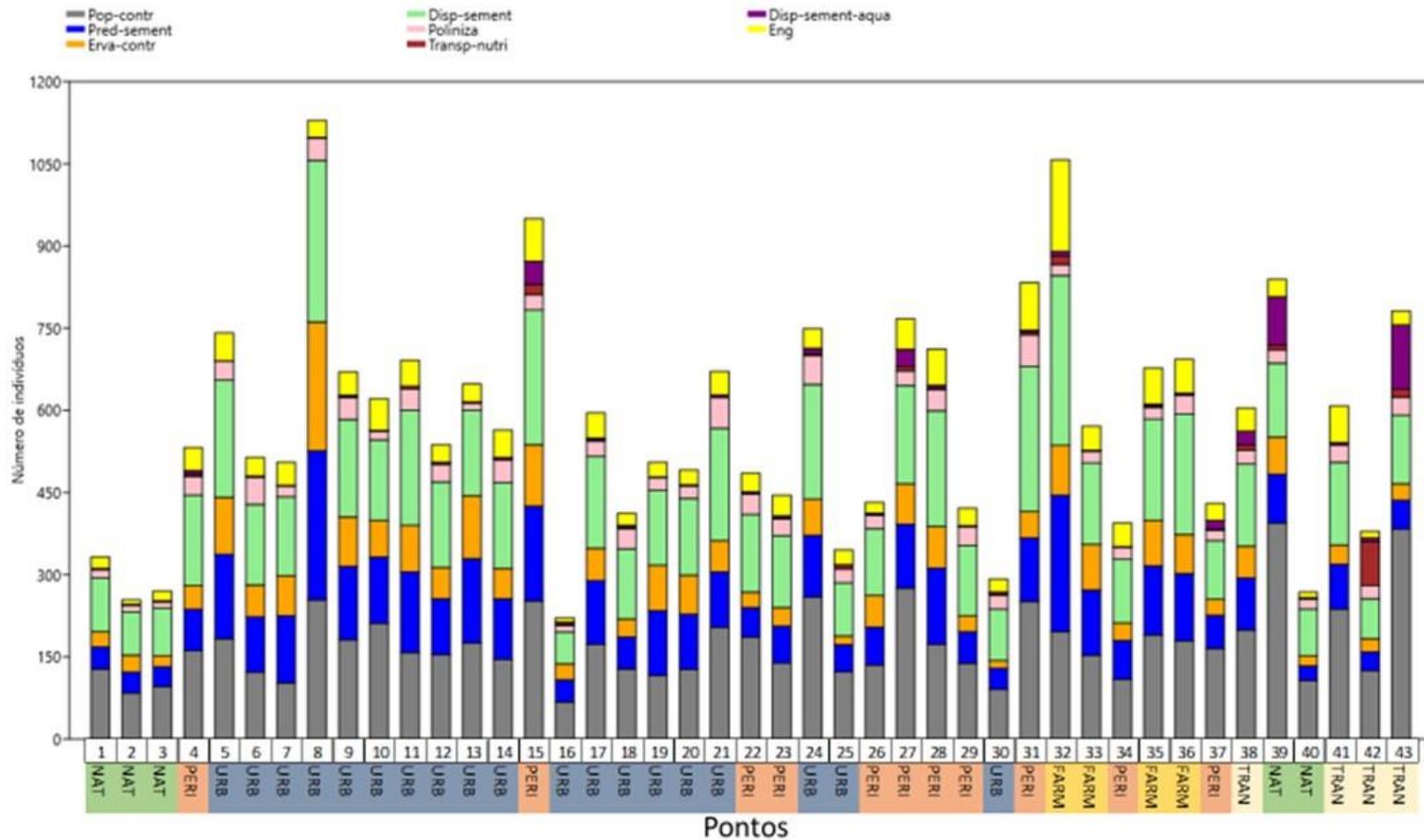


Figura 33. Panorama geral da Intensidade de Serviços Ecológicos prestados pelas espécies de aves em para cada ponto de coleta. A intensidade é baseada na soma dos registros das aves (número de indivíduos) que oferecem seus respectivos serviços, na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. Pop-Contr – Controladores de população animal; P-Sement – Predadores de sementes; Erva-Contr – Controladores de ervas daninhas; D-Sement – Dispersores de sementes; Poliniza – Polinizadores; Transp-Nut – Transportadores de Nutrientes; D-Sem-Aq – Dispersores de sementes aquáticas; Eng – Engenheiros de ecossistemas. Os pontos de coletas estão numerados de 1 a 43, com o zoneamento de sua área de entorno indicado: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

Pontos que apresentaram menor intensidade nas funções (Figura 31) são aqueles que apresentam maior predominância de um mesmo tipo de uso do solo, por exemplo, os pontos 1, 2, 3 são predominantemente compostos por vegetação nativa de cerrado. O ponto 16 é urbano e se localiza em meio a rodovia, o 40 corresponde a uma floresta estacional semidecidual com a maior parte de sua borda circundada por cultura de cana-de-açúcar (Figura 8). Ao mesmo tempo, o ponto 8 no centro da cidade forma uma comunidade com muitas funções e em grande intensidade, comparado aos locais de áreas alagadas, porém com uma menor riqueza de espécies ou com espécies mais comuns.

Ainda sobre as peculiaridades de cada ponto, o número 42 apresenta uma quantidade bem maior de transportadores de nutrientes e carniceiros devido a área de depósito de lixo presente nas proximidades, o que propiciou o aumento significativo do número de indivíduos de *Caracara plancus* e *Coragyps atratus*. Duas espécies carniceiras que carregam e processam grandes quantidades de matéria orgânica de origem animal (Sick, 1997).

A análise em torno das funções e serviços ecossistêmicos da avifauna mostra que a riqueza de espécies de aves está relacionada com a riqueza de funções e serviços, ou seja, quantas e quais funções e serviços estão disponíveis no local. Por outro lado, a abundância das espécies (ou o tamanho das populações) se relaciona com a intensidade, ou o potencial que cada função ou serviço apresenta para ser exercido no ambiente.

Funções ecológicas, serviços ecossistêmicos e suas relações nas diferentes paisagens da bacia do rio Monjolinho.

Buscando detalhar as relações entre todas as variáveis investigadas neste estudo, foi construída uma matriz de correlações lineares (Figura 34), na qual é possível visualizar os tipos de relação (positiva ou negativa) e a intensidade das mesmas entre cada par de variáveis, considerando as espécies de aves agrupadas por função ecológica exercida e pelos serviços ecossistêmicos prestados, e o tipo de paisagem de acordo com a cobertura do solo: urbano, agrícola, vegetação natural e áreas úmidas (para a vegetação nativa, classe NAT de LULC, desconsiderando as áreas úmidas e corpos d'água que foram classificadas como áreas úmidas (WET) para esta análise – mais detalhes no apêndice IV).

A matriz de correlações mostra que vários grupos funcionais e serviços ecossistêmicos oferecidos pelas aves estão positivamente correlacionados. Esse padrão pode ser um reflexo de locais amostrados onde há coocorrência de muitas espécies e/ou de espécies mais abundantes de guildas distintas, as quais representam diferentes grupos funcionais. Um exemplo é a ampla ocorrência de *Zenaida auriculata* e outros granívoros nos mesmos pontos onde são registradas espécies comuns que se alimentam de frutos (e.g., *Tangara sayaca*, *Pitangus sulphuratus*) e/ou de invertebrados (e.g., *Pitangus sulphuratus*, *Pygochelidon cyanoleuca*). Há ainda o fato de que muitas das espécies que apresentam duas ou mais funções são aves com ampla distribuição e/ou maior abundância em áreas onde ocorrem espécies de outras guildas.

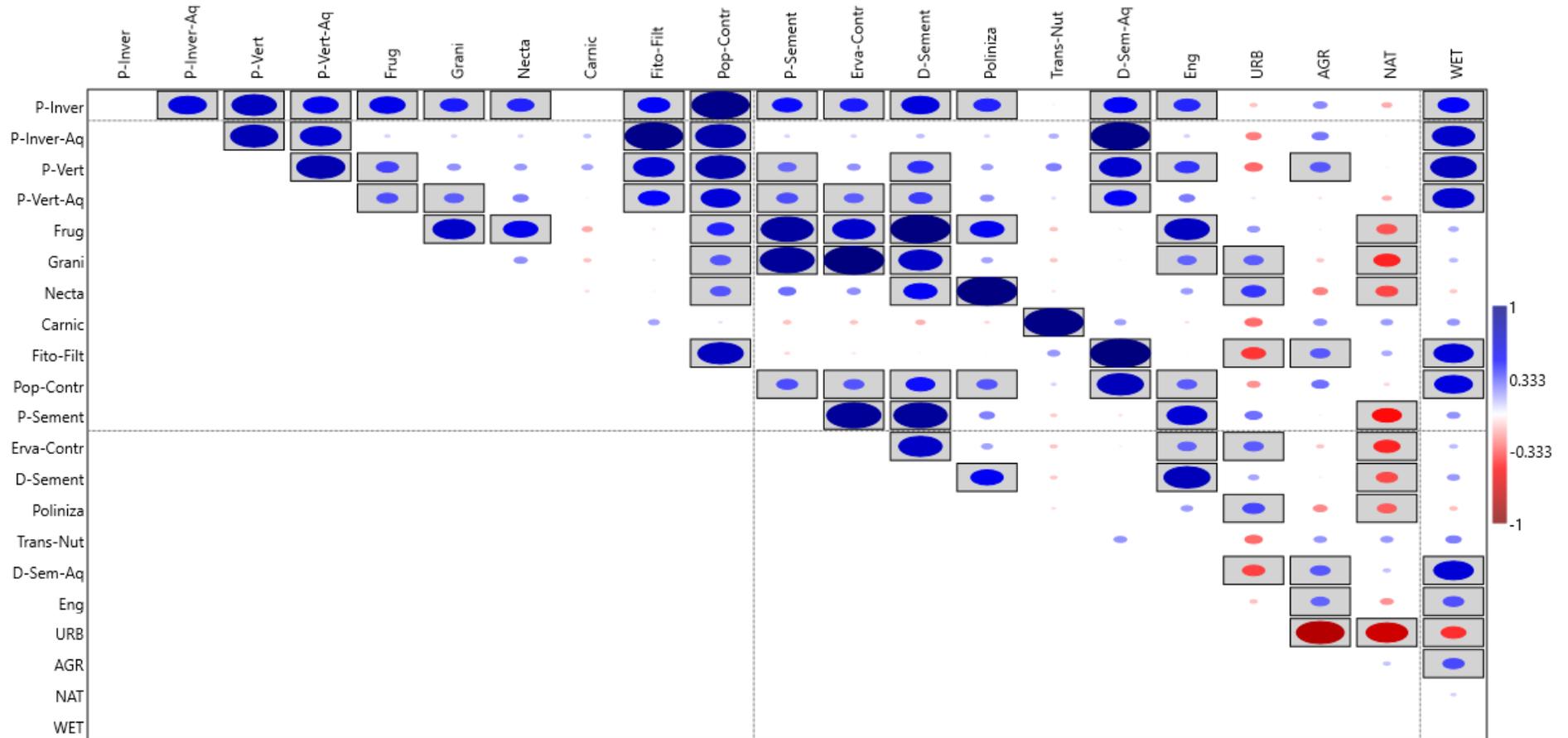


Figura 34. Correlação linear entre as Funções Ecológicas, os Serviços Ecossistêmicos e os diferentes ambientes (zonas) na bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP. Tons azulados indicam correlação positiva e tons avermelhados, correlação negativa. O tamanho das elipses indica a intensidade dessa relação, equivalente ao valor "r" da correlação linear de Pearson (0 a 1). Somente os resultados estatisticamente significativos ( $p < 0.05$ ) estão destacados dentro nas caixas cinzas. Serviços Ecossistêmicos - Pop-Contr – Controladores de população animal; P-Sement – Predadores de sementes; Erva-Contr – Controladores de ervas daninhas; D-Sement – Dispersores de sementes; Poliniza – Polinizadores; Trans-Nut – Transportadores de Nutrientes; D-Sem-Aq – Dispersores de sementes aquáticas; Eng – Engenheiros de ecossistemas. Funções ecológicas - P-Inver – Predadores de invertebrados; P-Inver-Aq – Predadores de invertebrados aquáticos; P-Vert – Predadores de vertebrados; P-Vert-Aq – Predadores de vertebrados aquáticos; Frug – Frugívoros; Grani – Granívoros; Necta – Nectarívoros; Carnic – Carnívoros; Fito-Filt – Fitófagos e Filtradores. Zoneamento das áreas de estudo: Urbana (URB); Periurbana (PERI); Vegetação Nativa (NAT); Áreas rurais (FARM); e Áreas de transição entre vegetação e rural (TRAN).

Segundo a análise, alguns grupos funcionais apresentaram correlação negativa com paisagens de vegetação nativa predominantes (frugívoros, granívoros e nectarívoros). E outros grupos apresentaram correlação positiva e significativa com áreas urbanas (granívoros e nectarívoros).

Esse resultado não significa que essa vegetação representa um impacto ambiental ou elementos que as tornam menos atrativas para as aves, como poderia ser cogitado, uma vez que a correlação linear foi negativa e significativa. Ao avaliar novamente os resultados anteriores, encontramos possíveis explicações para esse padrão de correlação negativa, as quais podem ter tido diferentes contribuições para o resultado em questão. Primeiramente, a adaptação evolutiva das espécies para cada tipo de ambiente pode ter sido determinante para a baixa riqueza de espécies nesses locais, nesse caso estando presente espécies associadas a ambientes de formação com vegetação nativa mais adensada (mata de galeria, cerrado e floresta estacional semidecidual), cujo número é menor que aquele de espécies generalistas na ocupação de habitats.

Os ambientes urbanos da mesma forma, são ambientes com alto grau de antropização, o que favorece as espécies que se adaptam a estes ambientes. Além disso, certos ambientes antropizados, no contexto urbano, oferecem maior quantidade de recursos alimentares concentrados em fontes pontuais, que podem favorecer a relação positiva com certas espécies ou grupo, como por exemplo, a arborização urbana com predomínio de árvores que produzem flores e frutos em diversas épocas do ano, áreas verdes com predomínio de gramíneas invasoras, alimentação com grãos e frutos oferecidos em jardins e praças, e áreas úmidas criadas artificialmente (e.g., represas) que mantêm condições e recursos ligados à disponibilidade de água mesmo nos períodos de baixa pluviosidade, etc. Por fim, cita-se a ocorrência de muitas espécies localmente abundantes que desempenham mais de um papel funcional e podem ser consideradas bem adaptadas ao ambiente urbano.

Como observado alguns tipos de ambientes requerem adaptações para a sua ocupação, e por isso muitas vezes, podem apresentar relação positivas e negativas com espécies ou grupos de espécies diferentes.

O padrão de correlações negativas permite concluir, em termos de planejamento das paisagens urbanas e gestão ambiental focada em unidades de

bacias hidrográficas, que os ambientes ripários da bacia do Monjolinho localizados na zona urbanizada de São Carlos são de grande relevância para aves, em especial para as guildas de frugívoros, granívoros e nectarívoros, as quais apresentam potencial para oferecer serviços ecossistêmicos de dispersão de sementes, controle de pragas pela predação de sementes e polinização.

### *A comunidade de aves, sociedade e planejamento ambiental*

Além dos serviços ecossistêmicos aqui analisados, baseados na biologia e hábitos alimentares das aves e intimamente relacionados à manutenção do equilíbrio ecológico dos ecossistemas, é fundamental ressaltar que todas as espécies apresentam potencial para oferecer serviços culturais para as populações humanas (Şekercioğlu, 2002; Wenny *et al.*, 2011; Whelan *et al.*, 2015). Nessa esfera de análise, o potencial de toda a comunidade registrada pode ser usado para atividades educativas em todos os níveis de formação (da educação formal básica ao ensino superior), incluindo atividades de educação ambiental não formais, lazer e recreação sobre a vida das aves que são observadas (Fieker *et al.*, 2011; Souza *et al.*, 2016).

A observação de aves (ou *birdwatching*) é uma atividade que vem crescendo em todo o mundo e apresenta ainda um potencial para movimentar a economia, tendo em vista que esta atividade envolve a aquisição de diferentes materiais para sua execução, além de outros serviços relacionados (Ma *et al.*, 2013; Şekercioğlu, 2002). Ademais, a observação de aves também fortalece a comunidade local, a qual apresenta o conhecimento das áreas de observação e das espécies mais atrativas, por meio do trabalho de guias locais.

Aves de pequeno porte que são predadoras de invertebrados em áreas urbanas podem ajudar a controlar as populações de insetos e vetores de doenças, minimizando a disseminação das mesmas. Como por exemplo a predação de pernilongos feita pelas andorinhas (*Progne sp.* e *Pygochelidon cyanoleuca*). A presença de predadores de vertebrados pode ajudar no controle de espécies de roedores e aves exóticas (e.g. *Columba livia*, o pombo-doméstico) nos grandes centros em que podem ser vetores de doenças. A presença de considerável riqueza

e diversidade de espécies de aves que contribui para a competição por espaço e recurso, também ajuda no controle de espécies indesejáveis em algumas áreas. No caso de São Carlos, nos pontos avaliados, vemos grande potencial para a prestação desses serviços, como a presença de insetívoros e predadores de topo em todos os 43 pontos, mas especialmente na área urbana onde a maior parte das pessoas vive e demanda os serviços ecossistêmicos que contribuem para melhor qualidade do ambiente.

A presença de frugívoros e consequentemente dispersores de sementes, não apenas ajuda a perpetuar espécies de plantas e sua diversidade genética, como também pode dar um panorama sobre o potencial de autorregeneração do ecossistema (Bregman *et al.*, 2016). Essa função é de extrema importância para ecossistemas, principalmente pensando em sua resiliência a impactos naturais e antrópicos (Bregman *et al.*, 2016; García *et al.*, 2013). Casos como queimadas, muito frequentes na região pela presença de vegetação nativa de cerrado e grande quantidade de pastagens e plantações de cana-de-açúcar, podem impactar áreas de vegetação nativa, que possuem maior poder de regeneração natural e terão maior chance de se recuperar com o tempo. Por outro lado, os ambientes urbanos podem, muitas vezes, apresentar grande potencial para dispersores de sementes, mas devido à grande impermeabilidade do solo e constante manejo das áreas verdes, esse serviço acaba não sendo provido, mesmo com a presença da função no ecossistema.

Nesse sentido, o presente estudo aponta para um grande potencial da região da bacia do rio Monjolinho, considerando a riqueza e diversidade de espécies, além do fato de que os resultados detalhados por ponto amostral podem ser utilizados para o planejamento de excursões e atividades de observação de aves com foco nos pontos mais biodiversificados.

Ao buscar uma forma de ampliar a mobilização em torno da conservação da biodiversidade por meio do planejamento e manutenção de áreas verdes, urbanas, a análise em torno das funções e principalmente dos serviços ecossistêmicos trazidos pelas aves pode facilitar o diálogo com a população e com gestores públicos. Sabe-se que o valor utilitarista da natureza apresenta potencial para sensibilização, visando despertar o interesse das pessoas para a conservação e uso sustentável de recursos naturais (Balmford *et al.*, 2002). A aproximação entre a comunidade e tomadores de

decisões viabiliza a execução de medidas que possam favorecer a qualidade e resiliência dos ambientes naturais e antrópicos, além de ampliar a discussão sobre a conservação da biodiversidade não somente em áreas protegidas.

Por fim, toda essa discussão em torno das funções ecológicas e oferta de serviços ambientais da avifauna pode ser inserida em um contexto mais amplo sobre o planejamento da paisagem da bacia. As informações sobre presença, ausência, predominância ou baixa presença podem ser o pano de fundo para diretrizes de conservação e recuperação de áreas, onde serviços alvos podem ser trabalhos buscando sua melhora ou manutenção. Da mesma forma, as correlações negativas e positivas presentes podem ser tanto fortalecidas quanto revertidas com soluções específicas de melhora dos ambientes, principalmente se tratando de áreas urbanas e agrícolas. Soluções baseadas na natureza para a melhoria da paisagem urbana e rural (Burkhard e Maes, 2017; Kabisch *et al.*, 2016; Zulian *et al.*, 2017) e a busca por uma paisagem multifuncional (Santos-Martín *et al.*, 2019; Zasada, 2011) têm sido muito estudadas nos últimos anos e podem ser também pano de fundo para um projeto de recuperação ambiental da bacia do Monjolinho.

### **Considerações Finais**

Estudos que objetivem a mensuração da ocorrência local, a validação ou avaliação da efetividade dos serviços ecossistêmicos precisam ser desenvolvidos, pois são de grande relevância para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas e para o planejamento e manejo ambiental (Whelan *et al.*, 2015). A avaliação da comunidade de aves da bacia do Monjolinho e sua classificação em torno dos serviços e funções, realizada no presente estudo, é um forte indicativo tanto da necessidade de inclusão desse tema, no contexto do planejamento urbano e manejo ambiental. Há grande potencial da bacia do rio Monjolinho em ofertar uma gama de serviços de grande relevância para a conservação da biodiversidade local e ampliação da qualidade de vida humana.

A comunidade de aves da bacia do Monjolinho se apresentou com grande riqueza de espécies e alta diversidade de oferta de serviços ecossistêmicos. A

quantidade de serviços está relacionada diretamente às funções apresentadas pelas espécies que se apresentaram bem distribuídas por toda a bacia, mesmo assim, as presenças de áreas úmidas foram decisivas para a maior riqueza de espécies, funções e serviços na comunidade, sendo possível classificá-las como os *hotspots* de biodiversidade da bacia do rio Monjolinho.

Os resultados aqui apresentados em torno das funções ecológicas e serviços desempenhados por cada espécie são um indicativo de que a execução prática dos possíveis serviços ecossistêmicos tende a ser realizada principalmente pelas espécies mais abundantes de cada serviço em cada ponto ou ambiente onde elas ocorrem. Todavia, considerando que em cada área existem indivíduos de espécies distintas que pertencem ao mesmo grupo funcional, a somatória da abundância de todas as espécies que desempenham determinada função é o que realmente vai dimensionar o potencial de oferta de cada serviço em cada ambiente.

Em termos temporais, a substituição natural de espécies e a variação da abundância das mesmas (e.g., em determinados períodos ou estações do ano, a abundância de uma espécie pode aumentar enquanto a de outra pode diminuir) pode auxiliar na manutenção do conjunto de funções ecológicas desempenhadas e dos respectivos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas aves ao longo das estações climáticas, favorecendo a resiliência dos ambientes ripários estudados.

Os resultados indicam que as diferenças entre as assembleias que fazem uso das distintas paisagens amostradas, ainda que sejam diversificadas, apresentam potencial para a melhoria da oferta de ES, em especial nas áreas com maior grau de antropização e nos pontos onde há menor riqueza de espécies. Todavia, estudos que objetivam a mensuração, a validação e efetividade desses serviços ainda precisam ser desenvolvidos com foco em cada um dos ES, considerando a composição e ocorrência de espécies de interesse ecológico e/ou conservacionista.

A composição dos usos da terra se mostrou decisiva para a composição das comunidades da avifauna. As áreas urbanas apresentaram um efeito negativo para a riqueza de espécies, além de apresentarem os piores índices ecológicos em sua comunidade de aves. Mesmo assim, apresentam alta riqueza de funções e serviços, e mesmo com menor intensidade, estão presentes onde existe uma grande demanda

por serviços. Esse quadro ainda pode ser melhorado ou revertido com um planejamento urbano.

Considerando as possibilidades de planejamento da paisagem para implementação a médio e longo prazo, a proposta de um projeto de recuperação ambiental das áreas ripárias da bacia como um todo seria muito importante. Como vimos nos resultados a bacia se apresenta com áreas impactadas por urbanização e pressão agrícola por toda sua extensão. Essa recuperação pode ter ainda, como base, a ampliação da oferta de serviços ecossistêmicos de interesse. Por exemplo, é viável atrair certas espécies para áreas predeterminadas, visando a melhoria de áreas verdes em ambiente urbanizado e para a recuperação e/ou aumento da área de vegetação nativa em áreas rurais. Com essas melhorias, outros serviços, não relacionados as aves, mas sim a vegetação, e outros grupos de seres vivos, também serão favorecidos, ampliando a oferta de outros serviços, como a retenção de poluição ou resfriamento local do clima pela vegetação, o aumento da umidade relativa do ar em escala local, a oferta de áreas verdes para lazer, recreação, educação e/ou ecoturismo, entre outros exemplos.

## Referências

- Ahern, J., 2013. Urban landscape sustainability and resilience: The promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. *Landsc. Ecol.* 28, 1203–1212. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9799-z>
- Ahern, J., Cilliers, S., Niemelä, J., 2014. The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation. *Landsc. Urban Plan.* 125, 254–259. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.020>
- Albert, C., Geneletti, D., Kopperoinen, L., 2017. Application of ecosystem services in spatial planning, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), *Mapping Ecosystem Services*. Advanced books, p. 377.
- Almeida, M.E. de C., Vielliard, J.M., Dias, M.M., 1999. Composição da avifauna em duas matas ciliares na bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 16, 1087–1098. <https://doi.org/10.1590/s0101-81751999000400018>
- Baesse, C.Q., 2015. Aves como bioindicadoras de qualidade ambiental em fragmentos florestais do cerrado. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 126p.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K., 2002. Ecology: Economic reasons for conserving wild nature. *Science* (80- ). 297, 950–953. <https://doi.org/10.1126/science.1073947>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29, 293–301.
- Bregman, T.P., Lees, A.C., MacGregor, H.E.A., Darski, B., de Moura, N.G., Aleixo, A., Barlow, J., Tobias, J.A., 2016. Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1289>
- Burkhard, B., Maes, J., 2017. *Mapping Ecosystem Services*, Advanced Books. Pensoft Publishers. 377p. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- Campanelli, L.C., 2012. Zoneamento (Geo) ambiental analítico da Bacia Hidrográfica do Rio do Monjolinho - São Carlos (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 184p.
- CEMAVE/ ICMBio, 2016. Relatório anual de rotas e áreas de concentração de aves migratórias no Brasil. CEMAVE/ ICMBio, Cabedelo, PB. 63p.
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2019. A framework to explore the effects of urban planning decisions on regulating ecosystem services in cities. *Ecosyst. Serv.* 38, 100946. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100946>
- Costa, C.W., Dupas, F.A., Cespedes, J.G., Silva, L.F., 2013. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. *Geociências* 32, 63–80.

- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- D'Amen, M., Rahbek, C., Zimmermann, N.E., Guisan, A., 2017. Spatial predictions at the community level: from current approaches to future frameworks. *Biol. Rev.* 92, 169–187. <https://doi.org/10.1111/brv.12222>
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/J.ECOCOM.2009.10.006>
- de Groot, R.S., Wilson, M. a, Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Devesa, F., Comas, J., Turon, C., Freixó, A., Carrasco, F., Poch, M., 2009. Scenario analysis for the role of sanitation infrastructures in integrated urban wastewater management. *Environ. Model. Softw.* 24, 371–380. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.08.003>
- Durães, R., Marini, M.Â., 2003. An evaluation of the use of tartar emetic in the study of bird diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *J. F. Ornithol.* 74, 270–280. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-74.3.270>
- EMBRAPA-CPPSE, 2018. Condições Meteorológicas - Estação da Embrapa Pecuária Sudeste. (<http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia/index.php?pg=caracterizacao> - accessed 1.26.18).
- Emlen, J.T., 1974. An Urban Bird Community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *Condor* 76, 184–197. <https://doi.org/10.2307/1366729>
- Escobar-Ibáñez, J.F., MacGregor-Fors, I., 2016. Peeking into the past to plan the future: Assessing bird species richness in a neotropical city. *Urban Ecosyst.* 19, 657–667. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0517-x>
- Espíndola, Evaldo Luiz Gaeta, 2000. O rio do Monjolinho: um estudo de caso, in: Espíndola, Evaldo L. G., Vila, J.S. V., Marinelli, C.E., Abdon, M.M. (Eds.), *A Bacia Hidrográfica Do Rio Do Monjolinho*. Editora Rima, São Carlos, p. 188.
- Ferreira, C.S., Leandro, F., Moitas, M.L., Fushita, A.T., 2018. River Monjolinho Watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. *Ambiencia* 2, 522–538. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2018.03.07>
- Fieker, C.Z., 2012. Estruturação das assembléias de aves que utilizam diferentes fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 140p.
- Fieker, C.Z., Reis, M.G., Dias, O.T., Tomaz, D.J., 2011. Análise Da Viabilidade Da Observação De Aves Como Ferramenta Para Educação Ambiental E Ecoturismo. *GEOAMBIENTE online* 17, 90–108.
- García, D., Martínez, D., Herrera, J.M., Morales, J.M., 2013. Functional heterogeneity in a plant-frugivore assemblage enhances seed dispersal resilience to habitat loss.

- Ecography (Cop.). 36, 197–208. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07519.x>
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2012. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ.* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gómez-baggethun, E., Gren, Å., Barton, D.N., Langemeyer, J., Mcphearson, T., Farrell, P.O., Andersson, E., Hamstead, Z., Kremer, P., 2013. Urban Ecosystem Services, in: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>
- Gonçalves, G.R., Santos, M.P.D., Cerqueira, P.V., Juen, L., Bispo, A.Â., 2017. The relationship between bird distribution patterns and environmental factors in an ecotone area of northeast Brazil. *J. Arid Environ.* 140, 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.01.004>
- Green, A.J., Elmerg, J., 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biol. Rev.* 89, 105–122. <https://doi.org/10.1111/brv.12045>
- Grêt-Regamey, A., Celio, E., Klein, T.M., Wissen Hayek, U., 2013. Understanding ecosystem services trade-offs with interactive procedural modeling for sustainable urban planning. *Landsc. Urban Plan.* 109, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.011>
- Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F., Seppelt, R., 2012. Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions: An integrated multiscale framework applied to the leipzig-halle region, Germany. *Ecol. Soc.* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-04853-170322>
- Haig, S.M., Murphy, S.P., Matthews, J.H., Arismendi, I., Safeeq, M., 2019. Climate-Altered Wetlands Challenge Waterbird Use and Migratory Connectivity in Arid Landscapes. *Sci. Rep.* 9, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41135-y>
- Hammer, Ø., 2019. *PAST, Paleontological Statistics: reference manual*. 250p.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., 2006. *Paleontological Data Analysis*, 1 ed. ed. Blackwell Publishing Ltd.
- Jongman, R.H.G., 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landsc. Urban Plan.* 32, 169–183. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(95\)00197-O](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)00197-O)
- Kabisch, N., Stadler, J., Korn, H., Bonn, A., 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas. *Ecol. Soc.* 21, 39. <https://doi.org/10.5751/ES-08373-210239>
- Karr, J.R., 1976. Seasonality, Resource Availability, and Community Diversity in Tropical Bird Communities. *Am. Nat.* 110, 973–994. <https://doi.org/10.1086/283121>
- Korhonen, L., Hadi, Packalen, P., Rautiainen, M., 2017. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 in the estimation of boreal forest canopy cover and leaf area index. *Remote Sens. Environ.* 195, 259–274. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.021>
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their

- ecology? *Ecol. Lett.* 8, 468–479. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Kronenberg, J., 2014. Environmental impacts of the use of ecosystem services: Case study of birdwatching. *Environ. Manage.* 54, 617–630. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0317-8>
- Lancaster, R.K., Rees, W.E., 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Can. J. Zool.* 57, 2358–2368. <https://doi.org/10.1139/z79-307>
- Leitão, R.P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S.E., Baraloto, C., Fortune, C., Mendonça, F.P., Mouillot, D., 2016. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>
- Lessi, B.F., Rodrigues Pires, J.S., Batisteli, A.F., MacGregor-Fors, I., 2016. Vegetation, Urbanization, and Bird Richness in a Brazilian Peri-Urban Area. *Ornitol. Neotrop.* 27, 203–210.
- Loboda, C.R., Angelis, B.L.D. De, 2005. Áreas verdes públicas urbanas: Conceitos, usos e funções. *Ambiência* 1, 125–139.
- Lorandi, R., Takemoto, F., Salvador, N.N.B., Torresan, F.E., 2001. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do córrego Monjolinho (São Carlos, SP). *Rev. Bras. Cartogr.* 53, 111–117.
- Ma, Z., Cheng, Y., Wang, J., Fu, X., 2013. The rapid development of birdwatching in mainland China: A new force for bird study and conservation. *Bird Conserv. Int.* 23, 259–269. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000378>
- MacGregor-Fors, I., 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: Redefining “peri-urban” areas. *Ecol. Res.* 25, 883–887. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0717-z>
- MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J.F., 2017. Avian ecology in Latin American cityscapes, *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3>
- Macgregor-fors, I., Morales-pérez, L., Schondube, J.E., 2012. From Forests to Cities. pp. 33–48.
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J.E., 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic Appl. Ecol.* 12, 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.003>
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czucz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst. Serv.* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Mander, Ü., Jagomaegi, J., Kuelvik, M., 1988. Network of compensative areas as an ecological infrastructure of territories, in: Scheiber, K.-F. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*. International Association for Landscape Ecology, Munster, pp. 35–

38.

- Manica, L.T., Telles, M., Dias, M.M., 2010. Bird richness and composition in a Cerrado fragment in the State of São Paulo. *Braz. J. Biol.* 70, 243–254.  
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842010005000001>
- Mäntylä, E., Klemola, T., Laaksonen, T., 2011. Birds help plants: A meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. *Oecologia* 165, 143–151.  
<https://doi.org/10.1007/s00442-010-1774-2>
- Marini, M.Â., 2017. Nesting success of birds from Brazilian atlantic forest fragments. *Rev. Bras. Ornitol.* 25, 77–83.
- McCarty, J.P., 2001. Ecological Consequences of Recent Climate Change. *Conserv. Biol.* 15, 320–331. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002320.x>
- MEA, 2005. Millenium ecosystem assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. 2842p.  
<https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Meier, K., Kuusemets, V., Luig, J., Mander, Ü.; 2005. Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia. *Ecol. Eng.* 24, 531–537. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.017>
- Morante-Filho, J.C., Faria, D., 2017. An appraisal of bird-mediated ecological functions in a changing world. *Trop. Conserv. Sci.* 10, 1–12.  
<https://doi.org/10.1177/1940082917703339>
- Moss, M.L., Bowers, P.M., 2007. Migratory bird harvest in northwestern Alaska: A zooarchaeological analysis of Ipiutak and Thule occupations from the deering archaeological district. *Arctic Anthropol.* 44, 37–50.  
<https://doi.org/10.1353/arc.2011.0055>
- Motta-Junior, J.C., 1990. Estrutura trófica e composição da avifaunas de três hábitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1, 65–71.  
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000100022>
- Motta-Junior, J.C., Granzinolli, M.A.M., Develey, P.F., 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 8, 207–227.  
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300019>
- Motta-Junior, J.C., Talamoni, S.A., Lombardi, J.A., Simokomaki, K., 1996. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. *J. Zool.* 240, 277–284.  
<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05284.x>
- Motta-Junior, J.C., Vasconcelos, L.A. da S., 1996. Levantamento das aves do campus da Universidade Federal de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil. *An. do VII Semin. Reg. Ecol.* 7, 159–171.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, Mr., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7, 4–11.  
<https://doi.org/10.1890/080023>

- Nunes, A.P., Tomas, W.M., 2008. Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal, 1ª edição: ed, Embrapa Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá, MS. 124p.
- Opdam, P., Steingröver, E., Rooij, S. van, 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75, 322–332. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2005.02.015>
- Ortega-Álvarez, R., MacGregor-Fors, I., 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landsc. Urban Plan.* 90, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>
- Petit, O., Baron, C., 2009. Integrated Water Resources Management: From general principles to its implementation by the state. The case of Burkina Faso. *Nat. Resour. Forum* 33, 49–59. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2009.01208.x>
- Piratelli, A., Pereira, M.R., 2002. Dieta de aves na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ararajuba* 10, 131–139.
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S., 2009. The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem. *Ambio* 38, 186–93.
- Pozza, D.D., Pires, J.S.R., 2003. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo state. *Brazilian J. Biol.* 63, 307–319. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200016>
- Ramsar, 2018. *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland. 84p.
- Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo-Ruiz, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. *Ecosyst. Serv.* 35, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.006>
- Savard, J.P.L., Clergeau, P., Mennechez, G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 48, 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)
- Schröter, M., Remme, R.P., Sumarga, E., Barton, D.N., Hein, L., 2014. Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. *Ecosyst. Serv.* 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.003>
- Scolozzi, R., Geneletti, D., 2012a. Assessing habitat connectivity for land-use planning : A method integrating landscape graphs and Delphi survey. *J. Environ. Plan. Manag.* 1, 2012. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.694234>
- Scolozzi, R., Geneletti, D., 2012b. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environ. Impact Assess. Rev.* 36, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.03.001>
- Şekercioğlu, Ç.H., 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J. Ornithol.* 153, 153–161. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>
- Şekercioğlu, Ç.H., 2006a. Ecological significance of bird populations, in: Hoyo, J. del, Elliott,

- A., Christie, D. (Eds.), Handbook of the Birds of the World: Old World Flycatchers to Old World Warblers. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 15–51.
- Şekercioğlu, Ç.H., 2006b. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 12(8), 464–471 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Şekercioğlu, Ç.H., 2002. Impacts of birdwatching on human and avian communities. *Environ. Conserv.* 29, 282–289. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000206>
- Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., Whelan, C.J., 2016. Why birds matter : avian ecological function and ecosystem services. The University of Chicago Press, Chicago and London, 387p.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*, 3rd ed. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
- Sigrist, T., 2006. *Aves do Brasil: uma visão artística*. Ed. Avis Brasilis, São Paulo, 672p.
- Silva, A.F.P. da, 2018. *A Água como elemento integrador da Paisagem Agradecimentos*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Lisboa, Lisboa, 104p.
- Silveira, L.F., Uezu, A., 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11, 83–110. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032011000500006>
- Soares, E.S., Anjos, L., 1999. Efeito Da Fragmentação Florestal Sobre Aves Escaladoras De Tronco E Galho Na Região De. *Ornitol. Neotrop.* 10, 61–68. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982004000200015>
- Soares, J.J., Silva, D.W., Lima, M.I.S., 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 63, 527–536. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000300019>
- Somenzari, M., do Amaral, P.P., Cueto, V.R., Guaraldo, A. de C., Jahn, A.E., Lima, D.M., Lima, P.C., Lugarini, C., Machado, C.G., Martinez, J., do Nascimento, J.L.X., Pacheco, J.F., Paludo, D., Prestes, N.P., Serafini, P.P., Silveira, L.F., de Sousa, A.E.B.A., de Sousa, N.A., de Souza, M.A., Telino-Júnior, W.R., Whitney, B.M., 2018. An overview of migratory birds in Brazil, *Papeis Avulsos de Zoologia*. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>
- Souza, R.O., Fieker, C.Z., Reis, M.G. dos, Bruno, S.F., Ribeiro, P.V., Carvalho, C.M.S., 2016. Estratégias de integração entre pesquisa e manejo do fogo no Parque Nacional da Serra da Canastra como parte do desenvolvimento de um programa de manejo integrado do fogo. *Biodiversidade Bras.* 6, 205–219.
- TEEB, 2010a. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan London and Washington, 422p. <https://doi.org/10.1017/s1355770x11000088>
- TEEB, 2010b. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. 584p.
- Tomscha, S.A., Gergel, S.E., 2018. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape. *OpenNESS Synth. Pap.* 21, 1–6.
- Tundisi, J.G., Scheuenstuhl, M.C.B., 2012. La política hídrica em Brasil, in: CISNEROS, B.J.,

- TUNDISI, J.G. (Eds.), *Diagnóstico Del Agua En Las Américas*. Interamerican Network of Academies of Sciences – IANAS. DR FCCyT, Mexico City, MX, p. 448.
- Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E. de C., dos Anjos, L., Silva, W.R., 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA), in: *Ornitologia e Conservação : Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, p. 516.
- Vinué, D., Camacho, F., Fuster, B., 2018. Validation of Sentinel-2 LAI and FAPAR products derived from SNAP toolbox over a cropland site in Barrax and over an agroforested site in Liria (Spain). *Fifth Recent Adv. Quant. Remote Sens.* 248.
- Wang, J.W., Poh, C.H., Tan, C.Y.T., Lee, V.N., Jain, A., Webb, E.L., 2017. Building biodiversity: Drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. *Ecosphere* 8, 1DUMMY. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1905>
- Wenny, D.G., DeVault, T.L., Johnson, M.D., Kelly, D., H. Şekercioğlu, Ç., Tomback, D.F., Whelan, C.J., 2011. The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *Auk* 128, 1–14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *J. Ornithol.* 156, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J., 2010. Policy implications of ecosystem services provided by birds. *Synesis* 1, 11–20.
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J., 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- White, E.M., Bowker, J.M., Askew, A.E., Langner, L.L., Arnold, J.R., English, B.K., 2014. Federal Outdoor Recreation Trends : Effects on Economic Opportunities. *Natl. Cent. Nat. Resour. Econ. Res.* 1–37.
- Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M., Van Eupen, M., 2017. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosyst. Serv.* 26, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.016>
- Zasada, I., 2011. Multifunctional peri-urban agriculture-A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land use policy* 28, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>
- Zulian, G., Liekens, I., Broekx, S., Kabisch, N., Kopperoinen, L., Geneletti, D., 2017. Mapping urban ecosystem services, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), *Mapping Ecosystem Services*. Advanced books, p. 377.

## Capítulo 2

### ASSEMBLEIAS DE AVES DISPERSORAS DE SEMENTES EM AMBIENTES RIPÁRIOS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA PARCIALMENTE URBANIZADA NO SUDESTE BRASILEIRO

Seed-dispersal bird assemblages in riparian environments of a partially urbanized river basin, Southeastern Brazil

*Capítulo submetido a Revista Brasileira de Biologia (Brazilian Journal of Biology)*



Fotos: Bernardo Pimenta Peixoto e Bruno F. Lessi

## **Abstract**

Birds contributed directly to natural regeneration of vegetation and succession processes, by offering ecosystem services as seed-dispersal, an important role in human-modified areas. We studied the assemblage of bird species that can play a role as seed-dispersers in riparian environments of Monjolinho basin, central São Paulo state, southeastern Brazil. Birds were recorded in 41 points distributed in riparian ecosystems alongside waterbodies, in landscapes with five types of surrounding matrix: urban, periurban, farmland, and native vegetation. We described how assemblages are structured aiming to evaluate the possible influence of seasonality and landscape type. We recorded 39 bird species that can play a role as seed-dispersers, 32 in wet season and 32 in dry season. There were no significant differences in the diversity and dominance of species between seasons considering the entire area, indicating stability of basic assemblage structure. However, total number of individuals of all species recorded in different landscapes were influenced by seasonality. Also, the composition and abundance of species significantly changed between seasons, leading to a high dissimilarity with almost 50% of the species contributing with almost 90% of the observed variation. A higher taxonomic diversity and distinctness pointed to a wider array of possible seed-dispersal services in natural areas, while the lowest values of indexes were found in human-modified areas. There are more possible ecosystem services offered by frugivorous birds in driest period of the year, while in the rainy period the carrying capacity of the riparian environments was increased.

**Keywords:** Diversity, Ecosystem Services, Frugivorous Birds, Human-Modified Areas, Taxonomic Distinctness.

## Resumo

As aves contribuem diretamente com a regeneração natural da vegetação e processos de sucessão por oferecerem serviços ecossistêmicos como dispersoras de sementes, um papel fundamental em áreas alteradas. Nós estudamos a assembleia de espécies de aves que podem desempenhar o papel de dispersoras de sementes em ambientes ripários da bacia do rio Monjolinho, região central do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. As aves foram registradas em 41 pontos distribuídos em ecossistemas ripários ao longo dos corpos d'água, em paisagens com quatro tipos de matrizes em seu entorno: urbana, periurban, rural e vegetação nativa. Nós descrevemos como as assembleias estão estruturadas, objetivando avaliar a possível influência da sazonalidade e do tipo de paisagem do entorno. Foram registradas 39 espécies de aves que podem desempenhar o papel de dispersoras de sementes, sendo 32 espécies no período chuvoso e 32 no período seco. Não foi detectada diferença significativa na diversidade e dominância de espécies entre estações em toda área de estudo, indicando estabilidade da estrutura básica das assembleias. Entretanto, o número total de indivíduos de todas as espécies registrados nas diferentes paisagens foi influenciado pela sazonalidade. Além disso, a composição e abundância de espécies mudou significativamente entre as estações, levando a uma alta dissimilaridade com quase 50% das espécies contribuindo com aproximadamente 90% da variação observada. A diversidade taxonômica aponta para maior variedade de serviços ecossistêmicos possíveis em áreas naturais, enquanto os menores valores desses índices foram encontrados em áreas antropizadas. Existe uma maior gama de possíveis serviços ecossistêmicos oferecidos pelas aves frugívoras no período mais seco do ano, enquanto no período de maior pluviosidade os ecossistemas apresentaram maior capacidade suporte.

**Palavras-chave:** Diversidade, Serviços Ecossistêmicos, Aves Frugívoras, Áreas Alteradas, Distinção Taxonômica.

## Introduction

The conservation of biodiversity keeping their natural array of ecological functions can reduce environmental impacts, mitigate the outcomes of climate change, and provide to human societies several benefits. That benefits are generated by a flow of ecosystem services, which are maintained by ecosystem functions (La Notte *et al.*, 2017). Most of ecosystems services are directly related to the land use and land cover, increasing the importance of landscape planning aiming to achieve a higher quality environment (Zulian *et al.*, 2018).

Birds play a key role in the dynamics of all types of environment (e.g., vegetated areas, farmlands, urban ecosystems) by offering several ecosystems services through their ecological functions (Morante-Filho and Faria, 2017; Savard *et al.*, 2000). They can perform many ecological functions such as seed-dispersers, control of insect populations, pollinators, scavenger, ecosystem engineer, and others (Morante-Filho and Faria, 2017; Şekercioğlu *et al.*, 2016). Thus, birds promoted ecosystems services such as natural restoration, transport and cycling of nutrients, insect and disease control, seed dispersal and pollination for many plant species, weed control, environmental stability and resilience, cultural services, recreation opportunities, and much more (MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Savard *et al.*, 2000; Şekercioğlu *et al.*, 2016)

In this study, we focused on the seed-dispersal function, a bioindicator for the potential of natural restoration service and the presence of suitable habitats. Seed dispersal is a regulating ecosystem service (MEA, 2005) performed mainly by frugivorous bird species in human-modified landscapes. It can affect the vegetation structure, the dynamics of plant populations, habitat displacement of diaspores, colonization of new areas, and natural regeneration, directly influencing food chain, especially in tropical ecosystems (Galetti *et al.*, 2013; Şekercioğlu, 2006).

In a scenery of deforestation and fragmentation, riparian vegetation alongside rivers may serve as connectors between vegetation fragments, linking natural areas with cities and green areas inside them, such as parks, plazas, urban forests, promoting an ecological network with different landscape units (Mander *et al.*, 1988)

Ecological corridors can provide not only habitats for the biodiversity and its locomotion, but also can be the main areas offering ecosystem services for human demand, especially in human-modified landscapes. Therefore, well managed areas

alongside rivers can significantly improve the urban ecosystem quality, offering habitats, opportunities for mobility, shelter, food resources, and water for the maintenance of local biodiversity and their ecosystem functions (Flink and Searns, 1993; Scolozzi and Geneletti, 2012).

We aimed to describe the seed-dispersal bird assemblage of riparian environments throughout a midsize river, located in southeastern Brazil. We compared assemblage structure and taxonomic diversity, a surrogate for variation in seed-dispersal services, in dry and wet seasons, within different surrounding landscape matrices along the river.

## **Material and methods**

### **Study area**

The study area comprises the riparian environments of Monjolinho river basin, in São Carlos municipality, São Paulo state, Brazil (Figure 1). The climate is subtropical humid mesothermal, or Cwa according to the Köppen classification, characterized by cold and dry winters and humid summers (EMBRAPA-CPPSE, 2018). The climate presents clear distinction between the rainy or wet season (October to March), and the dry season (April to September) (Lorandi *et al.*, 2001). The average annual rainfall is about 1470 mm (Soares *et al.*, 2003).

The basin has approximately 275 km<sup>2</sup> covering the municipality of São Carlos and Ibaté and its main waterbody, Monjolinho river, has a length of approximately 43.25 km. The Monjolinho water spring is located in the plateau of São Carlos, at about 900 m of altitude, crossing the city from east to the west (Espíndola, 2000), throughout landscapes such as urban, peri-urban, farmland, and native vegetation, with different degrees of degradation. Almost the entire urban area of São Carlos is inserted in the Monjolinho basin.

The original vegetation that covered São Carlos municipality, including Monjolinho basin, was characterized by the presence of the Cerrado vegetation physiognomies (from open savannas to forests), mesophilic forest (semideciduous and

small patches of forest with *Araucaria angustifolia*) and green wetlands (riparian and swamp forests) (Soares *et al.*, 2003).

Riparian ecosystems of the studied area have been under threat by the removal of native vegetation, unplanned occupation, alteration of lowland areas, waterways erosion, bad siltation of waterways, illegal sewage dumping, untreated industrial wastewater, and degradation of water sources (Campanelli, 2012).

### Field methods

We distributed 41 points along Monjolinho river and its main tributaries, nearby the water course, covering all types of riparian environments. The amount of points was proportional to the extension of surrounding matrix, categorized in four landscape matrices types: urban matrix, peri-urban, farmlands (rural zone with crops or livestock), and native vegetation (Figure 35). Spatial independence was guaranteed by the distance of a minimum 200 m between points (Matter *et al.*, 2010).

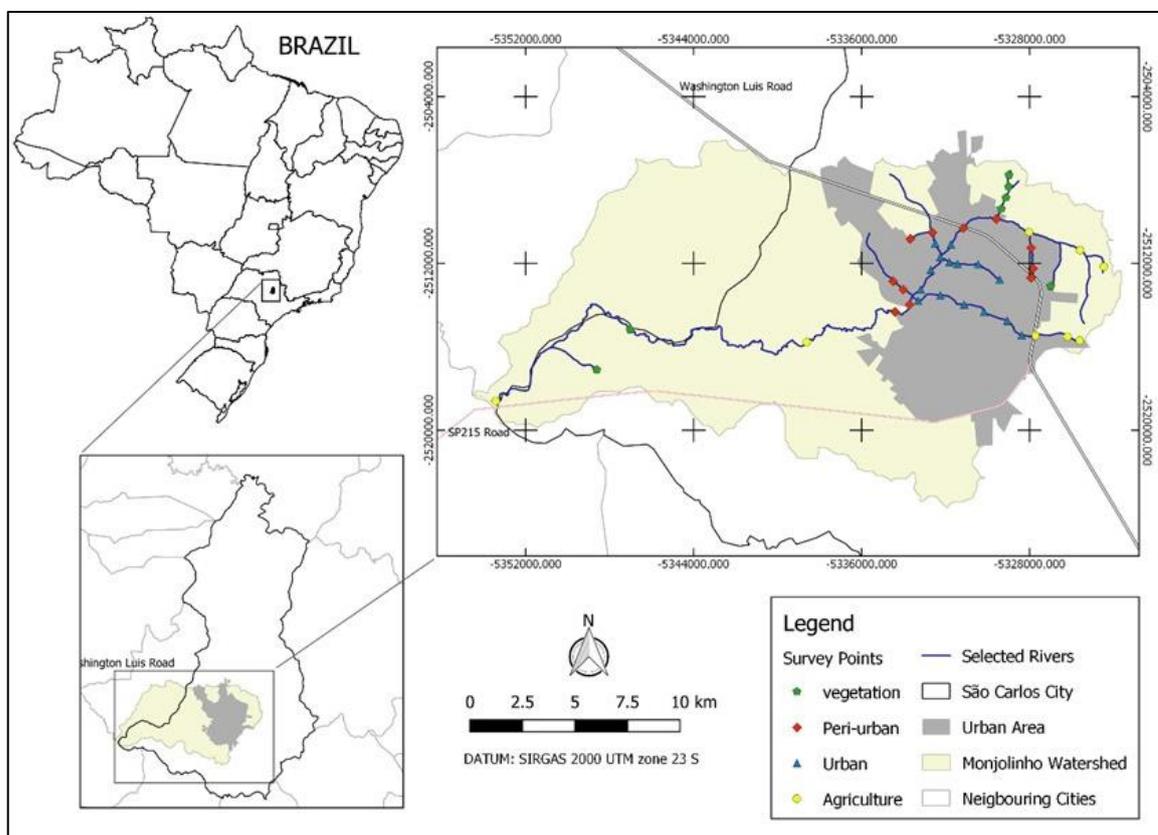


Figure 35. Study area with indication of sampling points distributed along riparian environments of Monjolinho river watershed in São Carlos municipality, São Paulo state, Brazil.

The main characteristics of each landscape matrix are: (i) urban zone, where the environment is predominantly composed by construction and streets, even with some scattered trees, parks or gardens; (ii) periurban areas, located in the city edge, presenting elements of urbanization and farmland, with or without small fragments of vegetation; (iii) farmlands, where the surrounding matrix is composed of agricultural (predominantly sugarcane) or livestock activities, with or without patches of native vegetation; and (iv) native areas, where the surrounding environments are mainly composed by native vegetation (riparian and non-riparian).

Field survey occurred in the two major seasons of the region, wet and dry. During wet season, we proceed with the point counts in the summer (December to March 2016) to reduce spatial bias due to nest-site defense, which is very intense in early spring (Sick, 1997). During dry season, we limited point counts to the autumn (April to June 2016), because some bird species begin the nest-site selection in late winter (end of dry season), right before spring. Thus, in selected survey periods, birds are more prone to execute movements throughout the habitats as a response of food availability. So, our field sampling design may represent an adequate approach to investigate the effects of seasonality on the seed-dispersal assemblages, considering the bird presence as an occupation of available trophic niches in the studied area.

We collected data using the traditional “point count” method, described by Matter *et al.* (2010). We established 10 min count session per point, and two visits in each season, but not in consecutive days. All birds in a radius of about 50 m from the point were counted. If the record was auditive, it was counted as one individual, unless it was possible to correctly identify more individuals (e.g., duets, individuals in opposite direction).

From the entire bird community, we selected all species that commonly include fruits in their diets or is mainly a frugivorous bird and can be considered as seed-dispersers. Besides our field experience (pers. obs.), we also used the literature to confirm the (i) main frugivorous, and the (ii) partially frugivorous birds (omnivorous, insectivore-frugivorous, nectarivore-frugivorous) (Athiê, 2014; Moojen *et al.*, 1941; Motta-Junior, 1990; Sick, 1997; Sigrist, 2006, 2009; “WikiAves,” 2019). We excluded

frugivorous birds of Psittacidae family, and the seedeaters, which consume mainly or exclusively seeds of herbaceous plants (e.g., grasses), such as species of Columbidae family and some passerine birds (genus *Sporophila*, *Volatinia*, *Ammodramus* and *Zonotrichia*). Both groups can be seed-dispersers, but also play an important role as seed-predators, the reason why we did not consider them in this study.

### Statistical analysis

#### *Assemblage structure*

Basic community structure of birds was described by the diversity index of Shannon (H') and Simpson's Dominance (D). We used t test for diversity, as described by Magurran (2013), to compare the structure of bird assemblages of the entire study area between seasons. The number of recorded species (richness) and counted individuals (abundance) at points grouped into four categories of surrounding matrices were compared between seasons using the chi-squared test (Zar, 1999; Ayres, 2007).

#### *Species composition*

We performed the multivariate Analysis of Similarity – ANOSIM, based on Bray-Curtis similarity measure, adequate for abundance data of species, to identify possible seasonal influence on species. The ANOSIM permutation test was used to test the null hypothesis that there are no differences between species in the two seasons (Clarke, 1993).

We applied the Similarity Percentage analysis – SIMPER to assess which taxa were primarily responsible for the observed differences between groups of samples (Clarke, 1993). This procedure also uses the multivariate analysis of similarity, based on Bray-Curtis similarity measure, but here to calculate the overall average dissimilarity (significance of the difference) between the samples (seasons), which is decomposed among the species, indicating taxon-specific contributions to dissimilarity (Hammer, 2019).

### *Diversity of seed-dispersal services*

Variations in seed-dispersing services promoted by birds are related to species characteristics, such as the preference for consumption of certain types of fruits, differential feeding rates, potential to digestive system to facilitate the seed dormancy breaking, capacity to fly long distances, maximum size of fruits the species can ingest, and other characteristics related to behavior and morphology. These traits allow a single guild of fruit eaters to be represented by species that can offer certain variations of ecosystem services being frugivorous.

Thus, we used a taxonomic approach to describe bird assemblages according to their potentiality to offer variation of ecosystem services of seed-dispersion inside the guild, in both seasons and each of the four types of surrounding matrix. Considering that the relatedness between two birds can indicate how close their niches might be (Ricklefs, 2003), we used taxonomic diversity and taxonomic distinctness as a measure of the amount of possible niches (Clarke, 1998) or, in this case, the variation of ecosystem services inside the seed-dispersal spectrum. Taxonomic diversity can be considered analogous to Simpson's index of diversity, with the addition of taxonomic or phylogenetic information, so it is under the influence of evenness of the species abundance data. Taxonomic distinctness measures only the relatedness within species, independently of species abundance data in samples. Both indexes are not dependent on the sampling effort, thus results from different samples can be compared (Clarke, 1998). All statistical analysis were performed in PAST Program (Hammer *et al.*, 2001, vers. 3.26 released in August 2019).

## Results

### Assemblage structure

We recorded 39 bird species that can play a role as seed-dispersers along riparian environments of Monjolinho basin. The two seasons have the same richness, 32 species. However, the total number of counted individuals was higher in the wet season. Diversity index in the driest period of the year ( $H'=2.703$ ) was slightly higher than in the wet season ( $H'=2.601$ ), but not statistically significant ( $t=-1.432$ ,  $p=0.15$ ). The dominance index also indicated no differences between seasons ( $t=1.007$ ,  $p=0.31$ ), despite little higher in wet ( $D=0.121$ ), than in the dry season ( $D=0.109$ ), as shown in Table 2.

Table 2. Diversity descriptors in wet and dry seasons, with results of t-test to detect differences in diversity and dominance, and the total values for the assemblage of seed-disperser birds in riparian environments of Monjolinho basin, southeastern Brazil.

Diversity descriptors	Wet	Dry	t test	Total
Richness	32	32	-	39
Individuals	630	450	-	1080
Diversity ( $H'$ )	2.601	2.703	$t=-1.432$ , $p=0.15$	2.762
Dominance ( $D$ )	0.121	0.109	$t=1.007$ , $p=0.31$	0.098

Comparing the richness recorded in each of the four landscape types between seasons, no differences were found ( $\chi^2=0.61$ ,  $df=3$ ,  $p=0.89$ ). However, seasonality influenced the number of individuals counted in each landscape type ( $\chi^2=28.46$ ,  $df=3$ ,  $p<0.001$ ). Those results indicated the structure of seed-dispersal assemblages was not significantly distinct between seasons, even considering a higher number of individuals using riparian environments in wet season.

### Species composition

Considering the multivariate data of species composition and abundance, we found significant differences between seasons (ANOSIM,  $R=0.056$ ,  $p=0.001$ ). The overall average dissimilarity between seasons was moderate to high (SIMPER, 71.46), indicating that species turnover and changes in specific abundance between seasons occurred, even with a stable diversity structure. Decomposing the overall value, the taxon-specific dissimilarities revealed that 48.7% of species ( $n=19$ ) was responsible for 89.9% of the observed dissimilarity (Table 3). Seven bird species (17.94% of all species) were recorded only in the dry season, and other seven species only in wet season, what keeps the same richness for both seasons. It means that 35.9% of birds only occurred in one season, what makes species turnover an important feature of bird assemblages.

Table 3. Seed-dispersal birds recorded in riparian environments of Monjolinho River. The overall average dissimilarity between two seasons (71.46) is decomposed in taxon-specific average dissimilarities (Average dissim.). The relative (Relat.%) and cumulative (Cumul.%) contributions are specific percentages of the overall dissimilarity. The abundances in last two columns are the mean number of individuals recorded in 41 points during the wet and dry seasons.

Taxon	Average dissim.	Species contribution		Mean abundance	
		Relat.%	Cumul.%	Wet	Dry
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	9.607	13.44	13.44	2.27	2.83
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	7.244	10.14	23.58	4.05	0.415
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	6.588	9.219	32.8	1.51	0.951
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	5.702	7.978	40.78	1.27	1.32
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	4.764	6.667	47.44	0.659	1.02
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	4.589	6.422	53.87	1.17	0.097
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	3.513	4.916	58.78	0.585	0.39
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	3.313	4.636	63.42	0.561	0.341
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	2.657	3.718	67.14	0.341	0.341
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	2.379	3.329	70.47	0.244	0.39
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	2.326	3.255	73.72	0.244	0.512
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	1.833	2.565	76.29	0.317	0.171
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	1.651	2.31	78.6	0.097	0.366
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	1.616	2.261	80.86	0.366	0.122
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	1.572	2.2	83.06	0.195	0.22
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	1.521	2.128	85.19	0.073	0.341

Taxon	Average dissim.	Species contribution		Mean abundance	
		Relat.%	Cumul.%	Wet	Dry
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	1.208	1.69	86.88	0.097	0.244
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	1.096	1.533	88.41	0.146	0.195
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	1.059	1.482	89.89	0.097	0.171
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	1.008	1.411	91.3	0.171	0.024
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	0.857	1.2	92.5	0.244	0
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0.635	0.889	93.39	0.073	0.049
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	0.581	0.812	94.2	0.073	0.049
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	0.559	0.783	94.99	0.049	0.073
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	0.526	0.737	95.72	0.073	0
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	0.42	0.588	96.31	0.073	0
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	0.376	0.526	96.84	0	0.073
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	0.34	0.476	97.31	0.122	0
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	0.312	0.437	97.75	0.049	0.049
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	0.248	0.347	98.1	0	0.049
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	0.226	0.316	98.41	0.049	0
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	0.199	0.279	98.69	0.024	0.024
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	0.19	0.266	98.96	0	0.049
<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)	0.165	0.231	99.19	0.024	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	0.159	0.223	99.41	0	0.024
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	0.138	0.193	99.61	0	0.024
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	0.123	0.172	99.78	0	0.024
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	0.085	0.119	99.9	0.049	0
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	0.074	0.104	100	0	0.024

Diversity of seed-dispersal services

The taxonomic diversity and distinctness of bird species in different landscapes indicated a wider array of possible seed-dispersal functions in dry season, with minor exceptions in taxonomic diversity in urban environments, and distinctness in farmlands (Figure 36). Sampling points at riparian environments surrounded by native vegetation matrix hold the broader taxonomic diversity and distinctness.

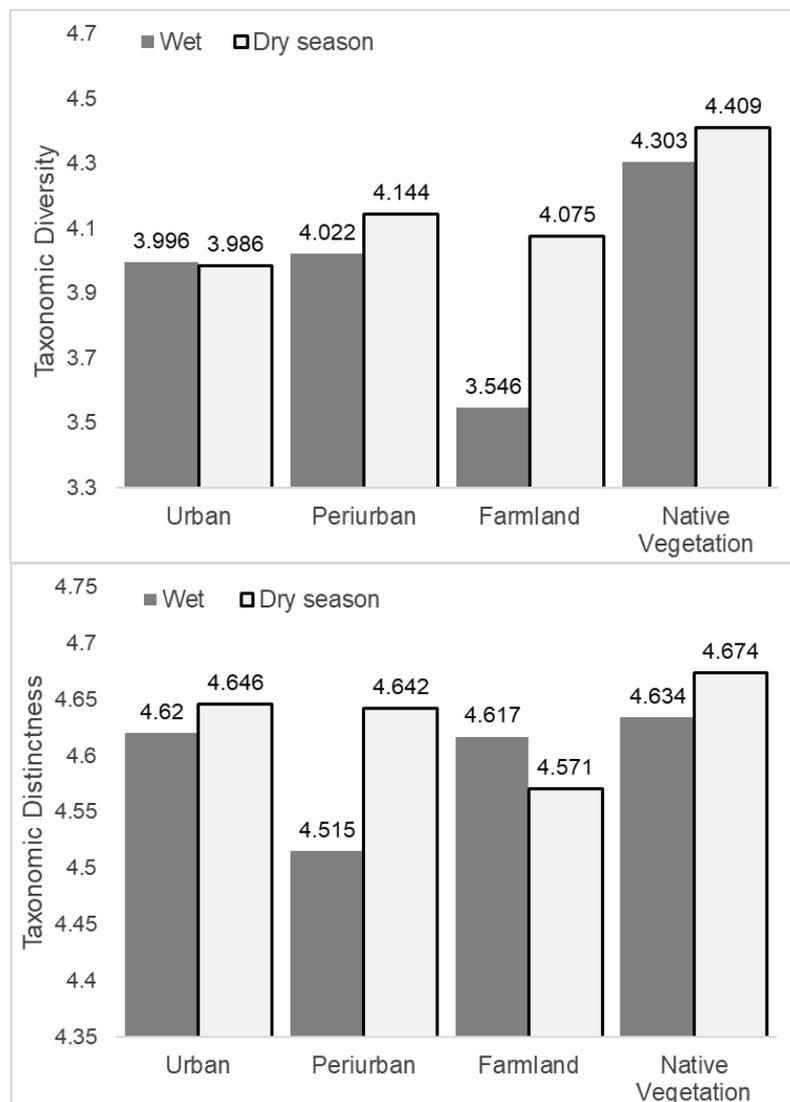


Figure 36. Taxonomic diversity (above) and taxonomic distinctness (below) within seed-dispersal assemblages of birds recorded in riparian environments of Monjolinho basin, according to landscape matrix.

## Discussion

### Assemblage structure

The 39 species that can be considered as seed-dispersers in riparian environments of Mojolinho basin are representative of typical bird assemblages in human-modified landscapes with different cover areas of urban structures, farmland, natural remnants, reforestation and anthropogenic or ruderal vegetation. However, it is important to state that there are more fruit-eater birds in the study area not recorded (e.g., *Penelope superciliaris*, *Tityra cayana*) or not considered (e.g., species of Psittacidae family), during the two-season survey.

Studies focused on frugivorous guild of birds carried out in the same region showed similar assemblage structure. Athiê and Dias (2012) recorded 38 species in a mosaic composed by a Semideciduous Atlantic Forest remnant (4 ha) and reforestation (27 ha), with riparian environments. In a State Park about 70 km distant from Monjolinho river, Athiê (2014) recorded 56 seed-dispersal birds in a large area of contiguous vegetation composed by 168.7 ha of Cerrado (Brazilian savanna), 378.2 ha of Semideciduous Atlantic Forest, 35.9 ha of well-connected riparian environments, and small areas of reforestation, exotic or altered vegetation. All species recorded in Monjolinho basin were also listed in those studies or in the major citizen repository of bird records in Brazil (Wikiaves, 2019), excepted for *Turdus flavipes*, an uncommon species in São Carlos municipality.

The richness of birds that feed on fruits in all study area was the same for both seasons, but the total number of individuals recorded was higher in wet season. Diversity and dominance of species did not vary between seasons, indicating a stability of basic structure of seed-dispersal assemblages in riparian environments of Monjolinho basin. It is possible that the resilience of basic aspects of assemblage structure between seasons may have been favored by the availability of resources and niches for the frugivorous guild at larger spatial scale (the entire watershed) in both seasons, and by the possibility of species interchange with surrounding ecosystems, as a response for changes in resource types and possible niches at small scale (surveyed points) between seasons. As the results indicated, there was a species

turnover between seasons that did not change the patterns of richness, nor diversity and dominance indexes.

Richness of species recorded in each type of surrounding matrix at landscape scale (urban, periurban, farmland, native vegetation) showed no differences between seasons. However, the number of individuals counted in those areas varied between seasons, indicating the seasonality influenced the carrying capacity of riparian ecosystems, which was enhanced during the wet season.

### Species composition

We found differences between seasons promoted by specific changes in abundance, and by the seasonal absence of some species (abundance = 0), according to multivariate analysis of similarity, indicating that bird species can respond differently to seasonality. That difference between seasons was corroborated by a moderate to high dissimilarity between the two assemblages. Specific contribution of each taxon to the overall average dissimilarity pointed to a high proportion of bird species (almost a 50%) contributing with most of the observed variation. Because of variations in abundance occurred differently among species, and the species turnover that kept the same richness in two seasons, the statistical results indicated no significant difference in basic diversity structure of assemblages.

Except for *Turdus flavipes*, no recorded species can be considered rare in regional context. However, there are two species listed in the Red List of São Paulo state, *Eucometis penicillate* (endangered) and *Antilophia galeata* (near threatened) (SMA, 2014). The last one is also endemic to riparian environments of Cerrado and its border with Atlantic Forest (Silva, 1997). One corvid, *Cyanocorax cristatellus*, is endemic to the Cerrado (Silva, 1997), but is now expanding its distribution to the Atlantic Forest (Maciel *et al.*, 2009), following savannization and loss of dense forests (Lopes, 2008). Other species are regular migrants, as *Turdus flavipes* (uncommon in the municipality), *Tyrannus savanna*, *T. melancholicus*, *Myiarchus swainsoni*, and *Empidonomus varius* (Sick, 1997; Sigrist, 2009; Wikiaves, 2019).

### Diversity of seed-dispersal services

The space and time distribution of possible seed-dispersal services offered by birds is an outcome of the taxonomic differences in species composition between seasons in each type of landscape, considering the surrounding matrix of surveyed points. In fact, the relatedness among birds can influence the niches occupied by species and the niche width of the entire bird guild. For example, there are 3 species belonging to the genus *Tangara* (*T. sayaca*, *T. palmarum*, *T. cayana*), 4 species of the genus *Turdus* (*T. leucomelas*, *T. amaurochalinus*, *T. rufiventris*, *T. flavipes*), 3 species of genus *Myiarchus* (*M. ferox*, *M. swainsoni*, *M. tyrannulus*). Behavior and food preferences within each of these genera are very similar or at least much more similar than a species of other genera. Therefore, it is expected more variation of ecosystem services as seed-dispersers promoted by two non-related birds than by two close-related birds.

The assessment of taxonomic diversity and taxonomic distinctness within seasons and landscape matrix types to compare the potential of seed-dispersal services offered by birds indicated that riparian habitats surrounded by a matrix of native vegetation can hold a wider variety of services offered by birds, which species are more probable to be distant related. In other words, there are more distinct birds living in natural areas, than in anthropic environments, where there are more birds occupying similar niches. It is known that the presence of urban and farmland habitats makes the taxonomic diversity be low (MacGregor-Fors and Schondube, 2011; Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2011).

Stretches of Monjolinho river in the farmland matrix, mainly composed by sugar-cane plantations, exhibited low values of taxonomic diversity and distinctness, indicating a comparatively higher relatedness among birds, what may favor niche overlap. The noteworthy difference between taxonomic diversity and distinctness during wet season in farmland areas can be explained by the effect of a lower evenness in species abundance. When two species is chosen at random in this assemblage with a higher dominance (low evenness), it is more probable that the most abundant species will be selected and compared with a related species or other dominant species, what reduced the taxonomic diversity index, while did not affected

the taxonomic relatedness which considers only the presence of each species in area, but not their abundances.

The analysis pointed to a higher number of possible services being offered during dry season by birds. Despite of this result may led to think that available niches in riparian ecosystems could have attracted more non-related birds in the driest period of the year, it is equally or even more plausible to think that the surrounding environments with less or no influence of constant waterflow and humidity availability along riparian areas had reduced their available niches, forcing more species to move to wetlands and associated vegetation. Other studies indicated that human-modified ecosystems offer a limited amount of food resources, low diversity of zoochoric plant species, and many of them are exotic trees (MacGregor-Fors and Schondube, 2011; MacGregor-Fors and Schondube, 2012).

### **Final considerations**

In summary, this study showed that riparian environments of Monjolinho river basin, despite of the state of degradation of riparian zone, harbors well-structured bird assemblage of seed-dispersers, with high stability and resilience between seasons.

The stretches of waterbodies surrounded by different types of environments, from the most to the less modified or degraded, influenced the taxonomic variety of birds that offer seed-dispersal services. More conserved environments harbor more bird species with potentially different habits due to taxonomic distance, so it is possible to find a better scenario for ecosystem services in areas with higher proportion of natural vegetation.

The higher number of non-related bird species during dry season, in contrast to the higher number of individuals during wet season, indicated that there is more possible ecosystem services offered by seed-dispersal birds in driest period of the year, while in the rainy period the carrying capacity of the riparian environments was increased.

## References

- Athiê, S., 2014. Composição da avifauna, frugivoria e dispersão de sementes por aves em áreas de floresta estacional semidecidual e cerrado, no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 261p.
- Athiê, S., Dias, M.M., 2012. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 26, 84–93. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100010>.
- Ayres, M., Ayres-Jr, M., Ayres, D.L., Dos-Santos, A. de A.S., 2007. *BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas*, Sociedade. ed. CNPQ. 381p.
- Campanelli, L.C., 2012. Zoneamento (Geo) ambiental analítico da Bacia Hidrográfica do Rio do Monjolinho - São Carlos (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 184p.
- Clarke, K.R., 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35, 523–531.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- EMBRAPA-CPPSE, 2018. Condições Meteorológicas - Estação da Embrapa Pecuária Sudeste. (<http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia> - accessed 1.26.18).
- Espíndola, Evaldo Luíz Gaeta, 2000. O rio do Monjolinho: um estudo de caso, in: Espíndola, Evaldo L. G., Vila, J.S. V., Marinelli, C.E., Abdon, M.M. (Eds.), *A Bacia Hidrográfica Do Rio Do Monjolinho*. Editora Rima, São Carlos, p. 188.
- Flink, C.A., Searns, R.M., 1993. *Greenways: a guide to planning, design, and development*, 1 edition. ed. Island Press, Washington, DC. 351p.
- Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M.C., Fadini, R., Matter, S. Von, Leite, A.B., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimarães, P.R., Brancalion, P.H., Ribeiro, M.C., Jordano, P., 2013. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science* (80). 340, 1086–1090.
- Haines-Young, R.H., Potschin, M.B., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge. 174p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458>
- Hammer, Ø., 2019. *PAST, Paleontological Statistics: reference manual*. 250p.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4, 1–9.
- La Notte, A., D'Amato, D., Makinen, H., Paracchini, M.L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D., 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecol. Indic.* 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- Lopes, L.E., 2008. The range of the curl-crested jay: Lessons for evaluating bird endemism in the South American Cerrado. *Divers. Distrib.* 14, 561–568. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00441.x>
- Lorandi, R., Takemoto, F., Salvador, N.N.B., Torresan, F.E., 2001. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do córrego Monjolinho (São Carlos, SP).

- Rev. Bras. Cartogr. 53, 111–117.
- MacGregor-Fors, I., Blanco-García, A., Lindig-Cisneros, R., 2010. Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecol. Eng.* 36, 1492–1496. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.001>
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J.E., 2012. Urbanizing the wild: Shifts in bird communities associated to small human settlements. *Rev. Mex. Biodivers.* 83, 477–486.
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J.E., 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic Appl. Ecol.* 12, 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.003>
- Maciel, E., Serpa, G.A., Soares, A.B.A., Alves, V.S., Mendonça, E.C., Pacheco, J.F., 2009. Ocorrência da gralha-do-campo *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823) no município do Rio de Janeiro, RJ. *Atualidades Ornitológicas* 148, 14.
- Magurran, A.E., 2013. *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons, 264p.
- Mander, Ü., Jagomaegi, J., Kuelvik, M., 1988. Network of compensative areas as an ecological infrastructure of territories, in: Scheiber, K.-F. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*. International Association for Landscape Ecology, Munster, pp. 35–38.
- MEA, 2005. *Millenium ecosystem assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 2842p. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Moojen, J., Carvalho, J.C. De, Lopes, H.D.S., 1941. Observações sobre o conteúdo gastrico das aves brasileiras. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 36(3), 405-444. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761941000300016>
- Morante-Filho, J.C., Faria, D., 2017. An appraisal of bird-mediated ecological functions in a changing world. *Trop. Conserv. Sci.* 10, 1–12. <https://doi.org/10.1177/1940082917703339>
- Motta-Junior, J.C., 1990. Estrutura trófica e composição da avifauna de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1, 65–71. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000100022>
- Ortega-Álvarez, R., MacGregor-Fors, I., 2011. Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landsc. Urban Plan.* 101, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.020>
- Ricklefs, R.E., 2003. *A economia da natureza*. Guanabara-Koogan. 503p.
- Savard, J.P.L., Clergeau, P., Mennechez, G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 48, 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)
- Scolozzi, R., Geneletti, D., 2012. Assessing habitat connectivity for land-use planning: A method integrating landscape graphs and Delphi survey. *J. Environ. Plan. Manag.* 1, 2012. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.694234>
- Şekercioğlu, Ç.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 12(8), 464-471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., Whelan, C.J., 2016. *Why birds matter: avian ecological function and ecosystem services*. The University of Chicago Press, Chicago and London. 387p.

- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*, 3rd ed. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
- Sigrist, T., 2009. *Iconografia das aves do Brasil*. Avis Brasilis Editora, 600p.
- Sigrist, T., 2006. *Aves do Brasil: uma visão artística*. Ed. Avis Brasilis, São Paulo, 672p.
- Silva, J.M.C. Da, 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America, in: *Biodiversity and Conservation*. Kluwer Academic Publishers, pp. 435–450. <https://doi.org/10.1023/a:1018368809116>
- SMA, 2014. Decreto N° 60.133, de 7 de fevereiro de 2014. List. Espécies Ameaçadas do Estado São Paulo 124, 22.
- Soares, J.J., Silva, D.W., Lima, M.I.S., 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 63, 527–536. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000300019>
- Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E. de C., dos Anjos, L., Silva, W.R., 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA), in: *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, p. 516.
- Wikiaves, 2019. A Enciclopédia das Aves do Bras. URL <https://www.wikiaves.com.br/index.php> (accessed 9.24.19).
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, 663p.
- Zulian, G., Stange, E., Woods, H., Carvalho, L., Dick, J., Andrews, C., Baró, F., Vizcaino, P., Barton, D.N., Nowel, M., Rusch, G.M., Autunes, P., Fernandes, J., Ferraz, D., Ferreira dos Santos, R., Aszalós, R., Arany, I., Czúcz, B., Priess, J.A., Hoyer, C., Bürger-Patricio, G., Lapola, D., Mederly, P., Halabuk, A., Bezak, P., Kopperoinen, L., Viinikka, A., 2018. Practical application of spatial ecosystem service models to aid decision support. *Ecosyst. Serv.* 29, 465–480. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.005>

### Capítulo 3

## RELAÇÕES ENTRE RIQUEZA DE AVES E OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM UM GRADIENTE DE USO DA TERRA URBANO-RURAL, NO SUDESTE DO BRASIL

### Relationships between bird richness and ecosystems services across a land use urban-rural gradient, southeastern Brazil

*Capítulo desenvolvido no laboratório PLANFORES (Planning for Ecosystem Services) do Departamento de Engenharia ambiental, civil e mecânica da Universidade de Trento – Itália.*



Fotos: Bernardo Pimenta Peixoto e Bruno F. Lessi

## Abstract

In natural and altered ecosystems, such as urban and peri-urban areas, ecosystem services (ES) provided by the presence of vegetation, especially regulating ES such as climate regulation and air pollution retention, are essential to improve human health and well-being. In this study, we focused on a river basin located between the tropical and subtropical zones, which covers urban, periurban and rural landscape types in a Brazilian municipality located in the ecotone between the Atlantic Forest and the Cerrado (Brazilian savanna). The aim of the research is to assess the current state of ES and bird richness (as a biodiversity element), and their relations across an urban-rural-natural gradient. We assessed microclimate regulation (cooling effect), air pollution retention, nature-based recreation opportunities and bird richness, and analyze the variations associated to a shift in the prevailing land cover types along the urbanization gradient. The results indicated a higher bird richness in periurban and rural landscapes, as well as for the pollution retention and cooling effect provided by vegetation. However, recreation opportunities provided mainly by human infrastructure were higher inside urban zone and in some points in periurban areas. The type of landscape significantly influenced the availability and intensity of these four variables ( $p < 0.001$ ). Bird richness, pollution retention, and cooling effect were positively correlated ( $r > 0.539$ ;  $p \leq 0.048$ ), however, we found a negative trade-off between them and the recreation opportunities ( $r = -0.59$ ,  $R^2 = 0.348$ ,  $p < 0.001$ ). According to the results, the urban planning and efforts to improve the environment in the studied river basin should consider the observed trade-off to promote recreation base opportunities in places with higher values of ES (cooling effect, pollution retention and bird richness) and/or to implement an environmental policy to increase the ES values in urban landscape, such as reforestation and nature-based solutions.

**Keywords:** Pollution retention, cooling effect, nature-based solutions, recreation opportunities, urban planning.

## Resumo

Em ecossistemas naturais e alterados, como áreas urbanas e periurbanas, os serviços ecossistêmicos (ES) fornecidos pela presença de vegetação, especialmente os ES reguladores, como regulação climática e retenção da poluição do ar, são essenciais para a saúde e o bem-estar humanos. Neste estudo, focamos em uma bacia hidrográfica na transição entre as zonas tropical e subtropical que abrange tipos de paisagem urbana, periurbana e rural de um município brasileiro localizado no ecótono entre a Mata Atlântica e o Cerrado (savana brasileira). O objetivo da pesquisa é avaliar o estado atual dos ES e a riqueza de espécies aves (como um elemento da biodiversidade), e suas relações através de um gradiente urbano-rural-natural. Avaliamos a regulação microclimática (efeito de resfriamento), retenção da poluição do ar, oportunidades de recreação baseadas na natureza e riqueza de aves, e por fim, analisamos as variações associadas as mudanças nos tipos de uso e cobertura da terra prevalentes ao longo do gradiente de urbanização. Os resultados indicaram uma maior riqueza de aves em paisagens periurbanas e rurais, bem como para a retenção de poluição e efeito de resfriamento proporcionado pela vegetação. No entanto, as oportunidades de recreação fornecidas principalmente pela infraestrutura humana eram maiores dentro da zona urbana e em alguns pontos nas áreas periurbanas. O tipo de paisagem influenciou significativamente a disponibilidade e intensidade dessas quatro variáveis ( $p < 0,001$ ). Riqueza de espécies, retenção de poluição e efeito de resfriamento foram positivamente correlacionados ( $r > 0,539$ ;  $p \leq 0,048$ ), no entanto, encontramos um *trade-off* negativo entre a retenção da poluição e as oportunidades de recreação ( $r = -0,59$ ,  $R^2 = 0,348$ ,  $p < 0,001$ ). De acordo com os resultados, o planejamento urbano e os esforços para melhorar o ambiente na bacia hidrográfica estudada devem considerar o *trade-off* observado para promover oportunidades de recreação em locais com maior oferta de ES (efeito de resfriamento, retenção de poluição e riqueza de espécies de aves) e / ou implementar uma política ambiental para melhorar a oferta de ES na paisagem urbana, como o reflorestamento e com o uso de soluções baseadas na natureza.

**Palavras-chave:** Retenção de poluição, efeito de resfriamento, soluções baseadas na natureza, oportunidades de recreação, planejamento urbano.

## Introduction

Population growth, urbanization, and constant changes in land-use to expand food production coincide with the degradation of nature and the loss of biodiversity (McKinney, 2002). At the same time, nature conservation and restoration generate benefits by supporting healthy and functional ecosystems that support the flow of ecosystem services (ES). In fact, healthy ecosystems provide not only life-supporting services for well-being, but also a wide range of other services that are essential to economic and cultural development (Daily, 2003; Geneletti and Cortinovia, 2018). Economic and socio-cultural valuations of ES, from local to global scales (de Groot *et al.*, 2002; Seidl and Nunes, 2019) have shown their huge impact on biodiversity, production of food and raw materials, and human health and well-being (Costanza *et al.*, 1997; Porter *et al.*, 2009), thus providing evidence of the benefits of conservation and restoration actions.

In urban and peri-urban areas, ES provided by the presence of vegetation, especially regulating ES such as climate regulation and pollution retention, are essential to improve human well-being (Bolund and Hunhammar, 1999; Fusaro *et al.*, 2017; Sandifer *et al.*, 2015; Zardo *et al.*, 2017). Additionally, vegetation patches (native or exotic) inside and around urban areas can provide valuable nature-based recreation opportunities, depending on the availability of human-made infrastructure to access those areas (Cortinovia *et al.*, 2018; Zulian *et al.*, 2013).

With the increase in urbanization and the total impact of human activities, air pollution has increased due to the release of particles from combustion processes and has been associated with respiratory diseases (CETESB, 2017; Nowak *et al.*, 2006), as well as heat islands have formed in urban centers due to lack of vegetation (Sandifer *et al.*, 2015). To improve the health and well-being in the cities of people in cities, climate regulation ecosystem services such as the Cooling effect (Cortinovia *et al.*, 2018) and Air pollution retention as inhalable particles (i.e. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>) (Fusaro *et al.*, 2017; Marando *et al.*, 2016), are essential and can be provided with the revegetation or enhancement of the vegetation in and around urban areas (Bolund and Hunhammar, 1999). Thus, in order to improve the supply of Ecosystem Services, nature-based solutions have been studied, planned, and implemented worldwide,

which has been considered a trend not only in improving the well-being to people but also in assisting the biodiversity conservation (Frantzeskaki, 2019; Kabisch *et al.*, 2016; Raymond *et al.*, 2017; Steven *et al.*, 2011).

The local biodiversity can provide and facilitate the supply of ES. Birds are a well-known animal class with a worldwide occurrence in nearly all habitats where they play important ecosystem functions, hence they are pointed as an ideal group to be used as indicator of ES (Savard *et al.*, 2000; Wenny *et al.*, 2011; Whelan *et al.*, 2008). Pollination and seed dispersal (supporting ES). Pest control and carcass removal (regulating ES), and birdwatching activities (cultural ES), are among the many examples of birds-related ES (Belaire *et al.*, 2015; Şekercioğlu *et al.*, 2016). Moreover, beyond recreation and cultural services, birdwatching can be used as a tool to promote biodiversity conservation through environmental education programs for students and/or local community, and to develop socioeconomic opportunities such as ecotourism (Belaire *et al.*, 2015; Fieker *et al.*, 2011; Whelan *et al.*, 2015).

In the decision-making processes that affect biodiversity and ES supply, the landscape planning plays an essential role to achieve a high-quality environment (Zulian *et al.*, 2017). A well-planned multifunctional landscape can provide ES and protect biodiversity at the same time (Santos-Martín *et al.*, 2019). Depending on the local context, different synergies and *trade-offs* may emerge (Tomscha and Gergel, 2018), which could be explained as positives and compensations relationships between biodiversity and different ecosystem services, where often to gain in biodiversity conservation or to improve the supply of a specific service it is necessary to decrease the supply of another service. It requires studies and research efforts to drive the decision makers towards effective and win-win solutions for each landscape. However, ES flows and their relations at small scales (local and regional) remain poorly analyzed (Chan *et al.*, 2006), especially in the tropics (Seppelt *et al.*, 2011).

In this study, we focus on a tropical-subtropical river basin which covers urban, periurban and rural landscape types of a Brazilian municipality located in the ecotone between the Atlantic Forest and the Cerrado (Brazilian savanna), two of the 25 global *hotspots* for conservation priorities (Mittermeier *et al.*, 2004). The aim of the research is to assess the current state of ES and bird richness (as a biodiversity element) and their relations across an urban-rural-nature gradient. We assessed microclimate

regulation (cooling effect), air pollution retention, nature-based recreation opportunities and bird richness, and analyze the variations associated to a shift in the prevailing land cover types along the urbanization gradient.

We selected 43 sample points in the watershed that are representative of all ecosystems and landscape types, including transition areas. The points have a minimum distance of 200 meters from each other and are located along water courses (Figure 37). In a second step, we assessed bird richness (BR), land use and land cover (LULC), and three Ecosystems Services (ES) according to the following methodologies.

## **Methodology**

### Study area

The study was conducted in the Monjolinho river basin, located in the state of São Paulo, Brazil (Figure 37). The regional climate is subtropical humid mesothermal, or CWA according to the Köppen classification. The basin has an area of approximately 275 km<sup>2</sup> and includes the entire urban zone of São Carlos municipality. The main river, Monjolinho, has a length of approximately 43.25 km, originates in the east of the city at an elevation of about 900 m, and flows in the east-west direction (Espíndola, 2000). The administrative area of São Carlos covers 1137.303 km<sup>2</sup> with a population of 221,950 inhabitants, 96% of which is urban (IBGE, 2010). The land cover is composed of approximated 60% agricultural areas, where the most common activity is sugarcane cultivation; the remainder is almost equally divided between natural vegetation and urban areas (Ferreira, 2014).

The original vegetation in the Monjolinho river basin was characterized by the presence of *Cerradão* (savanna forest), savanna phytophysionomies, mesophytic forest (semi-deciduous seasonal forests and small forest patches with *Araucaria angustifolia*) and other vegetation such as riparian forests and open wetlands (Soares *et al.*, 2003). In the current days we have a mosaic of the original vegetation in middle of the agricultures and pastures, finding some patches of savanna forest in the

northeast above the city and mesophytic forests in the southwest, below the city. We do not have any more Araucaria patches, in the region, just some individuals in middle of the forests.

The population of São Carlos has grown increasingly (Costa *et al.*, 2013) as well as the intensive agricultural activities which have been increasingly impacting the local native vegetation and natural resources (Costa *et al.*, 2013; Ferreira and Cunha-Santinho, 2014; Neves *et al.*, 2018). The urbanization also create an heat island effect which is increased by the air pollution results from burning fossil fuels and besides that, the large dry periods characteristics of the climatic region contribute for the effect (CETESB, 2017; Costa *et al.*, 2013; Neves *et al.*, 2018). In addition, the population growth increases the demand for recreation, especially outdoors opportunities.

Ecosystem Services offered by nature areas inside and beyond urban areas may meet these demands and improve the quality of the urban ecosystem. Then three indicators of ecosystem services have been selected to be analyzed: Nature-based recreation, Microclimate regulation (Cooling effect), and Air Pollution Retention of PM<sub>10</sub>.

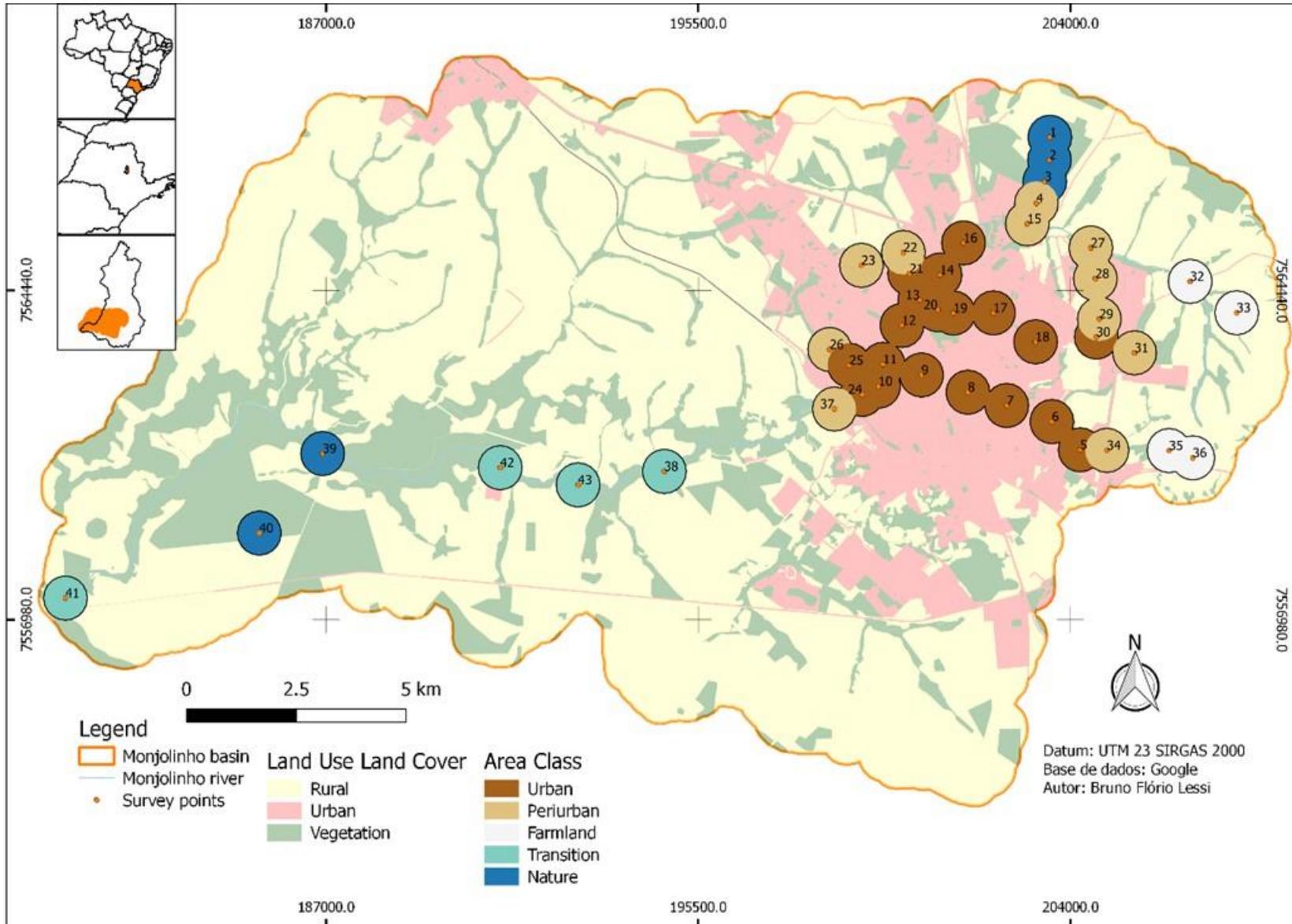


Figure 37. Characterization of the study area.

### Bird survey

For the bird community assessment, two visits were made in each season (summer, autumn, winter, spring) between 2016 and 2017, totalizing 8 visits at each point. The visits lasted 10 minutes each, and bird species were counted in a 50m-radius area (Vielliard *et al.*, 2010). We used species richness as a surrogate for the possible amount of ecological functions in the bird community, what directly related to the ecological services promoted by birds (García and Martínez, 2012; Şekercioğlu *et al.*, 2016; Whelan *et al.*, 2008).

### Land use and land cover mapping

We assessed the land use and land cover and the canopy cover of urban forest inside a buffer of 500 meters from each survey point. We used Google images from Open Layers plugging in the Quantum GIS (QGIS) software and data from OpenStreetMap (OSM), and then classified according CORINE legend with some adaptation for local features (Appendix III e IV - <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html>). The land use was classified manually by visual interpretation of the images and field outputs for verification of terrestrial truth for the year 2018.

### Ecosystem Services Assessment

#### *Nature-based recreation*

Nature-Based Recreation, calculated by applying an adjusted version of the ESTIMAP-recreation model, considering the Recreation Opportunity Spectrum (ROS) as a final indicator (Cortinovis *et al.*, 2018; Zulian *et al.*, 2013). The model has two processes, one to assess areas of Recreation Potential (RP), i.e. the suitability of different areas to support nature-based recreational activities based on their intrinsic characteristics which were unconsidered. The another process to calculate the ROS

to assess the information about the availability of infrastructures and facilities to access (Access Facilities, e.g. cycle paths, bus stops, streets) and to use (Used Facilities, e.g. playgrounds, sport fields, trails) the area, thus providing an assessment of the opportunities offered to the citizens.

We only consider the ROS to take the status of the real recreation opportunities. We scored all elements into 0-1 scale. For facilities, we considered how they facilitate the access and how they could be accessible for people, e.g. bike-ways received higher scores because everyone can use for dislocation and even for recreation, residential streets are well ranked due to people can walk, ride a bike or use autos, and highways are received low scores because only autos can use them. For used facilities, we scored based on how much opportunity of recreation each facility offers, the final score (0-1) is the mean score of all criteria applied for each evaluated infrastructure (Appendix VI).

After mapping and scored the use and access facilities we converted the information to raster, generate the range buffer which we considerate 500m of distance for all elements. Then we combined all the facilities to produce the Recreation Opportunity Spectrum (ROS) final map.

### *Microclimate regulation*

We estimated the Cooling effect from vegetation, an important microclimate regulation service, by applying the model for urban green infrastructures based on the soil cover, shading of canopy cover, infrastructure size, climate region characteristics, and evapotranspiration rate and surround cooling effect, a methodology developed by Zardo *et al.* (2017). The cooling effect is classified in cooling capacity classes (A-E), with the same range of expected temperature difference (Geneletti *et al.* 2016) (Appendix VI).

First, we classified the LULC map (see in Land use land cover mapping section) into soil cover classes (sealed, bare soil, heterogeneous, grass, water, see appendix I), after we calculate the percentage of canopy cover and size for each infrastructure

of LULC map. For the canopy cover we classify into 5 classes of percentage (Class 1: up to 20% of cover; 2: 21-40%; 3: 41-60%; 4: 61-80%; 5: 81-100%) and for the size we classify according the area into less than 2ha and more than 2ha (<2ha and >2ha). For the climate characteristic we used the Continental (Koppen: Cfa) climate parameters for the cooling capacity (min cooling 1.0°C; max cooling 4.8°C), because it was the closest climate parameters from the study area climate characteristic (tropical, subtropical) that the model was previously offered.

The model present a score (0 to 100) to classify each infrastructure according its canopy percentage, soil cover class, size and climate region characteristics, then the cooling capacity scores can be classified according ranges (Class A: 100-81; B: 80-61; C: 60-41; D: 40-21; E: 20-0; see more details on Geneletti *et al.* 2016) and each class can be linked to an expected temperature difference (Continental climate parameters: Class A:4,8°C; B: 3,8°C; C: 2,9°C; D: 1,9°C; E: up to 1°C) between the analyzed area and a reference area with the lowest cooling capacity (i.e. a sealed surface with no trees; see more details on Zardo *et al.* 2017).

For mapping the cooling effect produced on the surroundings, it was used decay functions with buffers around the facilities. These buffers of effects depends on the Cooling capacity class (A-E) and the size (<2ha and >2ha) in a decay function of effect, then infrastructures smaller than 2ha will provide a cooling effect of 25m and bigger than 2 ha a buffer of 50m on surrounds, and the buffer temperature will be according to the subsequent Cooling capacity class, i.e. where the infrastructures with class A (Cooling effect of 4.8°C) provide a cooling effect buffer of class B (3.8°C) on surrounds, now this class B buffer plus the infrastructures classified in B provide a surround cooling effect buffer of class C (2.9°C) and successively up to class E which do not provide surround cooling effect. The shading effect of urban tress (canopy cover of urban trees) is classified into Cooling effect class A with 5m of cooling effect buffer on surrounds. Finally, we converted the final map in a raster image with temperature data of cooling effect.

### *Air pollution retention*

Air pollution retention estimation was focused on PM<sub>10</sub> (particulate matter) deposition through model adopted by (Fusaro *et al.*, 2017), based on the formula:  $Q = F * L * T$  (Q - PM<sub>10</sub> removed on 1m<sup>2</sup> (µg/m<sup>2</sup>); F -deposit velocity (m/s) multiplied by PM<sub>10</sub> concentrations (µm<sup>-3</sup>); T – Vegetative period of ecosystem vegetation (number of days in one year); and L - Leaf Area Index (LAI)). To get the final model, we used the formula in the QGIS raster calculator and cut the final raster image with 500m buffer of the 43 study points (Appendix VII).

The concentration data of MP<sub>10</sub> (28µg/m<sup>3</sup>) (CETESB, 2017) in the atmosphere was estimated from the approximation mean value of the average annual concentration among the city of Araraquara, Bauru, Jau, and Ribeirão Preto, all around São Carlos region, which exhibits population, environmental and climate characteristics similar to the study area, since no more accurate data were found. The deposition velocity was set to a median value of 0.0064 m/s (Fusaro *et al.*, 2017; Lovett, 1994). For vegetation, since no forest has deciduous characteristics in the region (Soares *et al.*, 2003), we considered as “always green” and thus presented leaves 365 days of the year.

For the Leaf Area Index (LAI), we used Sentinel-2 images (T22KHA, N205, date 12/09/2017) as Level-1C product, i.e., geometrically corrected top-of-atmosphere reflectance, downloaded from the United States Geological Survey (USGS) Earth Explorer website (<http://earthexplorer.usgs.gov>). We applied the atmospheric correction to S2 image using Sen2cor module version 6.0.2, and after this procedure, we applied the 10 meters resampled process to the corrected image (Sentinal-2A MSI image). Then we applied the automatic Biophysical Processor for LAI (Leaf Area Index) within the Sentinel-2 Toolbox (S2TBX), Sentinel Application Platform (SNAP) version 6.0.0 (Korhonen *et al.*, 2017; Vinué *et al.*, 2018) from ESA (European Spatial Agency).

### Statistical analyses

For each model we generated a final raster image, from where we extract the mean value for each 500m buffer of the 43 points surveyed, using the zonal statistics of QGIS algorithms on processing toolbox. Based on the results, we assigned a score to each sample area. First, we calculated the mean value of each ES in the 500m buffer around each sample point, and the BR for bird's community surveyed in points, and then normalized the results between 0-1, where 1 was the highest value among the sample areas. After that, we classified the results into three classes, dividing the range 0-1 into three equal parts (low – 0-0.33, medium – 0.33-0.66, high – 0.66-1.00) in order to facilitate the visualization and comparisons among the results. To assess synergies and trade-offs between the ES, we run the correlation bivariate model with Ordinary LS method using PAST software (Hammer, 2019; Hammer *et al.*, 2001), with significance level ( $\alpha$ ) of 0.05 to accept alternative hypothesis of correlation.

To investigate the variation across the landscape gradient, we classified and grouped points according to five major landscape types defined by considering the land cover proportion and dominance of landscape units, such as native vegetation, crops and pastures, urbanized area, wetlands and superficial water. The five landscape types are: (i) urban (URB), (ii) periurban (PERI) (the transition between urban areas and non-urban areas), (iii) farmland (FARM), (iv) nature (NAT) (where were included natural elements such as vegetation, wetlands and water buddies) and (v) transition (TRAN) (the transition between farmland and native vegetation) as presented in APPENDIX II. We tested the influence of the five landscape types on the mean values of ES and BR. To this aim, we performed the analysis of variance (ANOVA), and the post-hoc Tukeys Q test to identify significant differences between pairs of landscape types, using PAST Program (HAMMER *et al.*, 2001; vers. 3.26 released in 2019).

## Results

The indicators of bird richness and Ecosystems Services assessed along water courses in the Monjolinho basin were categorized into three intensity classes, as shown in Figure 38 (see Appendix VI) for more details about the result and classification of each model). In the map, it is possible to visually identify the spatial patterns of ES provision intensity for pollution retention and cooling effect, the availability of recreation opportunities for people, and the amount of bird species occurring in each sampling point (Figure 38).

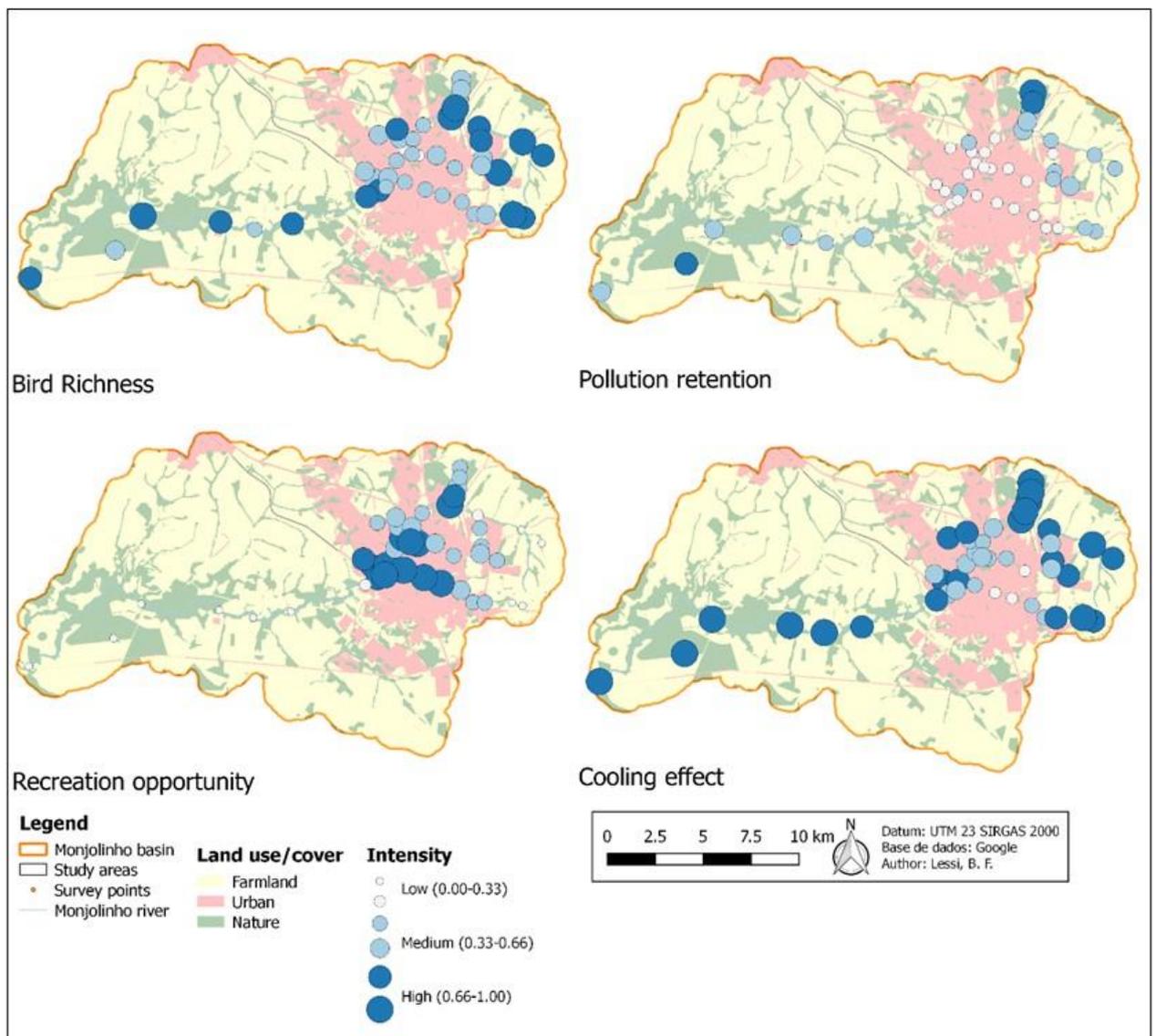


Figure 38. Ecosystem services and bird richness along water courses in the Monjolinho basin, southeastern Brazil.

The different landscape types of the Monjolinho basin influenced the mean values of ES (Appendix VI) provided by nature (pollution retention:  $F=23.64$ ,  $p<0.0001$ ; cooling effect:  $F=25.11$ ,  $p<0.001$ ), the recreation opportunities ( $F=20.19$ ,  $p<0.001$ ), and bird richness ( $F=11.29$ ,  $p<0.001$ ) (Figure 39). The post-hoc test indicated that points completely immersed in the urban matrix have the lowest means, and were different from other categories of landscape, considering each of four ES (all paired comparisons indicated significant differences,  $p<0.05$ , see Appendix VII). We found significant differences between points located in landscape types with higher proportion of native vegetation and the points in periurban areas, regarding cooling effect and recreation ( $p<0.01$ ). Also, areas with native vegetation are strongly different from all other landscape types in terms of pollution retention ( $p<0.012$ ).

The relationships between pairs of indicators (Figure 40) indicated a significant positive correlation between PM10 retention and cooling effect ( $r=0.827$ ,  $R^2=0.684$ ,  $p<0.001$ ). Toward the same direction, the bird richness-ES correlations pointed a positive and significant relation with PM10 retention ( $r=0.539$ ,  $R^2=0.29$ ,  $p<0.001$ ) and cooling effect ( $r=0.649$ ,  $R^2=0.42$ ,  $p<0.001$ ). Beside these positive relations, some trade-offs were found with the recreation opportunities, that exhibited a significant negative correlation with cooling effect ( $r=-0.578$ ,  $R^2=0.335$ ,  $p=0.048$ ), with PM10 retention ( $r=-0.419$ ,  $R^2=0.176$ ,  $p=0.005$ ), and with bird richness ( $r=-0.59$ ,  $R^2=0.348$ ,  $p<0.001$ ).

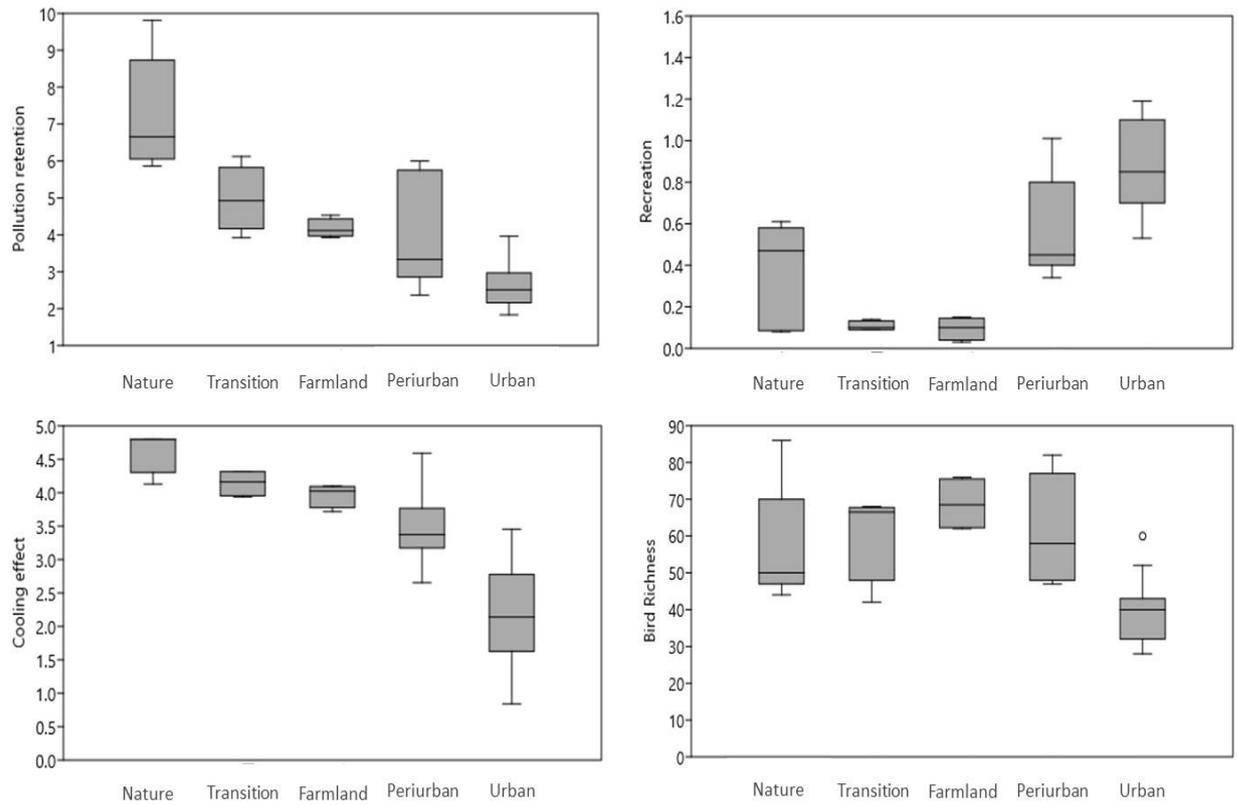


Figure 39. Patterns of bird richness and ecosystem services in points located in different landscape types along the landscape gradient in the Monjolinho basin.

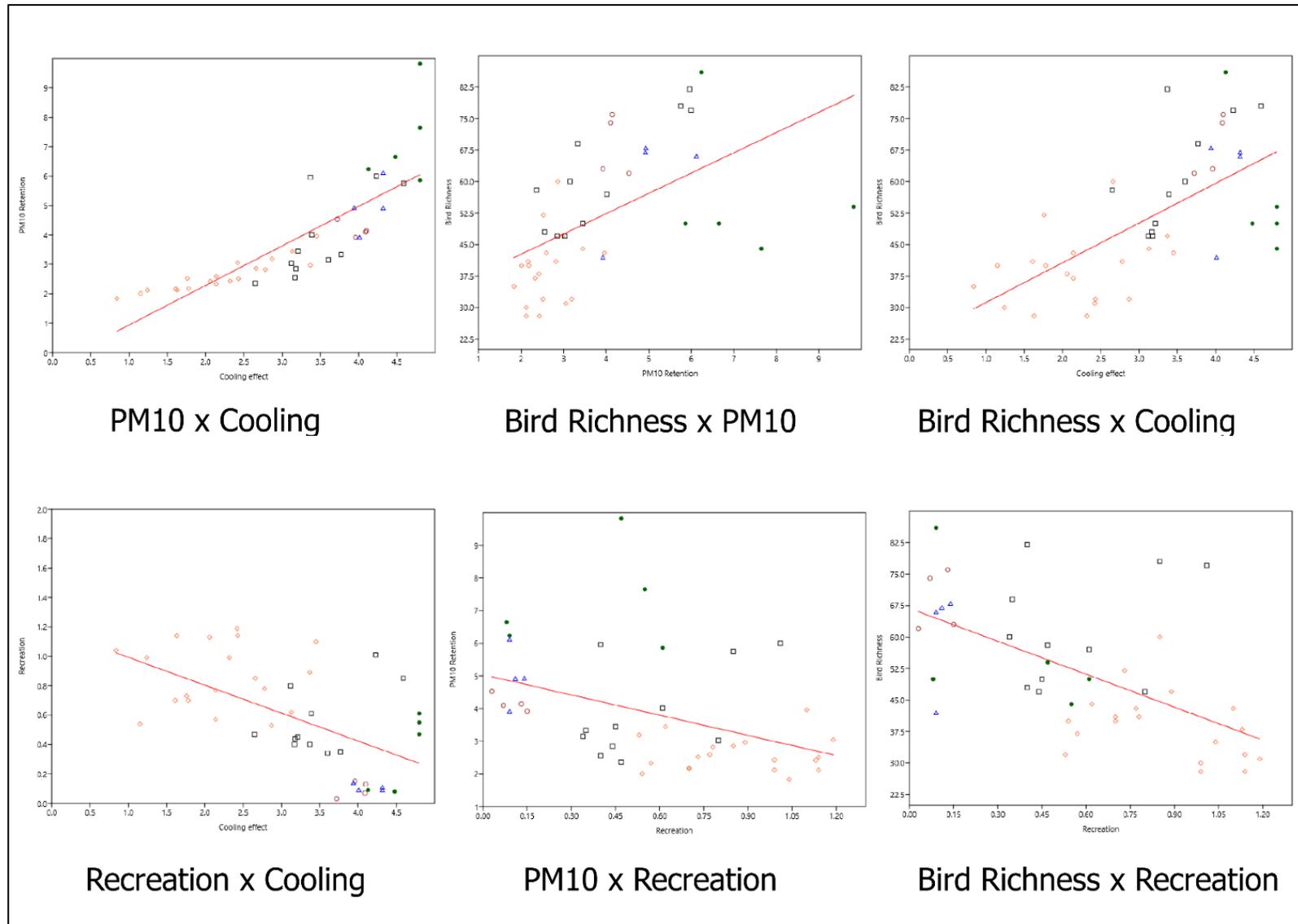


Figure 40. Correlation between Ecosystem Services. PM<sub>10</sub>: pollution retention; Cooling: cooling effect; Recreation: Nb-recreation opportunities.

## Discussion

We identified some patterns of bird richness and ecosystem services spatial distribution driven by the land use configuration, mainly the availability of green areas, urbanization level in urban and periurban areas, and the proportion of altered and native areas in the non-urban areas (farmland, natural environments and the transition between them).

The assessment data map (Figure 37) favors the comprehension about the differences among points in terms of the distribution of bird richness and the intensity of ES provision, since it allows us to see the land-use gradient composed by urban – periurban – farmland – transition – natural environments and to identify the differences in land use and cover in the studied area. Also, these different landscape types of land use at a medium scale (500 m buffer in 43 points) influenced the calculated values of ES, as expected in a heterogeneous landscape with different vegetation types. Thus, it is possible to state that the different inhabited zones of the municipality exert a direct influence on the quality of life a person can experience.

In the analyses of the current status of the bird richness (Figure 38) we can notice (looking at the map) a positive state for BR where we just have two points with low levels and we can distinguish a visible difference of the levels distribution where we have more with high levels out of the urban center and in periurban areas, and medium levels in urban areas. This situation shows the potential of negative impacts of urbanization to birds, as pointed in literature (e.g., MacGregor-Fors and Escobar-Ibáñez, 2017). However, it also indicated the Monjolinho basin holds a bird community with an expressive number of species recorded even in most urbanized points, mostly influenced by the presence of green areas and ecological corridors composed by riparian environments of the main river and its tributaries, where sampling points were located.

Looking at the current state of the Ecosystem Services, for the Cooling effect we could say it is a positive scenario considering that over half of the sample areas have a high level of cooling, as shown in Figure 38. On the other hand, we have a clear

drop in this effect within the urban area, the place with the highest demand for this service by citizens. There are some vegetation patches in urban areas, but only small fragments or green areas with low canopy cover (e.g., anthropogenic fields, parks, gardens). This low cover by vegetated areas and the predominance of urban infrastructure contributed to a drop in the cooling effect in the most populated zone.

For the Air pollution retention model of PM<sub>10</sub>, the analysis over the Monjolinho basin indicated a negative state with more than half of points with low levels (n=22) and only n=3 areas with high levels (Figure 38). The air pollution retention has a direct relation with the leaf area of plants, which depends on vegetation type and its conservation state (Fusaro *et al.*, 2017; Manes *et al.*, 2016).

For the current state of the Nature-based Recreation model, despite the more opportunities of nature-based recreation were found in urban areas, these areas presented the lowest levels of cooling effect and pollution retention. This scenario showed issues with the green infrastructure in the urban area. Considering that those locals of recreation are the places where we have a concentration of people using them, the low levels of regulation ES is an indicator of the need to improve the green infrastructure of these areas in order to increase and restorage ES levels (Cortinovic *et al.*, 2018; Elmqvist *et al.*, 2015). The assessment of nature-based recreation opportunities pointed to a considerably positive scenario at the watershed scale with 12 high-level and 16 medium-level areas (Figure 38), however, all within the urban area or on its edge (periurban areas) There is a lack of opportunities in areas beyond urban limits.

The distribution of recreation opportunities in the study also shows the lack of infrastructure for outdoor activities, but at the same time a potential to be explored in the region. Nature touristic structures, trekking and bike trails can be simple elements that can bring an improvement in nature-based recreation opportunities (Cortinovic *et al.*, 2018; Cortinovic and Geneletti, 2018; Zulian *et al.*, 2013). This improvement of infrastructure for nature-based recreation in the agricultural area is also an opportunity to build a multifunctional landscape combining the high levels of regulating services measured in this study with recreation and provisioning services coming from agriculture (Geneletti *et al.*, 2018; Zasada, 2011).

The influence of the urban-rural-nature gradient on bird richness and ecosystem services is clearly showed in this assessments (Figure 39). It is possible to notice two patterns, the first where the gradient flow in a positive direction from landscapes more impacted to less impacted, or from urban (worst scenario) to nature (better scenarios with more suitable habitats) for bird species richness and the regulation services (cooling effect and PM<sub>10</sub> retention). And the second where the gradient drive the results in the opposite direction, been positive from less impacted to more impacted landscapes, or from (worse) nature to urban (better) for recreation services, even though considering the Nb-recreation opportunities.

The lower of bird richness in urban areas may further increase the negative picture for ES in these areas, as birds also have their ecological properties that can be converted to ES, and a greater bird species richness levels may provide a greater richness of ecological functions and consequent supply of ES (Şekercioğlu, 2006).

The lowest rates of more impacted areas (as urban and farmland areas) were already expected due to the lack of nature or over-urbanization for bird richness (Escobar-Ibáñez and MacGregor-Fors, 2016; MacGregor-Fors, 2010) and ES (Bolund and Hunhammar, 1999; Kabisch *et al.*, 2016). Even though we found good results for BR in periurban areas as the literature indicated for their importance (Clergeau *et al.*, 2001; Lessi *et al.*, 2016; MacGregor-Fors and Escobar-Ibáñez, 2017), even these areas have a higher percentage of urban cover in its configuration. For ES scenarios, the literature already goes toward to the importance of periurban areas (Colding, 2007; Marando *et al.*, 2016), however, we found levels for Cooling effect which pointed to the need for improvement of these areas.

There are already several techniques for planning, decision making and project execution, i.e. Nature-based solutions, to improve the urban and agricultural scenarios of Ecosystem Services (Burkhard and Maes, 2017; Kabisch *et al.*, 2016; Zulian *et al.*, 2017) and bring to these areas a greater supply of ES and a better quality of life for people as well. Nb-recreations can even be one of the planning guidelines for bringing more biodiversity to the cities and achieving higher ES rates in those centers that are the places with the highest ES demand because of the higher concentration of people (Cortinovis *et al.*, 2018).

We found a convergence between ES provided mostly by green infrastructure and/or natural areas (including waterbodies), such as pollution retention, cooling effect and bird richness. Contrary to expectations, nature-based recreation opportunities, which also depends on human infrastructure, presented the highest values where the other ES showed the lowest, indicating a trade-off with implications to human well-being and health.

Even with the landscape types influencing the bird richness and ecosystem services levels, it is possible to notice in the maps one region on the north, where we found medium and high levels of BR and all ES. That area can be considered a biodiversity and ES hotspot in the studied watershed. It is an important area with a large continuous vegetation fragment, belonging to the Federal University of São Carlos and to a neighbor Zoopark. The natural fragment has some trails that are used by people to do exercises and for University students make their research. The Zoopark attract many people and students for recreation and studies as well. At the same time, the presence of conserved vegetation not only make the climate regulated and protect the people against the pollution at the local but also can play a role as an important periurban barrier for the pollution (Fusaro *et al.*, 2017). That vegetation also houses at least two water springs of the Monjolinho river, the main river of the basin, which support the water for the local agriculture and human consumption. It is a good example of a multifunctional landscape offering many ecosystem services for the people demands (Santos-Martín *et al.*, 2019; Zasada, 2011).

The bird richness can be used as a surrogate of the ecosystem characteristics, such as the quality of habitats and the possible outfits of birds' ecological functions (Whelan *et al.*, 2008). A higher richness leads to broader availability of ecological functions played by birds (García and Martínez, 2012), especially in very biodiversified Neotropical environments (Sekercioglu, 2012). In this scenario, a forest or savanna patch that offer a number of ES which depends on the vegetation structure, can harbor birds that also offer other types of ES, such as pest control, plant dispersion, and maintenance of vegetation (ecological services); recreation (e.g., birdwatching); environmental education for students and/or local community; and socioeconomic opportunities such as ecotourism (Belaire *et al.*, 2015; Fieker *et al.*, 2011; Whelan *et al.*, 2015).

The current status of bird richness and ecosystem services showed by the Figure 38 show us an apparent synergy between the BR, Cooling effect, and Pollution retention and a slight trade-off of the BR and regulating services with the Nb-Recreation opportunities. These trends are confirmed by the correlation statistics (Figure 40). This synergy between Cooling effect and Air pollution retention was expected due the relationship with canopy cover for both models and the consequently synergy with bird richness once this vegetation contribute with more habitats for birds, meanly in urban areas. However, all the trade-off with Nb-Recreation were uninspected once the recreation opportunities were based in the nature-based spectrum, then we expected more green-infrastructure following the places for recreation. In this way, this trade-off scenario could be reversible with nature improvement in the urban areas and recreation improvement in nature areas which could be reached by planning a multifunctional landscape based on nature-based solutions and offering more ecosystem services for the people demands and getting consequent bird habitats and richness enhancement to the Monjolinho basin

### **Final considerations**

The current state of ecosystem services in São Carlos showed the need for an increasing and an improvement of green infrastructure in the urban area, specially where there are outdoor recreation opportunities, where people visit more and the demand for ES is higher. The lack of high-quality vegetation (well-preserved fragments) had negatively influenced the air pollution retention provision inside urban areas. Likewise, we found a better provision in natural landscape types where vegetation covers larger areas and has higher quality.

São Carlos municipality has very few nature-based recreation opportunities outside of the urban area, but at the same time, has a good amount of nature areas that could be better planned to offer more recreation opportunities. People need a well-planned landscape which not only conserves the biodiversity and natural resources, but also brings well-being maximizing the ES from the nature inside and outside of urban areas.

The correlations showed a positive correlation between ES and bird richness which show that we can plan the landscape to enhance not only to people well-being but also the scenario for birds and all biodiversity, matching the development and nature conservation.

The results obtained have the potential to subsidize environmental management plans, local biodiversity conservation programs, urban and landscape planning processes in the long / medium term. It is possible to think about how to attract certain species to desirable areas to improve green areas in the urban area and expand the area of native vegetation in rural areas. These measures would be necessary for both maintenance and increasing environmental quality in the Monjolinho basin, as they favor the supply of ES related to birds, and those derived from vegetation, such as microclimate regulation, reduction of air pollution and recreation opportunities.

## References

- Belaire, J.A., Westphal, L.M., Whelan, C.J., Minor, E.S., 2015. Urban residents' perceptions of birds in the neighborhood: Biodiversity, cultural ecosystem services, and disservices. *Condor* 117, 192–202. <https://doi.org/10.1650/condor-14-128.1>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29, 293–301.
- Burkhard, B., Maes, J., 2017. *Mapping Ecosystem Services*, Advanced Books. Pensoft Publishers, 377p. <https://doi.org/10.3897/ab.e12837>
- CETESB, 2017. *Qualidade do Ar no Estado de São Paulo*. São Paulo, 201p.
- Chan, K.M. a, Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol.* 4, e379. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>
- Clergeau, P., Jokimäki, J., Savard, J.-P.L., 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. Appl. Ecol.* 38, 1122–1134. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00666.x>
- Colding, J., 2007. 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 81, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.10.016>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2019. A framework to explore the effects of urban planning decisions on regulating ecosystem services in cities. *Ecosyst. Serv.* 38, 100946. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100946>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2018. Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration. *One Ecosyst.* <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>
- Cortinovis, C., Zulian, G., Geneletti, D., 2018. Assessing Nature-Based Recreation to Support Urban Green Infrastructure Planning in Trento (Italy). *Land* 7, 112. <https://doi.org/10.3390/land7040112>
- Costa, C.W., Dupas, F.A., Cespedes, J.G., Silva, L.F., 2013. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. *Geociências* 32, 63–80.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Daily, G.C., 2003. What are Ecosystem Services, in: Lorey, D.E. (Ed.), *Global Environmental Challenges of the Twenty-First Century: Resources, Consumption, and Sustainable Solutions*. SR Books, pp. 227–231.
- de Groot, R.S., Wilson, M. a, Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S.N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J.N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D.J., Kronenberg, J., de Groot, R., 2015. Benefits of restoring

- ecosystem services in urban areas. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>
- Escobar-Ibáñez, J.F., MacGregor-Fors, I., 2016. Peeking into the past to plan the future: Assessing bird species richness in a neotropical city. *Urban Ecosyst.* 19, 657–667. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0517-x>
- Espíndola, E.L.G., 2000. O rio do Monjolinho: um estudo de caso, in: Espíndola, Evaldo L. G., Vila, J.S. V., Marinelli, C.E., Abdon, M.M. (Eds.), *A Bacia Hidrográfica Do Rio Do Monjolinho*. Editora Rima, São Carlos, p. 188.
- Ferreira, C. dos S., Cunha-Santinho, M.B., 2014. Monitoramento da qualidade da água do Rio Monjolinho: A Liminologia como uma ferramenta para a gestão ambiental. *REA - Rev. Estud. Ambient.* 16, 27–37.
- Ferreira, S., 2014. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: a limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental. *REA - Rev. Estud. Ambient.* 16, 27–37.
- Fieker, C.Z., Reis, M.G., Dias, O.T., Tomaz, D.J., 2011. Análise Da Viabilidade Da Observação De Aves Como Ferramenta Para Educação Ambiental E Ecoturismo no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo. *GEOAMBIENTE online* 17, 90–108.
- Frantzeskaki, N., 2019. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environ. Sci. Policy* 93, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>
- Fusaro, L., Marando, F., Sebastiani, A., Capotorti, G., Blasi, C., Copiz, R., Congedo, L., Munafò, M., Ciancarella, L., Manes, F., 2017. Mapping and assessment of PM10 and O<sub>3</sub> removal by woody vegetation at urban and regional level. *Remote Sens.* 9, 1–17. <https://doi.org/10.3390/rs9080791>
- García, D., Martínez, D., 2012. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 279, 3106–3113. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0175>
- Geneletti, D., Scolozzi, R., Adem Esmail, B., 2018. Assessing ecosystem services and biodiversity tradeoffs across agricultural landscapes in a mountain region. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 14, 189–209. <https://doi.org/10.1080/21513732.2018.1526214>
- Hammer, Ø., 2019. *PAST, Paleontological Statistics: reference manual*. 250p.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. *PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis*. *Palaeontol. Electron.* 4, 1–9.
- IBGE, 2010. Censo demográfico 2010. Inst. Bras. Geogr. e Estatística. URL <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=354890> (accessed 6.29.17).
- Kabisch, N., Stadler, J., Korn, H., Bonn, A., 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas. *Ecol. Soc.* 21, 39. <https://doi.org/10.5751/ES-08373-210239>
- Korhonen, L., Hadi, Packalen, P., Rautiainen, M., 2017. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 in the estimation of boreal forest canopy cover and leaf area index. *Remote Sens. Environ.* 195, 259–274. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.021>
- Lessi, B.F., Rodrigues Pires, J.S., Batisteli, A.F., MacGregor-Fors, I., 2016. Vegetation, Urbanization, and Bird Richness in a Brazilian Peri-Urban Area. *Ornitol. Neotrop.* 27, 203–210.

- Lovett, G.M., 1994. Atmospheric Deposition of Nutrients and Pollutants in North America. *Ecol. Appl.* 4, 629–650.
- MacGregor-Fors, I., 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: Redefining “peri-urban” areas. *Ecol. Res.* 25, 883–887. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0717-z>
- MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J.F., 2017. Avian ecology in Latin American cityscapes, *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3>
- Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarella, L., Mircea, M., Marchetti, M., Chirici, G., Munafò, M., 2016. Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM10 and O3 removal. *Ecol. Indic.* 67, 425–440. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2016.03.009>
- Marando, F., Salvatori, E., Fusaro, L., Manes, F., Escobedo, F., Livesley, S.J., Morgenroth, J., 2016. Removal of PM 10 by Forests as a Nature-Based Solution for Air Quality Improvement in the Metropolitan City of Rome. *Forests* 7, 150. <https://doi.org/10.3390/f7070150>
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52, 883–890.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamourex, J., Fonseca, G.A.B. da, 2004. Hotspots revisited. CEMEX, Mexico City, Mexico. <https://doi.org/10.5860/choice.43-2786>
- Neves, G., Gallardo, N., Felício, R., Macedo, S., Vecchia, F., 2018. Variação da temperatura de superfície em diferentes usos do solo na cidade de São Carlos-SP. *GOT - J. Geogr. Spat. Plan.* 13, 315–336. <https://doi.org/10.17127/got/2018.13.014>
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Green.* 4, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Porter, J., Costanza, R., Sandhu, H., Sigsgaard, L., Wratten, S., 2009. The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem. *Ambio* 38, 186–93.
- Raymond, C.M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nitaf, M.R., Geneletti, D., Calfapietra, C., 2017. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environ. Sci. Policy* 77, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>
- Sandifer, P. a., Sutton-Grier, A.E., Ward, B.P., 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosyst. Serv.* 12, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.007>
- Santos-Martín, F., Zorrilla-Miras, P., Palomo-Ruiz, I., Montes, C., Benayas, J., Maes, J., 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. *Ecosyst. Serv.* 35, 43–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.006>
- Savard, J.P.L., Clergeau, P., Mennechez, G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 48, 131–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)

- Seidl, A., Nunes, P.A.L.D., 2019. An introduction to biodiversity and ecosystem services finance solutions: Investing in nature toward sustainable development. *Ecosyst. Serv.* 39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101010>
- Sekercioglu, C.H., 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J. Ornithol.* 153, 153–161. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4>
- Şekercioğlu, Ç.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 12(8), 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., Whelan, C.J., 2016. *Why birds matter: avian ecological function and ecosystem services.* The University of Chicago Press, Chicago and London, 387p.
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48, 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Soares, J.J., Silva, D.W., Lima, M.I.S., 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 63, 527–536. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000300019>
- Steven, R., Pickering, C., Guy Castley, J., 2011. A review of the impacts of nature-based recreation on birds. *J. Environ. Manage.* 92, 2287–2294. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.005>
- Tomscha, S.A., Gergel, S.E., 2018. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape. *OpenNESS Synth. Pap.* 21, 1–6.
- Vielliard, J.M.E., Almeida, M.E. de C., dos Anjos, L., Silva, W.R., 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA), in: *Ornitologia e Conservação : Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento.* Technical Books Editora, Rio de Janeiro, p. 516.
- Vinué, D., Camacho, F., Fuster, B., 2018. Validation of Sentinel-2 LAI and FAPAR products derived from SNAP toolbox over a cropland site in Barrax and over an agroforested site in Liria (Spain). *Fifth Recent Adv. Quant. Remote Sens.* 248.
- Wenny, D.G., DeVault, T.L., Johnson, M.D., Kelly, D., H. Şekercioğlu, Ç., Tomback, D.F., Whelan, C.J., 2011. The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *Auk* 128, 1–14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H., Wenny, D.G., 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *J. Ornithol.* 156, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J., 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M., Van Eupen, M., 2017. Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosyst. Serv.* 26, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.016>
- Zasada, I., 2011. Multifunctional peri-urban agriculture-A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land use policy* 28, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>

Zulian, G., Liekens, I., Broekx, S., Kabisch, N., Kopperoinen, L., Geneletti, D., 2017. Mapping urban ecosystem services, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), Mapping Ecosystem Services. Advanced books, p. 377.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Liqueste, C., 2013. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. 58p. <https://doi.org/10.2788/64369>

## Apêndices

## Apêndice I. Lista de espécies de aves amostradas

Tabela 4. Espécies Registradas (CBRO, 2015)

Ordem	Família	Espécie
Rheiformes		<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758
Tinamiformes		<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)
		<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)
	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)
		<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)
		<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)
		<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758
Anseriformes	Anhimidae	<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766)
	Anatidae	<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Jabiru mycteria</i> (Lichtenstein, 1819)
		<i>Mycteria americana</i> Linnaeus, 1758
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)
		<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766
	Cathartiformes	
	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)
	Accipitriformes	
	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)
		<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)
		<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1817)
	Gruiformes	
	Aramidae	<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)
	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)
		<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)
		<i>Laterallus exilis</i> (Temminck, 1831)
		<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)
		<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)
	Charadriiformes	
	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)
	Recurvirostridae	

Ordem	Família	Espécie	Ordem	Família	Espécie
		<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817			<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907
	Scolopacidae	<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813 <i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)		Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839) <i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788) <i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812) <i>Hylocharis chrysur</i> (Shaw, 1812) <i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)
	Jacanidae	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)			
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810) <i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831) <i>Columba livia</i> Gmelin, 1789 <i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813) <i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792) <i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847) <i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855 <i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817
			Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766) <i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790) <i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)
				Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766) <i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817 <i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758 <i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788) <i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Galbuliformes	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816
			Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776
Strigiformes	Strigidae	<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)		Picidae	<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825 <i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840 <i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796) <i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766) <i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788) <i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)			
Apodiformes	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)			

Ordem	Família	Espécie	Ordem	Família	Espécie
		<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)			<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)
Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)		Xenopidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)		Furnariidae	<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821
		Milvago chimachima (Vieillot, 1816)			<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)
		<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)			<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)
		<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)			<i>Clibanornis rectirostris</i> (Wied, 1831)
		<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822			<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)			<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)
		<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)			<i>Phacellodomus ruber</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)			<i>Anumbius annumbi</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)			<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)
		<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)			<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819
Passeriformes					<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859
	Tyranni				<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856
	Furnariides				<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)
	Thamnophilidae	<i>Herpsilochmus atricapillus</i> Pelzeln, 1868		Tyrannides	
		<i>Herpsilochmus longirostris</i> Pelzeln, 1868		Pipridae	<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)
		<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)			
		<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)		Tityridae	<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)
		<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816			
		<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)		Platyrinchidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818
	Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)			
	Dendrocolaptidae			Rhynchocyclidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846
					<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)

Ordem	Família	Espécie	Ordem	Família	Espécie
		<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)			<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)
	Tyrannidae	Hirundineinae			<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)
		<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)			<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)
		Elaeniinae			<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)			<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)
		<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)			<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)			<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)
		<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)			<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)
		<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)			<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Phaeomyias murina</i> (Spix, 1825)			<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)
		<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	Passeri		
		Tyranninae	Corvida		
		<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	Vireonidae		
		<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)			<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)
		<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)			<i>Hylophilus amaurocephalus</i> (Nordmann, 1835)
		<i>Casiornis rufus</i> (Vieillot, 1816)			<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Corvidae		
		<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)			<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)
		<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)			<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Passerida		
		<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Hirundinidae		
		<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819			<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802			<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)
		<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)			<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)
	Fluvicolinae		Troglodytidae		<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)
					<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823
					<i>Cantorchilus leucotis</i>

Ordem	Família	Espécie	Ordem	Família	Espécie
		(Lafresnaye, 1845)			<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)
	Donacobiidae	<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)		Thraupidae	<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)
	Poliptilidae	<i>Poliptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)			<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)
	Turdidae	<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818			<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818			<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)
		<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818			<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850			<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)
	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)			<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)
	Motacillidae	<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855			<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)
	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)			<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)
		<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)			<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838			<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)
	Parulidae	<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)			<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)			<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)
		<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)			<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)
		<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865			<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)
		<i>Myiothlypis leucophrys</i> (Pelzeln, 1868)			<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)
	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)			<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)
		<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)			<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)
		<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)			<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)
					<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)
					<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)
					<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)
					<i>Sporophila leucoptera</i> (Vieillot, 1817)
					<i>Saltatricula atricollis</i> (Vieillot, 1817)

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Espécie</b>
		<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837
	Cardinalidae	<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)
	Fringillidae	<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)
		<i>Euphonia</i> <i>chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)
	Estrildidae	<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)
		<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)
	Passeridae	<i>Passer</i> <i>domesticus</i> (Linnaeus, 1758)





















### Apêndice III. Mapa do uso e ocupação da terra detalhado

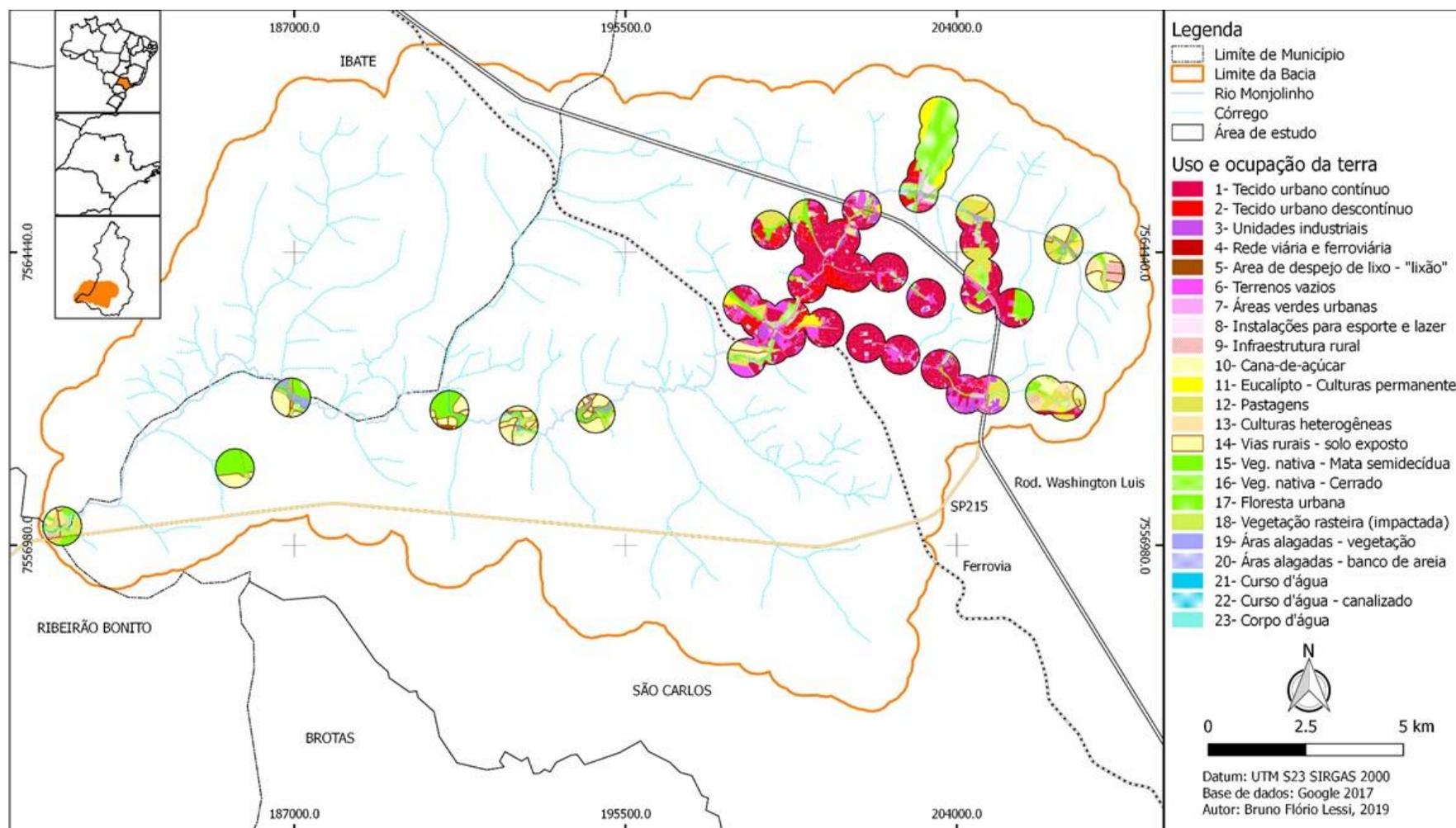


Figura 41. Mapa detalhado do uso e ocupação da terra. Mapa baseado na classificação CORINE da Agência Espacial Europeia com adequações para a realidade da área estudada.

## Apêndice IV. Classificação detalhada de cada tipo de uso e ocupação da terra

Tabela 6. Classes de uso e ocupação da terra, baseado na classificação CORINE da Agência Espacial Européia com algumas adequações para a realidade da área de estudo. Estes estão classificados em de acordo com tipos de uso e ocupação (LULC Classes - (URB: Urbano; NAT: Natural; FARM: Rural) utilizadas na classificação do tipo de paisagem (landscape type do apêndice IV) e classe de cobertura de solo (Soil cover class) baseada na classificação Hercules (Hercules classification) (Cadenasso *et al.*, 2007) com algumas adequações a realidade da área estudada para o modelo de efeito de refrescamento (Cooling effect) (Zardo *et al.*, 2017).

ID	Uso e ocupação	LULC Classe	Classe de cobertura do solo (Soil cover Class)
1	Tecido urbano contínuo	URB	sealed
2	Tecido urbano descontínuo	URB	heterogeneous
3	Unidades industriais	URB	sealed
4	Rede de vias e ferrovia	URB	sealed
5	Locais de despejo de lixo - lixão	URB	bare soil
6	Terrenos vazios	URB	bare soil
7	Áreas verdes urbanas	NAT	grass
8	Instalações para esporte e lazer	URB	grass
9	Infraestrutura rural - Tecido urb. Desc.	FARM	bare soil
10	Cana-de-açúcar - Área agrícola não irrigada	FARM	bare soil
11	Eucalipto - Culturas permanentes	FARM	heterogeneous
12	Pastagens	FARM	heterogeneous
13	Culturas heterogêneas	FARM	heterogeneous
14	Vias rurais - Solo exposto	FARM	bare soil
15	Vegetação nativa - Mata semidecídua	NAT	grass
16	Vegetação nativa - Cerrado	NAT	grass
17	Floresta urbana (Vegetação nativa em áreas urbanas)	NAT	grass
18	Vegetação hemácia - vegetação fortemente impactadas	NAT	grass
19	Áreas alagadas - vegetação	NAT	grass
20	Áreas alagadas - banco de areia	NAT	bare soil
21	Curso d'água - canalizado	NAT	water
22	Curso d'água - canalizado	NAT	sealed
23	Corpo d'água	NAT	water

## Apêndice V. Classificação da paisagem (zoneamento) das áreas de estudo

Tabela 7. Classificação final para cada área de estudo (500m de buffer em torno dos pontos de coleta) em diferentes tipos de paisagem (Landscape types) caracterizada de acordo com suas características e composição do uso e ocupação da terra (LULC Classe - Apêndice III): URB - Urbana; PERI - Periurbano (transição de área urbana para não urbana); FARM – Áreas Rurais (sendo considerado todos os tipos de cultura e pecuária); NAT – Vegetação nativa; TRAN - Transição (transição Natural para Áreas Rurais).

Área de estudo	Composição LULC (%)			Tipo de paisagem (Landscape Type)
	URB	FARM	NAT	
1	0,00	29,14	70,86	NAT
2	0,00	10,04	89,96	NAT
3	0,46	8,28	91,26	NAT
4	31,68	12,86	55,45	PERI
5	92,31	0,00	7,69	URB
6	90,56	2,31	7,12	URB
7	97,81	1,61	0,58	URB
8	99,77	0,00	0,23	URB
9	99,34	0,00	0,66	URB
10	86,99	0,00	13,01	URB
11	77,50	0,00	22,50	URB
12	91,72	0,00	8,28	URB
13	98,45	0,00	1,55	URB
14	89,59	6,18	4,24	URB
15	55,44	0,92	43,64	PERI
16	72,40	10,45	17,14	URB
17	94,51	0,00	5,49	URB
18	94,44	0,00	5,56	URB
19	99,77	0,00	0,23	URB
20	99,31	0,00	0,69	URB
21	92,87	0,00	7,13	URB
22	61,82	19,05	19,13	PERI
23	57,87	28,41	13,73	PERI
24	73,68	10,82	15,50	URB
25	76,42	10,19	13,40	URB
26	69,68	15,13	15,19	PERI
27	22,53	56,10	21,37	PERI
28	62,81	25,30	11,88	PERI
29	49,78	29,45	20,77	PERI
30	71,50	11,54	16,96	URB
31	55,60	2,61	41,79	PERI
32	0,01	71,88	28,11	FARM
33	0,00	88,38	11,62	FARM
34	58,27	33,19	8,54	PERI
35	3,36	79,78	16,86	FARM
36	10,09	81,46	8,45	FARM
37	40,94	39,99	19,07	PERI
38	0,00	64,66	35,34	TRAN

<b>Área de estudo</b>	<b>Composição LULC (%)</b>			<b>Tipo de paisagem (Landscape Type)</b>
	<b>URB</b>	<b>FARM</b>	<b>NAT</b>	
39	0,00	42,42	57,58	NAT
40	0,00	31,98	68,02	NAT
41	1,80	50,67	47,53	TRAN
42	3,30	41,18	55,52	TRAN
43	0,00	65,36	34,64	TRAN

## **Apêndice VI. Distribuição da comunidade de aves baseada nos Serviços Ecosistêmicos**

Esta sessão é destinada as informações detalhadas sobre a espacialização, presença e intensidade de cada categoria de serviço ecossistêmico prestado pela comunidade de aves da bacia do rio Monjolinho. Os mapas de calor foram gerados a partir da contagem de indivíduos registrados em cada ponto e posteriormente identificados e categorizados de acordo com suas funções ecológicas e respectivos Serviços Ecosistêmicos potencialmente ofertados.

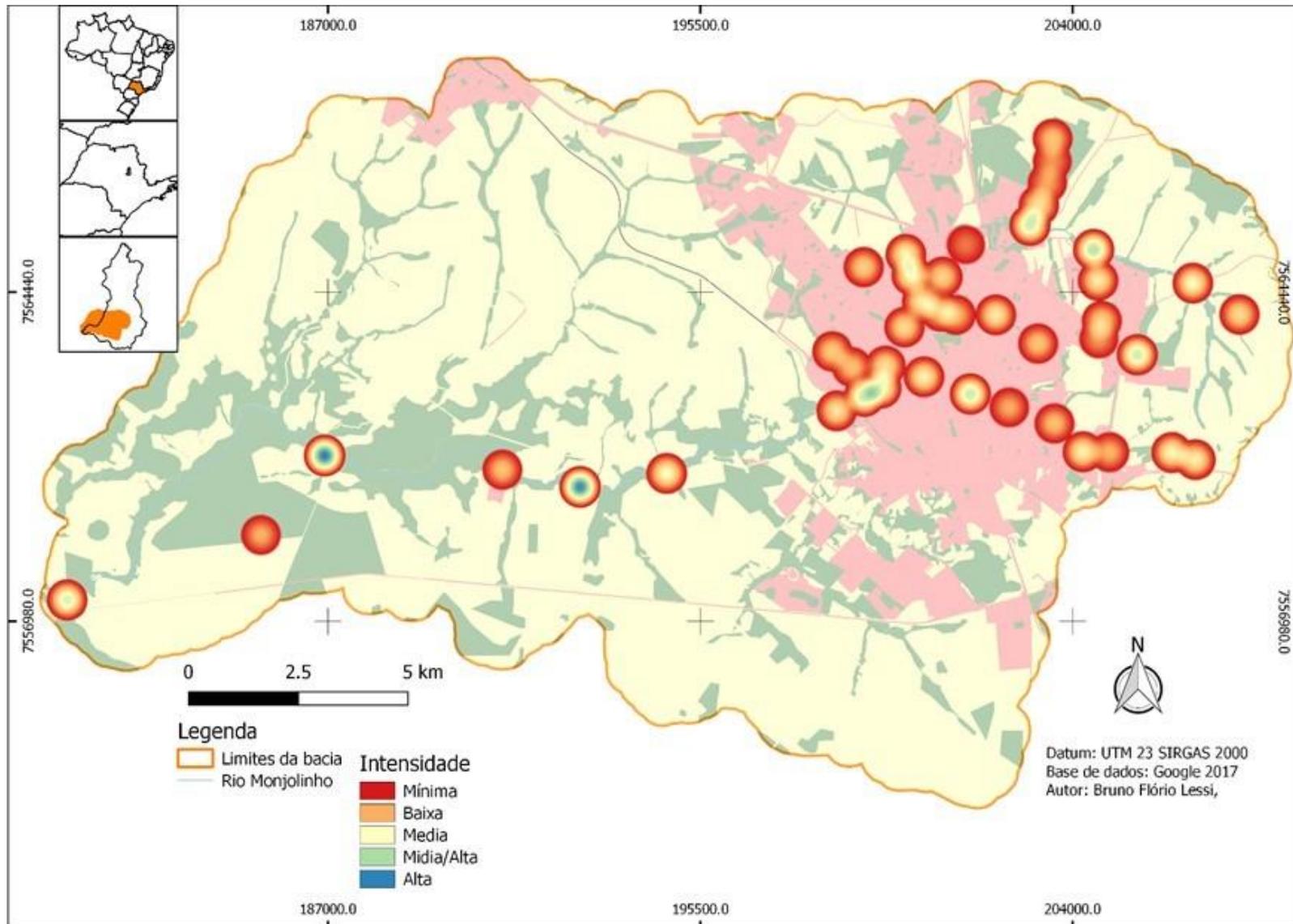


Figura 42. Mapa da distribuição dos Serviços Ecossistêmicos das espécies de aves: Controladores de população

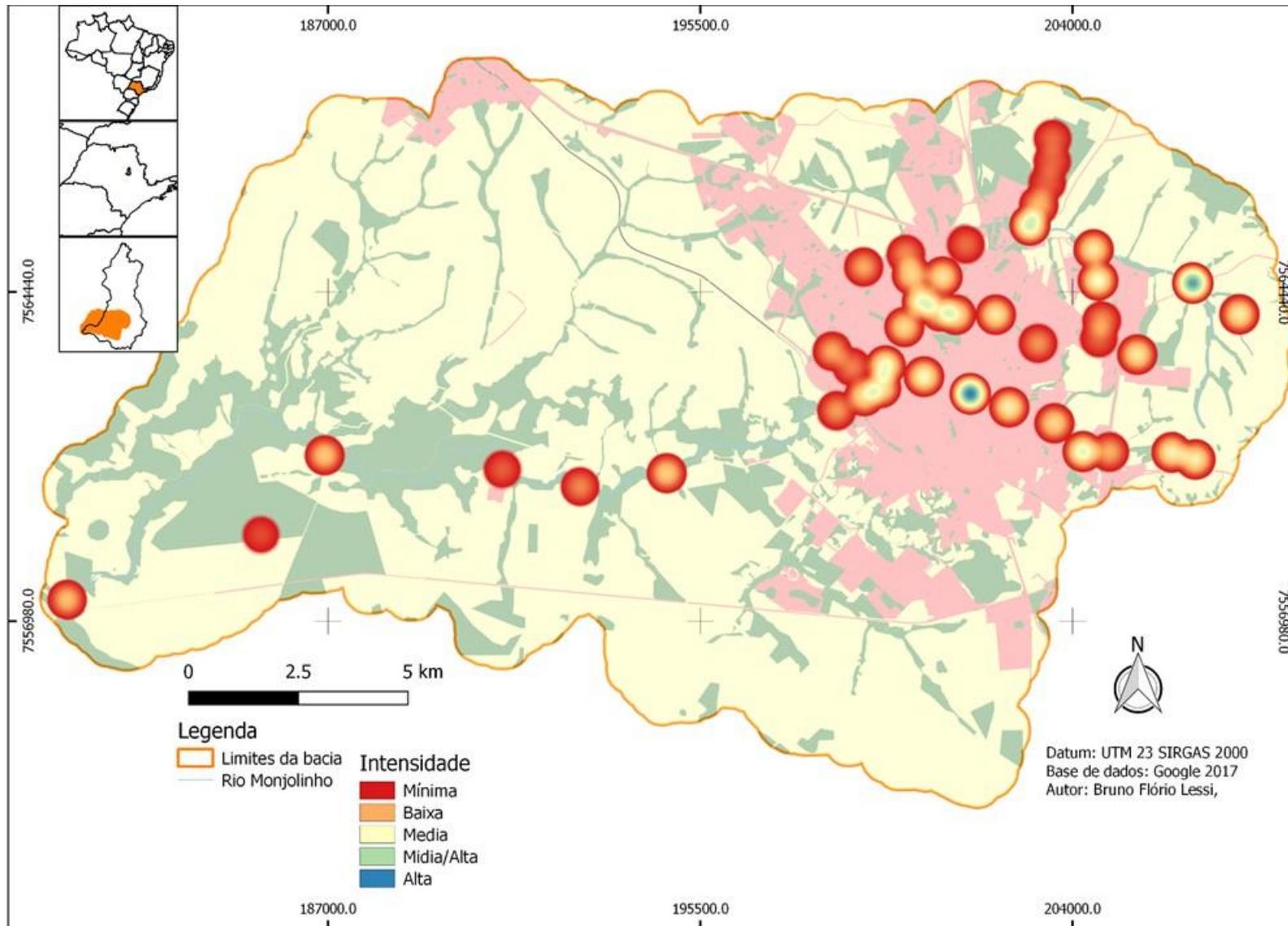


Figura 43. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Predadores de sementes



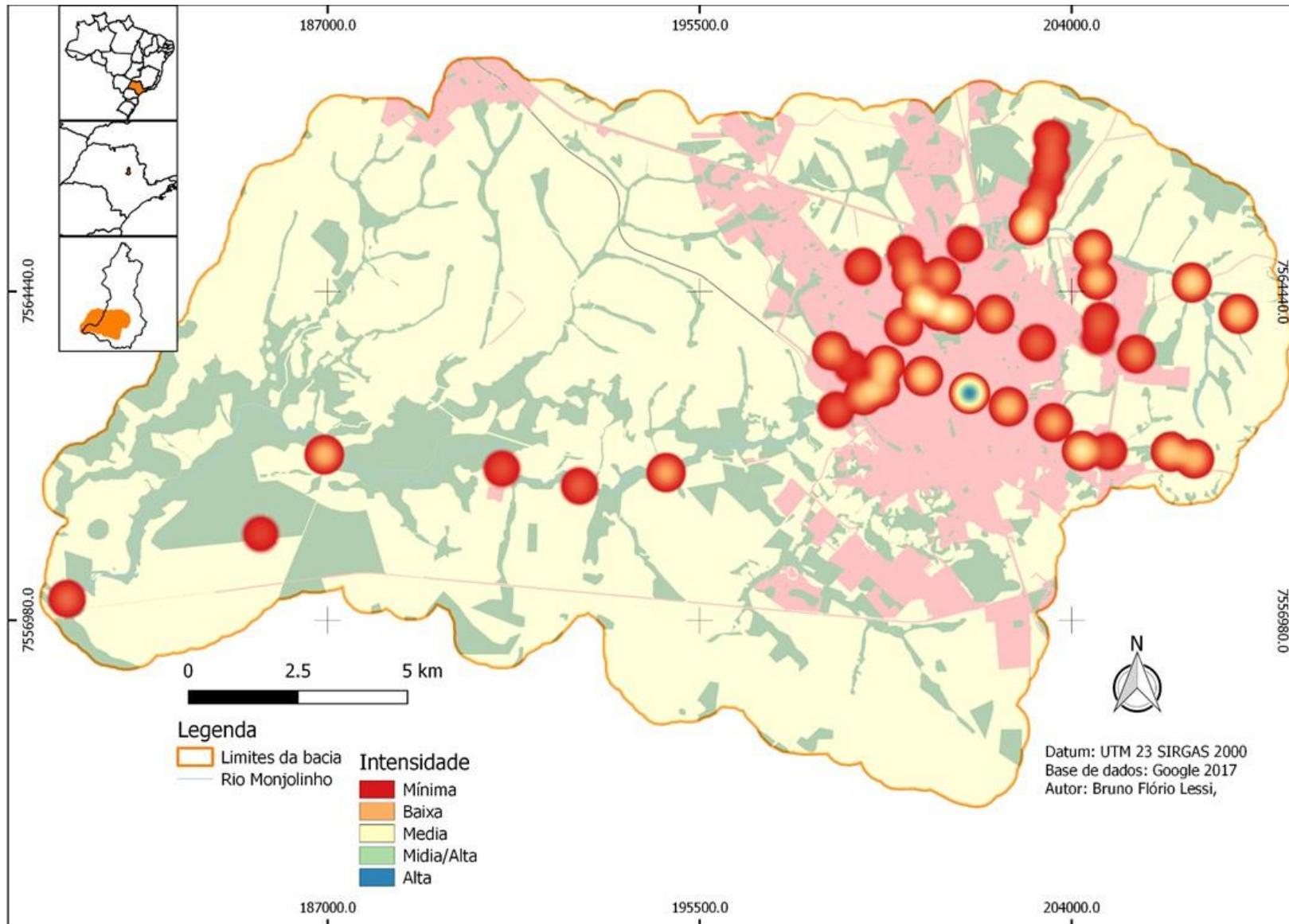


Figura 45. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Controladores de ervas daninhas

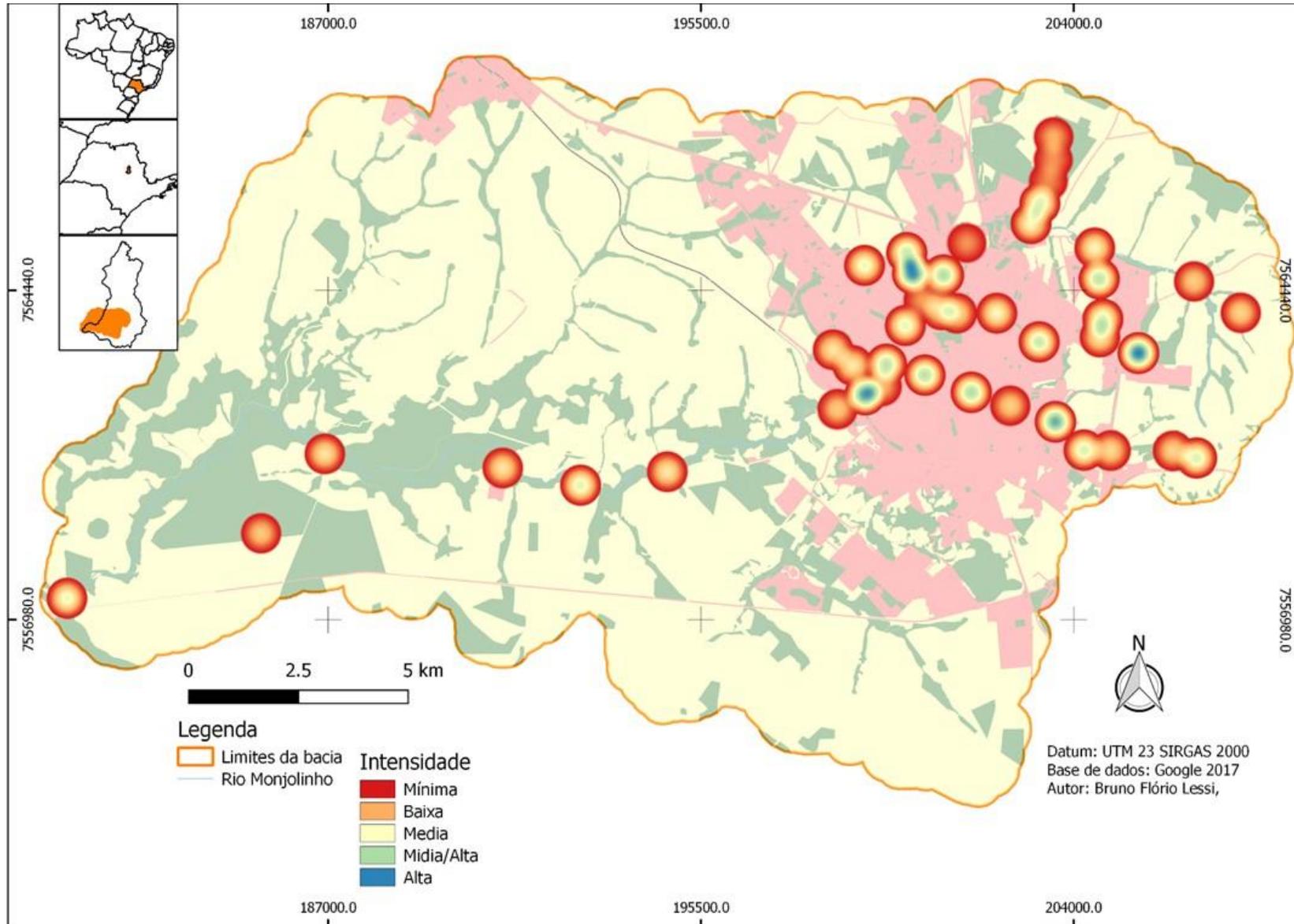


Figura 46. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Polinizadores

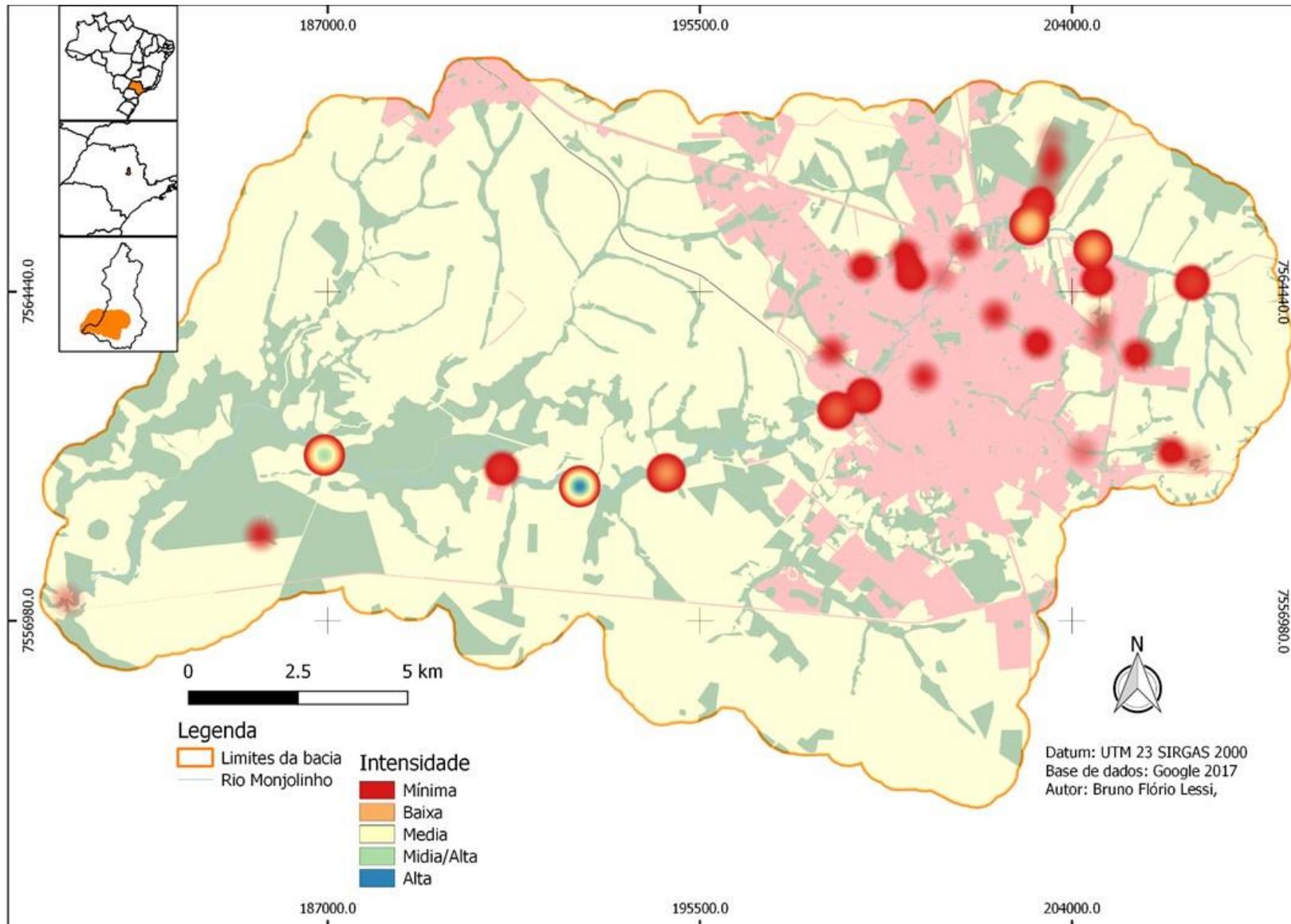


Figura 47. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Dispersores de sementes aquáticas

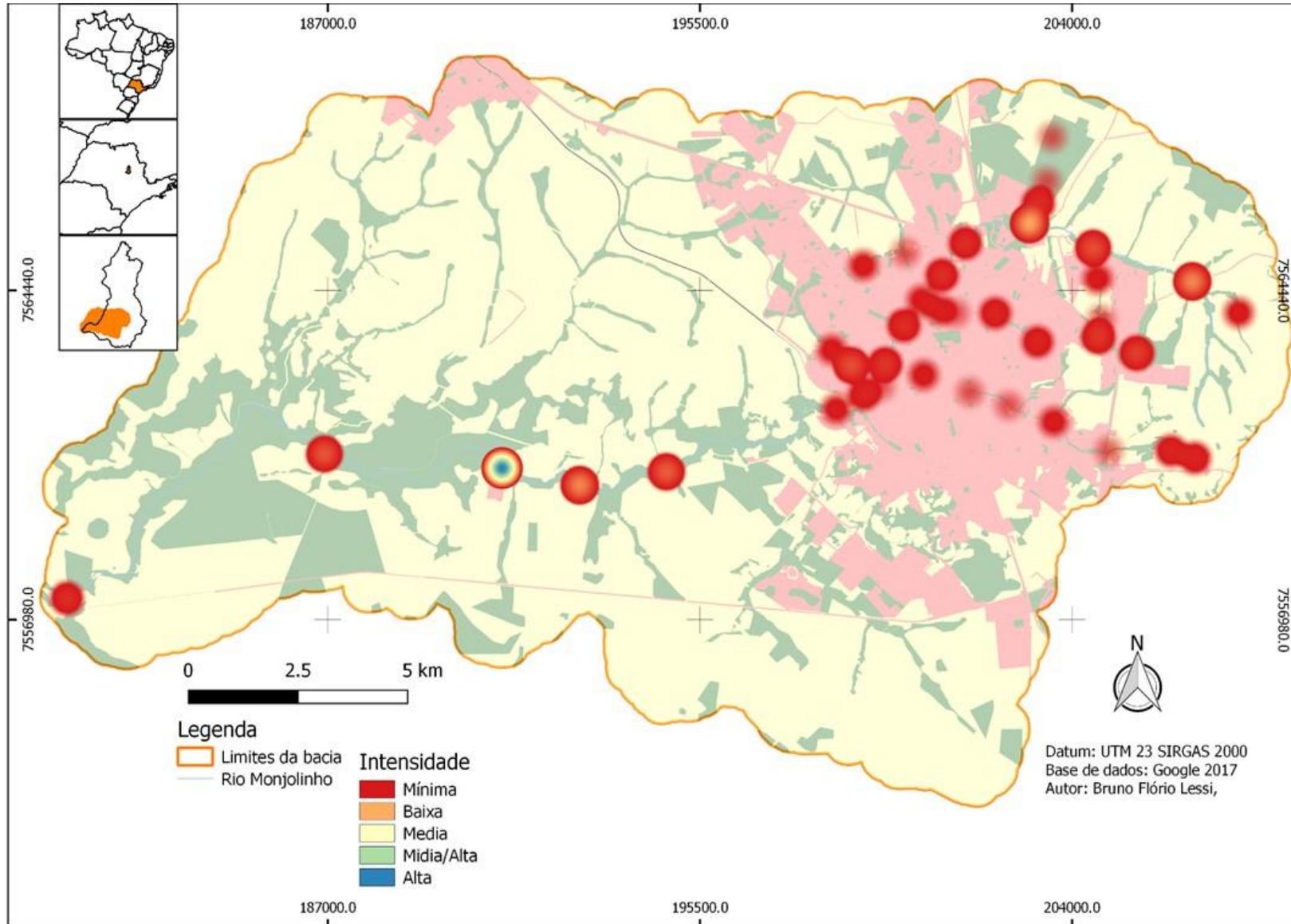


Figura 48. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Ciclagem de nutrientes

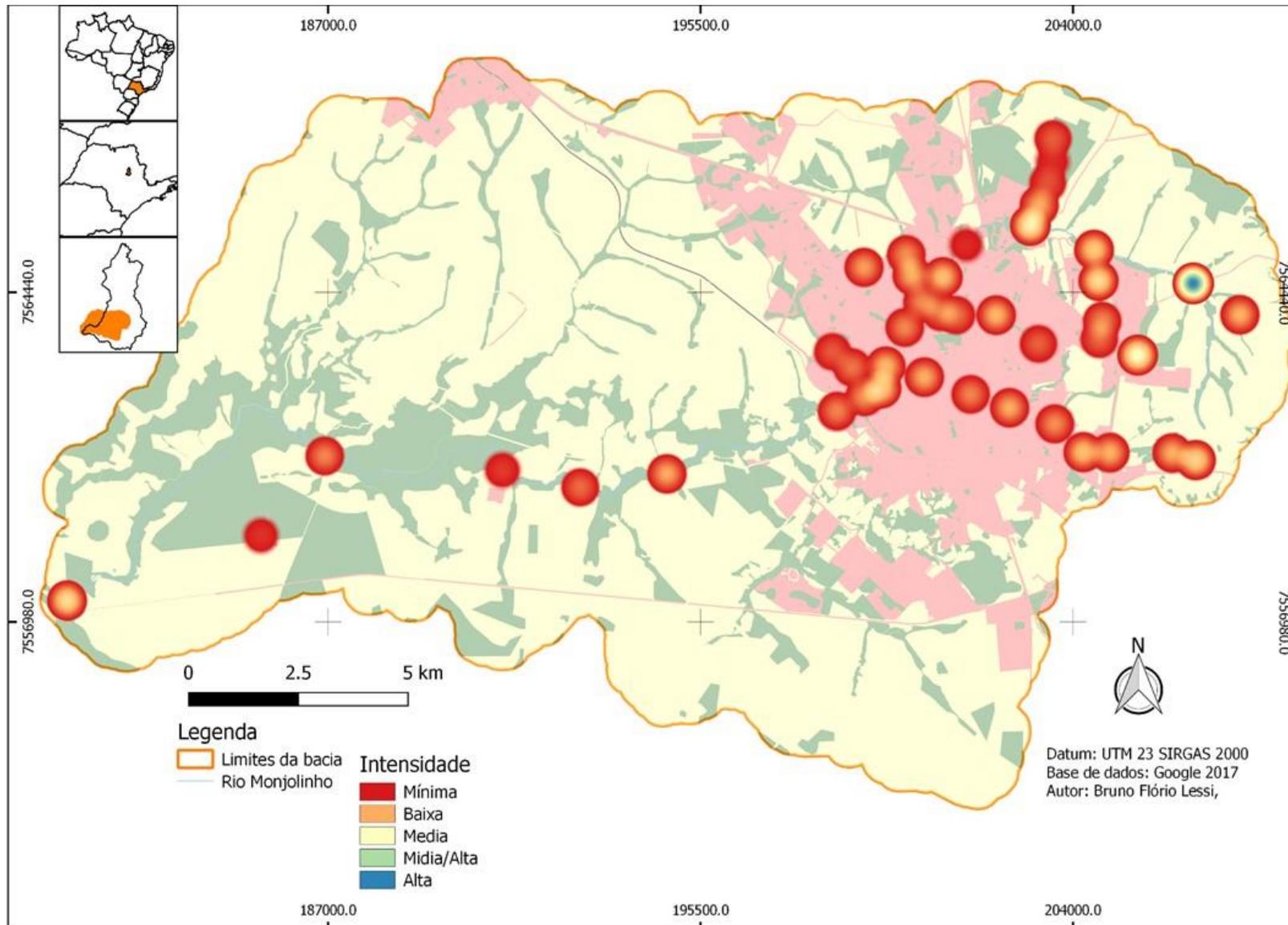


Figura 49. Mapa da distribuição dos Serviços Ecosistêmicos das espécies de aves: Engenheiros de ecossistemas

## Apêndice VII. Modelagem dos Serviços Ecossistêmicos

In this session we bring detailed data with maps and tables of the ecosystem services models applied in Chapter 3.

Tabela 8. Ecosystem Services data from each model for each study area. In the “model” column (**COOL** – Cooling effect (temperature: °C), **REC** – Recreation (Scores units), **PM10** – Air Pollution retention ( $\mu\text{g.m}^{-2}$ )) we have the mean value for each area (500 m buffer). The “**Rich**” column is the bird richness found in each area. In the “**Nor**” column we have the normalized value (0 to 1) where 1 is the highest value found in the “model” column. The column “class” is the classification for the “Nor” column value: Low: 0-0.33, Medium (Med): 0.33-0.66, High: 0.66-1.00.

Areas	COOL	Nor	Class	REC	Nor	Class	PM10	Nor	Class	RICH	Nor	Class
1	4,80	1,00	High	0,47	0,39	Med	9,82	1,00	High	54,00	0,63	Med
2	4,80	1,00	High	0,55	0,46	Med	7,65	0,78	High	44,00	0,51	Med
3	4,80	1,00	High	0,61	0,51	Med	5,86	0,60	Med	50,00	0,58	Med
4	4,59	0,96	High	0,85	0,71	High	5,75	0,59	Med	78,00	0,91	High
5	2,14	0,45	Med	0,57	0,48	Med	2,33	0,24	Low	37,00	0,43	Med
6	1,61	0,34	Low	0,70	0,59	Med	2,16	0,22	Low	41,00	0,48	Med
7	1,24	0,26	Low	0,99	0,83	High	2,12	0,22	Low	30,00	0,35	Med
8	0,84	0,18	Low	1,04	0,88	High	1,83	0,19	Low	35,00	0,41	Med
9	2,06	0,43	Med	1,13	0,95	High	2,42	0,25	Low	38,00	0,44	Med
10	2,42	0,50	Med	1,19	1,00	High	3,05	0,31	Low	31,00	0,36	Med
11	3,45	0,72	High	1,10	0,93	High	3,96	0,40	Med	43,00	0,50	Med
12	2,78	0,58	Med	0,78	0,66	Med	2,82	0,29	Low	41,00	0,48	Med
13	2,32	0,48	Med	0,99	0,83	High	2,43	0,25	Low	28,00	0,33	Low
14	1,78	0,37	Med	0,70	0,59	Med	2,18	0,22	Low	40,00	0,47	Med
15	4,23	0,88	High	1,01	0,85	High	6,00	0,61	Med	77,00	0,90	High
16	2,87	0,60	Med	0,53	0,45	Med	3,19	0,33	Low	32,00	0,37	Med
17	1,76	0,37	Med	0,73	0,61	Med	2,52	0,26	Low	52,00	0,60	Med
18	1,15	0,24	Low	0,54	0,46	Med	2,01	0,21	Low	40,00	0,47	Med
19	1,63	0,34	Low	1,14	0,96	High	2,12	0,22	Low	28,00	0,33	Low
20	2,43	0,51	Med	1,14	0,96	High	2,51	0,26	Low	32,00	0,37	Med
21	2,14	0,45	Med	0,77	0,65	Med	2,59	0,26	Low	43,00	0,50	Med
22	3,39	0,71	High	0,61	0,51	Med	4,01	0,41	Med	57,00	0,66	High
23	3,18	0,66	High	0,44	0,37	Med	2,85	0,29	Low	47,00	0,55	Med
24	2,66	0,55	Med	0,85	0,72	High	2,86	0,29	Low	60,00	0,70	High
25	3,37	0,70	High	0,89	0,75	High	2,97	0,30	Low	47,00	0,55	Med
26	3,12	0,65	Med	0,80	0,67	High	3,03	0,31	Low	47,00	0,55	Med
27	3,77	0,78	High	0,35	0,29	Low	3,33	0,34	Low	69,00	0,80	High
28	2,65	0,55	Med	0,47	0,40	Med	2,36	0,24	Low	58,00	0,67	High
29	3,21	0,67	High	0,45	0,38	Med	3,45	0,35	Med	50,00	0,58	Med
30	3,13	0,65	Med	0,62	0,52	Med	3,45	0,35	Med	44,00	0,51	Med
31	3,37	0,70	High	0,40	0,34	Low	5,96	0,61	Med	82,00	0,95	High

<b>Areas</b>	<b>COOL</b>	Nor	Class	<b>REC</b>	Nor	Class	<b>PM10</b>	Nor	Class	<b>RICH</b>	Nor	Class
32	4,10	0,85	High	0,13	0,11	Low	4,14	0,42	Med	76,00	0,88	High
33	3,72	0,77	High	0,03	0,03	Low	4,53	0,46	Med	62,00	0,72	High
34	3,17	0,66	High	0,40	0,34	Low	2,55	0,26	Low	48,00	0,56	Med
35	4,09	0,85	High	0,07	0,06	Low	4,10	0,42	Med	74,00	0,86	High
36	3,96	0,83	High	0,15	0,13	Low	3,92	0,40	Med	63,00	0,73	High
37	3,60	0,75	High	0,34	0,29	Low	3,15	0,32	Low	60,00	0,70	High
38	3,94	0,82	High	0,14	0,11	Low	4,93	0,50	Med	68,00	0,79	High
39	4,13	0,86	High	0,09	0,08	Low	6,24	0,64	Med	86,00	1,00	High
40	4,48	0,93	High	0,08	0,07	Low	6,65	0,68	High	50,00	0,58	Med
41	4,32	0,90	High	0,11	0,09	Low	4,92	0,50	Med	67,00	0,78	High
42	4,32	0,90	High	0,09	0,07	Low	6,12	0,62	Med	66,00	0,77	High
43	4,01	0,83	High	0,09	0,08	Low	3,92	0,40	Med	42,00	0,49	Med

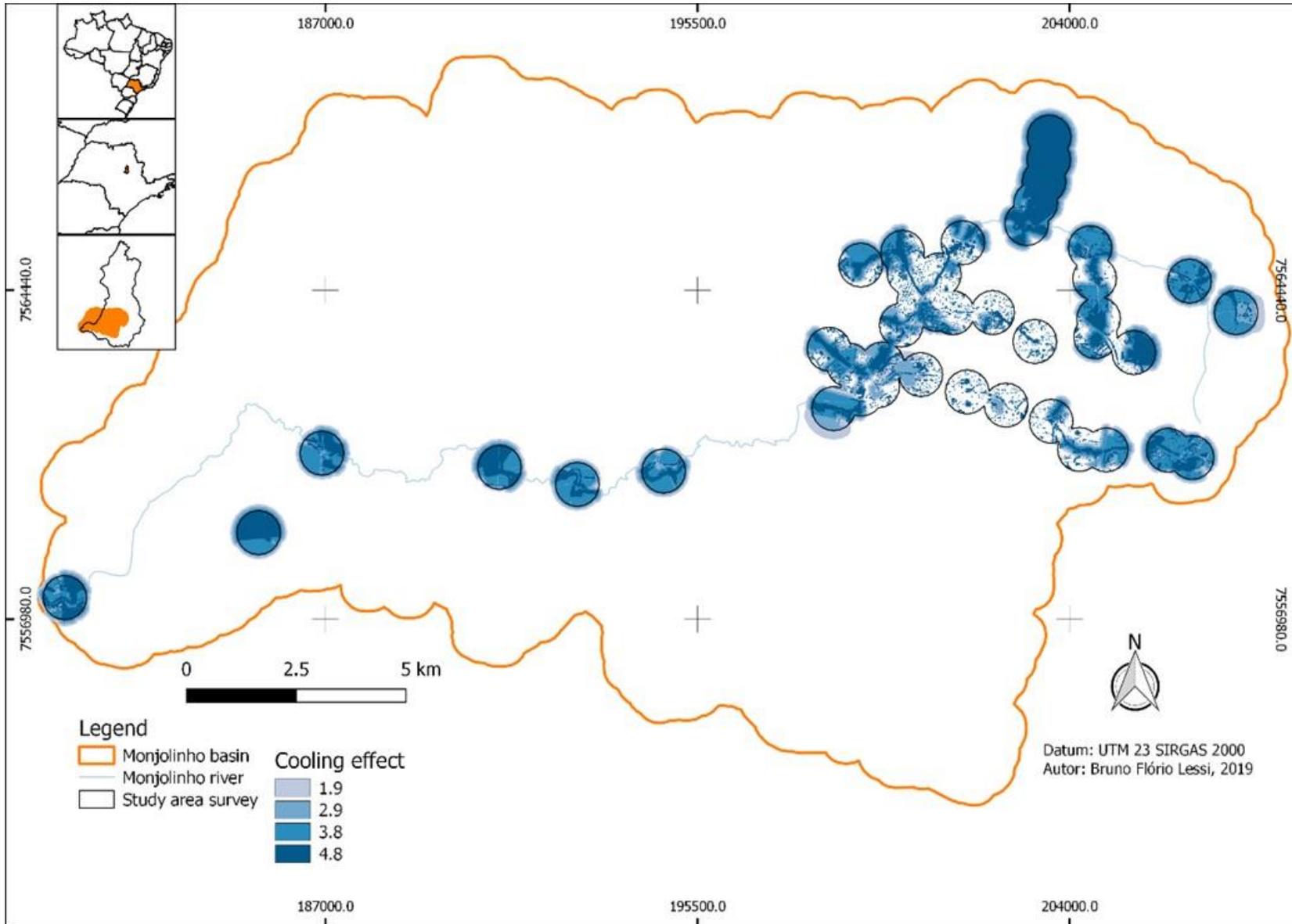


Figura 50. Final map of Cooling effect model.

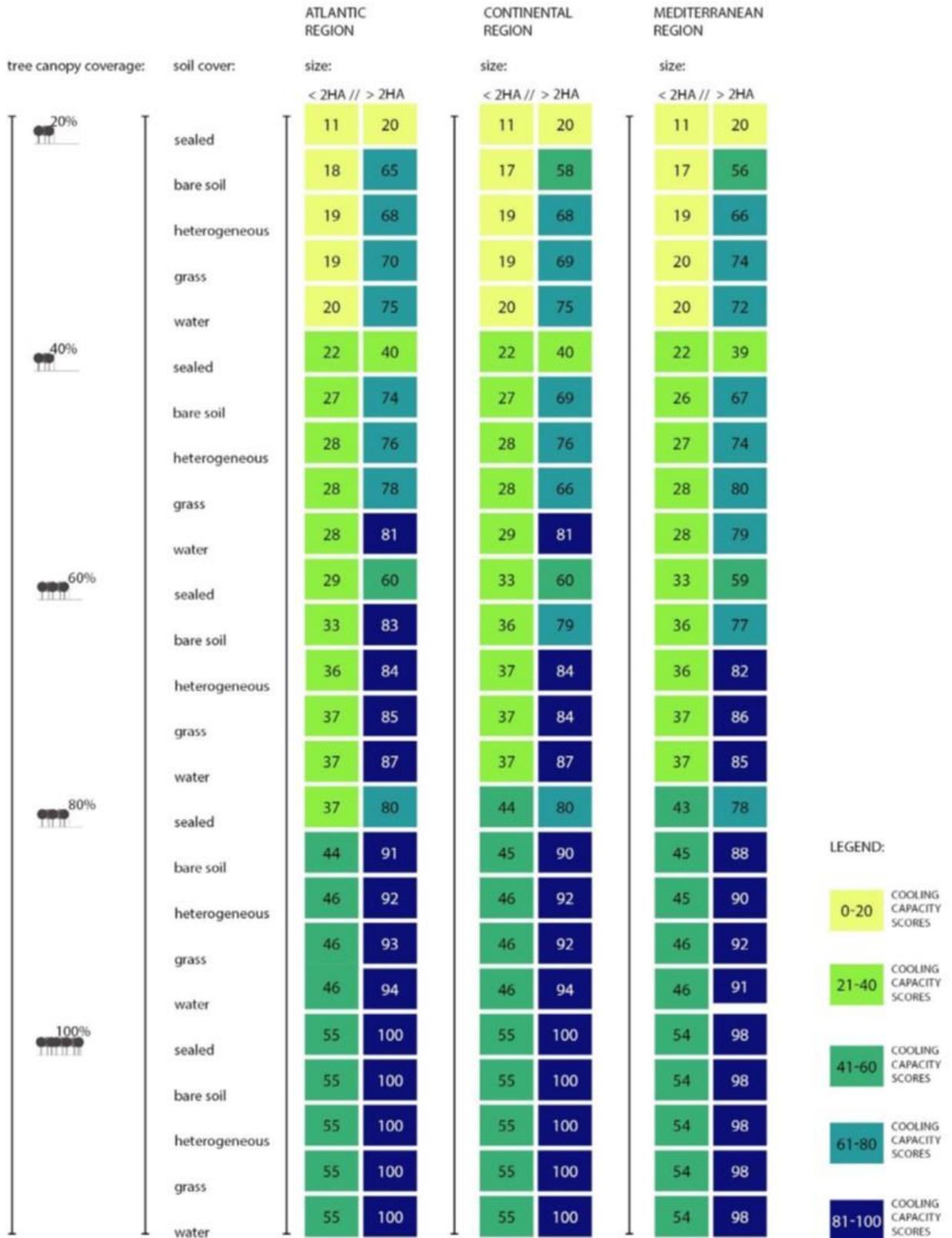


Figura 51. Detailed schematic of the Cooling Effect scores. (from Zardo *et al.*, 2017)

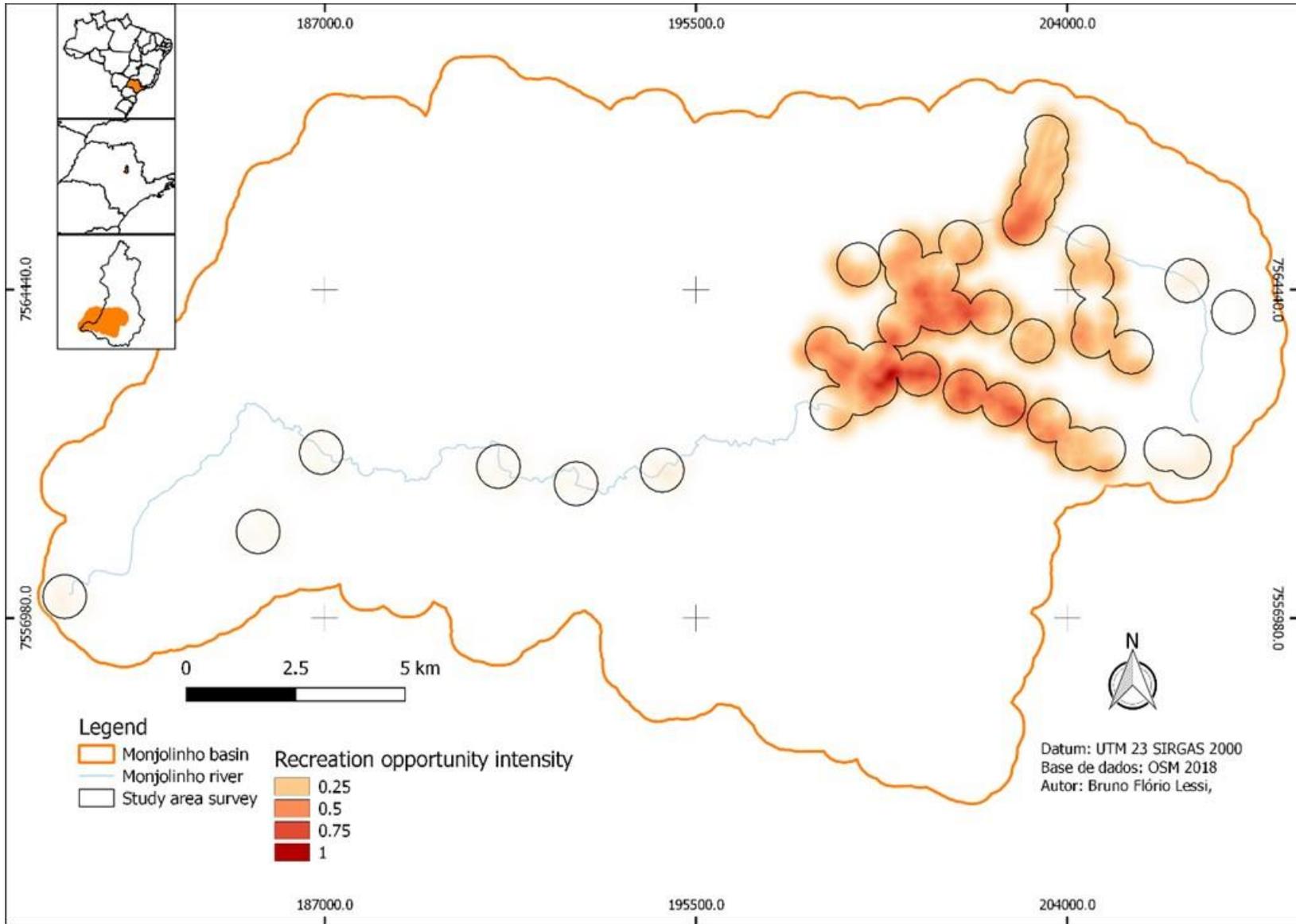


Figura 52. Final map of Recreation opportunities spectrum (ROS) model

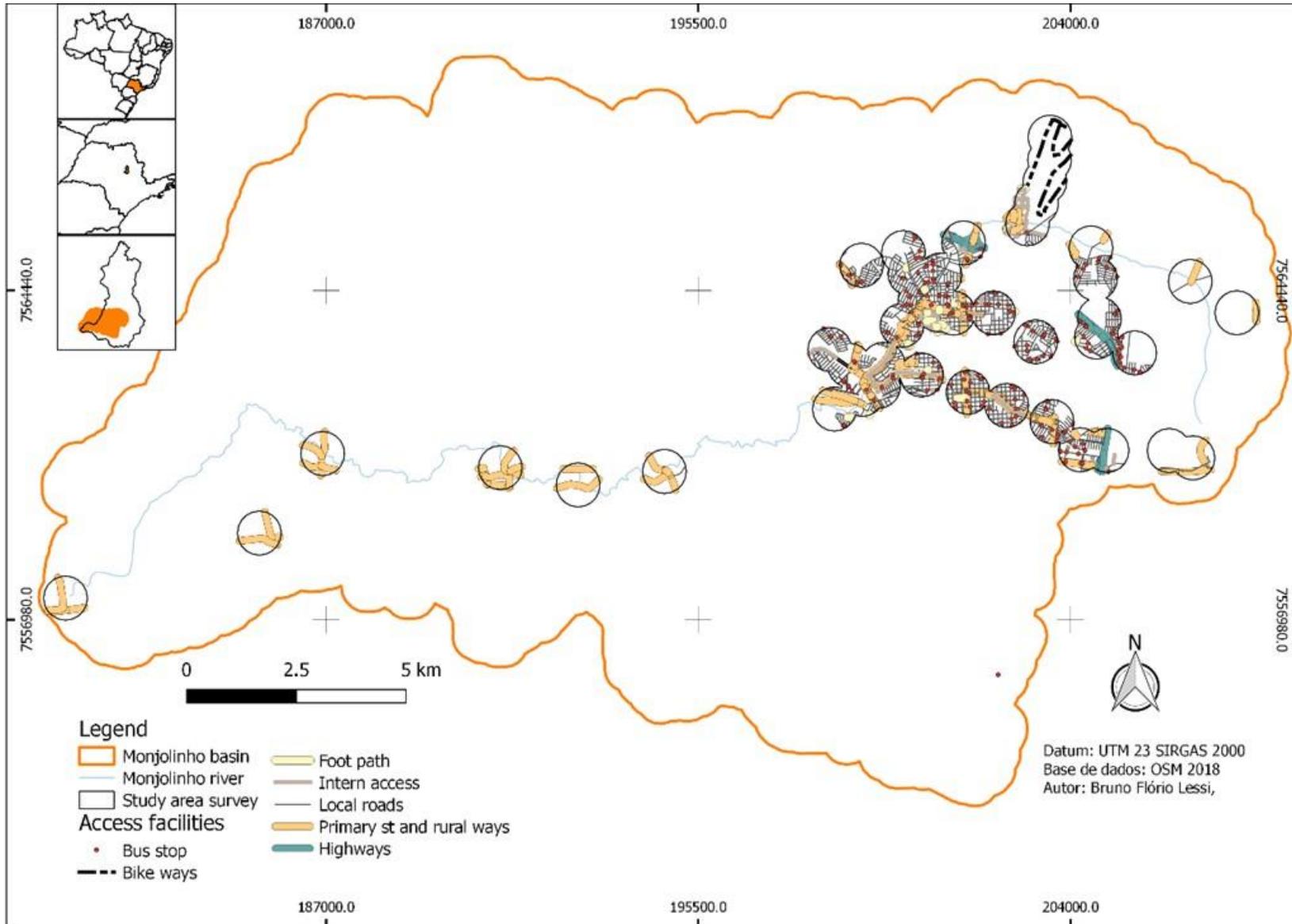


Figura 53. Access facilities map

Tabela 9. Details of Recreation Opportunities Spectrum model for access facilities map and scoring. This data was accessed by Open Street Map (OSM).

Access Facilities	Data	Score
Footpath	line	1.0
Bike ways	line	1.0
Inter access	line	0.9
Local roads	line	0.8
Primary st	line	0.7
Rural ways	line	0.7
Highways	line	0.6
Bus stops	point	0.8



Tabela 10. Details of Recreation Opportunities Spectrum model for used facilities map and scoring. We used the formula: ("Leisure" \* 0.5) + ((( "Playground" + "Dogwalk" + "Sportfield" + "Footpath" + "Furniture" )/5) \*0.5) + "Extra Point". Extra point (scored between 0.0 to 0.1) for the presence of special activities (special activities due to are linked to ecosystem services, education, or biodiversity conservation).

ID	Used Facilities	Recreation Opportunities						Leisure score	Partial score	Special activities			Extra Point	Final Score
		Playground	Dogwalk	Zoo/Botanic	Sportfield	Footpath	furniture			Scientific	Birdwatch	Fishing		
1	Sport_Center_1	1	0	0	1	1	1	1.0	0.90	0	0	0	0.00	0.90
2	PARK_1	0	0	0	1	0	0	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
3	PARK_2	0	0	0	1	0	0	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
4	PARK_3	0	1	0	0	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
5	Linear_RPARK_1	0	1	0	0	1	1	0.8	0.70	0	0	0	0.00	0.70
6	PARK4	0	0	0	0	0	0	0.2	0.10	0	0	0	0.00	0.10
7	PARK_5	0	0	0	0	0	1	0.1	0.15	0	0	0	0.00	0.15
8	PARK_6	0	1	0	0	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
9	PARK_7	1	1	0	0	0	1	0.7	0.65	0	0	0	0.00	0.65
10	PARK_8	1	1	0	0	0	1	0.8	0.70	0	0	0	0.00	0.70
11	PARK_9	0	1	0	0	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
12	PARK_10	0	0	0	0	0	1	0.3	0.25	0	0	0	0.00	0.25
13	PARK_11	0	0	0	0	0	1	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
14	ZOO_Park	1	0	1	0	0	1	1.0	0.70	1	1	0	0.10	0.80
15	PARK_12	0	1	0	1	1	1	1.0	0.90	0	0	0	0.00	0.90
16	Linear_RPARK_2	0	1	0	0	1	0	0.8	0.60	0	0	0	0.00	0.60
17	PARK_13	1	1	0	1	0	1	1.0	0.90	0	0	0	0.00	0.90
18	Sport_1	0	0	0	1	0	0	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
19	CAMPUS_UNI	0	0	0	1	0	1	1.0	0.70	0	0	0	0.00	0.70
20	Sport_2	0	0	0	0	0	1	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
21	PARK_14	0	0	0	0	0	1	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
22	PARK_15	1	1	0	0	0	1	1.0	0.80	0	0	0	0.00	0.80
23	PARK_16	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
24	PARK_17	0	0	0	0	0	1	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
25	PARK_18	0	0	0	1	0	1	0.7	0.55	0	0	0	0.00	0.55
26	PARK_19	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20

ID	Used Facilities	Recreation Opportunities						Leisure score	Partial score	Special activities			Extra Point	Final Score
		Playground	Dogwalk	Zoo/Botanic	Sportfield	Footpath	furniture			Scientific	Birdwatch	Fishing		
27	PARK_20	1	1	0	0	0	1	0.7	0.65	0	0	0	0.00	0.65
28	PARK_21	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
29	Sport_3	0	0	0	1	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
30	PARK_22	0	0	0	0	0	0	0.1	0.05	0	0	0	0.00	0.05
31	PARK_23	0	1	0	0	0	1	1.0	0.70	0	0	0	0.00	0.70
32	PARK_24	0	0	0	0	0	1	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
33	PARK_25	1	0	0	0	0	1	1.0	0.70	0	0	0	0.00	0.70
34	PARK_26	1	1	0	0	0	1	1.0	0.80	0	0	0	0.00	0.80
35	PARK_27	1	1	0	1	0	1	1.0	0.90	0	0	0	0.00	0.90
36	PARK_28	0	1	0	0	0	1	1.0	0.70	0	0	0	0.00	0.70
37	Sport_4	0	1	0	1	0	0	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
38	Sport_5	0	0	0	1	0	0	0.5	0.35	0	0	0	0.00	0.35
39	PARK_29	0	1	0	0	0	0	0.5	0.35	0	1	0	0.08	0.43
40	PARK_30	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
41	PARK_31	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
42	PARK_32	0	0	0	0	0	1	0.8	0.50	0	0	0	0.00	0.50
43	PARK_33	0	0	0	0	0	1	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
44	Privated_Park	0	1	0	1	0	1	0.5	0.55	0	0	0	0.00	0.55
45	Lake_1	0	0	0	0	0	0	0.5	0.25	0	0	1	0.08	0.33
46	Sport_Center_2	1	0	0	0	0	1	1.0	0.70	0	0	0	0.00	0.70
47	Linear_RPARK_3	0	1	0	0	0	0	0.2	0.20	0	0	0	0.00	0.20
48	PARK_34	0	1	1	0	0	0	0.8	0.50	1	1	0	0.10	0.60
49	PARK_35	0	1	0	0	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
50	Plaza	0	0	0	0	0	1	0.7	0.45	0	0	0	0.00	0.45
51	Historic_3	1	0	0	0	0	1	0.6	0.50	0	0	0	0.00	0.50
52	Historic_2	0	0	0	0	0	1	0.8	0.50	0	0	0	0.00	0.50
53	Sport_Center_3	1	0	0	1	1	1	1.0	0.90	0	0	0	0.00	0.90
54	Linear_RPARK_4	0	0	0	1	0	0	0.8	0.50	0	0	0	0.00	0.50

ID	Used Facilities	Recreation Opportunities						Leisure score	Partial score	Special activities			Extra Point	Final Score
		Playground	Dogwalk	Zoo/Botanic	Sportfield	Footpath	furniture			Scientific	Birdwatch	Fishing		
55	Sport_6	0	0	0	1	0	1	0.8	0.60	0	0	0	0.00	0.60
56	Sport_7	0	0	0	1	0	1	0.8	0.60	0	0	0	0.00	0.60
57	Sport_8	0	0	0	1	0	1	0.5	0.45	0	0	0	0.00	0.45
58	Sport_9	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
59	Sport_17	0	0	0	1	0	0	1.0	0.60	0	0	0	0.00	0.60
60	Sport_10	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
61	Sport_11	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
62	Sport_12	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
63	Sport_13	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
64	Sport_14	2	0	0	1	0	1	0.8	0.80	0	0	0	0.00	0.80
65	Sport_16	0	0	0	1	1	1	1.0	0.80	0	0	0	0.00	0.80
66	Linear_RPARK_5	0	0	0	1	0	0	0.8	0.50	0	0	0	0.00	0.50
67	Sport_15	0	0	0	1	0	0	0.8	0.50	0	0	0	0.00	0.50
68	BOTANIC	0	0	1	0	0	0	0.5	0.25	1	0	0	0.08	0.33
69	LAKE_UNI	0	0	0	0	0	0	0.5	0.25	1	1	0	0.10	0.35
70	Lake_2	0	1	0	0	0	0	0.6	0.40	1	1	0	0.10	0.50
71	WETLAND	0	0	0	0	0	0	0.2	0.10	1	1	0	0.10	0.20
72	ESCOTEIRO	1	0	0	0	0	1	0.8	0.60	1	0	0	0.08	0.68
73	Forest_1	0	1	0	0	1	0	0.8	0.60	1	1	0	0.10	0.70
74	Forest_2	0	0	0	0	0	0	0.7	0.35	1	1	0	0.10	0.45
75	River_1	0	0	0	0	0	0	0.3	0.15	1	0	1	0.08	0.23
76	Park_Kart	1	1	0	1	1	1	1.0	1.00	0	0	0	0.00	1.00
77	Historic_1	0	0	0	0	0	0	0.2	0.10	0	0	0	0.10	0.20

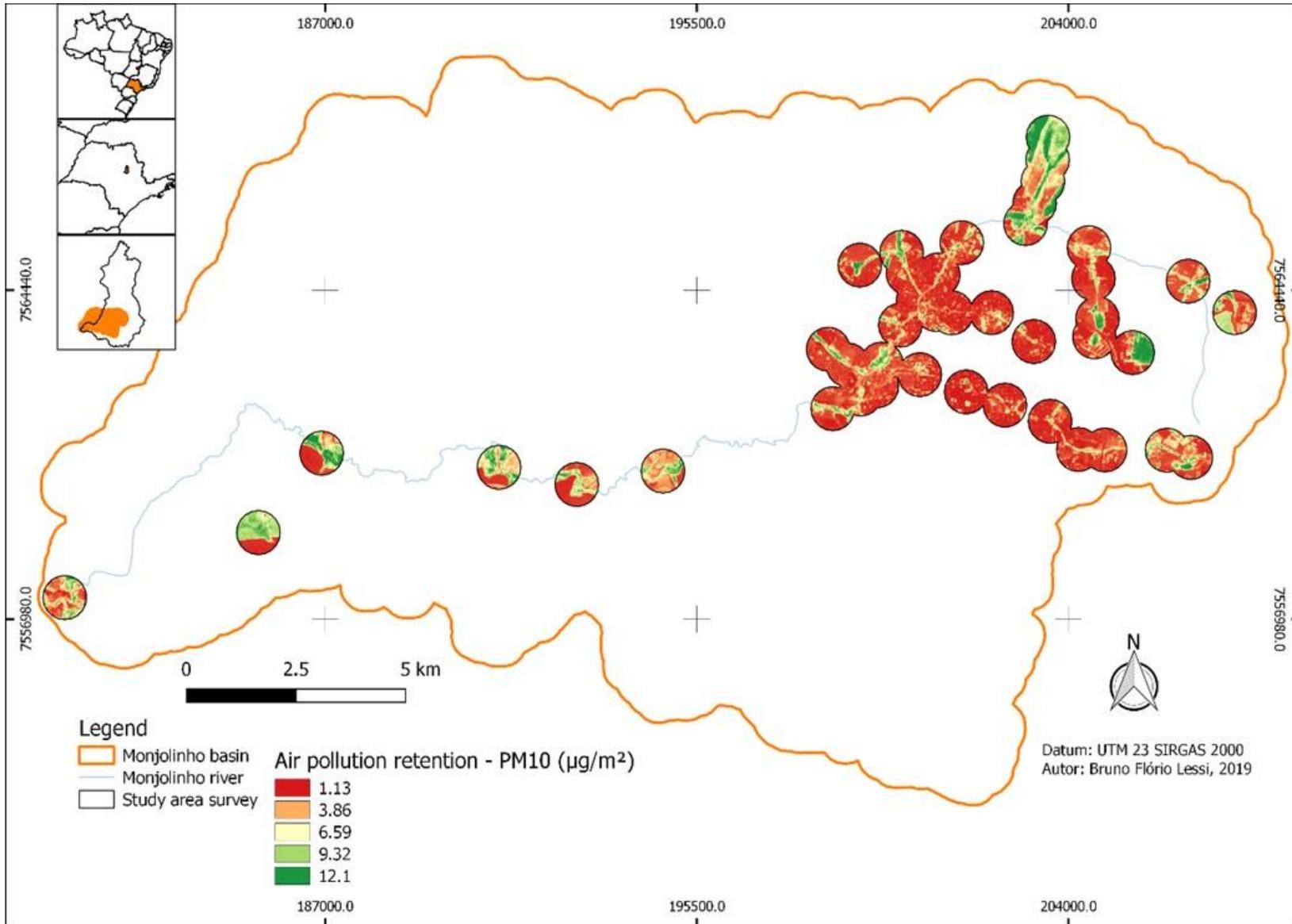


Figura 55. Final map of Air pollution retention for PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>2</sup>)

### Apêndice VIII. Testes estatísticos detalhados

Tukeys' pairwise test (ANOVA post-hoc) indicating significant differences between areas considering each ecological service provided by nature (cooling effect and pollution retention), availability of recreation opportunities and bird richness.

Lower diagonal: Tukeys' Q test result

Upper diagonal: p-value (significant comparisons with values <0.05 are marked)

Cooling effect	NAT	TRAN	AGR	PERI	URB
NAT		0.7815	0.5116	0.01	0.00
TRAN	1.62		0.993	0.33	0.00
AGR	2.251	0.5989		0.63	0.00
PERI	4.936	2.699	1.973		0.00
URB	11.36	8.406	7.637	8.05	

Pollution retention	NAT	TRAN	AGR	PERI	URB
NAT		0.0121	0.000381	0.00	0.00
TRAN	4.845		0.7819	0.32	0.00
AGR	6.552	1.619		0.98	0.05
PERI	8.979	2.727	0.7671		0.02
URB	13.2	6.152	4.071	4.73	

Recreation opportunities	NAT	TRAN	AGR	PERI	URB
NAT		0.399	0.351	0.433	0.00
TRAN	2.519		1	0.007	0.00
AGR	2.644	0.118		0.005	0.00
PERI	2.437	5.146	5.289		0.004
URB	6.7	9.194	9.346	5.42	

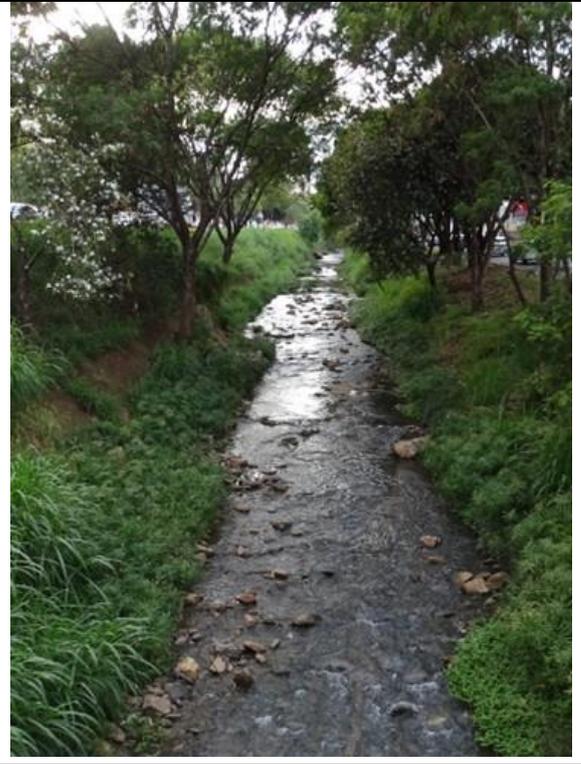
Bird richness	NAT	TRAN	AGR	PERI	URB
NAT		0.9841	0.5108	0.95	0.02
TRAN	0.7447		0.8483	1.00	0.01
AGR	2.253	1.431		0.77	0.00
PERI	1.028	0.09354	1.639		0.00
URB	4.466	4.988	6.828	7.39	

## Apêndice IX. Registros da bacia do rio Monjolinho

Tabela 111. Caracterização ambiental das diferentes paisagens encontradas às margens do rio Monjolinho.



Ponto 04



Ponto 09



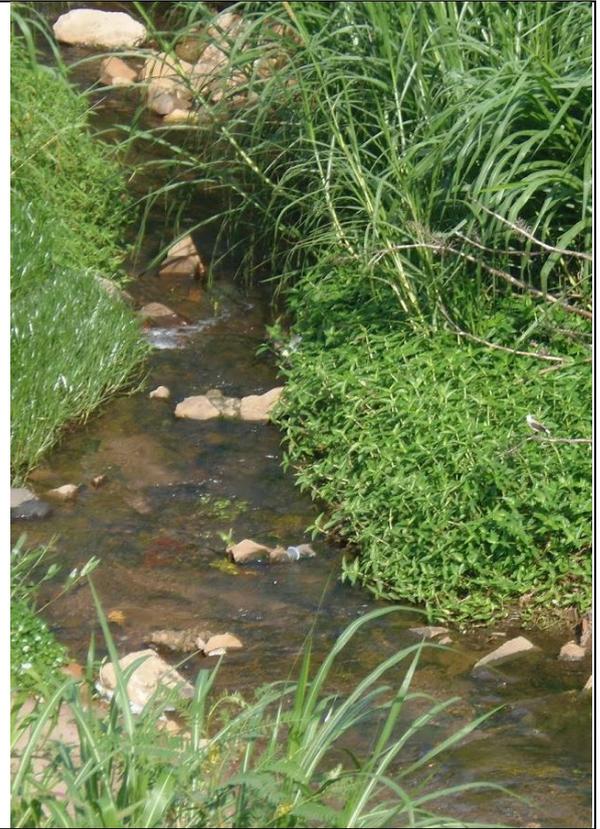
Ponto 12



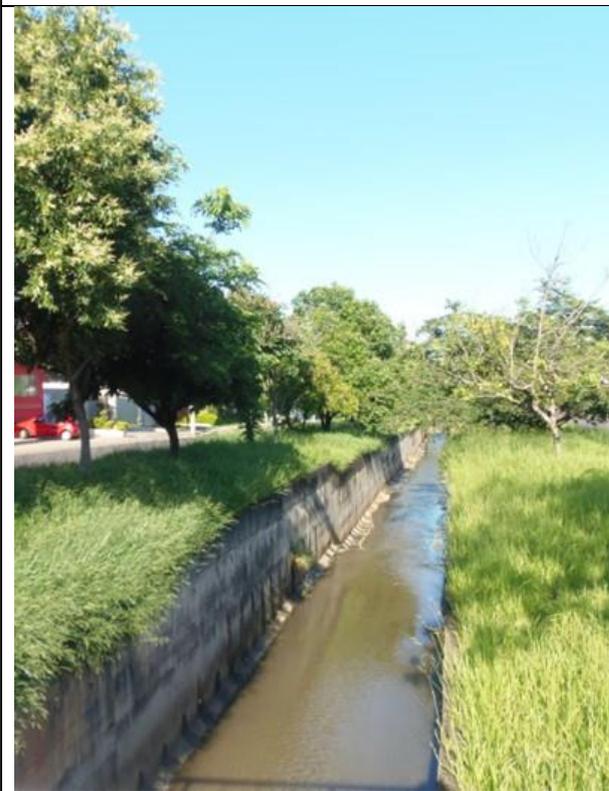
Ponto 13



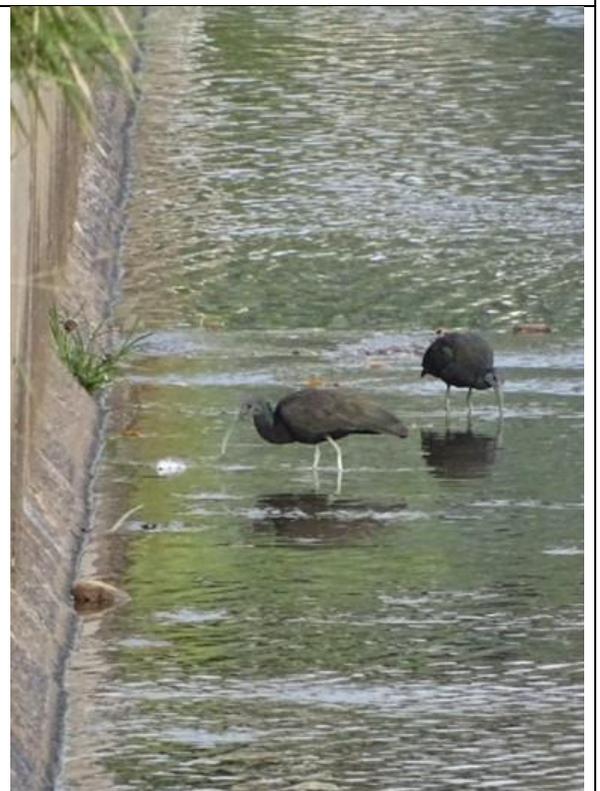
Ponto 16



Ponto 17



Ponto 19



Ponto 20 - *Mesembrinibis cayennensis*



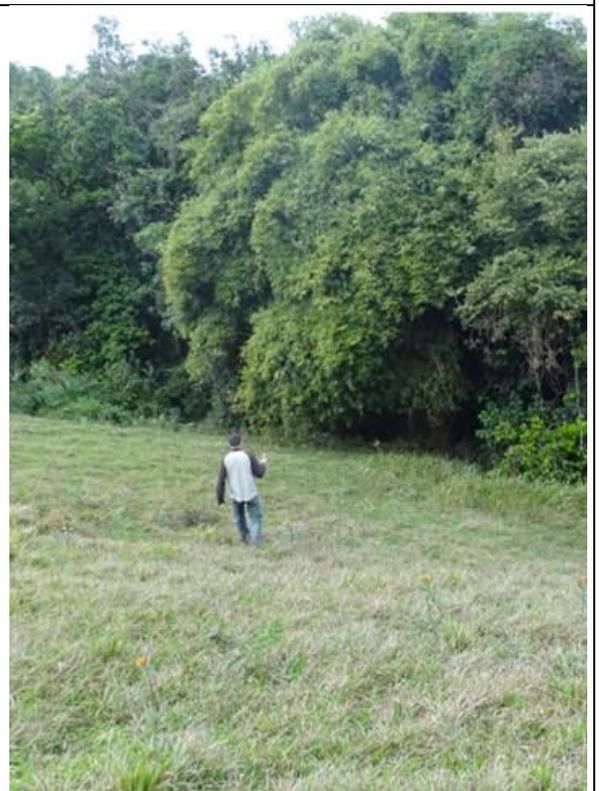
Ponto 27



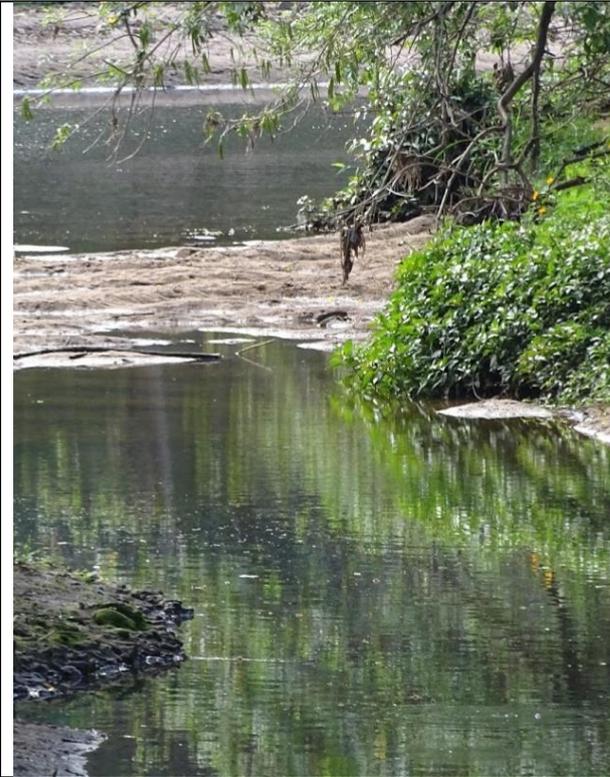
Ponto 32



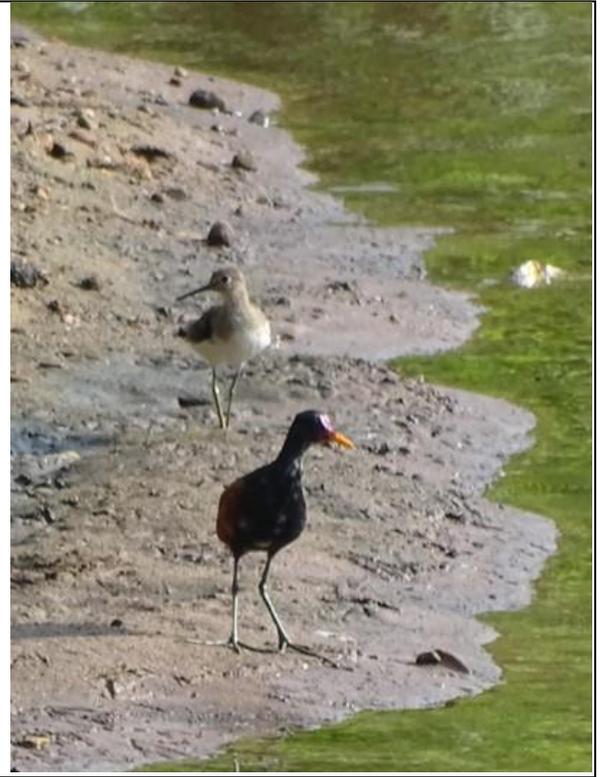
Ponto 33



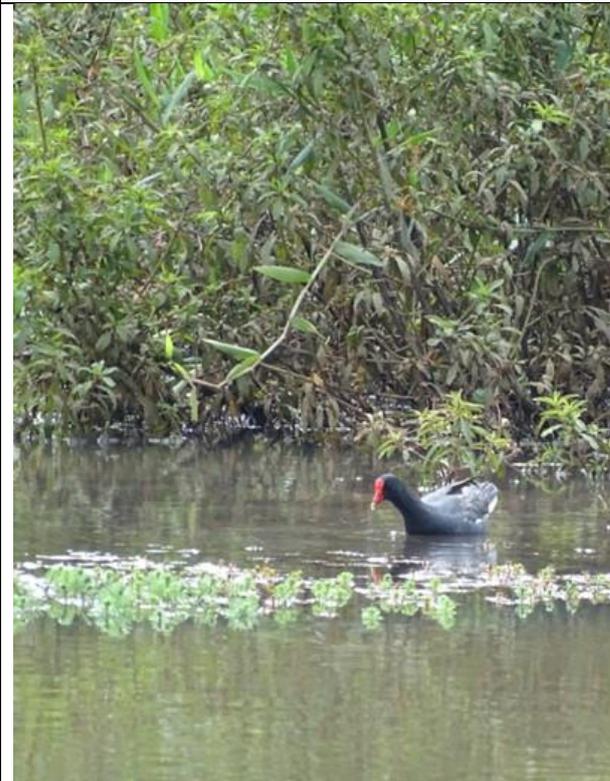
Ponto 36



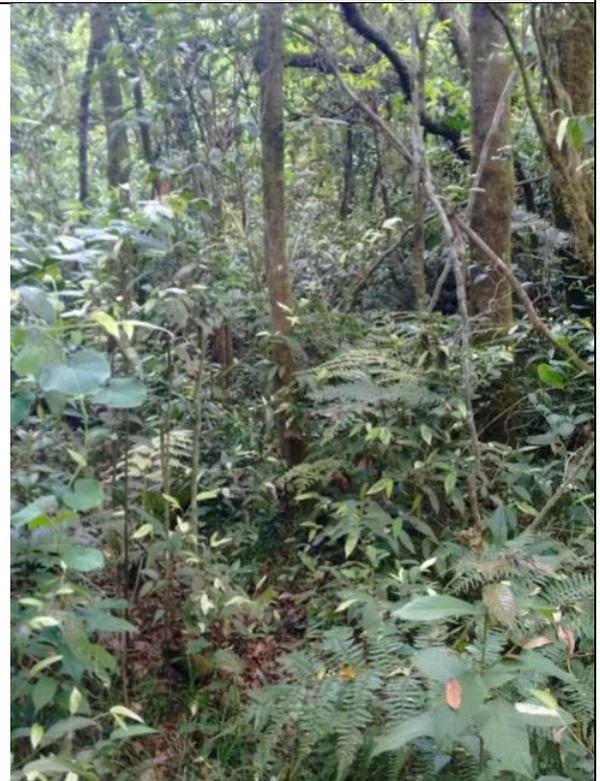
Ponto 37



Ponto 38 – *Jacana jacana* e *Tringa solitaria*.



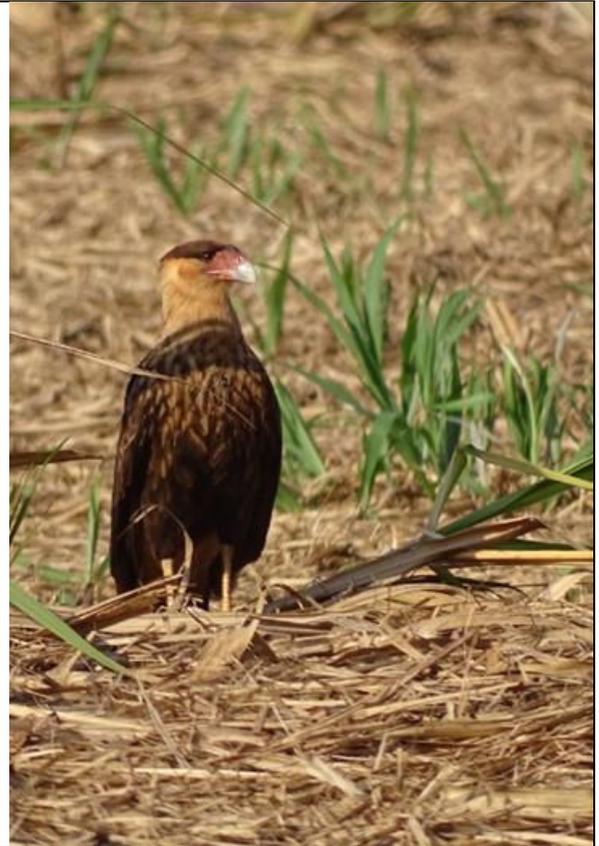
Ponto 39 - *Gallinula galeata*



Ponto 40



Ponto 41 - *Sporophila lineola*



Ponto 42 - *Caracara plancus*

Fotos: Bernardo Pimenta Peixoto e Bruno F. Lessi