

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DISSERTAÇÃO

**BIODIVERSIDADE NA CIDADE: EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS
LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE COMUNIDADES DE FORMIGAS
EM PRAÇAS DO RIO DE JANEIRO**

Guilherme Martins Violante

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**BIODIVERSIDADE NA CIDADE: EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS
LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE COMUNIDADES DE FORMIGAS
EM PRAÇAS DO RIO DE JANEIRO**

Guilherme Martins Violante

Sob orientação do Professor

Jarbas Marçal de Queiroz

e Co-orientação da Professora

Paula Koeler Lira

Dissertação submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**,
no Curso de Pós-Graduação em Biologia
animal, Área de Concentração em
Biodiversidade.

Seropédica, RJ

2024

Técnico Ficha catalográfica elaborada com os dados fornecidos pelo autor

V795b Violante, Guilherme Martins, 1998-
Biodiversidade na cidade: efeitos das
características locais e da paisagem sobre
comunidades de formigas em praças do Rio de Janeiro /
Guilherme Martins Violante. - Rio de Janeiro, 2024.
65 f.: il.

Orientador: Jarbas Marçal de Queiroz.
Coorientadora: Paula Koeler Lira.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Biologia Animal, 2024.

1. biodiversidade. 2. espaços verdes urbanos. 3.
Formicidae. I. de Queiroz, Jarbas Marçal, 1968-
orient. II. Lira, Paula Koeler, 1979-, coorient. III
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
Biologia Animal. IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. "This study was financed in part by the
Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**



TERMO Nº 429 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.027994/2024-10

Seropédica-RJ, 14 de junho de 2024.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

GUILHERME MARTINS VIOLANTE

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em **BIOLOGIA ANIMAL**,
área de concentração em **BIODIVERSIDADE ANIMAL**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 05/06/2024

(Assinado digitalmente em 14/06/2024 17:22)
JARBAS MARCAL DE QUEIROZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.00.29)
Matrícula: 1356331

(Assinado digitalmente em 14/06/2024 21:39)
ANDRÉ TAVARES CORRÊA DIAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 082.260.537-65

(Assinado digitalmente em 14/06/2024 14:46)
HERALDO LUIS DE VASCONCELOS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 070.955.048-06

(Assinado digitalmente em 14/06/2024 15:38)
JAYME AUGUSTO PREVEDELLO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 050.047.049-96

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **429**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **14/06/2024** e o
código de verificação: **53822f7f4f**

AGRADECIMENTOS

A minha família, por todo apoio e incentivo que me deram para realizar este trabalho. Ao meu pai e meu avô que por mais de uma vez se dispuseram a me levar/buscar na rural quando eu precisava transportar material pesado.

A minha mãe Lecy, meu irmão Miguel, Izabela, Gabriella, Marcos, Matheus e Iuri pela ajuda nas coletas feitas nas praças.

Aos meus orientadores Jarbas e Paula que me deram todo suporte que eu precisava para realizar este trabalho. Sou muito grato por ter tido a oportunidade de trabalhar com vocês.

Aos membros do laboratório de Mirmecologia da rural que me receberam muito bem e que me ajudaram na realização deste trabalho.

Ao professor Dr. Jaques Delabie pela disponibilidade, atenção e identificação das espécies de formigas. Também aos membros do laboratório do Dr. Delabie que me receberam e ajudaram muito durante meu tempo em Ilhéus.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, a Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro e ao Centro de Pesquisas do Cacau (Cepec / Ceplac), por fornecer a infraestrutura necessária para a realização deste trabalho.

RESUMO

VIOLANTE, Guilherme Martins. **Biodiversidade na cidade: efeitos das características locais e da paisagem sobre comunidades de formigas em praças do Rio de Janeiro**. 2024. 75p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

A urbanização é uma das principais ameaças à biodiversidade, causando mudanças no ambiente que facilitam a entrada de espécies exóticas e a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. No entanto, as cidades também podem abrigar uma grande biodiversidade, principalmente através dos espaços verdes urbanos como praças. As formigas são organismos importantes, pois desempenham vários papéis ecológicos e também podem ser usadas para monitorar as mudanças na biodiversidade provocadas pelas ações antrópicas. O objetivo do trabalho foi avaliar como as características locais das praças (e.g. cobertura do dossel) e também da paisagem na qual as praças estão inseridas (e.g. cobertura florestal) afetam: (1) a comunidade de formigas nativas, (2) diferentes grupos funcionais de formigas nativas (e.g. cultivadoras de fungos), (3) a comunidade de formigas exóticas e (4) algumas espécies individuais de formigas exóticas (e.g. *Pheidole megacephala*). O estudo foi realizado em 30 praças, em cada praça foram estabelecidas 15 estações de coleta onde foram colocadas iscas de sardinha no solo e no tronco da árvore para coletar as formigas. Foi calculada a quantidade e configuração da floresta nas 30 paisagens nas quais as praças estavam inseridas. Para cada praça foi obtida a média da cobertura do dossel e do diâmetro de árvores e também foi contabilizada a densidade de lixeiras. Além disso, cada praça foi categorizada de acordo com o grau de impermeabilização do solo e teve sua temperatura do ar medida durante a amostragem das formigas. Foram identificadas 87 espécies, sendo oito exóticas. As praças com maior ocorrência da formiga exótica *P. megacephala* tiveram menor ocorrência de formigas nativas e das outras espécies exóticas. A ocorrência de *P. megacephala* também afetou negativamente a riqueza e ocorrência dos grupos funcionais onívoros de serrapilheira e necrófagos, arborícolas onívoros e dominantes de solo ou serrapilheira. Quanto maior o grau de impermeabilização do solo das praças, menor a riqueza de formigas nativas e de formigas onívoros de serrapilheira e necrófagos, e maior a ocorrência de *P. megacephala*. A riqueza e ocorrência de predadoras generalistas foi maior em praças com árvores de maior diâmetro e a riqueza e ocorrência de arborícolas predadoras foi maior em praças com maior densidade de lixeiras. O tamanho das praças afetou negativamente a riqueza e ocorrência de todas as exóticas. A composição de espécies de formigas diferiu entre praças com maior e menor ocorrência de *P. megacephala* e com diferentes graus de impermeabilização do solo. As características da paisagem não se mostraram importantes para explicar a variação na riqueza e ocorrência de formigas nativas. Esses resultados sugerem que estratégias simples como aumentar a cobertura do dossel e da permeabilidade do solo nas praças urbanas podem contribuir para a conservação da diversidade de formigas nativas. Também sugerem que para a conservação de formigas nativas em praças urbanas é importante mitigar os efeitos negativos causados por espécies exóticas.

Palavras-chave: biodiversidade, espaços verdes urbanos, Formicidae

ABSTRACT

VIOLANTE, Guilherme Martins. **Biodiversity in the city: effects of local characteristics and landscape on ant communities in squares of Rio de Janeiro**. 2024. 75p. Dissertation (Master Science in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Urbanization is one of the main threats to biodiversity, causing environmental changes that facilitate the entry of exotic species and the loss of biodiversity and ecosystem services. However, cities can also harbor a great biodiversity, primarily through urban green spaces such as squares. Ants are important organisms, as they play various ecological roles and can also be used to monitor biodiversity changes caused by human activities. The aim of this study was to assess how the local characteristics of squares (e.g., canopy cover) and the landscape in which the squares are situated (e.g., forest cover) affect: (1) the native ant community, (2) different functional groups of native ants (e.g., fungus cultivators), (3) the exotic ant community, and (4) individual exotic ant species (e.g., *Pheidole megacephala*). The study was conducted in 30 squares, with 15 collection stations established in each square where sardine baits were placed on the ground and on tree trunks to collect ants. The quantity and configuration of forest cover were calculated for the 30 landscapes in which the squares were situated. For each square, the mean canopy cover and tree diameter were obtained, and the density of trash bins was also recorded. Additionally, each square was categorized according to the degree of impervious surface, and air temperature was measured during ant sampling. Eighty-seven species were identified, eight of which were exotic. Squares with a higher occurrence of the exotic ant *P. megacephala* had lower occurrences of native ants and other exotic species. The occurrence of *P. megacephala* also negatively affected the richness and occurrence of the functional groups of omnivorous litter and scavengers, omnivorous arboreal ants, and soil or litter dominant ants. The higher the degree of impervious surface in squares, the lower the richness of native ants and omnivorous litter and scavengers ants, and the higher the occurrence of *P. megacephala*. The richness and occurrence of generalist predators were higher in squares with larger tree diameters, and the richness and occurrence of arboreal predators were higher in squares with higher trash bin densities. Square size negatively affected the richness and occurrence of all exotic ants. The landscape characteristics were not important in explaining the variation in the richness and occurrence of native ants. The species composition of ants differed between squares with higher and lower occurrences of *P. megacephala* and with different degrees of impervious surface. These results suggest that simple strategies such as increasing canopy cover and soil permeability in urban squares can contribute to the conservation of native ant diversity. They also suggest that for the conservation of native ants in urban squares, it is important to mitigate the negative effects caused by exotic species.

Keywords: biodiversity, urban green spaces, Formicidae

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Classificação de formigas em 11 grupos funcionais: dois grupos funcionais propostos por Brandão et al. (2012), arborícolas consumidoras de pólen e arborícolas predadoras) e os demais nove grupos funcionais propostos por Delabie et al. (2000) | 10 |
| Tabela 2. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a riqueza total de formigas nativas e dos grupos funcionais: onívoras de serrapilheira e necrófagas, arborícolas onívoras, dominantes de solo ou serrapilheira, predadoras generalistas de serrapilheira, cultivadoras de fungos, arborícolas consumidoras de pólen, arborícolas predadoras em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; Wi: Peso de Akaike (baseado no AICc) | 18 |
| Tabela 3. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a ocorrência total de formigas nativas e dos grupos funcionais: onívoras de serrapilheira e necrófagas, arborícolas onívoras, dominantes de solo ou serrapilheira, predadoras generalistas de serrapilheira, cultivadoras de fungos, arborícolas consumidoras de pólen, arborícolas predadoras em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; Wi: Peso de Akaike (baseado no AICc) | 21 |
| Tabela 4. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a riqueza e ocorrência total de formigas exóticas e da ocorrência de exóticas sem considerar <i>Pheidole megacephala</i> , de <i>Pheidole megacephala</i> e da segunda formiga mais amostrada <i>Paratrechina longicornis</i> em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; Wi: Peso de Akaike (baseado no AICc) | 24 |
| Tabela 5. Espécies de formigas, categorias de grau de impermeabilização do solo e valor p para análise de espécies indicadoras | 28 |
| Tabela 6. Espécies de formigas, categorias de ocorrência de <i>P. megacephala</i> e valor p para análise de espécies indicadoras | 28 |

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** (a) Município do Rio de Janeiro dividido por área de planejamento (Fonte: Prefeitura do Rio de Janeiro). (b) Praças e espaços públicos de lazer presentes no município do Rio de Janeiro (Fonte: Fundação Parques e Jardins/SIURB/Data.Rio)5
- Figura 2.** Mapa do município do Rio de Janeiro mostrando a cobertura florestal (MapBiomias, coleção 7.0), as 30 praças amostradas e os buffers de 500 metros de cada praça. Fonte: autor 7
- Figura 3.** Representação das três classes de grau de impermeabilização do solo - baixo, moderado e alto - usadas para a classificação das 30 praças estudadas na cidade do Rio de Janeiro, RJ 8
- Figura 4.** Duas praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. A (a) Praça dos Ingleses foi a com maior riqueza de espécies de formigas nativas (Fonte: nicelocal.br.com) e a (b) Praça Cardeal Arcoverde foi a com menor riqueza de espécies de formigas nativas (Fonte: copacabana.com) 14
- Figura 5.** Variação (a) da riqueza e (b) da ocorrência de formigas nativas, total e por grupo funcional, entre as 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro, Brasil 15
- Figura 6.** Variação na (a) cobertura florestal (PLAND) e (b) na configuração da vegetação (ED), das paisagens circulares em três tamanhos (200, 250, 500 metros) entre as 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. AF - Praça Afonso Pena; AJ - Praça Almirante Júlio de Noronha; ARM - Praça Professor Arnaldo de Moraes; AT - Praça Atahualpa; BS - Praça Engenheiro Bernardo Saião; CA - Praça Cardeal Arcoverde; CE - Praça da Cetel; CP - Praça Condessa Paulo de Frontin; CUA - Praça Cuauhtemoque; DE - Praça Drault Ernanny; EB - Praça Edmundo Bittencourt; ER - Praça Edmundo Rego; HBT - Praça Heitor Bastos Tigre; IN - Praça dos Ingleses (Dag Hammarskjöld); LI - Praça da Light; MD - Praça Medalha Milagrosa; ME - Praça Albert Sabin (Merk); NI - Praça Nicarágua; PI - Praça Pio XI; PO - Praça do Pomar; QB - Praça Quintino Bocaiuva; RE - Praça da República; RS - Praça Radial Sul; SC - Praça Serzelo Corrêa; SGL - Praça Soldado general da Cruz; SM - Praça Samuel Mac Dowel; SS - Praça São Salvador; VC - Praça da Vista Chinesa; VG - Praça Professora Virginia Cidade; VQ - Praça Vinte e Quatro de Outubro17
- Figura 7.** Representação gráfica dos modelos mais plausíveis para descrever a riqueza de espécies total e por grupo funcional de formigas nativas nas 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. Nos gráficos boxplot (a) e (b), a linha horizontal principal mostra a mediana, as caixas representam os quartis e as extremidades indicam o máximo ou 1,5 vezes o intervalo interquartil dos dados (o que for menor), os pontos representam valores atípicos e as letras de significância são usadas para indicar grupos estatisticamente diferentes 19
- Figura 8.** Representação gráfica dos modelos mais plausíveis para descrever a ocorrências total e por grupo funcional de formigas nativas nas 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. No gráfico boxplot (a), a linha horizontal principal mostra a mediana, as caixas representam os quartis e as extremidades indicam o máximo ou 1,5 vezes o intervalo

interquartil dos dados (o que for menor), os pontos representam valores discrepantes e as letras de significância são usadas para indicar grupos estatisticamente diferentes 23

Figura 9. Representação gráfica dos modelos mais plausíveis para descrever a riqueza de espécies e ocorrências total de formigas exóticas e das ocorrências de exóticas sem considerar *Pheidole megacephala*, de *Pheidole megacephala* e de *Paratrechina longicornis* nas 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. Nos gráficos boxplot (c) e (f), a linha horizontal principal mostra a mediana, as caixas representam os quartis e as extremidades indicam o máximo ou 1,5 vezes o intervalo interquartil dos dados (o que for menor), os pontos representam valores atípicos e as letras de significância são usadas para indicar grupos estatisticamente diferentes 25

Figura 10. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) representando a composição de espécies em praças com (a) diferentes graus de impermeabilização do solo ($k = 2$, stress = 0.180477) e (b) ocorrência de *P. megacephala* ($k = 3$, stress = 0.1629676). Cada ponto representa uma das 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro 27

Figura 11. Registros de (a) *Pheidole moerens* e (b) *Tetramorium lanuginosum* retirados do Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade (GBIF) e do Biodiversidade Global de Formigas (GABI) 31

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 4 |
| 2.1 Área de Estudo | 4 |
| 2.1.1 Seleção das praças | 6 |
| 2.2 Coleta de Dados | 7 |
| 2.2.1 Comunidade de formigas | 7 |
| 2.2.2 Características locais | 7 |
| 2.2.3 Características da paisagem | 8 |
| 2.3 Análise de Dados | 8 |
| 2.3.1 Descrição da comunidade de formigas | 9 |
| 2.4 Análises Estatísticas | 11 |
| 2.4.1 Efeitos das Características Locais e da Paisagem sobre a Riqueza e Ocorrência de Formigas em Praças | 11 |
| 2.4.2 Efeitos do Grau de Impermeabilização do Solo e da Ocorrência de <i>P. megacephala</i> sobre a Composição de Espécies de Formigas em Praças | 12 |
| 3 RESULTADOS | 13 |
| 3.1 Descrição da Comunidade de Formigas | 13 |
| 3.2 Descrição das Características Locais da Praça e da Paisagem | 16 |
| 3.3 Efeitos das Características Locais e da Paisagem sobre a Riqueza e Ocorrência de Formigas em Praças | 18 |
| 3.4 Efeitos do Grau de Impermeabilização do Solo e da Ocorrência de <i>P. megacephala</i> sobre a Composição de Espécies de Formigas em Praças | 26 |
| 4 DISCUSSÃO | 29 |
| 4.1 Comunidade de Formigas | 29 |
| 4.2 Efeitos das Características Locais e da Paisagem sobre a Riqueza e Ocorrência de Formigas em Praças | 32 |
| 4.3 Efeitos do Grau de Impermeabilização do Solo e da Ocorrência de <i>P. megacephala</i> sobre a Composição de Espécies de Formigas em Praças | 34 |
| 5 CONCLUSÕES | 35 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 36 |

| | |
|-----------------------|-----------|
| 7 ANEXOS | 44 |
|-----------------------|-----------|

1 INTRODUÇÃO

A urbanização é uma das principais ameaças à biodiversidade global (Seto; Güneralp; Hutrya, 2012). Em meio à crescente urbanização global, compreender como a biodiversidade é afetada nas cidades tornou-se uma questão crucial (Aronson *et al.*, 2017; Soanes; Lentini, 2019). Como consequência da urbanização ocorre o aumento da temperatura, através das ilhas de calor, da impermeabilização do solo e alterações na paisagem e na estrutura da vegetação (Faeth; Bang; Saari, 2011; McDonald; Marcotullio; Güneralp, 2013). Mudanças na paisagem resultantes da perda e fragmentação de habitats causadas pela urbanização, podem servir como um filtro de dispersão, influenciando quais espécies têm a capacidade de se estabelecer na cidade (Aronson *et al.*, 2016). A literatura mostra que a redução da quantidade de florestas tem efeitos negativos e consistentes sobre a biodiversidade (Fahrig, 2003, 2017). Já mudanças na configuração das florestas podem resultar em paisagens mais fragmentadas que podem ter efeitos positivos sobre a biodiversidade proporcionando uma maior heterogeneidade de habitats (Fahrig, 2017; Fahrig *et al.*, 2019). Além disso, mudanças causadas pela urbanização facilitam a entrada de espécies exóticas que podem vir a se tornar invasoras e afetar negativamente a biodiversidade local (Boscutti *et al.*, 2022; Gaertner *et al.*, 2017). Com isso, essas mudanças podem causar a redução da riqueza de espécies, alteração da composição de espécies, mudanças nas interações ecológicas nos ambientes urbanos e perda de serviços ecossistêmicos associados (Güneralp *et al.*, 2013; Vilà; Hulme, 2017) e, por isso, as cidades, às vezes, são consideradas desertos biológicos (Spotswood *et al.*, 2021).

No entanto, surpreendentemente, as cidades também podem abrigar uma grande biodiversidade, principalmente através dos espaços verdes urbanos (Aronson *et al.*, 2017; Soanes; Lentini, 2019; Spotswood *et al.*, 2021). Esses espaços incluem sistemas ecológicos naturais, seminaturais e artificiais dentro e ao redor de uma cidade e incluem uma variedade de tipos de habitat que incluem desde manchas remanescentes intactas de vegetação nativa até habitats de infraestrutura verde, como telhados verdes (Aronson *et al.*, 2017). Os espaços verdes urbanos podem desempenhar um papel importante na conservação da biodiversidade das cidades e também proverem diversos serviços ecossistêmicos (Lian; Sodhi, 2004; Soanes; Lentini, 2019). As praças e outros espaços verdes urbanos são importantes fontes de lazer nas cidades e podem contribuir para melhorar a qualidade de vida e a saúde humana, diminuindo os efeitos de ilha de calor e também ajudando a reduzir a poluição (Dearborn; Kark, 2010; Sandifer; Sutton-Grier; Ward, 2015; Willis; Petrokofsky, 2017). Com isso, é importante entender como a biodiversidade é afetada pelas características desses espaços verdes urbanos para que essas áreas possam ser planejadas e manejadas de maneiras mais eficientes para conservar a biodiversidade e prover os serviços ecossistêmicos (Soanes; Lentini, 2019).

A Mata Atlântica ocupa somente 15% do território brasileiro, porém as maiores cidades brasileiras estão localizadas nesse bioma (e.g. Salvador, São Paulo, Rio de Janeiro, Recife), com mais de 70% da população concentrada nessas cidades (MMA, 2000). Reconhecida como um *hotspot* de biodiversidade, a Mata Atlântica possui uma grande riqueza de espécies e está constantemente ameaçada por ações antrópicas (Myers *et al.*, 2000). Nos últimos 30 anos, as áreas urbanas na Mata Atlântica aumentaram em 50%, principalmente próximas às grandes cidades e regiões metropolitanas (Lira; Portela; Tambosi, 2020), e as previsões indicam que o aumento da urbanização globalmente nas próximas décadas acontecerá principalmente nas regiões onde estão os *hotspots* de biodiversidade (Seto; Güneralp; Hutrya, 2012). No entanto,

ao mesmo tempo em que as cidades na Mata Atlântica foram responsáveis por grandes impactos sobre a biota, elas também possuem o potencial para proteger espécies ameaçadas presentes nesse bioma (Gomes; Elizalde; Queiroz, 2013; Vargas *et al.*, 2007).

As formigas são de grande importância para os ecossistemas, pois são muito abundantes e podem representar até 15% da biomassa de animais nas florestas tropicais (Fittkau; Klinge, 1973). Além disso, desempenham papéis importantes nos ecossistemas, pois ajudam a mover e enriquecer o solo e atuam como dispersoras de sementes, polinizadoras, predadoras e herbívoras (Del Toro; Ribbons; Pelini, 2012; Elizalde *et al.*, 2020). As formigas são consideradas bioindicadoras devido sua grande abundância, ampla distribuição geográfica, serem fáceis de coletar e a sua diversidade variar com a de outros organismos, alguns invertebrados e até vertebrados (Abensperg-Traun *et al.*, 1996; Kass *et al.*, 2022; Lawton *et al.*, 1998; Majer, 1983). Elas também vêm sendo utilizadas em estudos para monitorar as mudanças na biodiversidade provocadas pelas ações antrópicas (Andersen, 2019; Bution; Tango; Caetano, 2010).

As mudanças causadas pela urbanização na temperatura e na estrutura da vegetação são importantes fatores que podem diminuir a diversidade e alterar a composição de formigas nas cidades (Liu *et al.*, 2019; Parr; Bishop, 2022; Rocha-Ortega; Castaño-Meneses, 2015; Santos; Delabie; Queiroz, 2019). O aumento do grau de impermeabilização do solo também é um fator importante que pode causar alterações na composição de espécies de formigas e o aumento de espécies generalistas no ambiente (Brooks; Guzman-Hernandez; Beasley, 2023). Além disso, o aumento de lixo nas áreas urbanas pode ser um importante recurso para as formigas e alguns outros invertebrados, principalmente para espécies exóticas (Youngsteadt *et al.*, 2015). Essas mudanças facilitam a entrada de espécies invasoras como a *Pheidole megacephala*, uma formiga, que é considerada como uma das cem piores espécies invasoras do mundo segundo o *Global Invasive Species Database* da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). Ela compete com as espécies nativas, fazendo com que sejam expulsas, diminuindo a riqueza e a abundância de formigas (Lowe *et al.*, 2000) e alterando a composição de espécies de formigas (Vanderwoude; Lobry De Bruyn; House, 2000). O tamanho dos espaços verdes urbanos também pode ser um fator importante para as formigas (Carpintero; Reyes-López, 2014; Philpott *et al.*, 2009), pois a relação espécie-área mostra que quanto maior a área de um habitat, maior será o número de espécies que podem ocupá-lo (Lozano-Zambrano; Ulloa-Chacón; Armbrrecht, 2009; MacArthur; Wilson, 1967). Os efeitos das mudanças no ambiente sobre as formigas podem variar entre diferentes grupos funcionais (Gibb; Hochuli, 2002; Melo *et al.*, 2021). Alguns estudos em paisagens não-urbanas demonstram que mudanças na quantidade e configuração da floresta podem alterar a comunidade de formigas (Crist, 2009; García-Martínez *et al.*, 2017) e que espécies arbóreas são mais afetadas por essas mudanças enquanto formigas de solo são mais afetadas por mudanças em características locais (Debus; King; House, 2007; Rocha-Ortega; Coronel-Arellano, 2019).

Sendo assim, o objetivo do trabalho foi investigar como a comunidade de formigas em praças urbanas é afetada por características locais (*e.g.* cobertura do dossel e temperatura do ar) e também por características da paisagem (*e.g.* cobertura de configuração florestal) na qual as praças estão inseridas. Esses efeitos foram avaliados considerando-se diferentes grupos de formigas (todas as nativas, grupos funcionais de nativas e todas as exóticas), mas também de algumas espécies individuais exóticas. Foram testadas as seguintes hipóteses: 1) paisagens mais fragmentadas e com maior cobertura florestal tem uma maior riqueza e ocorrência de formigas nativas, enquanto que espécies exóticas são afetadas positivamente pela redução da cobertura florestal e maior fragmentação da paisagem; 2) o maior grau de impermeabilização do solo, maior temperatura do ar e maior ocorrência de *P. megacephala* nas praças afetam negativamente a riqueza e ocorrência de formigas nativas enquanto afetam positivamente as

formigas exóticas; 3) o aumento do tamanho das praças e a maior densidade de lixeiras, do diâmetro das árvores e da cobertura do dossel afetam positivamente a riqueza e ocorrência de formigas nativas enquanto afetam negativamente as formigas exóticas; e 4) a composição de espécies de formigas difere entre as praças com diferentes graus de impermeabilização do solo e com diferentes níveis de ocorrência de *P. megacephala*.

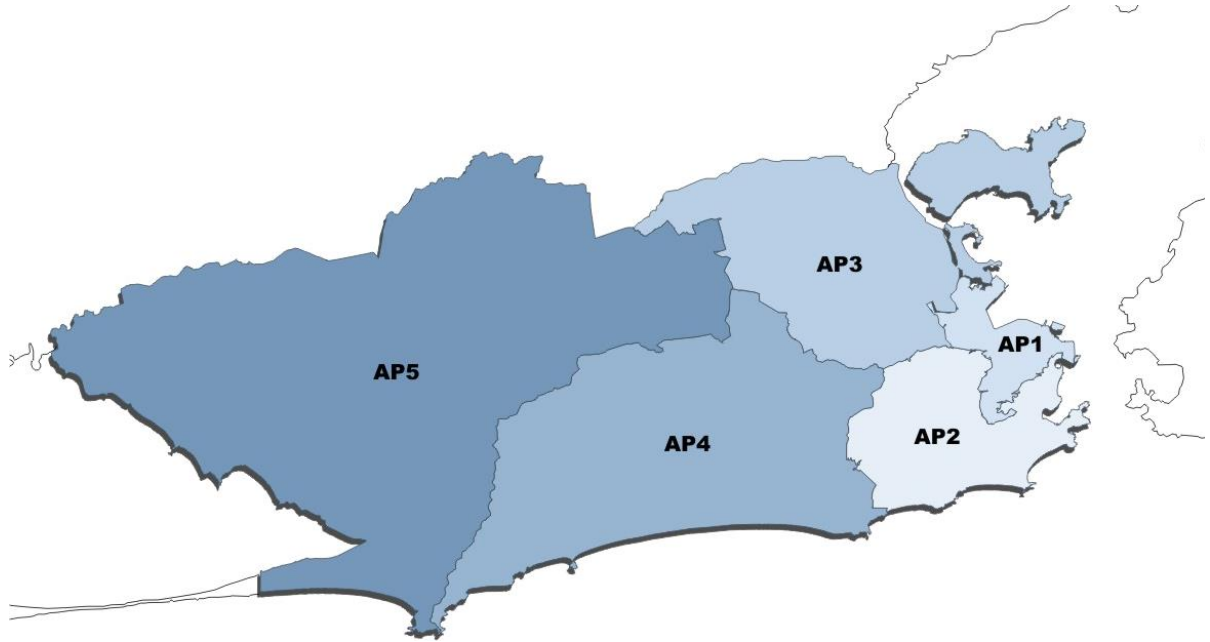
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A cidade do Rio de Janeiro – segunda maior metrópole do Brasil – possui uma área territorial de 1.200,3 km² e aproximadamente 6.625.849 habitantes (IBGE, 2022). O clima é classificado como Aw (clima tropical) segundo a classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013), com uma temperatura média de 23,2 °C e uma média anual de pluviosidade de 1278 mm (Climate-Data.Org, 2021). A variação de altitude vai desde o nível do mar até o ponto mais alto do município do Rio de Janeiro, o Pico da Pedra Branca, com 1.024 metros de altitude (INEA, 2013).

A cidade do Rio de Janeiro é dividida em cinco áreas de planejamento (AP) que possuem diversos espaços verdes urbanos tais como bosques, corredores urbanos arborizados, parques urbanos, parques históricos, praças, jardins públicos, reservas de arborização, entre outros. Atualmente a cidade conta com 3.246 desses espaços distribuídos nas cinco APs (Figura 1a), sendo que 2.041 deles são praças (Figura 1b) (CTPD, 2018). No entanto, a distribuição das praças na cidade do Rio de Janeiro é bastante desigual e seus usos podem diferir bastante entre as APs. A AP1, embora menor do que as outras, possui um número grande de praças, porém muitas delas são destinadas para usos diferentes do lazer, como por exemplo estacionamentos (CTPD, 2018). A AP2 se destaca das demais, pois possui uma distribuição mais igualitária das praças e a maior parte delas são efetivamente utilizadas para o lazer (CTPD, 2018). Na AP3 é predominante a presença de praças pequenas e uma distribuição irregular, com alguns bairros sem praças ou com apenas algumas delas (CTPD, 2018). Já a AP4, tem o segundo maior percentual de praças da cidade, mas a maioria delas se localizam em áreas de condomínio fechado impedindo seu acesso ao público em geral (CTPD, 2018). Por fim, a AP5 em termos de área territorial ocupada por praça é a que apresenta menor percentual devido a carência de incentivo para ações de iniciativa pública e privada pela falta de fiscalização e ocupações irregulares (CTPD, 2018).

(a)



(b)

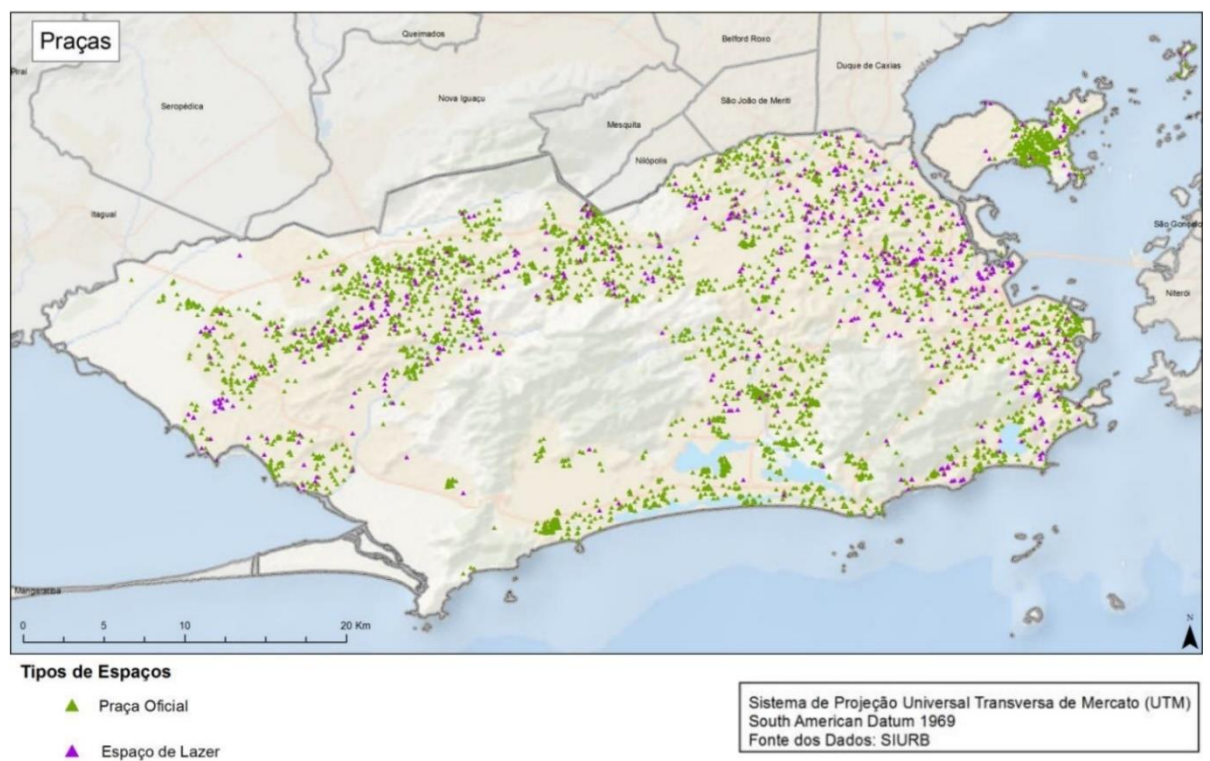


Figura 1. (a) Município do Rio de Janeiro dividido por área de planejamento (Fonte: Prefeitura do Rio de Janeiro). (b) Praças e espaços públicos de lazer presentes no município do Rio de Janeiro (Fonte: Fundação Parques e Jardins/SIURB/Data.Rio).

2.1.1 Seleção das praças

Foram selecionadas 30 praças na cidade do Rio de Janeiro (Figura 2). Essa seleção foi feita conforme descrito a seguir. Inicialmente, foram selecionadas algumas praças de fácil acessibilidade por meios de transporte público e localizadas em regiões seguras. Tanto a acessibilidade quanto a segurança das praças foram acessadas utilizando-se o *google maps* e verificando, por exemplo, a presença de estações de metrô próximas e os comentários dos usuários sobre segurança. Posteriormente, foram feitas visitas à essas praças para avaliar se nelas havia pelo menos 15 árvores com uma distância de pelo menos 10 metros entre elas. A distância mínima entre as árvores selecionadas foi para diminuir as chances de formigas da mesma colônia serem atraídas para mais de uma estação de coleta. Após as visitas, 65 praças mostraram-se potenciais a serem selecionadas como praças de estudo.

Em seguida, considerando o tamanho de paisagens de estudos anteriores sobre os efeitos da estrutura de paisagens sobre as formigas (Dauber *et al.*, 2005; De La Mora; Murnen; Philpott, 2013; García-Martínez *et al.*, 2017), foi considerado que cada uma das 65 praças estava imersa em paisagens circulares de três diferentes tamanhos: paisagens com raios de 200, 250 e 500 metros a partir do centro da praça. Foram calculadas então a cobertura e configuração espacial da floresta para cada um dos tamanhos de paisagem. As métricas usadas foram porcentagem de cobertura florestal (PLAND) e densidade de borda (ED). ED é a soma da extensão de todas as bordas da floresta em relação à área da paisagem (m/ha) (MacGarigal; Marks, 1995). Para calcular essas duas métricas foi utilizado o mapa de uso e cobertura da terra do Mapbiomas de 2021 (<http://mapbiomas.org/>, coleção 7.0), que possui uma resolução espacial de 30 metros. Por fim, foram escolhidas as 30 praças que apresentavam uma melhor distribuição espacial pela cidade e, considerando somente os dados de cobertura e configuração florestal das paisagens circulares de maior tamanho, praças que estavam inseridas em paisagens com menor grau de sobreposição entre elas e que apresentavam a maior variação possível em termos de cobertura e configuração florestal.

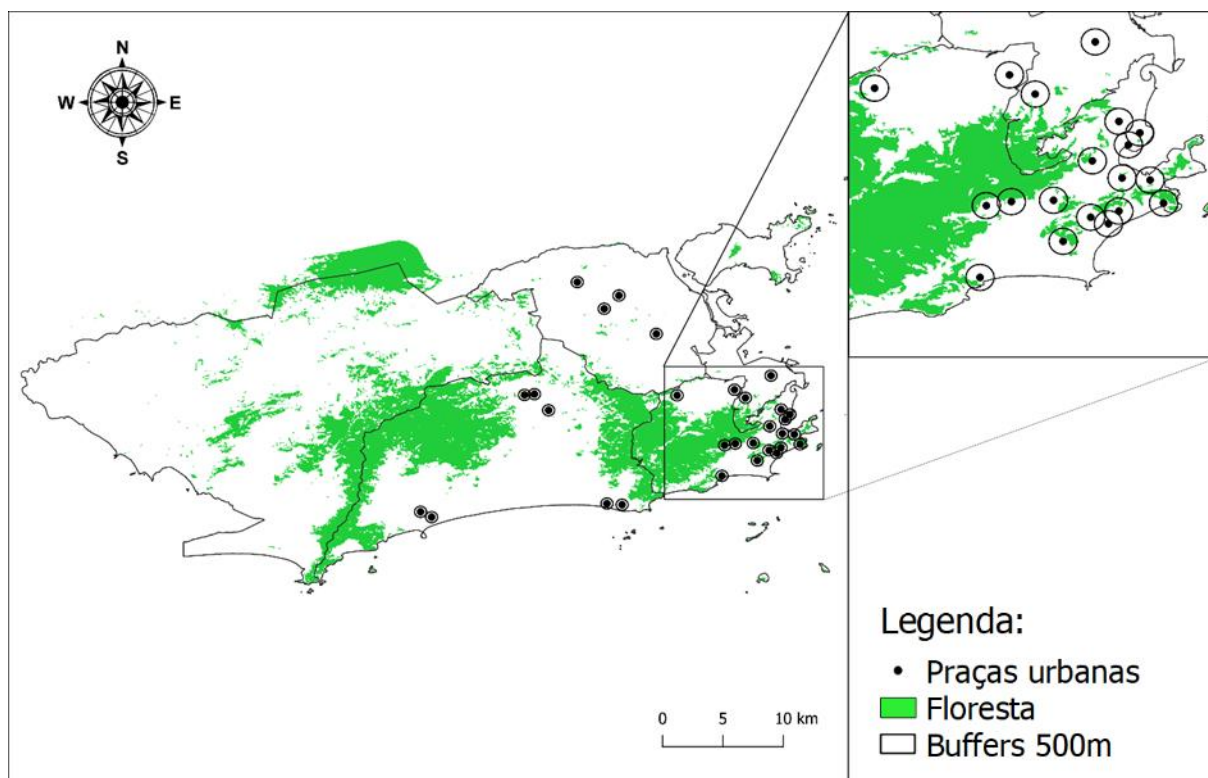


Figura 2. Mapa do município do Rio de Janeiro mostrando a cobertura florestal (MapBiomas, coleção 7.0), as 30 praças amostradas e os buffers de 500 metros de cada praça. Fonte: autor

2.2 Coleta de Dados

2.2.1 Comunidade de formigas

A comunidade de formigas foi amostrada durante os meses de novembro de 2022 a fevereiro de 2023. Foram selecionadas 15 árvores com ao menos 10 cm de diâmetro a altura do peito (DAP) e com uma distância mínima de 10 metros entre elas. Em cada uma dessas árvores foi estabelecida uma estação de coleta com dois pontos de coleta: um sobre o solo e outro sobre o tronco da árvore. Para a coleta de formigas, duas técnicas foram combinadas: coleta de formigas sobre iscas e busca ativa. Para a coleta sobre iscas, foram utilizadas duas iscas de 5g de sardinha em óleo comestível na árvore selecionada, colocadas no tronco a altura do peito em lados opostos e duas iscas de 5g de sardinha em óleo comestível sobre o solo, em cima de um guardanapo, a 1 metro de distância da árvore, com pelo menos 30 cm de distância entre elas. Após 60 minutos de exposição das iscas, as formigas foram coletadas, com pinça e pincel, na árvore e no solo e foram colocadas em recipientes com álcool 70%. Para a busca ativa, foram coletadas as formigas no tronco e no solo próximo as iscas durante dois minutos.

Em laboratório, as formigas foram separadas em morfoespécies e depois levadas para o especialista Jacques Hubert Charles Delabie (CEPLAC/UDESC) para serem identificadas até o menor nível taxonômico possível.

2.2.2 Características locais

Para descrever localmente cada praça, as características consideradas foram: (1) o tamanho da praça; (2) a densidade de lixeiras; (3) o grau de impermeabilização do solo; (4) a

temperatura do ar durante a coleta; (5) o DAP médio das árvores; (6) a cobertura do dossel médio; e (7) a ocorrência de *P. megacephala*.

O tamanho de cada praça foi medido utilizando a ferramenta “medir distância e área” no Google Earth para obter a área em hectares de cada praça. Para determinar a densidade de lixeiras de cada praça, foram contados o número de lixeiras presentes nas mesmas e depois esse número foi dividido pelo tamanho da praça.

O grau de impermeabilização do solo de cada praça foi definido como baixo, moderado ou alto. As praças classificadas com grau baixo de impermeabilização do solo, são aquelas que possuem a superfície do solo coberta por grama; as praças classificadas com grau moderado são àquelas com solo de terra batida compactada e, por fim, as praças classificadas com grau alto de impermeabilização do solo são as praças com solo de concreto (Figura 3).



Figura 3. Representação das três classes de grau de impermeabilização do solo - baixo, moderado e alto - usadas para a classificação das 30 praças estudadas na cidade do Rio de Janeiro, RJ.

A temperatura do ar de cada praça estudada foi medida, com um termômetro de mercúrio, três vezes com intervalos de uma hora entre elas durante o período de amostragem das formigas. A temperatura média de cada praça foi obtida a partir desses três valores.

O DAP da árvore em que as iscas foram colocadas foi medido. O DAP médio de cada praça foi então calculado como a média dos DAP das 15 árvores. Já a cobertura do dossel de cada praça foi determinada da seguinte forma: em cada estação de coleta foram feitas cinco medidas de cobertura de dossel, uma abaixo da árvore e outras quatro feitas em direções opostas e a 1 m de distância da árvore utilizando o aplicativo GLAMA (Gap Light Analysis Mobile App). Para tomar as medidas, o celular foi posicionado a 1,5 m acima do solo. Foi feita a média da porcentagem de cobertura do dossel de cada estação de coleta utilizando as cinco medidas. A cobertura do dossel médio de cada praça foi então calculada como a média dos valores médios das 15 estações de coleta.

A ocorrência de *P. megacephala* em cada praça foi calculada como o número de estações de coleta em que foi registrada em cada praça (0-15).

2.2.3 Características da paisagem

Como descrito na seção “2.1.1 Seleção das praças” foram calculadas PLAND e ED para as três escalas da paisagem (200, 250 e 500 m).

2.3 Análise de Dados

2.3.1 Descrição da comunidade de formigas

Para descrever a comunidade de formigas em cada praça foi contabilizado o número de espécies (riqueza), a ocorrência de formigas e a composição de espécies. Tanto a riqueza quanto a ocorrência foram contabilizadas para diferentes grupos de formigas (todas as nativas, grupos funcionais de nativas e todas as exóticas), mas também de algumas espécies individuais exóticas. A ocorrência de cada uma das espécies presentes em uma praça foi calculada como o número de estações de coleta em que a espécie foi registrada em cada praça (0-15). Foram consideradas as estações de coleta ao invés dos pontos de coleta, pois a distância entre os pontos de coleta não garantiria que formigas de uma mesma colônia não fossem atraídas para iscas em ambos os pontos, o que iria superestimar a ocorrência da espécie em uma praça; enquanto que a distância entre as estações de coleta diminui as chances de formigas da mesma colônia serem atraídas para mais de uma estação de coleta. Para obter a ocorrência de formigas total e por grupo funcional, foram somadas as ocorrências das espécies (Lawes *et al.*, 2017).

As formigas nativas foram classificadas em 11 grupos funcionais. A classificação dos grupos funcionais foi criada a partir da combinação da classificação de Delabie *et al.* (2000) e de dois grupos funcionais (arborícolas consumidoras de pólen e arborícolas predadoras) presentes na classificação de Brandão *et al.* (2012) (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação de formigas em 11 grupos funcionais: dois grupos funcionais propostos por Brandão *et al.* (2012), arborícolas consumidoras de pólen e arborícolas predadoras) e os demais nove grupos funcionais propostos por Delabie *et al.* (2000).

| Grupos funcionais | Descrição |
|---|---|
| Arborícolas consumidoras de pólen | Formigas consumidoras de pólen anemófilo e nidificação arbórea |
| Arborícolas onívoras | Espécies onívoras que nidificam e forrageiam em plantas e, eventualmente ou temporariamente, na serapilheira |
| Arborícolas predadoras | Formigas predadoras que nidificam e forrageiam em plantas e, eventualmente ou temporariamente, na serapilheira |
| Cultivadoras de fungo | Espécies que usam restos de artrópodes e carcaças e/ou material vegetal morto ou vivo para cultivar seu fungo simbiótico |
| Dominantes de solo ou serrapilheira | Espécies que forrageiam no solo ou na vegetação, sendo divididas em: grandes predadoras generalistas e onívoras verdadeiras |
| Formigas legionárias | Também conhecidas como formigas de correição, são espécies predadoras generalistas ou especialistas. |
| Onívoras de serapilheira e necrófagas | Espécies que utilizam várias fontes de alimento e vivem preferencialmente na serapilheira |
| Predadoras crípticas de solo | Espécies que são raramente encontradas e que são exclusivamente crípticas. |
| Predadores especialistas de serapilheira | Espécies que se alimentam de um conjunto restrito de presas e vivem preferencialmente em serapilheira |
| Predadores generalistas de serapilheira | Espécies que se alimentam de vários tipos de presas e vivem preferencialmente na serapilheira |
| Subterrâneas dependentes de cochonilha (honeydew) | Espécies que se alimentam de secreções açucaradas de outros insetos. |

2.4 Análises Estatísticas

2.4.1 Efeitos das características locais e da paisagem sobre a riqueza e ocorrência de formigas em praças

Para investigar os efeitos das características locais e da paisagem sobre as formigas foi feita uma seleção de modelos baseado na teoria da informação (Burnham; Anderson, 2002). Foram construídos modelos simples considerando o efeito de características locais e da paisagem sobre as formigas e também foi construído um modelo nulo que considera que nenhuma característica afeta as formigas. Todos os modelos foram feitos utilizando a distribuição binomial negativa, pois era a melhor distribuição para que os modelos não apresentassem superdispersão. As análises foram feitas separadamente para riqueza e ocorrência de todas as nativas, de grupos funcionais de nativas, de todas as exóticas e de algumas espécies individuais exóticas.

O Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) foi calculado para cada modelo a partir de seus logaritmos de verossimilhança, número de parâmetros e tamanhos de amostragem. O modelo com o menor valor de AICc foi considerado o mais plausível, enquanto que para os modelos alternativos foi estimada as diferenças nos seus valores de AICc em relação ao AICc do modelo mais plausível (ΔAIC), e todos os modelos com $\Delta AIC \leq 2$ foram considerados igualmente plausíveis. No entanto, se o modelo nulo estivesse entre os modelos plausíveis, considerava-se a ausência de efeitos das métricas na variável resposta. Os pesos de Akaike (w_i) expressam a verossimilhança relativa de cada modelo, em uma escala de 0 a 1. Todas as análises foram realizadas em R (R Core Team 2018) com o pacote *bbmle* (Bolker & R Development Core Team 2017) e *MASS* (Venables & Ripley 2002).

Para riqueza e ocorrência de todas as nativas e dos grupos funcionais de nativas foram considerados 10 modelos simples: tamanho da praça, temperatura média, grau de impermeabilização do solo, DAP médio, cobertura do dossel médio, densidade de lixeiras, ocorrência de *P. megacephala*, nulo, PLAND e ED. Para a construção do modelo do tamanho da praça foram utilizadas apenas 29 praças, pois a Praça da República, por ser muito maior que as demais praças, era um valor discrepante.

Como não se sabia qual tamanho de paisagem era o mais adequado para avaliar os efeitos das características da paisagem sobre cada uma das variáveis resposta consideradas, foi necessário fazer uma seleção de modelos para definir qual tamanho de paisagem usar para cada variável resposta. Foram construídos três modelos simples considerando o efeito da métrica PLAND, cada um considerando um dos três tamanhos de paisagem (200, 250 e 500 m) e, da mesma forma, foram construídos três modelos simples considerando o efeito da métrica ED. Todos os modelos foram construídos utilizando a distribuição binomial negativa.

O AICc foi calculado para cada modelo a partir de seus logaritmos de verossimilhança, número de parâmetros e tamanhos de amostragem. O modelo com o menor valor de AICc foi considerado o mais plausível. Com isso, foi possível determinar o tamanho de paisagem que era mais adequado para avaliar o efeito das características da paisagem sobre cada uma das variáveis resposta consideradas.

Para a riqueza e a ocorrência de formigas exóticas e para a ocorrência de formigas exóticas sem a *P. megacephala* e das espécies individuais *P. megacephala* e *Paratrechina longicornis* foram usados os mesmos 10 modelos descritos acima, exceto para a riqueza total,

ocorrência total e ocorrência de *P. megacephala* em que o modelo de ocorrência de *P. megacephala* não foi utilizado. Além disso, o mesmo procedimento para determinar o tamanho da paisagem foi adotado.

2.4.2 Efeitos do grau de impermeabilização do solo e da ocorrência de *P. megacephala* sobre a composição de espécies de formigas em praças

Para avaliar se houve diferença na composição de espécie entre as praças de acordo com o grau de impermeabilização do solo e ocorrência de *P. megacephala* foi feita uma PERMANOVA (Análise permutacional de variância). Ambas as variáveis foram escolhidas, pois são dois fatores que podem ser importantes para determinar a composição de formigas nas praças. Praças com um maior grau de impermeabilização do solo possuem uma menor disponibilidade de locais para nidificação que é um dos principais fatores que podem afetar a composição de formigas (Andersen, 2000). O aumento na ocorrência de *P. megacephala* também pode ser importante, pois devido a algumas características dessa espécie (e.g. agressividade e estratégias de forrageamento) ela é capaz de excluir outras espécies e alterar a estrutura da comunidade de formigas (Dejean *et al.*, 2008; Dejean; Kenne; Moreau, 2007; Vanderwoude; Lobry De Bruyn; House, 2000). A ocorrência de *P. megacephala* foi considerada baixa quando ela ocorria em menos de 50% das estações de coleta e alta quando ela ocorria em mais de 50% das estações de coleta. Foram utilizadas todas as espécies nas análises, sendo que *P. megacephala* foi retirada nas análises em que foram comparadas praças em relação a ocorrência dessa espécie. Os valores de probabilidade da PERMANOVA foram baseados em 999 permutações. Para representar os resultados encontrados na PERMANOVA, foram criados dois NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2019).

Para identificar espécies de formigas significativamente associadas às praças com diferentes graus de impermeabilização e a ocorrência de *P. megacephala* foi feita uma análise de espécies indicadoras (Dufrêne; Legendre, 1997). Os NMDS foram realizados com base em uma matriz de distância calculada com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. As associações de espécies de formigas foram avaliadas usando o pacote “labdsv”. A significância estatística ($p < 0.05$) desta relação é testada através de um teste de permutação ($n = 999$).

3 RESULTADOS

3.1 Descrição da Comunidade de Formigas

Foram capturadas 87 espécies pertencentes a 27 gêneros diferentes e seis subfamílias nas 30 praças amostradas (Anexos A e B). As subfamílias com maior representatividade foram Formicinae com 36 espécies, Myrmicinae com 26 espécies e Pseudomyrmecinae com 9 espécies (Anexo B). Dentre as espécies coletadas se encontram oito espécies exóticas: *Cardiocondyla obscurior*, *Monomorium floricola*, *P. longicornis*, *P. megacephala*, *Pheidole moerens*, *Tapinoma melanocephalum*, *Tetramorium lanuginosum* e *Tetramorium simillimum*. A exótica *P. megacephala* foi encontrada em 29 das 30 praças amostradas e foi a espécie com maior ocorrência nas estações de coleta (n = 190) (Anexo A). Outras espécies com alta ocorrência foram: *Brachymyrmex admotus* (n = 93); *Camponotus crassus* (n = 75); *Brachymyrmex patagonicus* (n = 59) e *P. longicornis* (n = 58) (Anexo A). Os grupos funcionais com maior representatividade foram onívoras de serrapilheira e necrófagas com 32 espécies, arborícolas onívoras com 18 espécies e dominantes de solo e serrapilheira com 10 espécies (Anexo B). Não foram coletadas formigas dos grupos funcionais: formigas legionárias, predadoras crípticas de solo, predadores especialistas de serrapilheira e subterrâneas dependentes de cochonilha (honeydew).

O número de espécies nativas por praça variou de quatro (Praça Cardeal Arcoverde) a 31 (Praça dos Ingleses) (Anexo C, Figura 4). Já os grupos funcionais com maior riqueza de espécies foram as onívoras de serrapilheira e necrófagos, com uma variação de duas a 12 espécies, e as arborícolas onívoras, com uma variação de zero a sete espécies, enquanto os outros grupos são representados por um número semelhante de espécies (Figura 5a).

A ocorrência de formigas nativas por praça variou de oito (Praça Cardeal Arcoverde) a 71 (Praça dos Ingleses) (Figura 4 e 5b). Já os grupos funcionais com maior ocorrência foram as onívoras de serrapilheira e necrófagos, com uma variação de seis a 25 ocorrências, e as arborícolas onívoras, com uma variação de zero a 28 ocorrências, enquanto os outros grupos são representados por uma variação similar na ocorrência de formigas (Figura 5b).

O número de espécies exóticas variou de um a seis. Em relação a ocorrência de espécies exóticas a variação foi de quatro a 19, enquanto a ocorrência de exóticas sem considerar *P. megacephala* foi de zero a 14. Já a ocorrência das duas espécies consideradas individualmente, *P. megacephala* e *P. longicornis*, foi de zero a 15 e zero a 10, respectivamente.

(a)

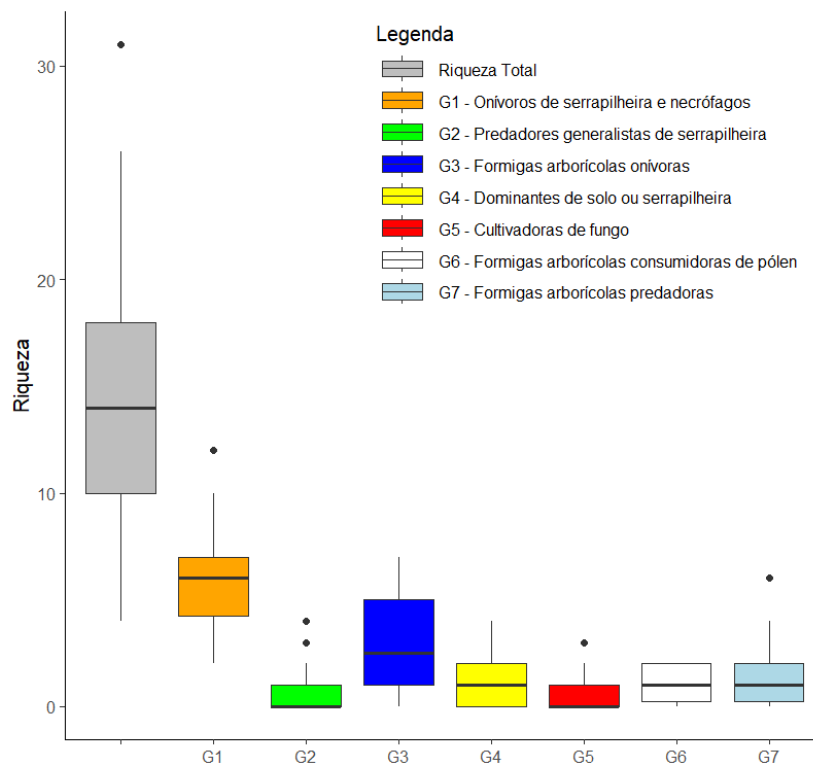


(b)



Figura 4. Duas praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. A (a) Praça dos Ingleses foi a com maior riqueza de espécies de formigas nativas (Fonte: nicelocal.br.com) e a (b) Praça Cardeal Arcoverde foi a com menor riqueza de espécies de formigas nativas (Fonte: copacabana.com).

(a)



(b)

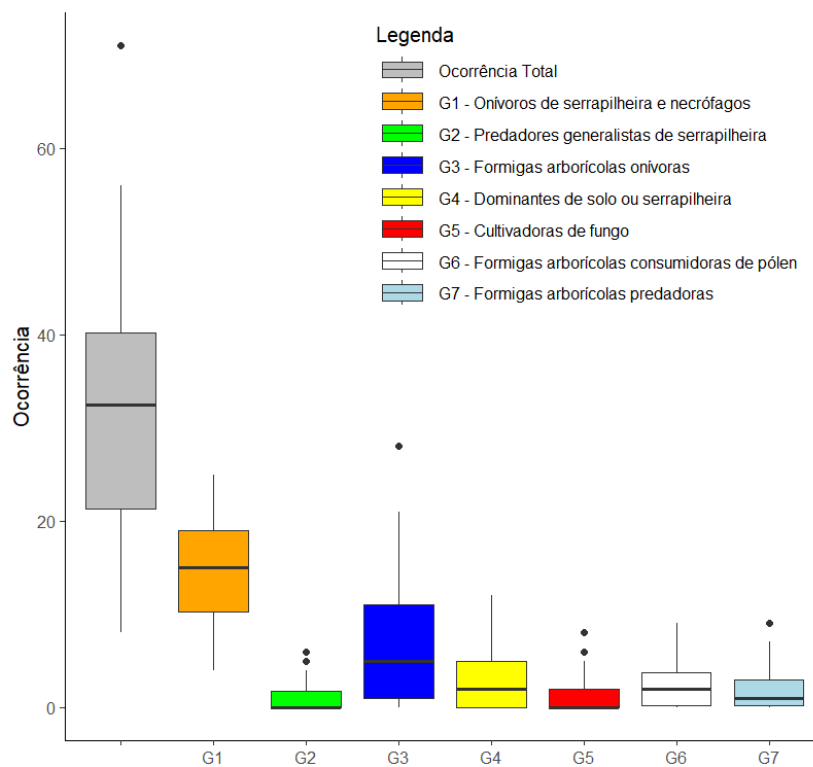


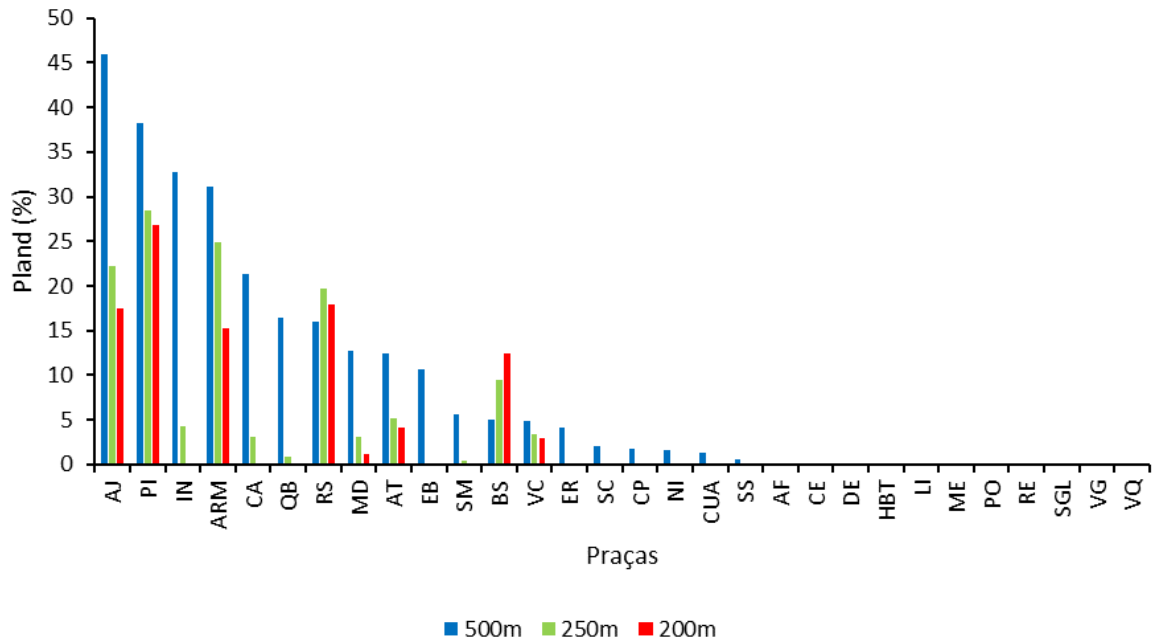
Figura 5. Variação (a) da riqueza e (b) da ocorrência de formigas nativas, total e por grupo funcional, entre as 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro, Brasil.

3.2 Descrição das Características Locais da Praça e da Paisagem

O tamanho das praças variou de 0,2 a 1,8 hectares quando excluída a Praça da República que possui 13,1 hectares e é muito maior que as demais. A temperatura média do ar foi de 30 ± 2 °C, com uma amplitude mínima de 26,7 e máxima de 34,3. Já em relação ao grau de impermeabilização do solo: 12 praças foram classificadas como baixo grau impermeabilização do solo, seis foram classificadas como moderado e 12 foram classificadas como alto grau de impermeabilização do solo. Já a média da cobertura do dossel variou de 38.8 a 63.2% entre as praças. O DAP médio variou de 27,9 a 54,6 cm entre as praças. Em relação a densidade de lixeiras houve uma variação de zero a 40 lixeiras por ha entre as praças. Por fim, a ocorrência de *P. megacephala* em cada praça variou de zero (Praça Medalha Milagrosa) a 15 (Praça da Cetel e Praça Quintino Bocaiuva).

Dentre as paisagens circulares em que as praças selecionadas estão inseridas, 11 não possuem valores de cobertura e configuração florestal em nenhum dos três tamanhos (200, 250 e 500 metros) e, por isso, não possuem valor para as métricas de PLAND e ED (Figura 5). Além disso, das 19 paisagens restantes, as mesmas sete apresentaram valores de PLAND e de ED apenas para paisagens circulares de 500 metros (Figura 6).

(a)



(b)

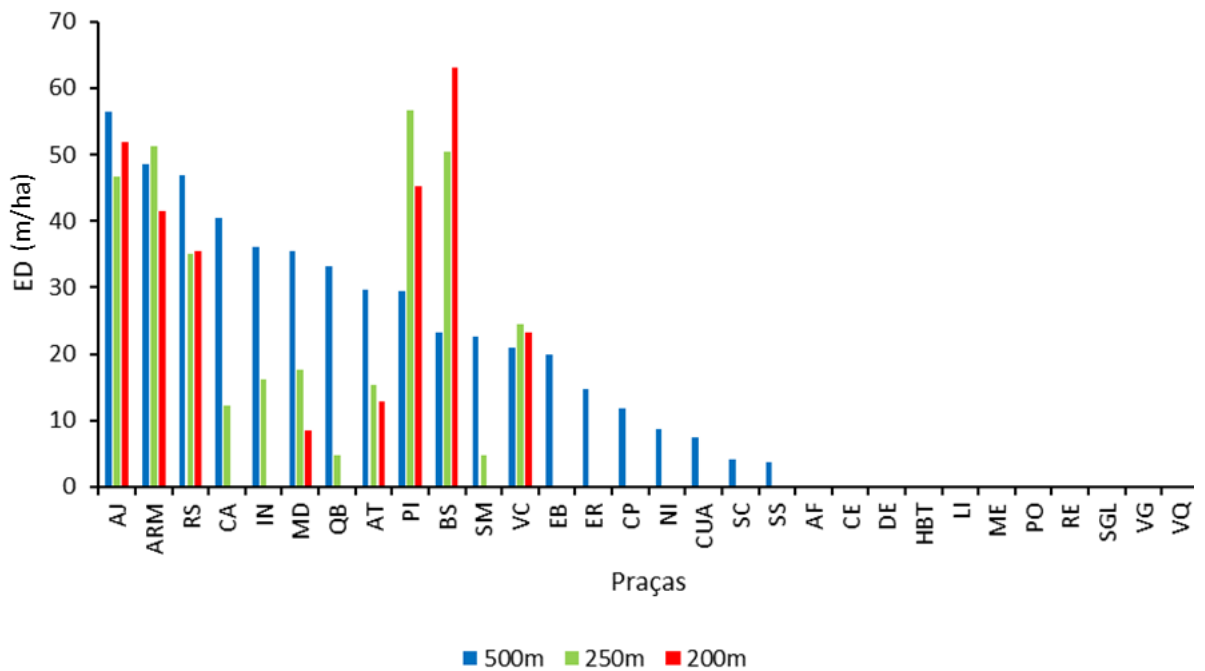


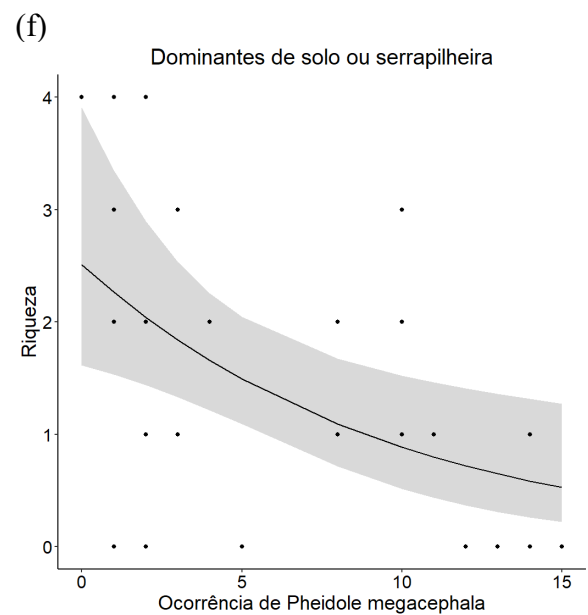
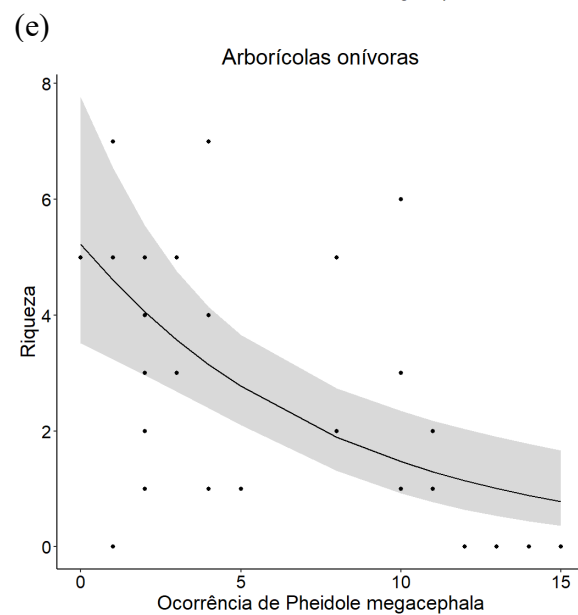
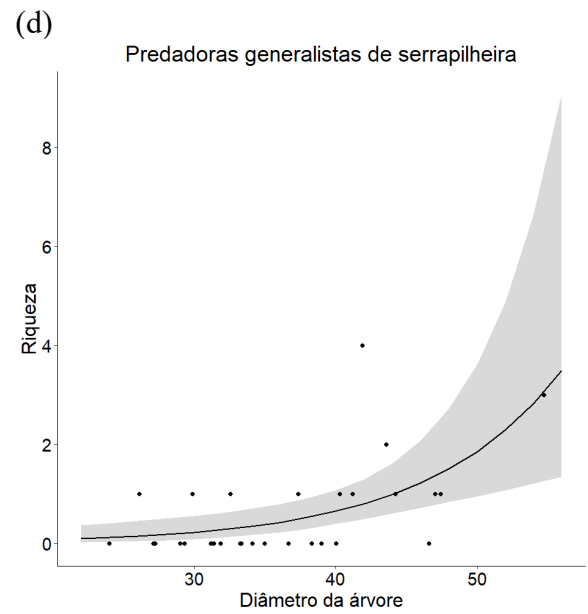
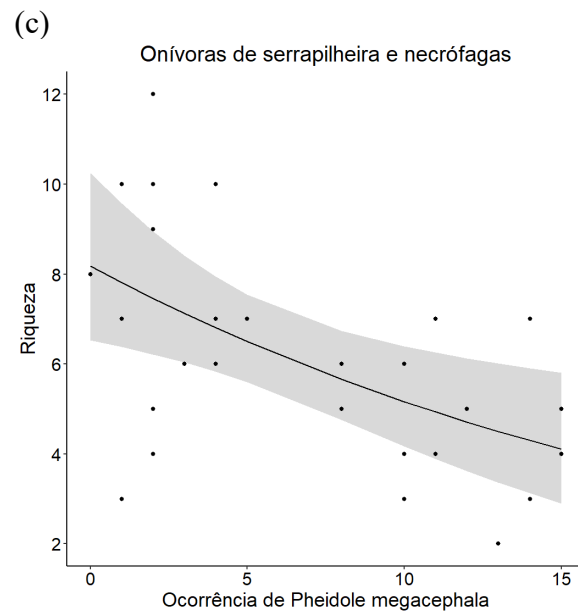
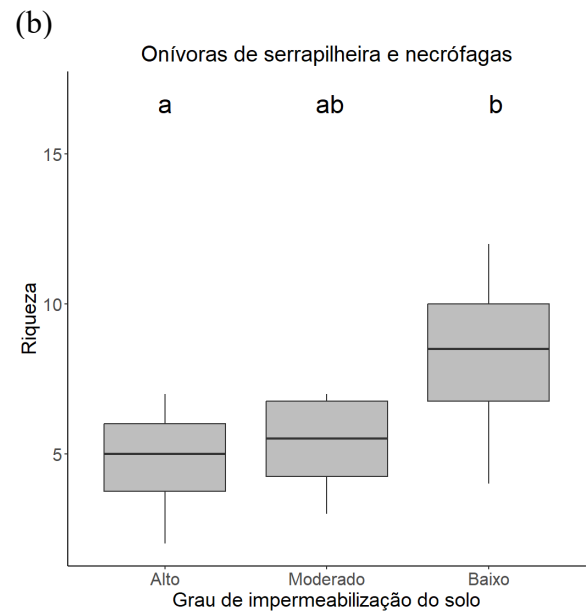
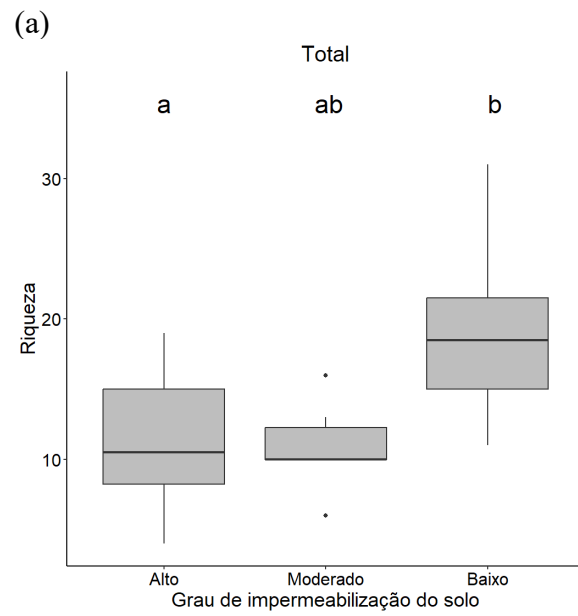
Figura 6. Variação na (a) cobertura florestal (PLAND) e (b) na configuração da vegetação (ED), calculada usando a métrica ED, das paisagens circulares em três tamanhos (200, 250, 500 metros) entre as 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. AF - Praça Afonso Pena; AJ - Praça Almirante Júlio de Noronha; ARM - Praça Professor Arnaldo de Moraes; AT - Praça Atahualpa; BS - Praça Engenheiro Bernardo Saião; CA - Praça Cardeal Arcoverde; CE - Praça da Cetel; CP - Praça Condessa Paulo de Frontin; CUA - Praça Cuauhtemoque; DE - Praça Drault Ernanny; EB - Praça Edmundo Bittencourt; ER - Praça Edmundo Rego; HBT - Praça Heitor Bastos Tigre; IN - Praça dos Ingleses (Dag Hammarskjöld); LI - Praça da Light; MD - Praça Medalha Milagrosa; ME - Praça Albert Sabin (Merk); NI - Praça Nicarágua; PI - Praça Pio XI; PO - Praça do Pomar; QB - Praça Quintino Bocaiuva; RE - Praça da República; RS - Praça Radial Sul; SC - Praça Serzelo Corrêa; SGL - Praça Soldado general da Cruz; SM - Praça Samuel Mac Dowel; SS - Praça São Salvador; VC - Praça da Vista Chinesa; VG - Praça Professora Virginia Cidade; VQ - Praça Vinte e Quatro de Outubro.

3.3 Efeitos das Características Locais e da Paisagem sobre a Riqueza e Ocorrência de Formigas em Praças

A riqueza total de formigas nativas e de onívoras de serrapilheira e necrófagas foi menor em praças que possuíam maior grau de impermeabilização do solo. Além disso, a riqueza de onívoras de serrapilheira e necrófagas também foi menor em praças com uma maior ocorrência de *P. megacephala*. O mesmo foi observado para a riqueza de arborícolas onívoras e dominantes de solo ou serrapilheira. A riqueza de predadoras generalistas de serrapilheira foi maior em praças com maior DAP médio. Já a riqueza de cultivadoras de fungos foi maior em praças com maior cobertura do dossel médio. Por fim, a riqueza de arborícolas predadoras foi maior em praças com uma maior densidade de lixeiras (Tabela 2, Figura 7). Em contrapartida, as características locais (tamanho da praça, temperatura do ar, grau de impermeabilização do solo, cobertura do dossel, DAP, densidade de lixeiras e ocorrência de *P. megacephala*) e da paisagem (cobertura e configuração florestal) não foram consideradas importantes para explicar a riqueza de formigas arborícolas consumidoras de pólen, pois o modelo nulo estava entre os modelos selecionados.

Tabela 2. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a riqueza total de espécies de formigas nativas e dos grupos funcionais: onívoras de serrapilheira e necrófagas, arborícolas onívoras, dominantes de solo ou serrapilheira, predadoras generalistas de serrapilheira, cultivadoras de fungos, arborícolas consumidoras de pólen, arborícolas predadoras em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; Wi: Peso de Akaike (baseado no AICc).

| Variável resposta | Variável explanatória | AICc | $\Delta AICc$ | K | Wi |
|--|--------------------------------------|-------|---------------|---|--------|
| Total | Grau de impermeabilização do solo | 184.1 | 0.0 | 4 | 0.6680 |
| Onívoras de serrapilheira e necrófagas | Grau de impermeabilização do solo | 134.6 | 0.0 | 4 | 0.4973 |
| | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 135.4 | 0.8 | 3 | 0.3262 |
| Predadoras generalistas de serrapilheira | Diâmetro da árvore a altura do peito | 60.3 | 0.0 | 3 | 0.6954 |
| Arborícolas onívoras | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 122.0 | 0.0 | 3 | 0.7912 |
| Dominantes de solo ou serrapilheira | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 92.9 | 0.0 | 3 | 0.6719 |
| Cultivadoras de fungos | Porcentagem de cobertura do dossel | 60.1 | 0.0 | 3 | 0.7798 |
| Arborícolas consumidoras de pólen | Tamanho | 76.7 | 0.0 | 3 | 0.315 |
| | Nulo | 78.2 | 1.5 | 2 | 0.149 |
| | Densidade de lixeiras | 78.3 | 1.6 | 3 | 0.138 |
| Arborícolas predadoras | Densidade de lixeiras | 92.6 | 0.0 | 3 | 0.8277 |



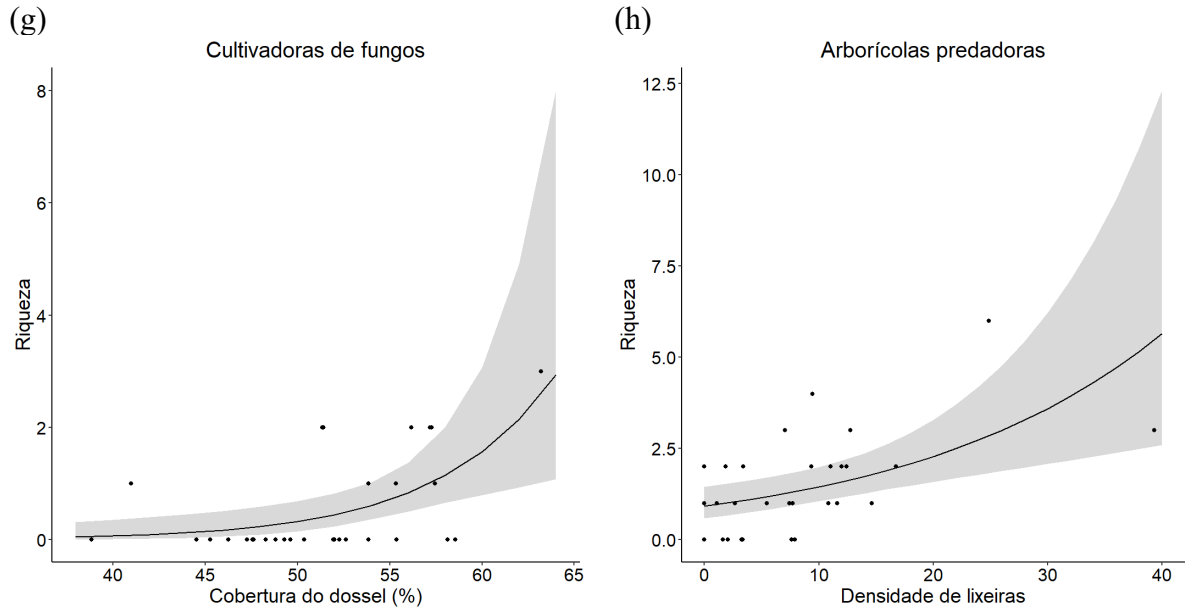
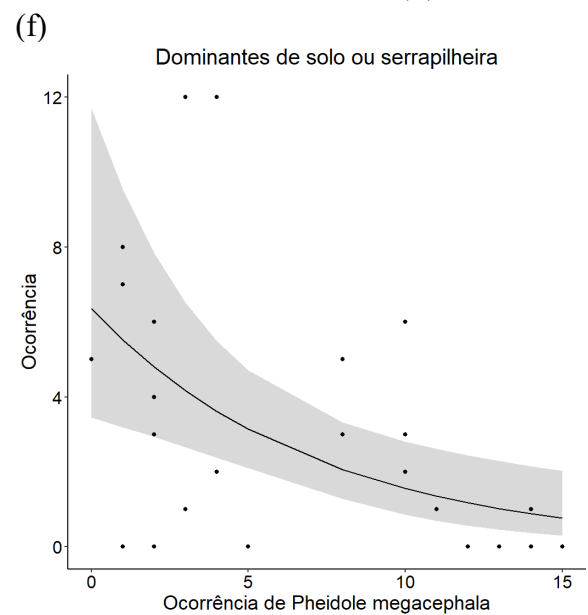
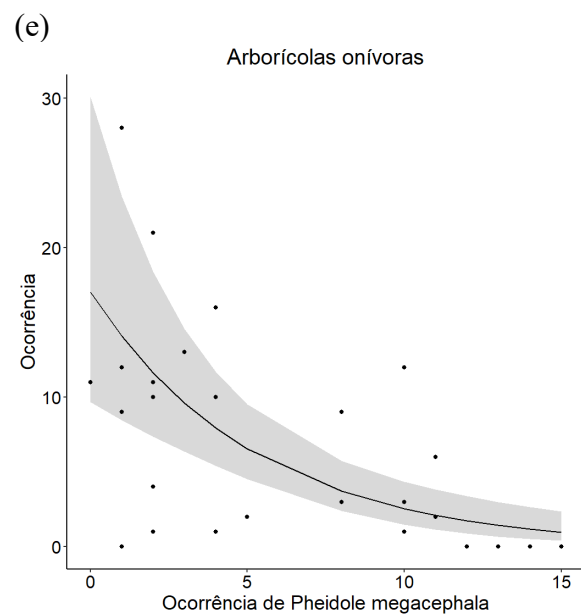
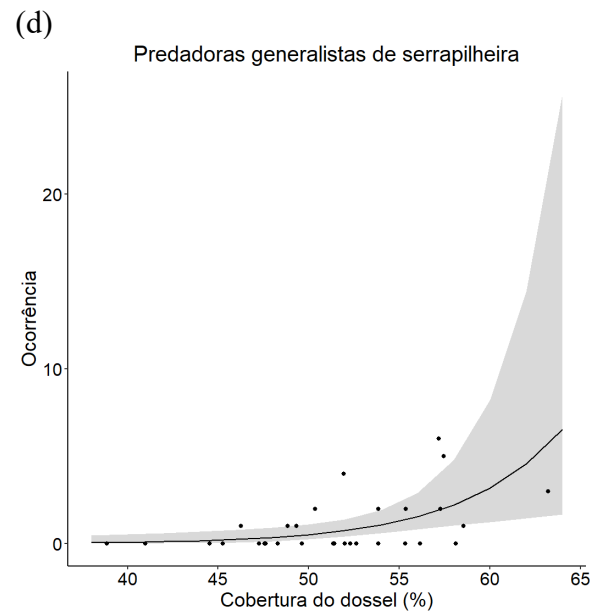
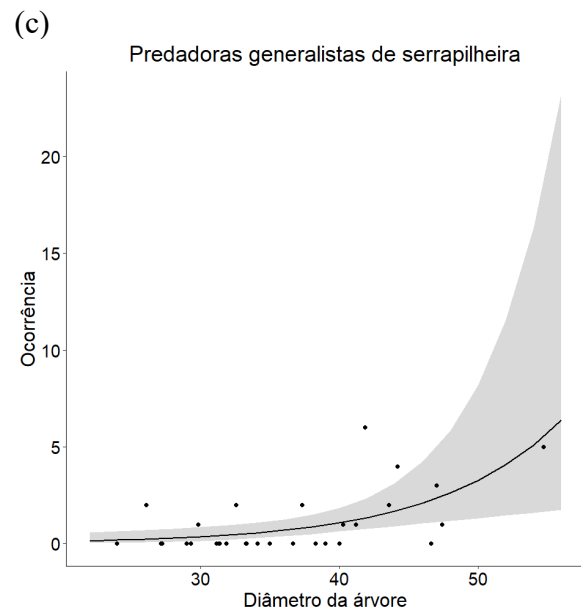
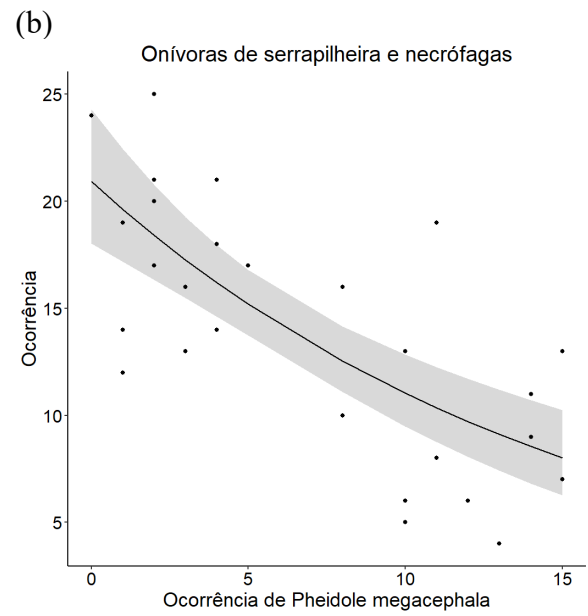
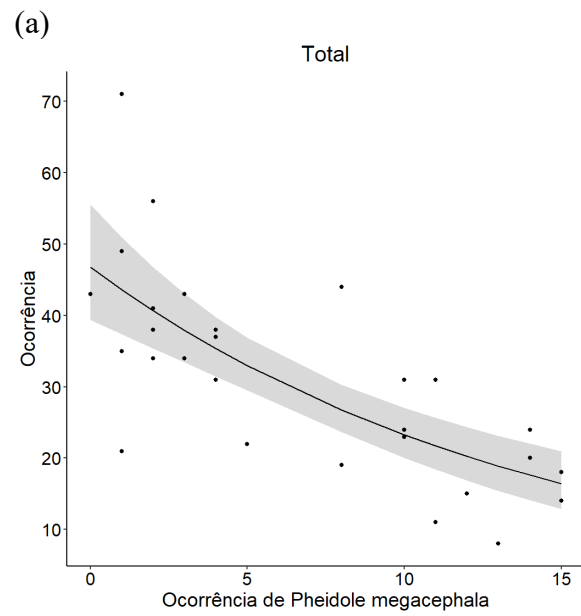


Figura 7. Representação gráfica dos modelos mais plausíveis que descrevem a riqueza total e por guilda de formigas nativas nas 30 praças do Rio de Janeiro, Brasil. Nos gráficos (a) e (b), a linha horizontal principal mostra a mediana, as caixas representam os quartis e as extremidades indicam o máximo ou 1,5 vezes o intervalo interquartil dos dados (o que for menor), os pontos representam valores atípicos e letras de significância diferentes são usadas para indicar grupos estatisticamente diferentes.

A ocorrência total de formigas nativas, de onívoras de serrapilheira e necrófagas, arborícolas onívoras e dominantes de solo ou serrapilheira foi menor em praças com maior ocorrência de *P. megacephala*. A ocorrência de predadoras generalistas de serrapilheira foi maior tanto em praças com maior DAP quanto em praças com maior porcentagem de cobertura florestal. Já a ocorrência de arborícolas predadoras foi maior em praças com uma maior densidade de lixeiras (Tabela 3, Figura 8). Por fim, as características locais e da paisagem também não foram consideradas importantes para explicar a ocorrência de formigas cultivadoras de fungos e arborícolas consumidoras de pólen, pois o modelo nulo estava entre os modelos selecionados.

Tabela 3. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a ocorrência total de espécies de formigas nativas e dos grupos funcionais: onívoras de serrapilheira e necrófagas, arborícolas onívoras, dominantes de solo ou serrapilheira, predadoras generalistas de serrapilheira, cultivadoras de fungos, arborícolas consumidoras de pólen, arborícolas predadoras em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. $AICc$: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o $AICc$ de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; W_i : Peso de Akaike (baseado no $AICc$).

| Variável resposta | Variável explanatória | $AICc$ | $\Delta AICc$ | K | W_i |
|--|--------------------------------------|--------|---------------|---|--------|
| Total | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 222.9 | 0.0 | 3 | 0.927 |
| Onívoras de serrapilheira e necrófagas | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 176.0 | 0.0 | 3 | 0.9948 |
| Predadoras generalistas de serrapilheira | Diâmetro da árvore a altura do peito | 79.8 | 0.0 | 3 | 0.4286 |
| | Porcentagem de cobertura do dossel | 80.1 | 0.3 | 3 | 0.3727 |
| Arborícolas onívoras | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 171.1 | 0.0 | 3 | 0.9330 |
| Dominantes de solo ou serrapilheira | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 135.7 | 0.0 | 3 | 0.5138 |
| | Porcentagem de cobertura do dossel | 137.4 | 1.7 | 3 | 0.2215 |
| Cultivadoras de fungos | Porcentagem de cobertura do dossel | 88.1 | 0.0 | 3 | 0.396 |
| | Nulo | 90.1 | 2.0 | 2 | 0.147 |
| Arborícolas consumidoras de pólen | Tamanho | 127.7 | 0.0 | 3 | 0.285 |
| | Nulo | 128.6 | 1.0 | 2 | 0.176 |
| | Densidade de lixeiras | 128.7 | 1.0 | 3 | 0.149 |
| | Diâmetro da árvore a altura do peito | 128.8 | 1.1 | 3 | 0.165 |
| Arborícolas predadoras | Densidade de lixeiras | 120.7 | 0.0 | 3 | 0.5582 |



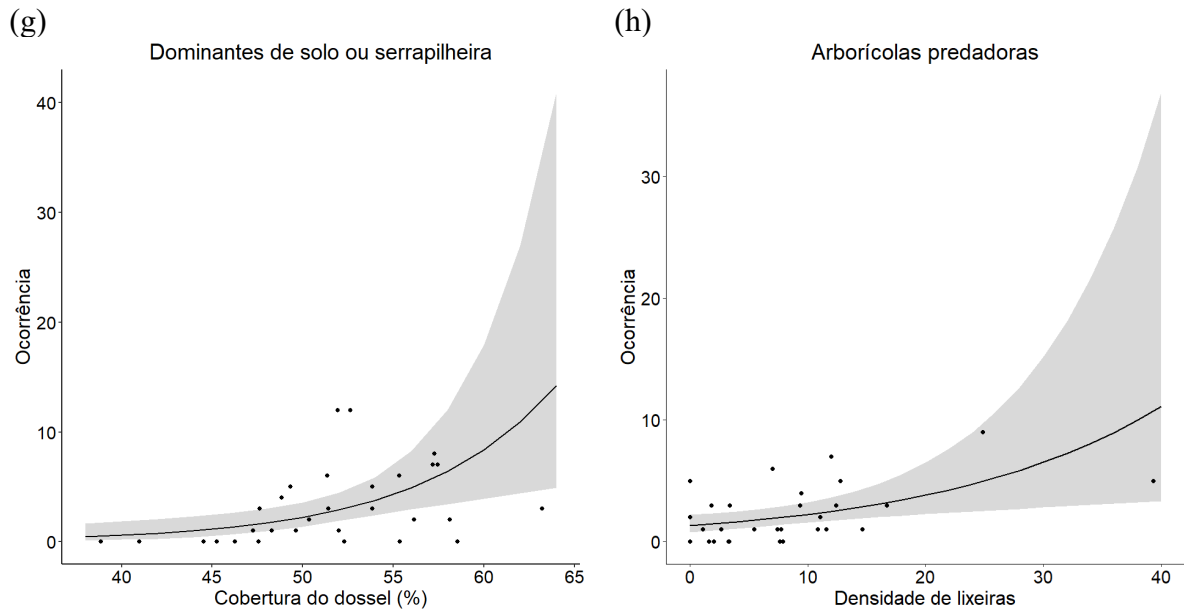
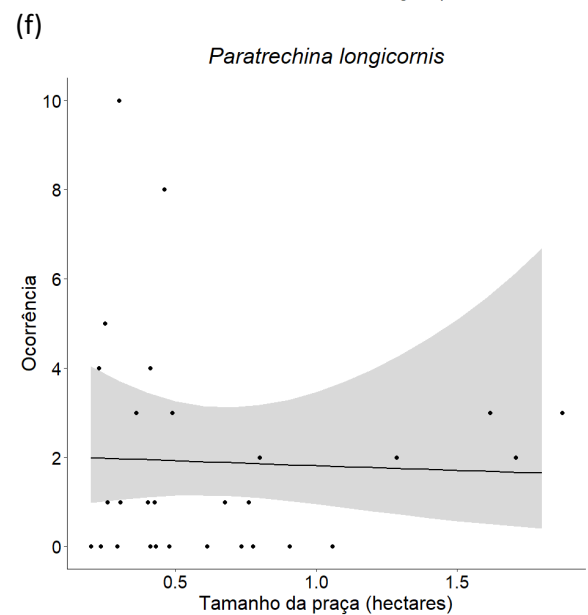
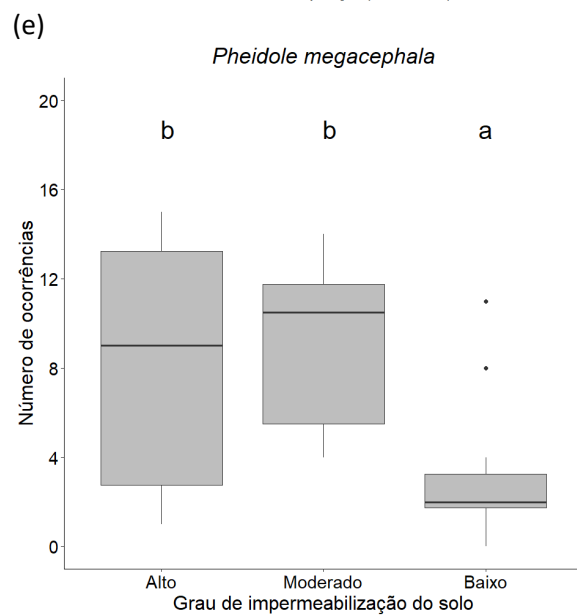
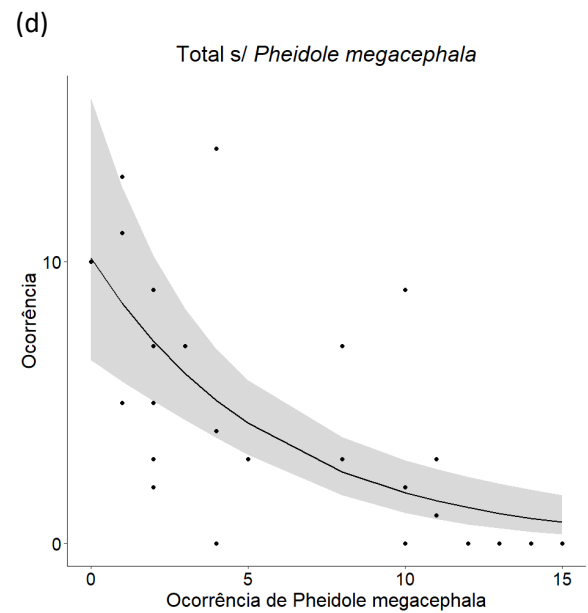
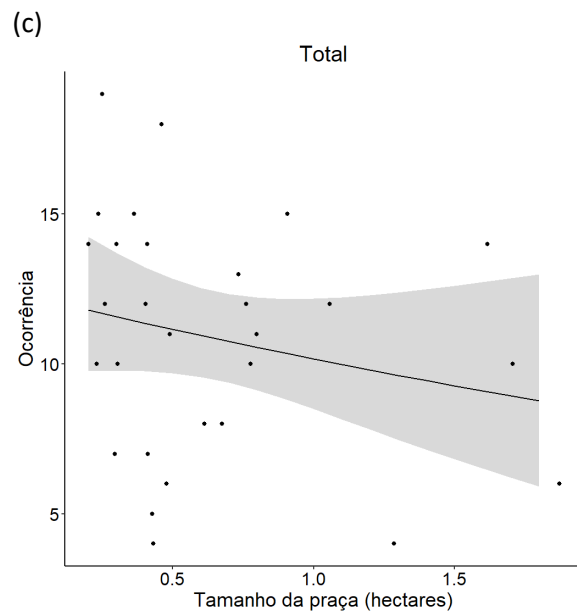
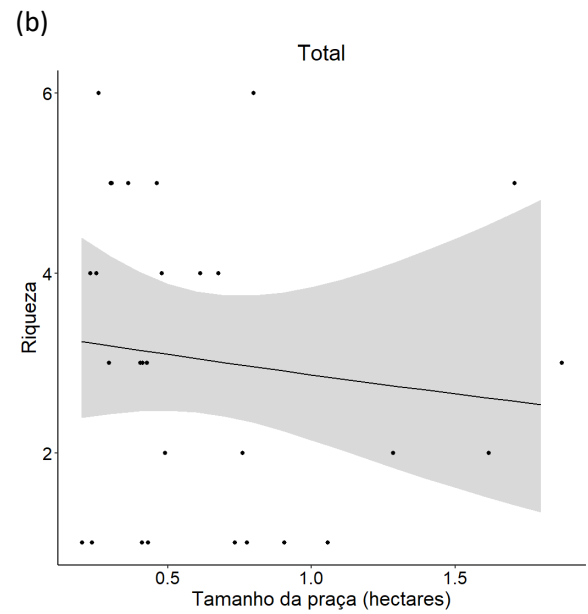
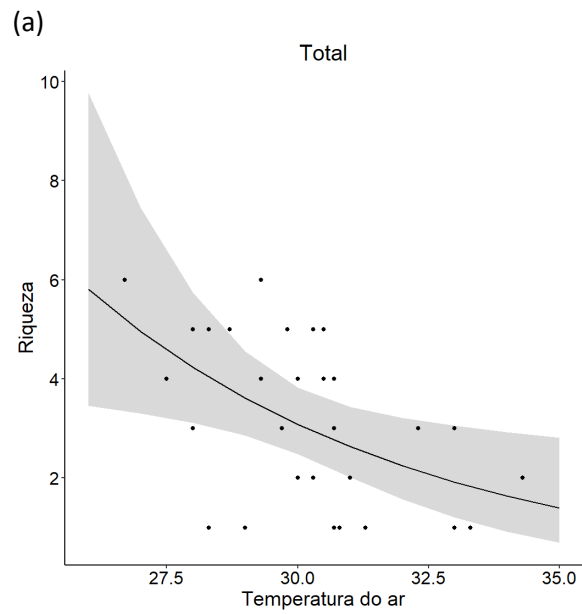


Figura 8. Representação gráfica dos modelos mais plausíveis para descrever a ocorrência total e por grupo funcional de formigas nativas nas 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil.

O aumento da temperatura do ar e do tamanho da praça afetaram negativamente a riqueza total de formigas exóticas. A ocorrência total de exóticas foi maior em praças com um tamanho maior. Já considerando a ocorrência total sem a *P. megacephala* foi observado que as outras sete espécies exóticas foram negativamente afetadas pela ocorrência de *P. megacephala*. Em praças com maior grau de impermeabilização do solo, a ocorrência de *P. megacephala* foi maior. Por fim, a ocorrência de *P. longicornis*, a segunda espécie exótica mais observada, foi negativamente afetada pelo aumento do tamanho da praça e pela cobertura florestal (500m) (Tabela 4, Figura 9).

Tabela 4. Modelos mais plausíveis ($AICc \leq 2$) descrevendo a riqueza e ocorrência total de espécies de formigas exóticas e da ocorrência de exóticas sem considerar *Pheidole megacephala*, de *Pheidole megacephala* e da segunda formiga mais amostrada *Paratrechina longicornis* em 30 praças urbanas no Rio de Janeiro. Se o modelo nulo estiver entre os modelos mais plausíveis, foi assumido que nenhuma das variáveis explanatórias tinha efeito sobre a variável resposta. AICc: Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas; $\Delta AICc$: diferença entre o AICc de um modelo e o modelo mais plausível; K: número de parâmetros estimados; Wi: Peso de Akaike (baseado no AICc).

| Variável resposta | Variável explanatória | AICc | $\Delta AICc$ | K | Wi |
|---------------------------------|-------------------------------------|-------|---------------|---|--------|
| <i>Riqueza de espécies</i> | | | | | |
| Total | Temperatura | 114.8 | 0.0 | 3 | 0.5 |
| | Tamanho da praça | 116.6 | 1.8 | 3 | 0.2 |
| <i>Ocorrência</i> | | | | | |
| Total | Tamanho da praça | 167.3 | 0.0 | 3 | 0.535 |
| Total s/ <i>P. megacephala</i> | Ocorrência de <i>P. megacephala</i> | 145.2 | 0.0 | 3 | 0.9950 |
| <i>P. megacephala</i> | Grau de impermeabilização do solo | 172.2 | 0.0 | 4 | 0.585 |
| <i>Paratrechina longicornis</i> | Tamanho da praça | 115.0 | 0.0 | 3 | 0.363 |
| | PLAND 500m | 115.7 | 0.8 | 3 | 0.245 |



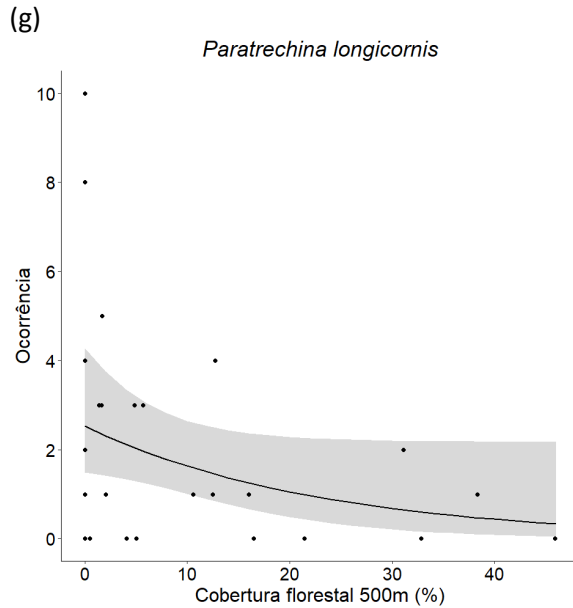
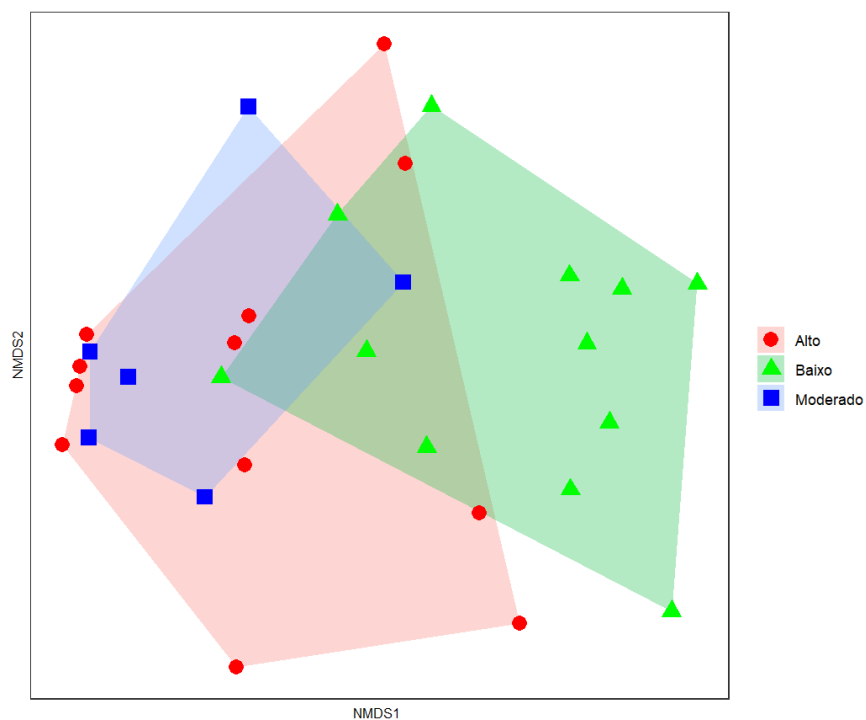


Figura 9. Representação gráfica dos modelos mais plausíveis para descrever a riqueza de espécies e ocorrência total de formigas exóticas e da ocorrência de exóticas sem considerar *Pheidole megacephala*, de *Pheidole megacephala* e de *Paratrechina longicornis* nas 30 praças amostradas no Rio de Janeiro, Brasil. No gráfico boxplot (e) a linha horizontal principal mostra a mediana, as caixas representam os quartis e as extremidades indicam o máximo ou 1,5 vezes o intervalo interquartil dos dados (o que for menor), os pontos representam valores atípicos e letras de significância diferentes são usadas para indicar grupos estatisticamente diferentes.

3.4 Efeitos do Grau de Impermeabilização do Solo e da Ocorrência de *P. megacephala* sobre a Composição de Espécies de Formigas em Praças

A composição de espécies de formigas nas praças foi afetada pelo grau de impermeabilização do solo (PERMANOVA, $F = 2.4783$; $R^2 = 0.15511$; $p = 0.002$; Figura 10a) e pela ocorrência de *P. megacephala* (PERMANOVA, $F = 3.8011$; $R^2 = 0.12007$; $p < 0.001$; Figura 10b). Seis espécies apresentaram uma associação com as praças que tinham baixo grau de impermeabilização do solo (INDVAL, Tabela 5). Nove espécies apresentaram uma associação significativa com praças que tinham baixa ocorrência de *P. megacephala*, enquanto duas espécies apresentaram uma associação significativa com praças que tinham alta ocorrência de *P. megacephala* (INDVAL, Tabela 6).

(a)



(b)

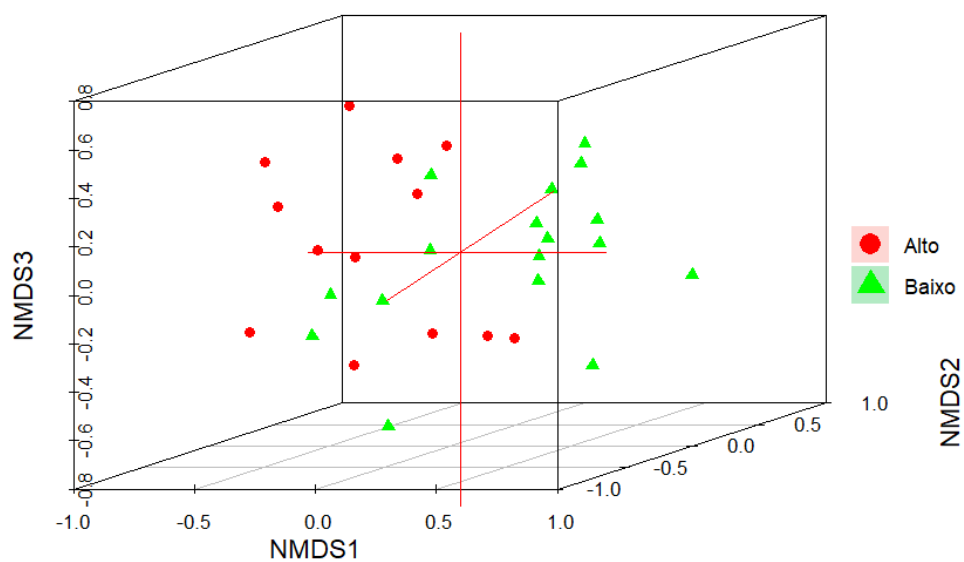


Figura 10. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) representando a composição de espécies em praças com (a) diferentes graus de impermeabilização do solo ($k = 2$, stress = 0.1929186) e de (b) ocorrência de *P. megacephala* ($k = 3$, stress = 0.1629676). Cada ponto representa uma das 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro.

Tabela 5. Espécies de formigas, categorias de grau de impermeabilização do solo e valor de p para análise de espécies indicadoras.

| Espécie | Categoria | INDVAL | Valor de P |
|-------------------------------|------------------|---------------|-------------------|
| <i>Camponotus crassus</i> | Baixo | 0.684 | 0.002 |
| <i>Solenopsis geminata</i> | Baixo | 0.583 | 0.003 |
| <i>Pheidole obscurithorax</i> | Baixo | 0.514 | 0.018 |
| <i>Solenopsis invicta</i> | Baixo | 0.511 | 0.037 |
| <i>Cematomaster erecta</i> | Baixo | 0.505 | 0.022 |
| <i>Pheidole alienata</i> | Baixo | 0.395 | 0.044 |

Tabela 6. Espécies de formigas, categorias de ocorrência de *P. megacephala* e valor de p para análise de espécies indicadoras.

| Espécie | Categoria | INDVAL | Valor de P |
|--------------------------------|------------------|---------------|-------------------|
| <i>Solenopsis invicta</i> | Baixa | 0.685 | 0.003 |
| <i>Pheidole obscurithorax</i> | Baixa | 0.679 | 0.004 |
| <i>Camponotus crassus</i> | Baixa | 0.599 | 0.014 |
| <i>Tapinoma melanocephalum</i> | Baixa | 0.565 | 0.010 |
| <i>Monomorium floricola</i> | Baixa | 0.430 | 0.018 |
| <i>Camponotus fastigatus</i> | Baixa | 0.425 | 0.042 |
| <i>Pheidole alienata</i> | Baixa | 0.381 | 0.038 |
| <i>Pheidole moerens</i> | Baixa | 0.368 | 0.047 |
| <i>Camponotus melanoticus</i> | Baixa | 0.294 | 0.042 |
| <i>Pheidole sp7</i> | Alta | 0.581 | 0.006 |
| <i>Pseudomyrmex sp1</i> | Alta | 0.429 | 0.015 |

4 DISCUSSÃO

Entender como os espaços verdes urbanos podem ajudar a conservar a biodiversidade tem se tornado cada vez mais importante e estudos na literatura mais recentes têm ajudado a compreendermos melhor esse assunto (Angold *et al.*, 2006; Dearborn; Kark, 2010; Faeth; Bang; Saari, 2011; Soanes; Lentini, 2019). Os resultados obtidos neste estudo são importantes para ajudar a aumentar o conhecimento sobre a importância de espaços verdes urbanos na conservação da biodiversidade e podem ajudar a melhorar a maneira como as praças urbanas podem ser utilizadas para esse propósito. Além disso, entender como os efeitos das características locais e da paisagem afetam as formigas nas praças urbanas ajuda a pensar em maneiras de manejo dessas praças visando a conservação nas cidades.

4.1 Comunidade de Formigas

Foram registradas 87 espécies de formigas nas praças urbanas do Rio de Janeiro, sendo que 79 delas são nativas, um número muito semelhante ao observado para o Parque Nacional da Tijuca, também localizado no Rio de Janeiro, e uma das maiores florestas urbanas do mundo (Santos; Delabie; Queiroz, 2019). Também existem outros estudos realizados com praças urbanas que podem ser encontrados aqui no Brasil (Estrada *et al.*, 2014; Pacheco; Vasconcelos, 2007; Vital, 2007), porém a quantidade de praças amostradas e os métodos de coleta utilizados varia, por isso, é difícil fazer uma comparação direta. No estudo realizado por Estrada *et al.* (2014), foram encontradas apenas 44 espécies utilizando iscas de sardinha em um parque e cinco praças no município de Três Rios, (RJ). Já em praças urbanas em Juiz de Fora (MG), foram coletadas 82 espécies de formigas em seis praças e foram combinados diferentes métodos de coleta (isca, *pitfall traps*, extrator Winkler) (Vital, 2007). Já em Uberlândia (MG) foram registradas 102 espécies de formigas em 14 praças utilizando *pitfall traps* (Pacheco; Vasconcelos, 2007).

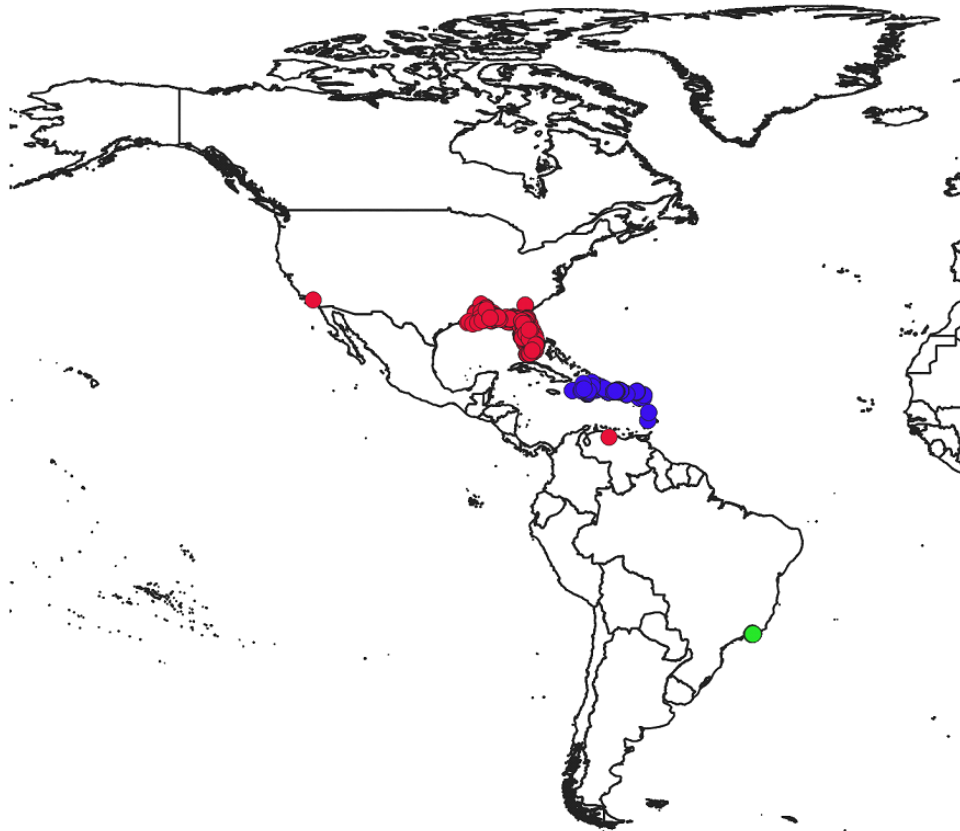
Vale ressaltar que a utilização do método de coleta com isca atrativa tem suas limitações e que métodos como *pitfall traps* e extrator Winkler podem ser mais eficientes (Bestelmeyer *et al.*, 2000; Lopes; Vasconcelos, 2008). Esse é um método que devido ao tipo de isca utilizada, neste caso a sardinha, pode não atrair determinadas espécies de formigas (Bestelmeyer *et al.*, 2000). Por isso, grupos de formigas como as cultivadoras de fungos podem não ter sido devidamente amostradas. Além disso, pode ocorrer um problema de que espécies mais dominantes são mais amostradas enquanto algumas outras espécies que podem estar presentes no local não são amostradas por terem sido expulsas das iscas antes da coleta ser realizada (Bestelmeyer *et al.*, 2000). No entanto, vale ressaltar que para diminuir os efeitos de algumas dessas limitações a distribuição dos pontos de coleta foi feita de tal forma que a maior parte de cada praça fosse amostrada e as coletas foram realizadas não só nas iscas como também ao redor delas. Outro ponto importante é que foram utilizadas mais de uma isca por ponto de coleta e por estrato, fazendo com que os efeitos da dominância de algumas formigas fossem mitigados. Por fim, é importante também considerar que devido ao estudo ter sido realizado em praças públicas que são muito utilizadas para lazer seria difícil a utilização de *pitfall traps* e que a falta de uma camada de serrapilheira na grande maioria das praças também impediria o uso da técnica do extrator Winkler.

Dentre as espécies encontradas nas praças foi coletada a *Atta robusta* que é uma espécie considerada vulnerável de extinção (ICMBIO, 2018). Essa espécie é endêmica de áreas de restinga do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Teixeira; Schoereder; Mayhé-Nunes, 2003). Nesses ambientes, *A. robusta* tem papel importante na dispersão de sementes, pois as sementes próximas aos ninhos dessa espécie tem maiores chances de germinarem devido a redução de ataque por fungos e limpeza das sementes promovida pelas formigas (Teixeira, 2007). Devido sua distribuição geográfica restrita e às mudanças antrópicas na estrutura da vegetação das restingas (Rocha *et al.*, 2007) as populações dessa espécie se encontram ameaçadas (Fowler, 1995; Queiroz; Dáttilo; Delabie, 2023).

Das oito formigas exóticas coletadas, seis (*C. obscurior*, *M. floricola*, *P. longicornis*, *P. megacephala*, *T. melanocephalum* e *T. simillimum*) já haviam sido documentadas anteriormente no município do Rio de Janeiro por Campos (2015) e Santos *et al.* (2019). No entanto, as espécies exóticas *T. lanuginosum*, uma espécie cosmopolita, e *P. moerens*, uma espécie Neotropical, ainda não tinham sido registradas no Brasil. Elas foram encontradas em oito das 30 praças urbanas amostradas e foram coletadas tanto no solo quanto em árvores (Anexo A e B). *P. moerens* é nativa da região Neotropical, especificamente das Índias Ocidentais (Wetterer, 2021), mas ocorre como espécie exótica no oeste e sudeste dos Estados Unidos (Martinez, 1997; Martinez *et al.*, 2011) (Figura 11a). A cosmopolita *T. lanuginosum* é nativa do Leste Asiático tropical e subtropical e também parece ser nativa do norte da Austrália e do oeste da Oceania (Wetterer, 2010) (Figura 11b). Ocorre como espécie exótica no norte da Europa, Madagascar e grupos de ilhas vizinhas, África tropical, Mediterrâneo, sudeste dos Estados Unidos (Wetterer, 2010) e região Neotropical onde já foi relatado na Guiana Francesa (Franco *et al.*, 2019), México (Rosas-Mejía *et al.*, 2021) e Índias Ocidentais (Lubertazzi, 2019; Wetterer, 2010) (Figura 11b).

Apesar dessas espécies estarem se espalhando para outras regiões, ainda há poucas informações sobre os efeitos dessas espécies sobre as comunidades nativas. Apenas Stuart *et al.* (2003) avaliaram os efeitos da introdução de *P. moerens* e relataram que, por meio da predação, *P. moerens* tinha potencial para ajudar a controlar o gorgulho da raiz cítrica *Diaprepes abbreviatus* (Coleoptera, Curculionidae) na Flórida. Por outro lado, Wetterer (2010) relatou que as populações de *T. lanuginosum* estão crescendo em várias ilhas onde foi introduzida, como as ilhas de Wallis e Futuna, no Pacífico central, e a ilha de Clipperton, no Pacífico oriental, possivelmente devido a pouca concorrência com outras formigas dominantes. Este crescimento populacional alarmante sugere que *T. lanuginosum* tem potencial para se tornar uma espécie invasora (Wetterer, 2010). Portanto, é de suma importância registrar e acompanhar a introdução dessas espécies exóticas no Brasil e no mundo para evitar invasões biológicas indesejadas.

(a)



(b)

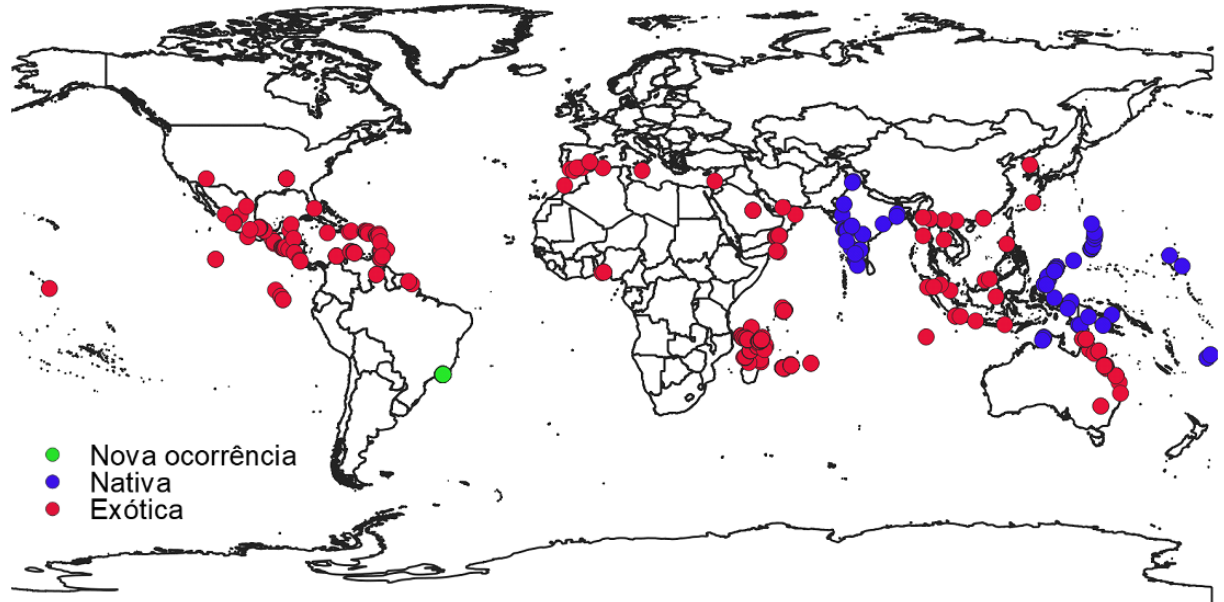


Figura 11. Registros de (a) *Pheidole moerens* e (b) *Tetramorium lanuginosum* retirados do Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade (GBIF) e do Biodiversidade Global de Formigas (GABI).

4.2 Efeitos das Características Locais e da Paisagem sobre a Riqueza e Ocorrência de Formigas em Praças

No geral, as características da paisagem não se mostraram importantes para explicar a variação na riqueza e ocorrência de formigas nativas. No entanto, isso pode ser devido a 11 das praças amostradas não terem valores de cobertura e configuração florestal em nenhuma das três escalas de tamanho. Já em relação às características locais, a ocorrência de *P. megacephala*, o grau de impermeabilização do solo e a cobertura do dossel se mostraram as variáveis mais importantes. Embora na literatura seja possível encontrar estudos que encontraram efeitos causados por mudanças na cobertura e configuração florestal sobre as formigas (García-Martínez *et al.*, 2017; Solar *et al.*, 2016), os efeitos causados por fatores locais parecem ser mais importantes para explicar mudanças nas comunidades de formigas (De La Mora; Murnen; Philpott, 2013; Debuse; King; House, 2007). O DAP médio e a densidade de lixeiras também foram importantes para explicar a riqueza e ocorrência de alguns grupos funcionais de formigas. Já a temperatura do ar e o tamanho das praças não se mostraram importantes para explicar a riqueza e a ocorrência de formigas nativas. Embora na literatura a temperatura seja um fator importante que afeta as comunidades de formigas (Liu *et al.*, 2019; Parr; Bishop, 2022), como neste estudo foi considerada a temperatura do ar durante a coleta de dados e todas as coletas foram feitas durante o verão e no mesmo horário, a mesma não variou muito e, por isso, pode não ter sido importante.

Espécies invasoras têm sido reconhecidas globalmente como uma grande ameaça à biodiversidade, bem como à agricultura e outros interesses humanos (Pyšek; Richardson, 2010). A invasão biológica é mais comum em ecossistemas alterados, porque a ausência de predadores/competidores, combinada com modificações na estrutura do habitat, disponibilidade de recursos e regimes de perturbação, cria oportunidades favoráveis para a proliferação de espécies exóticas (Meyerson; Mooney, 2007; Pyšek; Richardson, 2010; Wang *et al.*, 2021). As cidades são exemplos de ecossistemas alterados, sendo vulneráveis à invasão biológica devido à interferência humana (McDonald; Marcotullio; Güneralp, 2013; Meyerson; Mooney, 2007).

Neste estudo, os resultados indicam que a maior ocorrência de *P. megacephala* nas praças afetou negativamente a comunidade de formigas nativas e também os grupos funcionais de onívoras de serapilheira e necrófagos, arborícolas onívoras e dominantes de solo ou serapilheira. Isso pode ser devido a essa espécie ter uma grande capacidade de invadir o ninho de outras formigas em seu ambiente de origem e também em locais em que foi introduzida, sendo capaz de competir com espécies dominantes e excluir competitivamente outras espécies de formigas tanto no estrato arbóreo quanto no solo e, por consequência, reduzir a riqueza e a abundância de formigas (Dejean *et al.*, 2008; Dejean; Kenne; Moreau, 2007; Vanderwoude; Lobry De Bruyn; House, 2000). Essa é uma espécie invasora que também está presente em outros espaços verdes urbanos no Rio de Janeiro (Santos; Delabie; Queiroz, 2019) e é uma espécie normalmente associada a áreas mais degradadas (Pacheco; Vasconcelos, 2007; Santos; Delabie; Queiroz, 2019).

Os resultados também mostraram que o aumento no grau de impermeabilização do solo diminuiu a riqueza de formigas nativas e de onívoras de serapilheira e necrófagos. Outros estudos também já observaram que o aumento na impermeabilização do solo pode ter um efeito negativo nas comunidades de formigas e de outros invertebrados, podendo alterar a riqueza, abundância e a composição de espécies (Korányi *et al.*, 2021; Kotze *et al.*, 2022; Rocha; Fellowes, 2020). Isso pode ser devido ao maior grau de impermeabilização do solo limitar a disponibilidade de locais para a nidificação, já que várias formigas nidificam no solo/serapilheira, e também diminuir a umidade do solo (Kotze *et al.*, 2022; Vepsäläinen;

Ikonen; Koivula, 2008). Segundo Andersen (2000), a disponibilidade de locais para nidificação está entre os principais fatores que influenciam na estrutura da comunidade de formigas. Sendo assim, praças em que a superfície do solo se tornou pouco permeável devido a utilização de concreto e outros materiais e também a ausência de serrapilheira (as calçadas serem varridas faz com que recursos importantes para nidificação na serrapilheira sejam retirados do ambiente) pode impedir que diversas espécies de formigas possam se estabelecer nesses locais.

Com exceção de *Sericomyrmex mayri*, todas as outras espécies de cultivadoras de fungos coletadas são formigas cortadeiras tanto do gênero *Atta* quanto *Acromyrmex*. Sendo assim, a observação de um efeito positivo da cobertura do dossel sobre a riqueza desse grupo funcional pode ser devido a maior disponibilidade de folhas para serem utilizadas para o cultivo de fungos (Steadman *et al.*, 2020). Além disso, algumas formigas cortadeiras também parecem precisar de uma certa quantidade de cobertura do dossel próximo ao ninho para manter um microclima adequado (Van Gils, 2012; Van Gils; Vanderwoude, 2012). O efeito positivo do aumento da cobertura do dossel sobre as formigas predadoras generalistas de serrapilheira e de dominantes de solo pode ser devido às árvores ajudarem na regulação da temperatura do solo (Ziter *et al.*, 2019), permitindo um microclima adequado para essas formigas se estabelecerem.

A presença de árvores com maior diâmetro normalmente está associada a uma maior disponibilidade de microhabitats e de recursos (Asbeck *et al.*, 2019; Knuff *et al.*, 2020). O aumento no diâmetro das árvores em conjunto com outros atributos da vegetação também está associado ao aumento de alguns grupos de artrópodes, como aranhas e besouros (Dampney *et al.*, 2022). Isso pode significar que essas praças conseguem comportar uma maior riqueza e/ou abundância de outros invertebrados que poderiam servir como recurso para essas formigas. A partir dos resultados pode-se observar que o aumento no DAP médio das praças afetou positivamente a riqueza e ocorrência de formigas predadoras generalistas de serrapilheira. Embora as formigas predadoras generalistas de serrapilheira sejam predominantemente de solo, algumas dessas espécies também forrageiam sobre a vegetação.

Neste estudo, o grupo funcional de predadoras arborícolas é formado por formigas apenas do gênero *Pseudomyrmex*. Surpreendentemente, tanto a riqueza quanto a ocorrência desse grupo funcional foram positivamente afetadas pela densidade de lixeiras. A literatura mostra a associação de algumas espécies de formigas com lixo urbano (Penick; Savage; Dunn, 2015; Youngsteadt *et al.*, 2015). Por exemplo, Youngsteadt *et al.* (2015) observaram que as formigas, e alguns outros artrópodes, são responsáveis pela remoção de grande parte do lixo nas ruas de Manhattan nos Estados Unidos, ajudando a limitar o número de ratos ao competirem pelos mesmos recursos. No entanto, apesar da associação entre as formigas do gênero *Pseudomyrmex* e a disponibilidade de lixo no meio urbano, não está claro o porquê ela acontece.

As formigas são organismos sensíveis a mudanças de temperatura, podendo sofrer redução na abundância e na riqueza de espécies e também alterações nas atividades de forrageamento e nas interações com outros organismos (Parr; Bishop, 2022; Roeder; Roeder; Bujan, 2021). No entanto, a literatura mostra que o aumento da temperatura pode beneficiar espécies exóticas, pois essas espécies possuem uma maior capacidade de se adaptar a mudanças de temperatura (Bertelsmeier; Blight; Courchamp, 2016; Finch *et al.*, 2021). No entanto, surpreendentemente, apenas as espécies exóticas foram afetadas negativamente pelo aumento da temperatura do ar. O efeito negativo do tamanho da praça sobre as formigas exóticas pode ser devido a elas terem maior facilidade de invadir ambientes menores e mais alterados (Gibb; Hochuli, 2002; Philpott *et al.*, 2009) enquanto que ambientes maiores favorecem as espécies nativas devido a características de habitat e disponibilidade de fontes de alimento mais diversas (Carpintero; Reyes-López, 2014; Gibb; Hochuli, 2002; Philpott *et al.*, 2009). Também foi

observado que a ocorrência de *P. megacephala* é maior em praças com maior grau de impermeabilização do solo, mostrando que assim como observado por Pacheco e Vasconcelos (2007) essa espécie parece ser uma indicadora de ambientes mais alterados. Um outro resultado bastante interessante foi de que a *P. megacephala* não só afeta negativamente as formigas nativas como também parece afetar outras espécies exóticas reduzindo a ocorrência delas. Esses resultados mostram que como medida para ajudar no controle das espécies exóticas é importante gerir as praças urbanas de um modo a diminuir o grau de impermeabilização do solo e ter praças maiores.

4.3 Efeitos do Grau de Impermeabilização do Solo e da Ocorrência de *P. megacephala* sobre a Composição de Espécies de Formigas em Praças

A maior ocorrência de *P. megacephala* se mostrou um fator importante para alterar a composição de formigas das praças. Além disso, praças com grau moderado e alto de impermeabilização tem uma composição de espécies parecida entre si, enquanto que praças com baixo grau de impermeabilização parece ter uma composição de espécies diferente das outras praças, principalmente em comparação com as praças de grau moderado. Como dito anteriormente a *P. megacephala* é uma espécie exótica capaz de alterar a comunidade de formigas nativas no ambiente em que ela é introduzida e, por isso, deve-se pensar em medidas para controlar essa e outras espécies exóticas (Dejean *et al.*, 2007, 2008). Além disso, o grau de impermeabilização se mostrou um fator importante para também alterar a comunidade de formigas. Em praças em que a superfície é praticamente toda coberta por concreto é difícil para algumas espécies conseguirem se estabelecer, pois elas não têm como construir seus ninhos. Além disso, normalmente nessas praças a quantidade de árvores é bem mais limitada, logo há poucos locais para que espécies de formigas arborícolas possam se estabelecer.

Já a análise de espécies indicadoras mostrou que espécies como *Pheidole obscurithorax*, *Solenopsis germinata* e *Solenopsis invicta* que são espécies de áreas abertas (Storz; Tschinkel, 2004; Trager, 1991) estão associadas a praças com menor grau de impermeabilização do solo. Além disso, *Camponotus crassus*, *P. obscurithorax* e *S. invicta* estão associadas tanto a praças com menor grau de impermeabilização do solo quanto a praças com menor ocorrência de *P. megacephala*. Isso pode indicar que, como observado anteriormente, *P. megacephala* se beneficia do aumento do grau de impermeabilização do solo nas praças enquanto que essas espécies talvez tenham dificuldade de se estabelecer, pois são espécies que fazem ninho no solo (Lange *et al.*, 2019; Storz; Tschinkel, 2004; Trager, 1991).

5 CONCLUSÃO

Praças urbanas têm um enorme potencial para a conservação da biodiversidade. Praças e outros espaços verdes urbanos podem ajudar a amenizar os efeitos da urbanização e conservar espécies nativas em áreas urbanas (Faeth; Bang; Saari, 2011; Soanes; Lentini, 2019). As praças urbanas do Rio de Janeiro apresentam uma grande riqueza de formigas; foram registradas 79 espécies de formigas nativas, número muito semelhante ao observado no Parque Nacional da Tijuca, também localizado no Rio de Janeiro, e uma das maiores florestas urbanas do mundo (Santos; Delabie; Queiroz, 2019). No entanto, são necessárias medidas para controlar espécies exóticas, como a *P. megacephala*, que estejam causando efeitos negativos sobre as formigas nativas. Além disso, para maximizar a conservação de formigas nativas nas praças é necessário diminuir o grau de impermeabilização do solo, aumentar o número de árvores e, consequentemente, aumentar a cobertura do dossel, e, se possível, quando novas praças forem estabelecidas que elas apresentem áreas de pelo menos 1 hectare. Com isso, essas alterações nas características locais garantem praças mais ricas de formigas e de outras espécies. Além disso, praças mais biodiversas podem prestar mais serviços ecossistêmicos (e.g. controle de pragas, ciclagem de nutrientes) que são importantes para quem vive nas cidades (Elizalde *et al.*, 2020; Perfecto; Philpott, 2023).

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABENSPERG-TRAUN, M. *et al.* Biodiversity indicators in semi-arid, agricultural Western Australia. **Pacific Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 375–389, 1996.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDERSEN, A. N. Global ecology of Rainforest ants. In: D. AGOSTI, J. D. MAJER, L. E. ALONSO, & T. R. S. (Ed.). **Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington & London: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 25–34.
- ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350–362, 2019.
- ANGOLD, P. G. *et al.* Biodiversity in urban habitat patches. **Science of the Total Environment**, v. 360, n. 1–3, p. 196–204, 2006.
- ARONSON, M. F. J. *et al.* Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. **Ecology**, v. 97, n. 11, p. 2952–2963, 2016.
- ARONSON, M. F. J. *et al.* Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 4, p. 189–196, 2017.
- ASBECK, T. *et al.* Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. **Forest Ecology and Management**, v. 432, n. September 2018, p. 400–408, 2019.
- BERTELSMEIER, C.; BLIGHT, O.; COURCHAMP, F. Invasions of ants (Hymenoptera: Formicidae) in light of global climate change. **Myrmecological News**, v. 22, n. February, p. 25–42, 2016.
- BESTELMEYER, B. T. *et al.* **Field Techniques for the Study of Ground-Dwelling Ants: An Overview, Description and Evaluation**. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**, 2000.
- BOSCUCCI, F. *et al.* Urban sprawl facilitates invasions of exotic plants across multiple spatial scales. **Biological Invasions**, v. 24, n. 5, p. 1497–1510, 2022.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical Ants (Hymenoptera) Functional Groups: Nutritional and Applied Implications. In: ANTONIO RICARDO PANIZZI, J. R. P. P. (Ed.). **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**. 1. ed. Florida, USA: CRC Press, 2012. p. 216–223.
- BROOKS, H. B.; GUZMAN-HERNANDEZ, I.; BEASLEY, D. E. Ant biodiversity in a temperate urban environment. **Bios**, v. 93, n. 4, p. 117–123, 2023.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. 2. ed. New York: Springer New York, 2002.
- BUTION, M. L.; TANGO, M. F. DE A.; CAETANO, F. H. Intrinsic and Extrinsic Factors in the Conservation of Ants and Their Use As Bioindicators. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 77, n. 1, p. 181–188, 2010.

CAMPOS, T. R. M. DE. **Comunidade de formigas (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) de manguezais urbanos em diferentes estágios de recuperação na região metropolitana do Rio de Janeiro (Master's thesis)**. [s.l.] Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, 2015.

CARPINTERO, S.; REYES-LÓPEZ, J. Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain. **Entomological Science**, v. 17, n. 1, p. 41–51, 2014.

CLIMATE-DATA.ORG. **Clima Rio de Janeiro (Brasil)**. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-de-janeiro/rio-de-janeiro-853/>>.

CRIST, T. O. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. **Myrmecological News**, v. 12, n. September, p. 3–13, 2009.

CTPD. **Diagnóstico intersetorial integrado da Cidade do Rio de Janeiro**. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/10402268/4259609/Relatorio_CTPD_2018_Diagnostico_Intersectorial_Integrado_Completo.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2024.

DAMPTEY, F. G. *et al.* Vegetation attributes drive the taxonomic richness and functional composition of beetles and spiders in mountainous urban green spaces. **Energy, Ecology and Environment**, v. 7, n. 3, p. 268–280, 2022.

DAUBER, J. *et al.* Local vs. landscape controls on diversity: A test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. **Global Ecology and Biogeography**, v. 14, n. 3, p. 213–221, 2005.

DE LA MORA, A.; MURNEN, C. J.; PHILPOTT, S. M. Local and landscape drivers of biodiversity of four groups of ants in coffee landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 4, p. 871–888, 2013.

DEARBORN, D. C.; KARK, S. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. **Conservation Biology**, v. 24, n. 2, p. 432–440, 2010.

DEBUSE, V. J.; KING, J.; HOUSE, A. P. N. Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 5, p. 731–745, 2007.

DEJEAN, A. *et al.* The predatory behavior of *Pheidole megacephala*. **Comptes Rendus - Biologies**, v. 330, n. 9, p. 701–709, 2007.

DEJEAN, A. *et al.* The raiding success of *Pheidole megacephala* on other ants in both its native and introduced ranges. **Comptes Rendus - Biologies**, v. 331, n. 8, p. 631–635, 2008.

DEJEAN, A.; KENNE, M.; MOREAU, C. S. Predatory abilities favour the success of the invasive ant *Pheidole megacephala* in an introduced area. **Journal of Applied Entomology**, v. 131, n. 9–10, p. 625–629, 2007.

DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited: A review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, n. August, p. 133–146, 2012.

DELABIE; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: AGOSTI, D. *et al.* (Eds.). **Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000.

p. 1–15.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.

ELIZALDE, L. *et al.* The ecosystem services provided by social insects: traits, management tools and knowledge gaps. **Biological Reviews**, v. 95, n. 5, p. 1418–1441, 2020.

ESTRADA, M. A. *et al.* Influência de áreas verdes Urbanas sobre a mirmecofauna. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 2, p. 162–169, 2014.

FAETH, S. H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 69–81, 2011.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. May, p. 1–23, 2017.

FAHRIG, L. *et al.* Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. September 2018, p. 179–186, 2019.

FINCH, D. M. *et al.* Effects of Climate Change on Invasive Species. In: POLAND, T.M., PATEL-WEYNAND, T., FINCH, D.M., MINIAT, C.F., HAYES, D.C., LOPEZ, V. M. (Ed.). **Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States**. 1. ed. Heidelberg: Springer, 2021. p. 57–83.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On Biomass and Trophic Structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. **Biotropica**, v. 5, n. 1, p. 2, 1973.

FOWLER, H. G. The population status of the endangered Brazilian endemic leaf-cutting ant *Atta robusta* (Hymenoptera: Formicidae). **Biological Conservation**, v. 74, n. 3, p. 147–150, 1995.

FRANCO, W. *et al.* **First checklist of the ants (Hymenoptera: Formicidae) of French Guiana**. [s.l: s.n.]. v. 4674

GAERTNER, M. *et al.* Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. **Biological Invasions**, v. 19, n. 12, p. 3461–3469, 2017.

GARCÍA-MARTÍNEZ, M. *et al.* The surrounding landscape influences the diversity of leaf-litter ants in riparian cloud forest remnants. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. 1–19, 2017.

GIBB, H.; HOCHULI, D. F. Habitat fragmentation in an urban environment: Large and small fragments support different arthropod assemblages. **Biological Conservation**, v. 106, n. 1, p. 91–100, 2002.

GOMES, D. S.; ELIZALDE, L.; QUEIROZ, J. M. Parasitoids of the endangered leafcutter ant *Atta robusta* Borgmeier in urban and natural areas. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, n. 3, p. 335–339, 2013.

GÜNERALP, B. *et al.* Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: A global assessment. In: THOMAS ELMQVIST, MICHAEL FRAGKIAS, JULIE GOODNESS, BURAK GÜNERALP, PETER J. MARCOTULLIO, ROBERT I. MCDONALD, SUSAN PARNELL, MARIA SCHEWENIUS, MARTE SENDSTAD, KAREN C. SETO, C. W. (Ed.). **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services**:

Challenges and Opportunities: A Global Assessment. Dordrecht: Springer, 2013. p. 1–755.

INEA. **Resumo Executivo do Plano de Manejo do Parque Estadual da Pedra Branca.**

KASS, J. M. *et al.* The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity. **Science Advances**, v. 8, n. 31, 5 ago. 2022.

KNUFF, A. K. *et al.* Insect abundance in managed forests benefits from multi-layered vegetation. **Basic and Applied Ecology**, v. 48, p. 124–135, 2020.

KORÁNYI, D. *et al.* Urbanization alters the abundance and composition of predator communities and leads to aphid outbreaks on urban trees. **Urban Ecosystems**, v. 24, n. 3, p. 571–586, 2021.

KOTZE, D. J. *et al.* Urban forest invertebrates: how they shape and respond to the urban environment. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 6, p. 1589–1609, 2022.

LANGE, D. *et al.* Natural history and ecology of foraging of the *Camponotus crassus* Mayr, 1862 (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History**, v. 53, n. 27–28, p. 1737–1749, 2019.

LAWES, M. J. *et al.* Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 20, p. 8442–8455, 2017.

LAWTON, J. H. *et al.* Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, n. 6662, p. 72–76, 1998.

LIAN, P. K.; SODHI, N. S. Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. **Ecological Applications**, v. 14, n. 6, p. 1695–1708, 2004.

LIRA, P. K.; PORTELA, R. C. Q.; TAMBOSI, L. R. Land-cover changes and an uncertain future: will the Brazilian Atlantic Forest lose the chance to become a hopespot? In: MARQUES, M. C. M.; GRELLE, C. E. V. (Eds.). **Atlantic Forest: biodiversity, threats and solutions of the megadiverse forest.** [s.l.] Springer International Publishing, Switzerland, 2020.

LIU, K. L. *et al.* Effects of park size, peri-urban forest spillover, and environmental filtering on diversity, structure, and morphology of ant assemblages in urban park. **Urban Ecosystems**, v. 22, n. 4, p. 643–656, 2019.

LOPES, C. T.; VASCONCELOS, H. L. Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian Cerrado. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 4, p. 399–405, 2008.

LOWE, S. *et al.* **100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database.** [s.l.] The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 2000.

LOZANO-ZAMBRANO, F. H.; ULLOA-CHACÓN, P.; ARMBRECHT, I. Ants: Species-Area relationship in tropical dry forest fragments. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 1, p. 44–54, 2009.

LUBERTAZZI, D. The Ants of Hispaniola. **Bulletin of the Museum of Comparative**

Zoology, v. 162, n. 2, p. 59–210, 2019.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton, Nova Jersey: Princeton University Press, 1967.

MACGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland OR: Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station., 1995.

MAHER, G. M.; JOHNSON, G. A.; BURDINE, J. D. Impervious surface and local abiotic conditions influence arthropod communities within urban greenspaces. **PeerJ**, v. 10, 2022.

MAJER, J. D. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, n. 4, p. 375–383, 1983.

MARTINEZ, M. The first record of the ant *Pheidole moerens wheeler* from the western united-states (Hymenoptera Formicidae). **The Pan-Pacific entomologist**, v. 73, n. 1, p. 46–46, 1997.

MARTINEZ, M. J. *et al.* New records for the exotic ants *Brachymyrmex patagonicus* Mayr and *Pheidole moerens* Wheeler (Hymenoptera: Formicidae) in California. **Pan-Pacific Entomologist**, v. 87, n. 1, p. 47–50, 2011.

MCDONALD, R. I.; MARCOTULLIO, P. J.; GÜNERALP, B. Urbanization and Global Trends in Biodiversity and Ecosystem Services. In: THOMAS ELMQVIST, MICHAEL FRAGKIAS, JULIE GOODNESS, BURAK GÜNERALP, PETER J. MARCOTULLIO, ROBERT I. MCDONALD, SUSAN PARNELL, MARIA SCHEWENIUS, MARTE SENDSTAD, KAREN C. SETO, C. W. (Ed.). **Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities**. Dordrecht: Springer, 2013. v. 15p. 583–605.

MELO, T. S. *et al.* Influence of Urban Landscape on Ants and Spiders Richness and Composition in Forests. **Neotropical Entomology**, v. 50, n. 1, p. 32–45, 2021.

MEYERSON, L. A.; MOONEY, H. A. Invasive alien species in an era of globalization. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 4, p. 199–208, 2007.

MMA. **valiação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. Disponível em: <<http://mirror.bjtu.edu.cn/cran/web/packages/vegan/vegan.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2024.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, n. 3, p. 193–199, 2007.

PARR, C. L.; BISHOP, T. R. The response of ants to climate change. **Global Change Biology**, v. 28, n. 10, p. 3188–3205, 2022.

PENICK, C. A.; SAVAGE, A. M.; DUNN, R. R. Stable isotopes reveal links between human food inputs and urban ant diets. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1806, 2015.

PERFECTO, I.; PHILPOTT, M. Ants (Hymenoptera: Formicidae) and ecosystem functions and services in urban areas: a reflection on a diverse literature. **Myrmecological News**, v. 33,

p. 103–122, 2023.

PHILPOTT, S. M. *et al.* Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In: LORI LACH, CATHERINE PARR, K. A. (Ed.). **Ant Ecology**. 1. ed. [s.l.] Oxford University Press, 2009. v. 1p. 402.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, p. 25–55, 2010.

QUEIROZ, J. M. DE; DÁTTILO, W.; DELABIE, J. H. C. **O projeto Atta robusta**. Disponível em: <<http://attarobusta.org/antspecies.html>>. Acesso em: 29 mar. 2024.

ROCHA-ORTEGA, M.; CASTAÑO-MENESES, G. Effects of urbanization on the diversity of ant assemblages in tropical dry forests, Mexico. **Urban Ecosystems**, v. 18, n. 4, p. 1373–1388, 2015.

ROCHA-ORTEGA, M.; CORONEL-ARELLANO, H. How predictable are the responses of ant and dung beetle assemblages to patch and landscape attributes in fragmented tropical forest landscapes? **Landscape and Ecological Engineering**, v. 15, n. 3, p. 315–322, 2019.

ROCHA, C. F. D. *et al.* The remnants of restinga habitats in the brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 263–273, 2007.

ROCHA, E. A.; FELLOWES, M. D. E. Urbanisation alters ecological interactions: Ant mutualists increase and specialist insect predators decrease on an urban gradient. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–8, 2020.

ROEDER, K. A.; ROEDER, D. V.; BUJAN, J. Ant Thermal Tolerance: A Review of Methods, Hypotheses, and Sources of Variation. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 114, n. 4, p. 459–469, 2021.

ROSAS-MEJÍA, M. *et al.* Alien ants (Hymenoptera: Formicidae) in Mexico: the first database of records. **Biological Invasions**, v. 23, n. 6, p. 1669–1680, 2021.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1–15, 2015.

SANTOS, M. N.; DELABIE, J. H. C.; QUEIROZ, J. M. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. **Urban Ecosystems**, v. 22, n. 5, p. 927–942, 2019.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2012.

SOANES, K.; LENTINI, P. E. When cities are the last chance for saving species. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 4, p. 225–231, 2019.

SOLAR, R. R. DE C. *et al.* Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016.

SPOTSWOOD, E. N. *et al.* The Biological Deserts Fallacy: Cities in Their Landscapes

Contribute More than We Think to Regional Biodiversity. **BioScience**, v. 71, n. 2, p. 148–160, 2021.

STEADMAN, K. *et al.* Environmental factors affect foraging efficiency of leaf cutter ants in Costa Rica. **Bios**, v. 91, n. 1, p. 1–8, 2020.

STORZ, S. R.; TSCHINKEL, W. R. Distribution, spread, and ecological associations of the introduced ant *Pheidole obscurithorax* in the southeastern United States. **Journal of Insect Science**, v. 4, n. 12, p. 11, 2004.

STUART, A. *et al.* Predation on neonate larvae of *diaprepes abbreviatus* (COLEOPTERA : CURCULIONIDAE) in Florida Citrus : testing for daily patterns of neonate drop, ant predators and chemical repellency. 2003.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; MAYHÉ-NUNES, A. J. Distribuição Geográfica de *Atta robusta* Borgmeier (Hymenoptera: Formicidae). **Neotropical Entomology**, v. 32, n. 4, p. 719–721, 2003.

TEIXEIRA, M. DA C. **Dispersão de sementes por *Atta robusta* Borgmeier 1939 (Hymenoptera, Formicidae) na Restinga da Ilha de Guriri.** [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2007.

TRAGER, J. C. A Revision of the Fire Ants , *Solenopsis geminata* Group (Hymenoptera : Formicidae : Myrmicinae). v. 99, n. 2, p. 141–198, 1991.

VAN GILS, H. A. J. A. *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) nests are located under higher canopy cover in colombian amazon rainforests. **Revista Colombiana de Entomología**, v. 38, n. 1, p. 114–117, 2012.

VAN GILS, H. A. J. A.; VANDERWOUDE, C. Leafcutter ant (*Atta sexdens*) (Hymenoptera: Formicidae) nest distribution responds to canopy removal and changes in micro-climate in the Southern Colombian amazon. **Florida Entomologist**, v. 95, n. 4, p. 914–921, 2012.

VANDERWOUDE, C.; LOBRY DE BRUYN, L. A.; HOUSE, A. P. N. Response of an open-forest ant community to invasion by the introduced ant, *Pheidole megacephala*. **Austral Ecology**, v. 25, n. 3, p. 253–259, 2000.

VARGAS, A. B. *et al.* Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna em comunidade de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 28–37, 2007.

VEPSÄLÄINEN, K.; IKONEN, H.; KOIVULA, M. J. The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. **Annales Zoologici Fennici**, v. 45, n. 2, p. 109–127, 2008.

VILÀ, M.; HULME, P. E. Non-native Species, Ecosystem Services, and Human Well-Being. In: VILÀ, M.; HULME, P. E. (Eds.). **Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services**. 1. ed. [s.l.] Springer, 2017. p. 1–14.

VITAL, M. R. **Diversidade de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em praças urbanas de Juiz de Fora, MG.** [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA, 2007.

WANG, Y. *et al.* Habitat alteration facilitates the dominance of invasive species through disrupting niche partitioning in floodplain wetlands. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 9, p. 1861–1871, 2021.

WETTERER, J. K. Worldwide spread of the wooly ant, *tetramorium lanuginosum*

(Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 13, n. April, p. 81–88, 2010.

WETTERER, J. K. Ants (hymenoptera, formicidae) of saint vincent, west indies. **Sociobiology**, v. 68, n. 2, 2021.

WILLIS, K. J.; PETROKOFISKY, G. The natural capital of city trees. **Science**, v. 356, n. 6336, p. 374–376, 2017.

YOUNGSTEADT, E. *et al.* Habitat and species identity, not diversity, predict the extent of refuse consumption by urban arthropods. **Global Change Biology**, v. 21, n. 3, p. 1103–1115, 2015.

ZITER, C. D. *et al.* Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 15, p. 7575–7580, 2019.

7 ANEXOS

Anexo A. Lista das 87 espécies de formigas coletadas nas 30 praças no município do Rio de Janeiro, Brasil: AF - Praça Afonso Pena; AJ - Praça Almirante Júlio de Noronha; ARM - Praça Professor Arnaldo de Moraes; AT - Praça Atahualpa; BS - Praça Engenheiro Bernardo Saião; CA - Praça Cardeal Arcoverde; CE - Praça da Cetel; CP - Praça Condessa Paulo de Frontin; CUA - Praça Cuauhtemoque; DE - Praça Drault Ernanny; EB - Praça Edmundo Bittencourt; ER - Praça Edmundo Rego; HBT - Praça Heitor Bastos Tigre; IN - Praça dos Ingleses (Dag Hammarskjöld); LI - Praça da Light; MD - Praça Medalha Milagrosa; ME - Praça Albert Sabin(Merk); NI - Praça Nicarágua; PI - Praça Pio XI; PO - Praça do Pomar; QB - Praça Quintino Bocaiuva; RE - Praça da República; RS - Praça Radial Sul; SC - Praça Serzelo Corrêa; SGL - Praça Soldado general da Cruz; SM - Praça Samuel Mac Dowel; SS - Praça São Salvador; VC - Praça da Vista Chinesa; VG - Praça Professora Virginia Cidade; VQ - Praça Vinte e Quatro de Outubro.

| Espécie | AF | AJ | ARM | AT | BS | CA | CE | CP | CUA | DE | EB | ER | HBT | IN | LI | MD | ME | NI | PI | PO | QB | RE | RS | SC | SGL | SM | SS | VC | VG | VQ |
|-----------------------------------|----|----|-----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|
| <i>Acromyrmex brunneus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | 7 | | | | | 2 | | | | 1 | | | | | 2 | | |
| <i>Acromyrmex coronatus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| <i>Acromyrmex rugosus</i> | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | 3 | | | | | | | | | | | 2 | | |
| <i>Acromyrmex sp</i> | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Atta robusta</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Atta sexdens</i> | | | | | | | | 5 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | 5 | | 4 | | |
| <i>Azteca sp1</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Azteca ulei</i> | | | 2 | 2 | 1 | | | | | 3 | | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachymyrmex admotus</i> | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 5 | 8 | 4 | 3 | 3 | 5 | | 8 | 4 | 1 | 3 | 3 | | 3 | 4 | | 2 | 6 | 1 | 4 | 2 | 4 | 5 |
| <i>Brachymyrmex heeri</i> | 1 | | | 2 | | | | | | | | | | | | 1 | | | 3 | | 1 | | 1 | | 1 | | | | | |
| <i>Brachymyrmex patagonicus</i> | | 3 | | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | | 1 | 3 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 9 | 2 | | 1 | | | | | 4 | | 3 | 7 | 5 | 5 |
| <i>Brachymyrmex sp1</i> | 1 | | 1 | 3 | 2 | | 1 | 1 | 2 | 3 | | 1 | 1 | | | 2 | | | | | 2 | 1 | | | 1 | 2 | | | | |
| <i>Brachymyrmex sp2</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Camponotus atriceps</i> | | | 1 | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Camponotus cingulatus</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Camponotus crassus</i> | | 4 | 5 | 1 | 12 | | | 1 | | 1 | | | 1 | 1 | | 4 | 2 | 2 | 2 | 4 | | 1 | | | | 5 | | 2 | | |
| <i>Camponotus fastigatus</i> | | 2 | 1 | | 2 | | | | | 1 | | | | 2 | 1 | 4 | | | 2 | | | | | 2 | 1 | 1 | | 3 | | |
| <i>Camponotus melanoticus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | 3 | | | | 1 |
| <i>Camponotus novogranadensis</i> | | 1 | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | 6 | | | | 2 | | |
| <i>Camponotus renggeri</i> | | | | | 1 | | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |

[illegible]

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----|---|---|---|---|----|----|---|----|---|----|----|---|---|---|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|
| <i>Pheidole megacephala</i> | 12 | 1 | 2 | 3 | 2 | 13 | 15 | 1 | 11 | 4 | 11 | 14 | 2 | 1 | 2 | | 2 | 8 | 1 | 3 | 15 | 2 | 1 | 5 | 4 | 1 | 14 | 8 | 1 | 4 | |
| <i>Pheidole moerens</i> | | | | 1 | 2 | | | | | | | | | 2 | 1 | | | | 3 | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Pheidole obscurithorax</i> | | | 1 | 3 | 1 | | | | 3 | 1 | | | 1 | 1 | 4 | 5 | | 1 | 2 | 4 | | 1 | 2 | | | 1 | 11 | | | | 1 |
| <i>Pheidole radoszkowskii</i> | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | | | 1 | | | 1 | | 1 | | |
| <i>Pheidole sp1</i> | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp10</i> | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp2</i> | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp3</i> | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp4</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp5</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Pheidole sp6</i> | | | | 2 | 2 | | | 2 | | 1 | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp7</i> | 1 | 1 | | | | | 5 | 3 | | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | | | | 3 | | | | | | 1 | | | 4 | 1 | | | |
| <i>Pheidole sp8</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole sp9</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | |
| <i>Pheidole subarmata</i> | 1 | 1 | | | 4 | | 1 | | 3 | 1 | | 1 | 1 | | | | 4 | | | 6 | 1 | 5 | 2 | 2 | 7 | 1 | | | | | |
| <i>Pseudomyrmex curacaensis</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudomyrmex gibbinotus</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudomyrmex gracilis</i> | 1 | | 2 | 3 | 1 | | 4 | | | | | | 3 | 2 | | | 2 | | | | | 2 | | | | | 1 | 1 | | | |
| <i>Pseudomyrmex oculatus</i> | 1 | | | | 2 | | | | 1 | | | | | | | | 2 | | | 1 | | | 1 | | | | 2 | 1 | | | |
| <i>Pseudomyrmex simplex</i> | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Pseudomyrmex sp1</i> | 1 | | 3 | | | | 1 | 3 | 2 | | | 1 | | | | | | | | | 2 | | | | 1 | | 2 | | | | |
| <i>Pseudomyrmex sp2</i> | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pseudomyrmex tenuissimus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Pseudomyrmex urbanus</i> | | 1 | | 1 | | 1 | | | | | | | 2 | | | | 1 | | | | | | 1 | | | 1 | 2 | | | | |
| <i>Sericomyrmex mayri</i> | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Solenopsis geminata</i> | | | 7 | | 3 | | | | | | | | 1 | | | 6 | | | | | | 3 | | | | 2 | | 4 | | | |
| <i>Solenopsis globularia</i> | | | | | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Solenopsis invicta</i> | | | 3 | | 1 | | | | | 1 | | | 2 | | 5 | 4 | 7 | | | 1 | | 6 | | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Solenopsis saevissima</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | |
| <i>Solenopsis sp1</i> | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| <i>Solenopsis sp2</i> | 1 | | | | 1 | | 2 | | | | 1 | 8 | | | | | | | | |
| <i>Solenopsis sp3</i> | | | | | 1 | | | | | | | 2 | | | | | | | | |
| <i>Tapinoma melanocephalum</i> | 2 | 3 | 3 | | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | | | 2 | 1 | | | |
| <i>Tetramorium lanuginosum</i> | | | | | | | | | 4 | | | | | | | | | | | |
| <i>Tetramorium simillimum</i> | 2 | 2 | | | | 1 | | 3 | | | 1 | 1 | 2 | | | 1 | | | | |
| <i>Wasmannia auropunctata</i> | 1 | | | | | 1 | 1 | 3 | 3 | 1 | 1 | 5 | 9 | 1 | 6 | 1 | 4 | 1 | 3 | 11 |
| <i>Wasmannia rochai</i> | 1 | | 1 | 3 | 1 | | | 2 | 2 | 4 | 1 | | | | | | | | | |

Anexo B. Lista das 87 espécies de formigas divididas por subfamília e gênero e mostrando o número de praças em que a espécie foi coletada nas 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro, Brasil. Se a espécie é Nativa ou Exótica. Classificação em oito grupos funcionais baseado em Delabie *et al.* (2000): onívoras de serapilheira e necrófagas; predadores generalistas de serapilheira; arborícolas onívoras; dominantes de solo ou serapilheira; cultivadoras de fungo; arborícolas consumidoras de pólen; e arborícolas predadoras. O estrato em que ela foi coletada: Arbóreo e/ou Solo.

| Formigas | Nº de praças | Nativa ou exótica | Grupo funcional | Estrato |
|---------------------------------|--------------|-------------------|---|---------------|
| Dolichoderinae | | | | |
| Azteca | | | | |
| <i>Azteca sp1</i> | 1 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo |
| <i>Azteca ulei</i> | 5 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Dolichoderus | | | | |
| <i>Dolichoderus lamellosus</i> | 2 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo |
| <i>Dolichoderus lutosus</i> | 2 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Dorymyrmex | | | | |
| <i>Dorymyrmex brunneus</i> | 1 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Solo |
| <i>Dorymyrmex thoracicus</i> | 1 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Solo |
| Linepithema | | | | |
| <i>Linepithema humile</i> | 6 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| Tapinoma | | | | |
| <i>Tapinoma melanocephalum</i> | 14 | Exótica | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| Ectatomminae | | | | |
| Ectatomma | | | | |
| <i>Ectatomma brunneum</i> | 1 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| <i>Ectatomma edentatum</i> | 3 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| Holcponera | | | | |
| <i>Holcponera moelleri</i> | 2 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| <i>Holcponera striatula</i> | 2 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| Formicinae | | | | |
| Brachymyrmex | | | | |
| <i>Brachymyrmex admotus</i> | 27 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Brachymyrmex heeri</i> | 7 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Brachymyrmex patagonicus</i> | 21 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |

| | | | | |
|-----------------------------------|----|---------|---------------------------------------|---------------|
| <i>Brachymyrmex sp1</i> | 15 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Brachymyrmex sp2</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| Camponotus | | | | |
| <i>Camponotus atriceps</i> | 2 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus cingulatus</i> | 1 | Nativa | Arborícolas onívoras | Solo |
| <i>Camponotus crassus</i> | 16 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus fastigatus</i> | 12 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus melanoticus</i> | 5 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Solo |
| <i>Camponotus novogranadensis</i> | 7 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus renggeri</i> | 3 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus sericeiventris</i> | 3 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Camponotus trapeziceps</i> | 1 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo |
| <i>Camponotus vittatus</i> | 4 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Cardiocondyla | | | | |
| <i>Cardiocondyla obscurior</i> | 5 | Exótica | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Nylanderia | | | | |
| <i>Nylanderia fulva</i> | 3 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| <i>Nylanderia sp1</i> | 1 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo |
| Paratrechina | | | | |
| <i>Paratrechina longicornis</i> | 19 | Exótica | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| Pheidole | | | | |
| <i>Pheidole alienata</i> | 8 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole fallax</i> | 2 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole megacephala</i> | 29 | Exótica | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Pheidole moerens</i> | 8 | Exótica | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Pheidole obscurithorax</i> | 17 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Pheidole radoszkowskii</i> | 5 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Pheidole sp1</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo |
| <i>Pheidole sp2</i> | 4 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole sp3</i> | 2 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo |
| <i>Pheidole sp4</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |

| | | | | |
|-----------------------------------|----|---------|---------------------------------------|---------------|
| <i>Pheidole sp5</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole sp6</i> | 6 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole sp7</i> | 13 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Pheidole sp8</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole sp9</i> | 3 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole sp10</i> | 1 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Pheidole subarmata</i> | 16 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| Myrmicinae | | | | |
| Acromyrmex | | | | |
| <i>Acromyrmex brunneus</i> | 5 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Arbóreo, Solo |
| <i>Acromyrmex coronatus</i> | 1 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Arbóreo |
| <i>Acromyrmex rugosus</i> | 3 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Solo |
| <i>Acromyrmex sp</i> | 1 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Solo |
| Atta | | | | |
| <i>Atta robusta</i> | 1 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Solo |
| <i>Atta sexdens</i> | 4 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Arbóreo, Solo |
| Cephalotes | | | | |
| <i>Cephalotes angustus</i> | 10 | Nativa | Arborícolas consumidoras de pólen | Arbóreo, Solo |
| <i>Cephalotes maculatus</i> | 3 | Nativa | Arborícolas consumidoras de pólen | Solo |
| <i>Cephalotes minutus</i> | 17 | Nativa | Arborícolas consumidoras de pólen | Arbóreo, Solo |
| <i>Cephalotes notatus</i> | 2 | Nativa | Arborícolas consumidoras de pólen | Arbóreo, Solo |
| Crematogaster | | | | |
| <i>Crematogaster curvispinosa</i> | 10 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Crematogaster distans</i> | 2 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Crematogaster erecta</i> | 12 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Monomorium | | | | |
| <i>Monomorium floricola</i> | 9 | Exótica | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Sericomyrmex | | | | |
| <i>Sericomyrmex mayri</i> | 2 | Nativa | Cultivadoras de fungo | Solo |
| Solenopsis | | | | |
| <i>Solenopsis geminata</i> | 7 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |

| | | | | |
|---------------------------------|----|---------|---|---------------|
| <i>Solenopsis globularia</i> | 4 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Solo |
| <i>Solenopsis invicta</i> | 13 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Solenopsis saevissima</i> | 3 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Solenopsis sp1</i> | 2 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Solenopsis sp2</i> | 5 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Solenopsis sp3</i> | 2 | Nativa | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| Tetramorium | | | | |
| <i>Tetramorium lanuginosum</i> | 1 | Exótica | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| <i>Tetramorium simillimum</i> | 8 | Exótica | Onívoras de serapilheira e necrófagas | Arbóreo, Solo |
| Wasmannia | | | | |
| <i>Wasmannia auropunctata</i> | 16 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| <i>Wasmannia rochai</i> | 8 | Nativa | Dominantes de solo ou serapilheira | Arbóreo, Solo |
| Ponerinae | | | | |
| Hypoponera | | | | |
| <i>Hypoponera opaciceps</i> | 1 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | |
| Neoponera | | | | |
| <i>Neoponera villosa</i> | 3 | Nativa | Arborícolas onívoras | Arbóreo, Solo |
| Odontomachus | | | | |
| <i>Odontomachus bauri</i> | 8 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| Pachycondyla | | | | |
| <i>Pachycondyla striata</i> | 1 | Nativa | Predadores generalistas de serapilheira | Solo |
| Pseudomyrmecinae | | | | |
| Pseudomyrmex | | | | |
| <i>Pseudomyrmex curacaensis</i> | 1 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo |
| <i>Pseudomyrmex gibbinotus</i> | 2 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo |
| <i>Pseudomyrmex gracilis</i> | 11 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Pseudomyrmex oculatus</i> | 8 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Pseudomyrmex simplex</i> | 3 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Pseudomyrmex sp1</i> | 9 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo, Solo |
| <i>Pseudomyrmex sp2</i> | 1 | Nativa | Arborícolas predadoras | Solo |
| <i>Pseudomyrmex tenuissimus</i> | 1 | Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo |

| | | | |
|-----------------------------|----------|------------------------|---------------|
| <i>Pseudomyrmex urbanus</i> | 8 Nativa | Arborícolas predadoras | Arbóreo, Solo |
|-----------------------------|----------|------------------------|---------------|

Anexo C. Lista das 30 praças amostradas no município do Rio de Janeiro, Brasil. Estão listadas para cada praça as informações de: 1) tamanho da praça medido em hectares utilizando o Google Earth; 2) a data de coleta; 3) o número de espécies formigas nativas coletadas; e 4) o número de espécies de formigas exóticas.

| Sigla | Praça | Bairro | Tamanho (ha) | Data de coleta | Longitude | Latitude | Nativas | Exóticas |
|-------|-----------------------------|-----------------|--------------|----------------|-----------|----------|---------|----------|
| AF | Afonso Pena | Tijuca | 1,057 | 23/11/2022 | -22,9180 | -43,2181 | 10 | 1 |
| AJ | Almirante Júlio de Noronha | Leme | 1,285 | 16/01/2023 | -22,9621 | -43,1649 | 15 | 1 |
| ARM | Professor Arnaldo de Moraes | Lagoa | 0,776 | 08/12/2022 | -22,9752 | -43,1996 | 18 | 6 |
| AT | Atahualpa | Leblon | 0,305 | 16/12/2022 | -22,9876 | -43,2282 | 15 | 5 |
| BS | Engenheiro Bernardo Saião | Botafogo | 0,734 | 03/01/2023 | -22,9534 | -43,1793 | 26 | 3 |
| CA | Cardeal Arcoverde | Copacabana | 0,906 | 04/01/2023 | -22,9648 | -43,1804 | 5 | 1 |
| CE | Cetel | Vila da Penha | 0,25 | 23/01/2023 | -22,8418 | -43,3116 | 6 | 1 |
| CP | Condessa Paulo de Frontin | Rio Comprido | 1,617 | 11/01/2023 | -22,9246 | -43,2092 | 15 | 4 |
| CUA | Cuauhtemoque | Flamengo | 13,1 | 27/12/2022 | -22,9379 | -43,1732 | 13 | 2 |
| DE | Drault Ernanny | Recreio | 0,478 | 22/11/2022 | -23,0210 | -43,4633 | 21 | 4 |
| EB | Edmundo Bittencourt | Copacabana | 0,613 | 26/01/2023 | -22,9670 | -43,1901 | 6 | 2 |
| ER | Edmundo Rego | Grajaú | 0,76 | 06/02/2023 | -22,9225 | -43,2645 | 10 | 1 |
| HBT | Heitor Bastos Tigre | Recreio | 0,41 | 31/01/2023 | -23,0167 | -43,4723 | 23 | 3 |
| IN | Ingleses (Dag Hammarskjöld) | Jardim Botânico | 0,295 | 02/02/2023 | -22,9629 | -43,2260 | 31 | 4 |
| LI | Light | Irajá | 0,427 | 17/11/2022 | -22,8525 | -43,3236 | 10 | 3 |
| MD | Medalha Milagrosa | Urca | 0,411 | 17/01/2023 | -22,9541 | -43,1696 | 18 | 4 |
| ME | Albert Sabin (Merk) | Taquara | 0,229 | 01/02/2023 | -22,9346 | -43,3686 | 11 | 2 |
| NI | Nicarágua | Flamengo | 0,49 | 19/01/2023 | -22,9420 | -43,1771 | 10 | 2 |
| PI | Pio XI | Jardim Botânico | 0,259 | 26/12/2022 | -22,9616 | -43,2174 | 19 | 6 |
| PO | Pomar | Barra | 1,707 | 02/12/2022 | -23,0110 | -43,3091 | 15 | 5 |
| QB | Quintino Bocaiuva | Lagoa | 0,798 | 24/12/2022 | -22,9611 | -43,2029 | 9 | 1 |
| RE | República | Centro | 0,301 | 07/02/2023 | -22,9066 | -43,1885 | 15 | 5 |
| RS | Radial Sul | Botafogo | 0,235 | 12/01/2023 | -22,9475 | -43,1895 | 13 | 3 |
| SC | Serzelo Corrêa | Copacabana | 0,403 | 04/12/2022 | -22,9692 | -43,1840 | 11 | 4 |

| | | | | | | | | |
|-----|----------------------------|-------------|-------|------------|----------|----------|----|---|
| SGL | Soldado general da Cruz | Barra | 1,872 | 05/12/2022 | -23,0100 | -43,3213 | 16 | 5 |
| SM | Samuel Mac Dowel | Taquara | 0,201 | 28/12/2022 | -22,9222 | -43,3881 | 19 | 3 |
| SS | São Salvador | Flamengo | 0,675 | 12/12/2022 | -22,9340 | -43,1803 | 11 | 1 |
| VC | Vista Chinesa | Taquara | 0,461 | 29/12/2022 | -22,9215 | -43,3800 | 20 | 5 |
| VG | Professora Virginia Cidade | Coelho Neto | 0,431 | 28/11/2022 | -22,8309 | -43,3453 | 4 | 5 |
| VQ | Vinte e Quatro de Outubro | Inhaúma | 0,362 | 18/11/2022 | -22,8728 | -43,2814 | 10 | 1 |