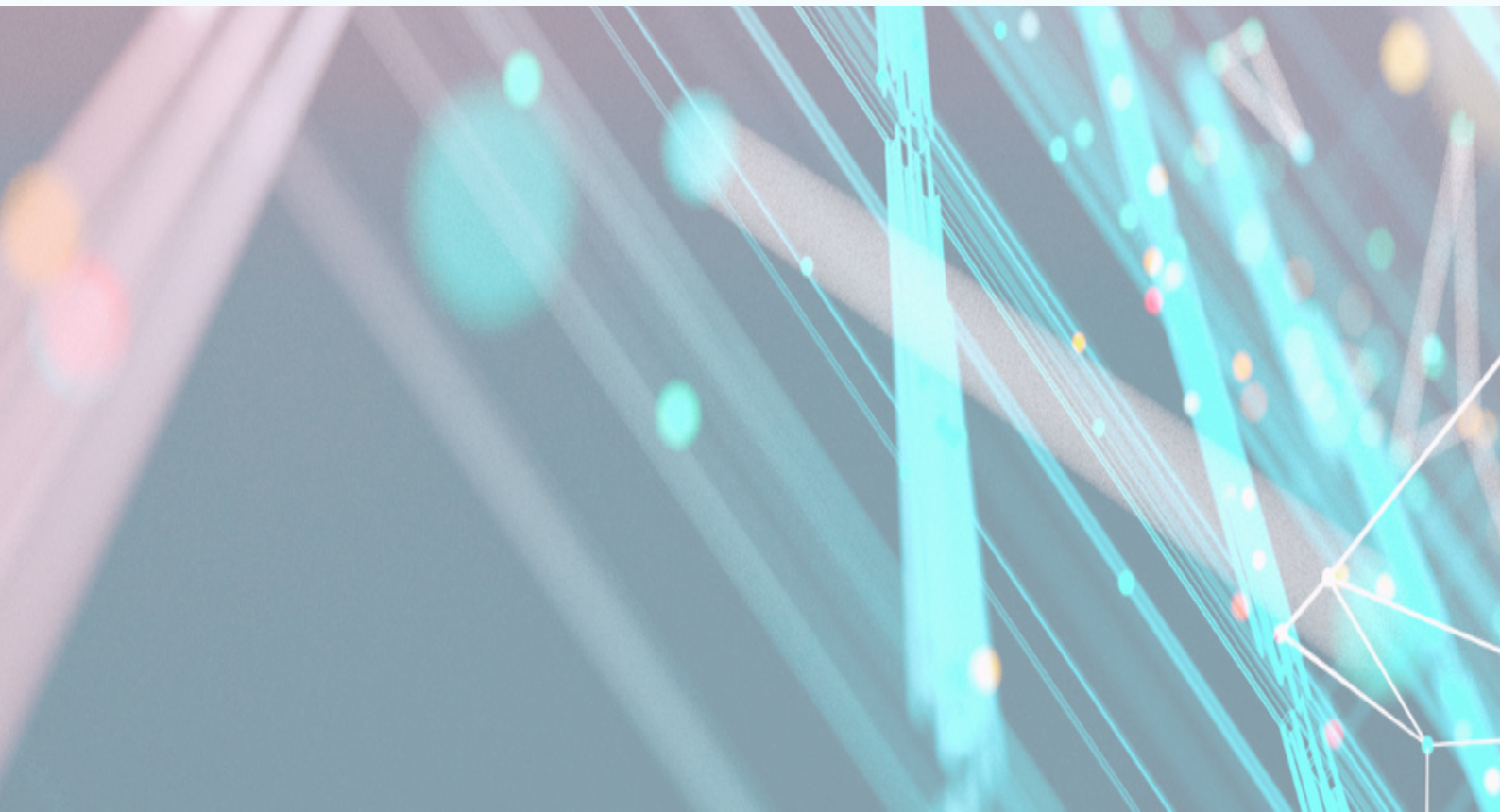




---

# Artigos Originais

---





## A poluição biológica e seus riscos para a biodiversidade: espécies exóticas e invasoras no campus da UFSCar de São Carlos

Renato D'Elia Feliciano\*; Marcelo Nivert Schlindwein\*\*

\*Graduando de Ciências Biológicas Bacharelado pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

\*\*Docente e pesquisador da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

\*Autor para correspondência e-mail: [isadoracamposarquitetura@gmail.com](mailto:isadoracamposarquitetura@gmail.com)

### Palavras-chave

Espécies Sinantrópicas  
Biodiversidade  
Extinção  
Aves  
Mamíferos  
Peixes  
Invertebrados

### Keywords

Synanthropic species  
Biodiversity  
Extinction  
Birds  
Mammals  
Fishes  
Invertebrates

**Resumo:** A poluição biológica e a introdução de espécies exóticas são problemas cada vez mais presentes, tendo em vista o cenário atual de fragmentação de habitats, expansão urbana, alteração dos ecossistemas e globalização. Desta forma, a introdução de espécies é considerada como a segunda maior causa responsável pela extinção de espécies, ficando atrás somente da destruição de habitats. Neste sentido, entender a dinâmica do processo de invasão e consolidação de uma espécie exótica como invasora, assim como a identificação de quais espécies encontradas no Brasil são consideradas como invasoras é de extrema importância, visto que tais espécies impactam diretamente a manutenção dos ecossistemas naturais e da diversidade das espécies nativas. Neste trabalho visou-se realizar a elaboração de uma lista das espécies com potencial de se tornarem invasoras encontradas no *campus* da Universidade Federal de São Carlos, em São Carlos, a partir do uso conjunto de observações e registros locais, e da literatura especializada. A listagem considerou tanto as áreas verdes e remanescentes florestais, quanto as áreas antropizadas. Como resultado, obteve-se uma lista com 27 espécies distintas, dentre mamíferos, aves, peixes e invertebrados (*Hexapoda*, *annelida* e *Mollusca*), que foram avaliadas de acordo com o potencial de se tornarem espécies invasoras no local (potencial de espécie invasora: Baixa, Moderada, Alta e Muito Alta). A partir disso, analisou-se a situação de cada espécie individualmente, considerando a realidade do contexto local e da literatura, de forma a discutir quais os processos e impactos envolvidos caso as espécies se tornem invasoras. Por fim relacionou-se o aumento da presença de espécies exóticas e sinantrópicas no campus com o crescimento das áreas urbanas na região e no entorno, apresentando argumentos sobre como a atividade humana influencia na dispersão e consolidação de certas espécies como invasoras e quais medidas podem auxiliar na prevenção ou combate do impacto da poluição biológica nos ecossistemas naturais.

### Biological pollution and it's risks to biodiversity: exotic and invasive species on the UFSCar, São Carlos

**Abstract:** This study focuses on the problem of invasive species, which are introduced by human activities and can have serious negative impacts on ecosystems. This problem is becoming more urgent due to factors such as habitat fragmentation, urban expansion, ecosystem changes, and globalization. In this way, the introduction of species is considered as the second biggest cause responsible for the extinction of species, behind only the destruction of habitats. In this sense, understanding the dynamics of the process of invasion and the establishment of an exotic species as an invasive species, as well as the identification of which species found in Brazil are considered invasive, is extremely important, since such species directly impact the maintaining the diversity of native species and significantly affect the ecological succession and the Community ecology. The list considered both 'green areas' and forest remnants, as well, the anthropized areas. As a result, a list of 27 distinct species was obtained, among mammals, birds, fish and invertebrates (*Hexapoda*, *annelida* and *Mollusca*), which were evaluated according to their potential to become invasive species at the site (potential invasive species: 'Low', 'Moderate', 'High' and 'Very High'). From this list, the situation of each species was analyzed individually, considering the reality of the local context and the literature, in order to discuss the processes and impacts involved if the species becomes invasive. Finally, the increase in the presence of exotic and synanthropic species on the campus was related to the growth of urban areas in the region and surroundings, presenting arguments about how human activity influences the dispersion and, the consolidation of certain species as invasive. It also addresses which measures can help prevent or combat the impact of biological pollution on natural ecosystems. The use of the campus as a 'microcosm' leads to discussion of what measures can help prevent or combat the impact of 'Biological Pollution'.

Recebido em: 08/05/2023

Aprovação final em: 10/07/2023





## Introdução

Entre os grandes impactos causados na biodiversidade pelas populações humanas está o da poluição biológica. Segundo Wilson (1997) em torno de 30% das extinções causadas por ações antropogênicas estão diretamente relacionadas a introdução pelo *Homo sapiens* de organismos que não estavam presentes no ecossistema antes da presença humana. A dispersão dos organismos é uma das síndromes evolutivas determinantes da Ecologia de uma espécie e os padrões de distribuição das espécies é determinada em grande parte pela sua capacidade de colonizar o ambiente no espaço (capacidade de se deslocar e transpor barreiras para chegar a um determinado local) e pelo tempo (capacidade não apenas de sobreviver no local em que o organismo chegou, mas reproduzir e se estabelecer naquele ambiente por gerações) (CAPINHA; ESSL; SEEBENS *et al.*, 2015). Denominamos de poluição biológica quando o processo de dispersão em colonização de um organismo é de maneira intencional ou não decorrência direta de ações humanas (COELHO; SILVA, 2018).

Podemos dividir o processo de invasão biológica em quatro fases, a chegada, o estabelecimento, a expansão e a "homeostase". Na primeira fase, a chegada de organismos em um ambiente onde ele não ocorria se dá pela eliminação de uma barreira geográfica ou espacial ou pelo transporte deste organismo por outro organismo. Neste primeiro componente é que temos grande parte das invasões biológicas causadas por nossa espécie. Principalmente a partir da domesticação de plantas e animais as atividades humanas de construção de paisagens agropastoris foram responsáveis pela introdução voluntária e involuntária de inúmeras espécies. Outro componente desta modificação da paisagem é alterar significativamente os ecossistemas de modo a permitir que muitas espécies consigam se dispersar por estes ambientes antropogênicos. Neste caso, não é o *Homo sapiens* quem efetivamente levou as espécies até lá por um transporte zoocórico, mas sim foi a ação humana que permitiu que estes organismos chegassem aos locais através dos ambientes modificados (ELTON, 1958; COX, 2004).

Introduzir espécies que não são de um determinado ambiente não as fazem invasores biológicos. As espécies exóticas necessitam conseguir se fixar e estabelecer no local (CAPINHA; ESSL; SEEBENS *et al.*, 2015). A maioria das espécies vegetais agrícolas não é invasora, pois apesar de ocuparem imensas áreas, só permanecem no mesmo pela ação agrônômica desenvolvida. Isto é, necessitam do manejo humano para sua fixação e estabelecimento. As invasoras biológicas são capazes de, sem a ação humana, se estabelecer no ambiente, tendo sucesso na sobrevivência, crescimento e reprodução de modo a alterar as densidades das populações da comunidade existente. Esta alteração das abundâncias relativas dos organismos existentes, com a intrínseca alteração nas teias tróficas, leva, via de regra, a uma grande perda da biodiversidade existente no local (COX, 2004; CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2006). Algumas espécies invasoras, por não terem competidores e inimigos naturais que coevoluíram, se tornam dominantes, principalmente em ambientes simplificados como pastagens, florestas plantadas e monoculturas. Nestas áreas, enquanto a sucessão ecológica se mantém nas fases iniciais não atingindo a complexidade e estabilidade que havia no ecossistema original, as espécies exóticas adaptadas a estes ambientes simplificados podem ser tornar extremamente abundantes e dominantes (BLACHBURN; PYSEK; BACHER *et al.*, 2011; PYSEK; HULME; SIMBERLOFF *et al.*, 2020). Quando o processo de sucessão ecológica não é mais interrompido, o aumento da complexidade do ecossistema leva ao equilíbrio do sistema, a capacidade suporte (K), onde a espécie invasora tende a diminuir de densidade e mesmo ser substituída por espécies de estágios mais avançados de sucessão. O estabelecimento desta espécie invasora na dinâmica da sucessão ecológica dos ambientes colonizados é denominado de "equilíbrio" ou homeostase pelos pesquisadores (COX, 2004; PYSEK; HULME; SIMBERLOFF *et al.*, 2020).

Se as invasões biológicas são fenômenos naturais, e podemos afirmar que a dispersão se configura como um dos mais importantes fatores que determinam a radiação adaptativa e filogenia dos organismos, por que as invasões biológicas causadas pela nossa espécie (poluição biológica) se configuram como um dos mais importantes fatores ligados as extinções antropogênicas? Um dos



principais componentes envolvidos é a velocidade das introduções humanas em comparação às taxas de invasões causadas por fatores estocásticos que podemos chamar de naturais. A intensidade e escala destas introduções são superiores à capacidade de resiliência do ecossistema, geralmente já bastante alterada pelos processos de modificação da paisagem causada pela introdução de ambientes agrícolas e urbanos (ESPÍNOLA; JÚLIO-JÚNIOR, 2007). Como resultado, é praticamente uma regra que as espécies invasoras sejam predominantemente espécies de estágios iniciais de sucessão ecológica, espécies associadas a cultivos agrícolas ou espécies associadas as plantas e animais introduzidos para uso humano (ELTON, 1958; COX, 2004; PYSEK; HULME; SIMBERLOFF *et al.*, 2020).

O próprio *Homo sapiens* se encaixa como um exemplo de uma espécie invasora, talvez a de maior sucesso ecológico entre os vertebrados de grande porte. A partir de sua origem africana, cerca de duzentos mil anos atrás, nossa espécie cumpriu todas as etapas da invasão biológica em todos os continentes e na maioria das grandes ilhas. Seu papel na dispersão de outras espécies foi relativamente pequeno, já que seus efeitos sobre os ecossistemas não chegavam a modelar significativamente paisagens. Com a revolução neolítica e a domesticação de plantas e animais este quadro se modifica drasticamente (SCHLINDWEIN, 2021). Estas plantas e animais necessitam de ambientes simplificados, a domesticação da sucessão ecológica, onde a maior parte da biodiversidade tem que ser eliminada em função das exigências dos animais e plantas introduzidos (SCHLINDWEIN; RIVERA, 2019). Com o desenvolvimento de meios de transportes e tecnologias mais complexas a capacidade de difundir as plantas e animais domesticados nas diferentes regiões biogeográficas levou ao maior intercâmbio de fauna e flora conhecido deste do período em que os continentes estavam unidos na Pangeia. Este grande intercâmbio caracteriza o período que denominamos antropoceno (MEYERSON; MOONEY, 2007; CAPINHA; ESSL; SEEBENS *et al.*, 2015). No Brasil a chegada dos colonizadores europeus e os escravos da diáspora africana iniciaram este grande processo de intercâmbio (CROSBY, 1986; HEMMING, 1995; MANN, 2012).

Atualmente, cerca de 97% do que se consome de proteína animal e vegetal no país é oriundo de plantas e animais exóticos e imensas áreas contínuas foram ocupadas por monoculturas, pastagens e plantações florestais. Esta escala de alteração ambiental sem precedentes alterou drasticamente os ecossistemas nativos, podendo ser considerado o principal fator das invasões biológicas no país. Neste sentido, este artigo discute este contexto geral, tendo como estudo de caso o campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) como um microcosmo deste grande fenômeno da poluição biológica e suas implicações na Biologia da Conservação.

## Metodologia

### Histórico e Caracterização da Área de estudo

O *campus* da UFSCar, em São Carlos, possui 645 hectares em uma área que antigamente era uma fazenda. Em relação à sua vegetação, objeto de análise desta pesquisa, o *campus* possui fragmentos remanescentes de Cerrado situados em uma matriz mista de uso agropastoril com aproximadamente 50 anos. Logo após o estabelecimento da universidade uma área significativa do campus foi arrendada para implementação de uma floresta de eucaliptos com finalidade de produção de madeira para extração da celulose (BOSCHI; STROZI; SANCHES *et al.*, 2019).

O *campus* da Ufscar tem como principais usos e coberturas no seu entorno fazendas de cultivo de cana-de-açúcar e de gado, representado pela Fazenda Experimental Canchim da Embrapa e outras áreas privadas, como a fazenda "Canadá". A presença desta última é de fundamental importância, pois apresenta um mosaico de fragmentos florestais que podem ser integrados às áreas naturais da UFSCar, criando um assim denominado "polo ecológico", juntamente com as áreas do PESC (Parque Ecológico Municipal A. T. Vianna), o Horto Florestal de São Carlos e o Bosque da Saúde. Nas últimas duas décadas a região tornou-se um dos eixos de crescimento da cidade de São Carlos, com a instalação de vários empreendimentos imobiliários e alterações no sistema viário nos limites do *campus*, onde anteriormente havia fazendas. Além destes empreendimentos imobiliários vizinhos à área do *campus*, existem empreendimentos industriais (indústrias de papel e embalagens e produtos químicos) e até 2009 funcionou uma empresa de abate de aves.



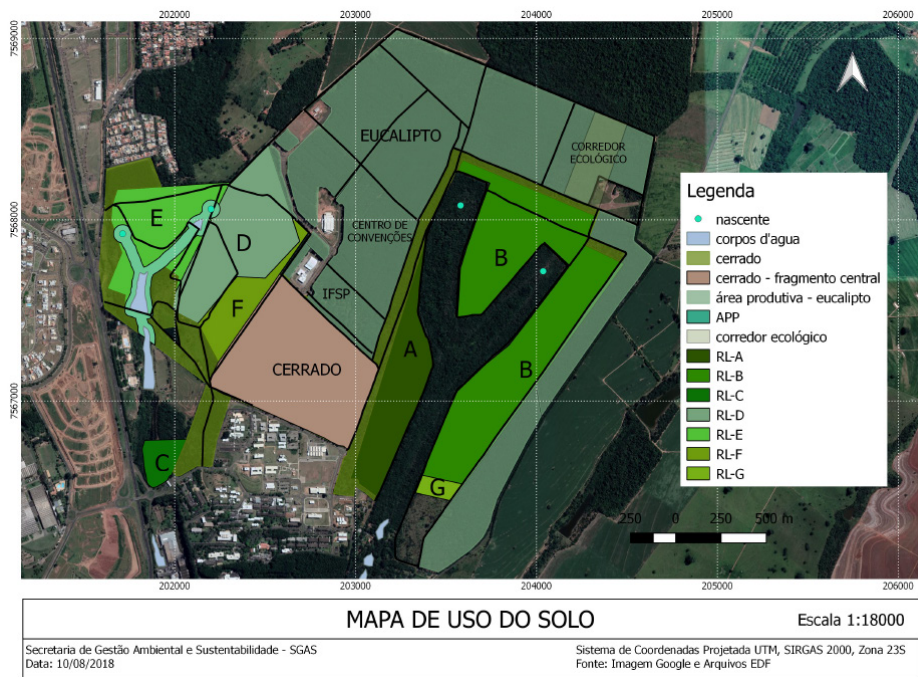
O *campus* possui uma área não urbanizada composta por áreas naturais (fragmentos de Mata Atlântica Semidecidual e Cerrado) e por área de silvicultura (*Eucalyptus spp*). Nas áreas naturais estão as áreas de reserva legal (RL) e de preservação permanente (APP) (Figura 1 e Tabela 1) (BOSCHI; STROZI; SANCHES *et al.*, 2019).

Tabela 1 - Área estimada (ha) das diferentes áreas verdes da UFSCar, São Carlos.

Uso	Área Estimada (ha)
Área de Preservação Permanente (APP)	8.2
Reserva Legal – A	22.7
Reserva Legal – B	72.7
Reserva Legal – C	4.4
Reserva Legal – D	31.5
Reserva Legal – E	18.3
Reserva Legal – F	10.2
Reserva Legal – G	3.2
Áreas produtivas – Eucalipto	192
Vegetação Natural	94.6
<b>Total</b>	<b>457.8</b>

Fonte: BOSCHI; STROZI; SANCHES *et al.*, 2019).

Figura 1 - Mapa de Uso do Solo das áreas verdes do *campus* da UFSCar, São Carlos, com destaque para as áreas utilizadas em cumprimento de Termo de Ajuste de Conduta (TACs) e Termos de Compromissos de Recuperação Ambiental (TCRAS). RL: reserva legal; APP: área de proteção permanente.



Fonte: BOSCHI; STROZI; SANCHES *et al.*, 2019).



O *campus* da UFSCar faz parte da microbacia hidrográfica do Monjolinho, tendo como principal curso d'água o córrego de mesmo nome, onde desde o período em que o *campus* era uma fazenda foi instalada uma represa (lago da UFSCar). Além do córrego do Monjolinho existem dois outros corpos d'água, o córrego do Espraiado e o córrego do Fazzari. Este último tem a sua nascente dentro do *campus* e possui duas represas, a do Mayaca, que foi construída para fornecer água para os tanques de piscicultura que havia no local. Já o reservatório do Fazzari foi construído nos anos 70 para a irrigação da horta e pomar anteriormente presentes no local. Esta represa apresenta uma grande densidade de lírios do brejo, uma das mais importantes espécies vegetais invasoras. No entorno do Mayaca, por sua vez, são as gramíneas africanas (*Urochloa spp*) que predominam. O Córrego do Espraiado, por sua importância para a captação de água do município, foi cedido ao SAAE (Sistema autônomo de água e esgoto) e, em termos de vegetação, é o curso d'água mais preservado do *campus*, composto de um fragmento de mata atlântica semidecidual em estágio de conservação razoável. O Espraiado até sua junção com o Monjolinho está localizado em um local denominado Y e em seus limites estão localizados os melhores fragmentos de várias diferentes fisionomias do domínio Cerrado (ver Figura 1) (BOSCHI; STROZI; SANCHES *et al.*, 2019).

### Levantamento das espécies

Os dados foram obtidos a partir da sistematização realizada pela Secretaria de Sustentabilidade e Gestão Ambiental (SGAS) da Universidade Federal de São Carlos, com o objetivo da construção do Plano de manejo da fauna, que faria parte do Sistema de Gestão Ambiental da Universidade (SGA-Ufscar), em processo de construção. A lista de espécies obtidas resulta de observações realizadas em áreas antrópicas e naturais do *campus* da Universidade Federal de São Carlos entre os anos de 2017 e 2019, usando como referência a literatura publicada sobre a fauna regional (MOTTA JÚNIOR, 1990; TALAMONI; MOTTA JÚNIOR; DIAS, 2000; RODRIGUES; SILVA; CASTAGNI *et al.*, 2017; BARBOSA; FERNANDES; APARECIDO, 2018; BARBOSA, 2020) e com literatura de estudos realizados em áreas com ecossistemas e fitofisionomias relacionadas com os da área, como cerrado e Floresta Estacional semidecídua do Sudeste do país (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; GALETTI; SAZIMA, 2006; CAMPOS; ESTEVES; FERRAZ *et al.*, 2007; ARAÚJO; DE SOUZA; RUIZ-MIRANDA, 2008; ICMBio-MMA, 2021). Os registros foram planilhados e foram consultados especialistas nos diferentes grupos taxonômicos para confirmar as identificações prévias.

### Resultados e discussão: Principais espécies animais exóticas e invasoras

A Tabela 2 apresenta um levantamento prévio dos principais animais exóticos e serão brevemente discutidos os principais grupos, seus impactos e seu potencial como espécie invasora (E.I.). Com o crescimento das áreas urbanas ocorreu um significativo aumento no número de espécies sinantrópicas tanto nas áreas antropomorfizadas do *campus* como nas áreas naturais e em estágios sucessão.

**Tabela 2** - Lista dos principais animais com potencial de se tornarem invasores que ocorrem no *campus* da Ufscar.

Nome científico	Nome comum	Origem <sup>1</sup>	Ecologia trófica	Potencial como E.I.
<b>Mamíferos</b>				
<i>Canis familiaris</i>	Cão	Paleártica *	Onívoro	Moderada
<i>Felis catus</i>	Gato	Paleártica	Onívoro	Moderada
<i>Bos taurus</i>	Boi	Paleártica/in- diana	Herbívoro	Baixa
<i>Rattus noctivagus</i>	Ratazana	Paleártica*	Onívoro	Muito alta
<i>Rattus ratus</i>	Rato cinzento	Paleártica*	Onívoro	Muito alta
<i>Mus musculus</i>	Camundongo	Paleártica*	Granívoro	Alta
<i>Sus scorfa</i> #	javali/porco feral	Paleártica*	Onívoro	Alta
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	Neotropical	Herbívoro	Moderada
<b>Aves</b>				
<i>Columba livia</i>	Pombo	Paleártica	Granívoro	Muito alta
<i>Bulbuculus ibis</i>	Garça vaqueira	Afrotropical	Insetívora	Moderada
<i>Estrilda astrid</i>	Bico-de-lacre	Afrotropical	Granívoro	Moderada
<i>Passer domesticus</i>	Pardal	Paleártica	Granívoro	Alta
<b>Peixes</b>				
<i>Oreochromis sp.</i>	Tilápia	Afrotropical	Onívoro	Alta
<b>Invertebrados</b>				
<b>Hexapoda</b>				
<i>Apis Melifera</i>	Abelha comum	Pal./Afrotrop.	Nectívoro	Alta
<i>Aedes egyptii</i>	Mosquito da dengue	Afrotropical	Hematófago	Alta
<i>Musca domestica</i>	Mosca doméstica	Cosmopolita	Onívoro	Alta
<i>Periplaneta americana</i>	barata	Cosmopolita	Onívoro	Alta
<i>Battlaria germanica</i>	barata	Cosmopolita	Onívoro	Alta
<i>Criptotermis brevis</i>	Cupim de ma- deira seca	Neotropical	Detritívoro	Alta
<i>Conitermes cumulans</i>	Cupim de montículo	Neotropical	Detritívoro	Baixa
<i>Monomorium faraonis</i>	Formiga-do-açúcar	Pan-africana	Nectívora	Alta
<i>Solenopsis ssp.</i>	Formiga lava-pé	Neotropical	Onívora	Moderada
<i>Atta sexdes rubropilosa</i>	Sáua-limão	Neotropical	Fungívora****	Alta
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	Quém-quém	Neotropical	Fungívora****	Moderada
<b>annelida</b>				
<i>Eisenia fetida,</i> <i>Eudrilus eugeniae</i>	Minhoca	Paleártica	Detritívora	Alta
<b>Mollusca</b>				
<i>Achetina fulica</i>	Caramujo africano	Afrotropical	Herbívoro	Alta

<sup>1</sup> - (BURNIE; WILSON, 2017; SCHLINDWEIN; RIVERA, 2019)

\*Indicação mais aceita como de Centro de Origem na literatura (SCHLINDWEIN; RIVERA, 2019).

\*\*\*\*corta vegetais para cultivar fungo simbiote.

# espécie identificada como presente na Fazenda da Embrapa, portanto em área vizinha ao campus no período observado. Recentemente (2021) foram reportadas ocorrências em área de reflorestamento de eucaliptos no campus (observação pessoal).





### 3.1. Principais espécies de mamíferos invasoras

As espécies de vertebrados de médio e grande porte mais comuns são os animais domésticos, representados principalmente por cachorros (*Canis familiaris*) e gatos (*Felis catus*). A maior parte dos espécimes de gatos e cachorros no *campus* é composta por indivíduos que foram “adotados” por diferentes departamentos ou unidades administrativas. Outro importante componente na presença de cães são os animais levados pelas pessoas que frequentam o *campus*, principalmente nos finais de semana. Não parecem existir indivíduos ferais, tanto de cães quanto de gatos, nas áreas do *campus*. Problemas ligados a estes animais estão relacionados principalmente a transmissão de doenças para as espécies nativas.

Os cães domésticos fazem parte da ordem dos carnívoros, sendo cosmopolitas e considerados generalistas-oportunistas, se alimentando de animais, carcaças, vegetais, frutas, raízes, sementes e lixo (NESBITT, 1975; GREEN; GIPSON, 1994). Em vida livre podem viver de forma solitária ou em grupos hierárquicos com vários indivíduos (GALETTI; SAZIMA, 2006; ZILLER; ZALBA, 2007, GOMPPER, 2014). A formação de matilhas facilita os processos de obtenção de alimentos, possibilitando a predação de animais de pequeno, médio e grande porte (GALETTI; SAZIMA, 2006).

Atualmente, os cães são considerados como espécie introduzida e uma das principais ameaças para a integridade de áreas naturais, causando diversos impactos negativos para a biodiversidade (GALETTI; SAZIMA, 2006).

Em áreas naturais ou remanescentes, como o Cerrado da UFSCar, a presença de cães domésticos pode causar sérios impactos para a fauna nativa. Estudos realizados na Reserva de Santa Genebra, por Galetti & Sazima (2006), no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, por Oliveira *et al.* (2008) e no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, por Rangel & Neiva (2013), registraram a predação de diversas espécies nativas por cães domésticos. Dentre as espécies predadas, destacaram-se organismos importantes para processos de manutenção dos ecossistemas, como cutias, bugios e macacos-prego, que desempenham o papel de dispersores de sementes e herbivoria. A redução das populações destas espécies causa impactos nestes processos de manutenção dos ecossistemas (DIRZO; MIRANDA, 1991; VILELA; LAMIM-GUEDES, 2014).

A redução das espécies herbívoras causa, também, impacto nas espécies de carnívoros nativos, que deixam de ter presas em abundância e passam a competir com os cães por alimento e espaço (YOUNG; OLSON; READING *et al.*, 2011; BIANCHI; OLIFIERS; RISKI *et al.* 2020). Como exemplo das linhagens de carnívoros que podem ser afetadas, destacam-se os felídeos e canídeos nativos (YOUNG; OLSON; READING *et al.*, 2011; VILELA; LAMIM-GUEDES, 2014).

Além do impacto direto sobre as populações selvagens, a mera presença dos cães em áreas naturais já afeta o comportamento das populações de espécies nativas, sejam presas ou predadores. Isto se dá pois os cães realizam a marcação de território, causam alerta e estresse, inibem comportamentos reprodutivos e ocupam áreas que seriam utilizadas para forrageio e busca por alimentos pelas outras espécies (SILVA-RODRIGUES; SIEVING, 2011; YOUNG; OLSON; READING *et al.*, 2011).

Somado a estes fatores, os cães domésticos tendem a não sofrer resposta numérica em reação à predação das presas, como ocorre com os predadores nativos. Ou seja, a redução das populações das presas não ocasiona a redução das populações de cães ferais por falta de recursos. Este processo, é vislumbrado visto que buscam refúgio e alimentos com humanos caso as condições do meio natural não se apresentem como favoráveis e, com isso, não estão sujeitos à pressão regulatória de falta de alimento decorrente da redução da população de presas (GALETTI; SAZIMA, 2006; YOUNG; OLSON; READING *et al.*, 2011; HUGHES; MACDONALD, 2013; GOMPPER, 2014).

Apesar de serem uma espécie não nativa introduzida, os cães domésticos dificilmente alcançam a condição feral. Isto pois, mesmo que não possuam mais associação com humanos, tendem a recorrer a áreas antropizadas, como lixões e cidades, para obterem recursos alimentícios. Apesar disso, em condições errantes ou ferais, os cães causam prejuízos para a fauna silvestre, pois, mesmo que não dependam da caça para se alimentarem, fazem isso pelo hábito territorialista e comportamento caçador (GOMPPER, 2014).





Por fim, a presença de cães domésticos pode contribuir com a introdução de doenças nos ecossistemas naturais. Dentre as diferentes doenças que acometem os cães domésticos como ancilostomíase, raiva, dipilidiose, sarna, parvo-virose e cinomose, destaca-se a ocorrência e registro de viroses e parasitoses em animais nativos, como onça parda, onça pintada, cachorro do mato, lobo guará, raposinha do campo, mão pelada e outros (BECK, 1975; CORREA; CORREA, 1992; MEGID; FEIJO DE SOUZA; TEIXEIRA *et al.*, 2009; MEGID; TEIXEIRA; AMORIN *et al.*, 2010; VILELA; LAMIM-GUEDES, 2014).

A presença de cachorros domésticos em áreas naturais está intimamente associada à aproximação humana dessas áreas. Tal presença se dá por diferentes circunstâncias: forma livre de criação, abandonos próximos de áreas naturais, uso para caça e falta do manejo correto de animais de companhia (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008; ICMBIO-MMA, 2019; BIANCHI; OLIFIERS; RISKI *et al.* 2020). Além disso, a presença de cães em áreas naturais é complementar e associada ao efeito de borda. Isto pois, a presença deles tende a ser maior em fragmentos mais acometidos pelo efeito de borda e nas áreas do entorno dos fragmentos, próximas às bordas (LACERDA; TOMAS; MARINHO-FILHO, 2009).

Foram registradas no *campus* a presença de canídeos nativos, principalmente o cachorro do mato, a raposinha do campo e o lobo guará. Entre os felinos temos o gato do mato e a onça-parda. Além da transmissão de doenças outro grande impacto dos animais domésticos está na predação, principalmente de aves, feita por gatos domésticos e o ataque de cães sobre a fauna nativa (CAMPOS; ESTEVES; FERRAZ *et al.*, 2007; JORGE; ROCHA; MAY JR. *et al.*, 2010; VILELA; LAMIM-GUEDES, 2014; TEODORO; LIMA; STEHLING *et al.*, 2018).

Entre os outros animais domésticos presentes no *campus* é frequente a ocorrência de gado bovino (*Bos taurus*). A presença destes animais vem das fazendas vizinhas, tanto pela passagem por cercas danificadas, como pela introdução ilegal de pastoreio em áreas de predominância de braquiária e outros capins exóticos (ICMBIO-MMA, 2019). Desde 2017 a universidade tem realizado ações para impedir a presença destes animais e a frequência de ocorrência de gado, principalmente próximo a áreas de conservação, tem diminuído de maneira significativa. Existe uma importante discussão sobre a presença destes animais como ferramenta de controle de manejo de gramíneas africanas nas áreas de vegetação savânica (POPAY & FIELD, 1996; TOHIRAN; NOBILLY; ZULKFLI *et al.*, 2017; ANDRADE, 2021; DURIGAN; PILON; SOUZA *et al.*, 2022).

Entre as espécies de mamíferos que possuem a maior capacidade de invasão antropocórica podemos citar as espécies de roedores *Rattus norvegicus*, *R. rattus* e *Mus musculus*. Dentre as espécies de roedores presentes no campus da UFSCar, destacam-se:

O *Rattus norvegicus* – com provável origem nas estepes Asiática (China, Mongólia, Rússia ou Japão) - é, juntamente com o homem, a espécie de mamífero com o maior gradiente de distribuição geográfica (MODLINSKA; PISULA, 2020). A referida espécie é caracteristicamente sinantrópica. A invasão desta espécie foi, e tem sido, tão eficiente que apenas a Antártida, regiões de costa ao redor do Ártico e algumas ilhas isoladas estão livres de sua presença. Por seu impacto econômico e como vetor de transmissão de doenças, *R. norvegicus* é considerado a maior “praga” dentre todos os mamíferos (CANALE; DI DIO; MASSA; MORI, 2019). Acredita-se que apenas em relação a transmissão de doenças, *R. norvegicus* tenha causado mais mortes que todas as guerras e revoluções nos últimos 1000 anos. Além do grande potencial fisiológico reprodutivo, a espécie possui um sistema de acasalamento poliginândrico (promíscuo) com cuidado parietal compartilhado e uma grande plasticidade de colonização (LEÃO; ALMEIDA; DECHOUM *et al.*, 2011; CANALE; DI DIO; MASSA; MORI, 2019; IMBIO-MMA, 2019).

Originariamente distribuído do mediterrâneo até a China, o camundongo *Mus musculus* teve suas densidades aumentadas exponencialmente como espécie sinantrópica (LIPPENS; ESTOUP; HIMA *et al.*, 2017). Essa espécie não causa sérios problemas de saúde ou danos econômicos graves como *R. norvegicus* ou *R. rattus*. Entretanto, contribui na disseminação de doenças como o tifo, a varíola rickettsial, turalemia e a peste bubônica, além da contaminação alimentar por *Salmonella*. Continua sendo utilizado como cobaia de laboratório, na saúde e estudos de genética e ecologicamente



é um item importante na dieta de pequenos predadores e de serpentes (PHIFER-RIXEY; NACHMAN, 2015). Em habitações humanas pode atingir densidades de equilíbrio de até 10 indivíduos/m<sup>2</sup>. Em áreas naturais as densidades são bem mais baixas, geralmente menores de 100 indivíduos/m<sup>2</sup> em ambientes abertos. Sua grande habilidade como espécie invasora está no seu potencial reprodutivo. Em ambientes antropogênicos a reprodução ocorre durante todo o ano. Nas populações selvagens originais a reprodução se dava comumente entre abril e setembro. As fêmeas podem ter de 5 a 10 ninhadas por ano, sendo registradas até 14 ninhadas. O número médio de filhotes por ninhada é de 5 ou 6, podendo chegar a 12 indivíduos e a maturidade sexual pode ser atingida entre cinco e sete semanas (PHIFER-RIXEY; NACHMAN, 2015; LIPPENS; ESTOUP; HIMA *et al.*, 2017).

Outro roedor sinantrópico de grande distribuição, com presença no *campus*, é o rato preto (*Rattus rattus*). Biogeograficamente as evidências indicam que esta espécie é originária do sudeste da Ásia, provavelmente da Índia ou Paquistão. Vive em grupos compostos geralmente de um macho e duas ou três fêmeas (FENG; HIMSWORTH, 2014). Não existem no *campus* levantamentos das densidades destas espécies sinantrópicas e, como em outros lugares do Brasil, poucos estudos dos impactos da introdução desta espécie sobre as espécies nativas (FENG; HIMSWORTH, 2014; LINHARES; FERREIRA; BUGONI, 2023).

Os javalis (*Sus scrofa*) são onívoros, se alimentando predominantemente de material vegetal, mas com uma grande plasticidade de dieta, desde folhas, raízes, frutos, carniça, insetos e vermes, até mesmo a caça de pequenos roedores e animais de maior porte (BALLARI; BARRIOS-GARCIA, 2014; PEDROSA; BERCÊ; LEVI *et al.*, 2019). Originários do paleártico foram introduzidos primeiramente em sua forma domesticada em todos os continentes, exceto a Austrália. No Brasil, a chegada dos porcos domésticos se deu com os portugueses já em meados do século XV. Já a invasão biológica por esta espécie é bem mais recente, a partir da segunda metade de século XX quando foi introduzido na Argentina para caça esportiva o javali europeu (DOVRAT; PEREVOLOTSKY; NE'EMAN, 2012; MOURA; MACHADO; MARIANO *et al.*, 2020; ICMBIO-MMA, 2019). Do cruzamento destas formas selvagens com os porcos domésticos surgiu o Java-porco, ou porco monteiro, com populações ferais que tiveram uma rápida dispersão, se tornando uma importante "praga" agrícola no sul, sudeste e centro-oeste do Brasil. Em algumas regiões outros eventos de introdução do javali acarretaram o estabelecimento de populações selvagens "puras" (ICMBIO-MMA, 2019). Não existe relato da ocorrência de bandos residentes de Java-porcos e javalis em áreas do *campus* da UFSCar, mas estes ocorrem em áreas de fazendas vizinhas e na fazenda da Embrapa (observação pessoal).

Em função da ausência de dados sobre a composição e dinâmica populacional de mamíferos no *campus*, não se têm praticamente nenhuma informação sobre as espécies nativas que tem potencial como invasoras. Apesar disso, é possível comentar sobre algumas delas. Entre estas, a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), de ocorrência neotropical, é uma espécie nativa e com potencial de espécie invasora para a região onde está o *campus* da UFSCar. Quanto ao hábito alimentar, as capivaras forrageiam material vegetal, predominantemente gramíneas. Os animais podem chegar até 120 cm de comprimento e 66 kg de peso, sendo os maiores roedores vivos. São animais sociais formando grupos de, em média, 10 indivíduos adultos. Em certas áreas estes bandos podem chegar a 100 indivíduos ou mais. As capivaras são polígamas e promíscuas, onde apesar de os machos dominantes tentarem monopolizar as cópulas, ocorre o acasalamento das fêmeas com machos subordinados. Podem se reproduzir durante o ano todo, mas o pico da atividade se dá no início da estação chuvosa nos locais onde tal sazonalidade existe. As ninhadas variam de 2 a 8 filhotes e as fêmeas podem amamentar tanto os seus filhotes quanto os de outras fêmeas. Como os bandos são bastante estáveis, as fêmeas tendem a ser aparentadas entre si. Possuem adaptações para o ambiente aquático, sendo eficientes nadadoras e podendo permanecer submersas por até 5 minutos. Entre os principais predadores das capivaras estão as sucuris, jacarés, as onças e a caça por humanos (FERRAZ; VERDADE, 2001; ROCHA; SEKIAMA; GONÇALVES *et al.*, 2017; LOPES; MCEVOY; MORATO *et al.*, 2021).

Nas áreas de viveiros de mudas da SGAS são encontrados com frequência cotias (*Dasyprocta aguti*), principalmente se alimentando de frutos caídos de abacate (*Persia americana*). Já foram ob-



servados cachorro do mato, quatis e saguis. Estes últimos se apresentam como um dos mais interessantes grupos a serem estudados. Existem bandos de saguis (*Callithrix penecillata*) no *campus* da UFSCar, e em 2018 um bando com nove indivíduos usou regularmente a área do viveiro de mudas da Secretaria de Gestão Ambiental. Este bando familiar se tornou praticamente residente na área durante o período de frutificação dos pés de manga (*Mangifera indica*) existentes no local. O bando apresenta um comportamento de aproximação a humanos, solicitando alimentação, principalmente de frutas como bananas. Entre os membros do grupo, um indivíduo apresenta claramente a presença de tufo branco na região auricular, o que pode indicar que ele é um híbrido do sagui-de-tufo-branco (*C. Jacchus*). A soltura destes animais na região é documentada principalmente em função do tráfico para venda como animais de estimação, principalmente oriundos do Nordeste (ICMBIO-MMA, 2019). Na região o histórico pode ser rastreado a partir de um evento de introdução de maior magnitude que está atualmente sendo monitorada pela equipe de manejo de fauna da Secretaria de Meio Ambiente de Araraquara. Não existem estudos sobre o impacto destes animais, porém apenas na área do viveiro de mudas da UFSCar foram observados diretamente dois eventos de predação de ninhos. Em um dos eventos cinco indivíduos de *C. Penicillata* atacaram um ninho de asa branca (*Patagionas picazuro*), investindo contra a ave presente no ninho até que o ovo foi derrubado. Um elemento importante nos bandos observados no *campus* da UFSCar é sua aproximação com humanos, solicitando alimento e mesmo chegando a entrar em habitações.

### Espécies de Aves como potencial de invasoras

Entre as aves invasoras, merecem atenção a pomba comum (*Columbia livia*), a graça vaqueira (*Bulcculus ibis*), o pardal (*Passer domesticus*) e o bico de lacre (*Estrilda astrild*). Estas quatro espécies podem ser utilizadas didaticamente como exemplo para discussão das invasões e seus diferentes tipos de impactos. *C. livia* é granívora e oportunista de sobras de alimentos e extremamente plástica em termos de escolha de local de nidificação. Estes dois fatores somados a um ciclo reprodutivo curto, um cuidado parental, que inclui uma espécie de “leite” para os filhotes, faz desta uma das espécies sinantrópicas com maior potencial de invasão e de grande impacto sobre vários aspectos de sistemas antrópicos, principalmente em ambientes urbanos de médias e grandes cidades (ZORZENON, 2002; SCHLINDWEIN; RIVERA, 2019). São denominados como “ratos” de asas pela dimensão do seu impacto. Apresentaram, notadamente durante o século vinte um dos provavelmente mais emblemáticos métodos de introdução proposital em massa. Podendo ser denominadas de introduções de caráter etnocultural, em muitos casos utilizadas como símbolo da paz e concórdia, a soltura de centenas e mesmo milhares de *C. livia* foi amplamente utilizada em cerimônias e eventos festivos em continentes como as Américas, a África, a Europa e a Ásia, fazendo com que a sua distribuição hoje possa ser considerada cosmopolita. Isto somado ao seu uso como animal de estimação, ornamental, como fonte alimentar e mesmo como ferramenta de comunicação, os pombos-correio (CAPOCCIA; BOYLE; DARNELL, 2018). De origem paleártica (provavelmente da península ibérica) foi introduzida no Brasil já no início da colonização portuguesa e se apresenta como um dos maiores problemas fitossanitários em várias cidades brasileiras. Estima-se que o pombo comum seja vetor de transmissão de mais de 50 doenças catalogadas, além do impacto causado sobre monumentos e o patrimônio cultural (VASCONCELOS; TEIXEIRA; DA SILVA *et al.*, 2018). Dentre as espécies sinantrópicas, a pomba doméstica se apresenta como um dos maiores problemas nas áreas urbanizadas do *campus*. Existe uma grande população residente de *C. Livia* no Parque Ecológico de São Carlos (PESC), onde utilizam das rações colocadas nos recintos. Estudos das densidades das espécies de columbiformes nativas e de *C. livia* seriam importantes para estabelecer as relações entre estas espécies e a alteração de suas densidades relativas em diferentes mosaicos ambientais. Uma das questões mais complexas do impacto sobre a biodiversidade de *C. Livia* é a do seu potencial de transmissão de doenças para outras aves, especialmente no que diz respeito a transmissão de epizootias para columbiformes nativos (ROSARIO; ACOSTA; COLOM, 2008; STUKENHOLTZ; HAILU; CHILDERS *et al.*, 2019). Entre os columbiformes nativos encontramos a asa branca (*Patagioenas picazuro*); avoantes (*Zenaida auriculata*); rolinha picui (*Columbina*





*picui*); rolinha roxa (*Columbina talpacoti*); fogo apagou (*Columbina squammata*) e juriti-azul (*Claravis geoffroyi*). Na área norte do *campus* as populações de *P. picazuro* apresentam uma densidade que em alguns lugares indica claramente uma relação de sintropia (DI CORPO; VANNINI, 2011).

Uma espécie de ave que se tornou invasora no *campus* da UFSCar entre os anos de 2016 e 2018 foi a garça-vaqueira (*Buluculus ibis*) que ocupou bambuzais (*Phyllostachys bambusoides*) em áreas próximas a edificações. A garça-vaqueira (*B. ibis*) é uma ave de introdução relativamente recente no país, tendo cruzado o Atlântico, da África para o Caribe há menos de 100 anos (BELLA; AZEVEDO-JUNIOR, 2004). Pode ser confundida com a garça-branca pequena (*Egretta thula*), com quem pode formar ninhais mistos. Diferente de outras garças, a garça-vaqueira é insetívora e pode nidificar e sobreviver em locais não alagados. De origem africana, associada a grandes manadas de herbívoros, pode-se dizer que está indiretamente associada as gramíneas africanas.

*B. ibis*, como outras espécies da família, apresenta como estratégia a formação de grandes concentrações de indivíduos reprodutores em um local, denominados ninhais, que podem chegar a milhares de indivíduos. Neste local uma grande quantidade de guano é produzida, além de uma quantidade significativa de animais mortos. Um fator que contribui para a grande quantidade de indivíduos mortos, portanto em processo de putrefação é que a fêmea deposita em média de 5 a 6 ovos que tem um período de incubação de 22 a 26 dias. Deste total de ovos o mais comum é a sobrevivência de um e no máximo dois filhotes. Os outros ninhegos normalmente caem ou são expulsos dos ninhos e, geralmente, morrem. O termo ninho merece um breve comentário. O casal, notadamente em bambuzais, não constrói uma estrutura minimamente elaborada, constituindo basicamente no local em que o casal se instala nos colmos, utilizando alguns poucos materiais vegetais exógenos. Este fator facilita a expulsão do “ninho” dos filhotes mais novos pelos mais velhos, ou simplesmente a queda do único filhote, nem sendo necessários eventos como tempestades ou vendavais extensos. Apesar de o bambuzal ser um local relativamente seguro para defesa de predação, pela estrutura modular dos colmos da planta, é muito pouco eficiente como abrigo do clima. Pode ser muito bom como dormitório, mas basicamente muito pouco eficiente como creche, levando a uma taxa superior de mortalidade de filhotes do que a que ocorrem naturalmente por sibilicídio (morte de um irmão geralmente pelo irmão mais velho e de maior parte) (METALLAOUI; DZIRI; BOUSSEHEBA *et al.*, 2020; MOHAMMEDI; KOUIDRI; MAHMOUDI *et al.*, 2020). Este erro da escolha dos inquilinos da planta hospedeira para o ninhal pode ser explicado por serem as duas espécies exóticas e seu “encontro” ter se dado há cerca de uma centena de anos (MORALEZ-SILVA; LAMA, 2014; LACERDA, 2021).

Os dois ninhais observados no *campus* da UFSCar no período citado podem ser considerados mistos, uma vez que foi observada a presença de outras espécies de garças, como a garça branca grande (*Ardea alba* sinônimo *Casmerodius albus*) e a garça-moura (*Ardea cocoi*), além do socó-boi (*Tirgossoma lineatum*). Destas espécies não foi observada diretamente a reprodução, mas sim apenas o uso do ninhal como dormitório. Ressalta-se que mais de 90% dos indivíduos no ninhal eram de garça-vaqueira. Outra espécie nativa que ocorreu neste ninhal foi a garça branca pequena ou garcinha (*Egretta thula*), que pode ser confundida com a espécie exótica, por ter o mesmo porte que a vaqueira e grande semelhança morfológica. Porém esta espécie tem uma ecologia trófica diversa, se alimentando de peixes e outros organismos aquáticos, como anfíbios, caranguejos e “larvas” e adultos de insetos aquáticos. Colocando de 3 a 7 ovos e com um período de incubação similar a espécie exótica (25 a 26 dias), faz ninhais mistos com *B. ibis*. A *E. Thula*, está sempre próxima a algum corpo de água, pois costuma se deslocar por curtas distâncias para os locais de repouso e reprodução (PARSON; MASTER, 2020).

Distribuído em praticamente todos os ambientes urbanos do Brasil não Amazônico, o Pardal (*P. domesticus*) foi introduzido no Brasil no princípio do século XX. A razão para a introdução teria sido o controle de mosquito transmissores de doenças, principalmente a febre amarela. Não se levou em conta que o pardal é granívoro, portanto, sem qualquer efeito de predação sobre insetos. Já na década de 40 do século XX esta ave sinantrópica tinha se estabelecido em Cuiabá e nas cidades do sul sudeste do Brasil (ZORZENON, 2002; LEÃO; ALMEIDA; DECHOUM *et al.*, 2011).



Bico de lacre se alimenta principalmente de gramíneas africanas, como o capim colonião, elefante e gordura. Possui origem no sul do Continente Africano. Como é um pássaro considerado belo, sendo introduzido como ave de criação ornamental, não existem estudos de prováveis efeitos desta espécie sobre a fauna nativa, e podem ser observados bandos mistos de *Estrilda astrild* se alimentando em pradarias de gramíneas africanas de áreas antropomorfizadas juntamente com coleirinhas, bigodinhos e outras espécies do gênero *Sporophilla*. Parece claro que estas gramíneas exóticas invasoras têm levado a alteração das densidades populações destas espécies que passaram a forragear neste novo recurso. O efeito drástico da redução das espécies de Passariformes especializados em se alimentar de sementes de gramíneas nativas ainda é muito pouco estudado. Mas é evidente o desaparecimento de uma parte da diversidade destas aves nos locais dominados pela braquiária e por outras espécies de gramíneas africanas invasoras (PAYNE; BONAN; KIRWAN, 2020).

Entre outras espécies de aves nativas que apresentam aumento de densidade em ambientes com médias ou baixas influências antrópicas no *campus* podem ser citadas: canário da terra (*Sicalis flaveola*), pássaro preto (*Molothrus bonairensis*), tico-tico comum (*Zonotrichia capensis*), o quero-quero (*Vanellus chilensis*), o urubu de cabeça preta (*Corygyps atratus*), maritacas (*Aratinga auricapillus* e *Pionus maximiliani*), o tucano açu (*Ramphastus toco*) e o carcará (*Caracara plancus*). Este último merece um destaque, por ser um dos poucos Falconiformes que parecem ter se adaptado relativamente bem a diferentes ambientes antropomorfizados, passando em sinantropia mesmo em grandes cidades. Por ser um generalista oportunista pode se alimentar de lixo, restos de comida e de carcaças de animais. Um comportamento que alguns indivíduos apresentam é obter alimento em um território próximo a estradas, onde se aproveitam dos atropelamentos de fauna (TRAVAINI; DONAZAR; CEBALLOS; HIRALDO, 2001; LIMA; MARIZ; COSTA *et al.*, 2022).

### Uma discussão introdutória sobre as espécies de Invertebrados invasoras

Apesar de ser o grupo de maior diversidade de espécies animais, o estudo de invertebrados invasores é circunscrito praticamente aquelas espécies responsáveis por transmissão de doenças e por aquelas denominadas “pragas” em nossos ambientes agrícolas e urbanos. Mesmo entre as espécies de invertebrados de interesse econômico e sanitário não existem estudos sistemáticos de ecologia populacional e mesmo de ocorrência que forneçam bases científicas sobre invasões destas espécies no *campus* da UFSCar e em áreas do seu entorno. Porém existem evidências claras de algumas espécies de invertebrados invasores mais conspícuos que são apontados neste texto. Seguindo o padrão geral descrito acima, a maior parte destas espécies tem algum interesse econômico, sanitário ou como “praga” e se enquadra em invertebrados sinantrópicos de ampla distribuição e com um potencial como invasora (VENETTE; HUTCHISON, 2021).

Pela própria diversidade de espécies os insetos representam o maior número de espécies descritas atualmente pela ciência (SOLLAI; SOLARI, 2022). Não serão discutidos aqui os coleópteros, uma ordem de insetos que atualmente tem um número de espécies descrita superior ao número de todas as espécies de plantas superiores conhecidas. Apenas cabe citar, como exemplo, duas famílias destes insetos, os curculionídeos (bicudos e brocas) e os tenebrionídeos (besouros da farinha), com um grande número de espécies que se tornam sinantrópicas tanto em ambientes agrícolas como urbanos. Entre as espécies de invertebrados consideradas “pragas” urbanas estão os dípteros, como a mosca doméstica e os mosquitos. Entre estes últimos, são conhecidos vetores de várias doenças causadoras de epidemias como a dengue, a febre amarela e outras viroses. Entre estes mosquitos podemos destacar o *Aedes aegypti*, uma espécie exótica invasora e as espécies nativas do gênero *Anopheles* (ZORZENON, 2002; LEÃO; ALMEIDA; DECHOUM *et al.*, 2011). Não existem estudos da dinâmica populacional destas espécies no *campus*. Outras espécies sinantrópicas consideradas importantes pragas urbanas são as baratas (*Periplaneta americana* e *Battlaria germanica*) cujo controle em edificações é feito geralmente com inseticidas sistêmicos (ZORZENON, 2002). Estudos indicam que a maior parte deste inseticida não atinge a espécie alvo, sendo carregados para o ambiente onde afetam as espécies selvagens em todos os níveis tróficos (diretamente ou por biomagnificação na



cadeia trófica). Existe um conjunto de espécies da ordem Blatodea, as baratas silvestres nativas não sinantrópicas que são afetadas por este controle indiscriminado de maneira direta ou indireta. As baratas se configuram como um grupo taxonômico onde a presença de algumas poucas espécies consideradas perigosas ou nocivas determinam uma representação errônea das espécies existentes (cerca de 4.400 sp.) (RAFAEL; SILVA; DIAS, 2008).

Outro grupo de insetos no qual ocorre esta representação errônea são as formigas, uma família dentro da ordem Hymenoptera com mais de 14 mil espécies descritas. Deste total apenas 53 são descritas como sinantrópicas e consideradas “pragas” (WILSON, 2005; MÁXIMO; FELIZATTI; CECCATO *et al.*, 2014; SIDDIQUI; BAMISILE; KHAN *et al.*, 2021). Porém, como as baratas, no senso comum e na maior parte dos departamentos de entomologia das escolas de engenharia agrônômica, as formigas são vistas com um inimigo a ser combatido (formiga boa é formiga morta), mesmo que mais de 60% das espécies sejam predadoras e tenham um papel significativo no controle de insetos herbívoros que podem ser tornar praga. Além de que estudos da dispersão de sementes realizados em áreas tropicais mostram que as formigas são elementos muito importantes na dispersão de sementes. Estudos realizados na Costa Rica mostraram que cerca de 3000 espécies de plantas tem as formigas como agente chave dispersor (HANDEL; BEATTIE, 1990; BYRNE; LEVELEY, 1993; ZELIKOVA; BREED, 2008) e estudos mais recentes mostraram a importância do papel da dispersão secundária por formigas em áreas de cerrado, o domínio que ocorre em parte do *campus* da UFSCar (CHRISTIANINI; OLIVEIRA, 2010; CHRISTIANINI; MAYHÉ-NUNES; OLIVEIRA, 2012; MAGALHÃES; ESPÍRITO-SANTO; SALLES *et al.*, 2018).

Não existem dados sobre a fisionomia da vegetação original do *campus*, mas evidências indicam que tanto durante o tempo que foram introduzidas culturas agrícolas (primeiro o café, depois pastagem e silvicultura) grandes quantidades de agrotóxicos foram utilizadas no local, principalmente para o controle de formigas cortadeiras (*Atta* e *Acromyrmex*). Com a introdução de uma grande quantidade de espécies exóticas cultivadas estas formigas tiveram suas densidades populacionais aumentadas de forma exponencial e também ocorreu uma alteração significativa na composição e equitatividade das espécies existentes. Em áreas naturais de Cerrado *stricto sensu* ocorre, na região, a espécie *Atta laevigata* e em áreas mais abertas, a cortadeira de gramínea *Atta capiguara*. Com a modificação dos ecossistemas originais por paisagens agrícolas parece claro ter ocorrido um aumento de densidade de uma espécie de generalista de clareira (*Atta sexdens rubropilosa*) e praticamente o desaparecimento de uma espécie muito pouco estudada pela ciência (*Atta bispherica*) (FORTI; RANDO; CAMARGO *et al.*, 2020; BARRERA; SOSA-CALVO; SCHULTZ *et al.*, 2021; SCHAEFER; HENRIQUES; GOMES *et al.*, 2021). Nas áreas urbanizadas do *campus* existe uma densidade elevada de ninhos de saúva-limão (*A. sexdens rubropilosa*) que sofreu um controle químico inadequado e nada efetivo pelo menos nos últimos cinquenta anos. A grande eficiência dos agrotóxicos utilizados provavelmente foi a de eliminar os inimigos naturais destas formigas altamente resilientes, aumentando a capacidade de dispersão da espécie. Foram encontrados poucos ninhos de *A. capiguara* e seria necessário um estudo mais pormenorizado das densidades dos ninhos de saúvas e quem-quéns nas áreas naturais e de silvicultura existente.

Outro grupo de espécies de formigas que representam muito bem os problemas de percepção influenciando o manejo e práticas de controle são as lava-pés. Pertencentes ao gênero *Solenopsis* estas formigas são consideradas como uma das mais importantes pragas agrícolas e periurbanas do sul e sudeste dos EUA. Nativas da região Neotropical, especializadas em colonizar clareiras, bordas e ambientes de vegetação aberta são predadoras agressivas generalistas. No Estado de São Paulo se tornaram abundantes em terrenos urbanos e em áreas agrícolas abandonadas. Estudos indicam sua importância no controle de insetos pragas, como a broca da cana e outros herbívoros de hortas e jardins. Apresentam como defesa uma substância que causa intensa dor quando inoculada na ferroadada e que podem causar reações alérgicas graves em humanos. *S. invicta* pode ser considerada uma espécie sinantrópica invasora, porém o seu controle com agrotóxicos é no mínimo controverso. Sua resposta rápida de colonização faz com que ocupe os ambientes mais rápido que outras espécies de formigas que são suas competidoras e este também afeta um importante





componente do controle biológico. No Brasil as lava-pés são consideradas “pragas psicológicas” em função de sua agressividade e efeito direto sobre as pessoas, tanto pelo dolorido da ferroada, como pela possibilidade de reação anafilática por uma parte da população. Estas formigas são uma das espécies sinantrópicas mais comuns na parte externa das áreas urbanizadas do *campus* (ROSS; SHOEMAKER, 2008; SUNG; KWON; LEE *et al.*, 2018; LENANCKER; HOFFMANN; TAY *et al.*, 2019).

Também não existem levantamentos das formigas domésticas no *campus*. Porém podemos citar como importantes espécies invasoras das edificações do *campus* a formiga faraó, de origem afrotropical (*Monomorium ssp.*), além de formigas nativas invasoras como a formiga “argentina” (*Linepithema humile*), a formiga do açúcar (*Tapinoma sessile*), a formiga louca (*Paratrechina longicornis*), a pequena formiga de fogo (*Wasmannia auropunctata*) e as denominadas formigas carpinteiras (*Camponotus ssp.*). O controle destas formigas é realizado com o uso intensivo de agrotóxicos, geralmente sistêmicos e que acabam favorecendo espécies poligínicas, cuja colônia se divide por sociotomia. Além disso, o controle químico nas áreas internas e externas, levou praticamente ao desaparecimento das formigas predadoras de topo, como *Dinoponera australis* e as tocandiras (*Paraponera clavata*), e principalmente o quase desaparecimento das formigas de correição (*Eciton* e *Labidus*). São poucos os estudos que abordam o impacto sobre a diversidade de artrópodes com a retirada destes importantes predadores e seus efeitos sobre o restante da cadeia e teia trófica (DELABIE; FEITOSA; SERRÃO *et al.*, 2015; CLARK; SINGER, 2018; VIDAL; MURPHY, 2018; JACQUOT; MASSOL; MURU *et al.*, 2019).

Ainda sobre a ordem Hymenoptera temos as abelhas, caracterizadas por sua associação com plantas, com flores e por sua ecologia trófica nectarívora e polinífaga. Apesar da maioria das espécies deste grupo serem solitárias, são as espécies sociais, por sua importância econômica, que recebem maior atenção. O *campus* foi durante muito tempo utilizado como área de produção de mel, com a instalação distribuída por todas as áreas do *campus* de caixas de *Apis mellifera*. Não existem estudos na região sobre o impacto destas abelhas exóticas introduzidas sobre a fauna das outras abelhas e sobre a flora cuja polinização dependia da coevolução com estas abelhas indígenas. *A. mellifera* é uma espécie altamente oportunista quanto a visitação floral. Visitam 40.000 espécies diferentes de plantas (aproximadamente 10% de todas as espécies de plantas com flores), porém o número de espécies que são efetivamente polinizadas varia drasticamente em cada região (HUNG; KINGSTON; ALBRECHT *et al.*, 2018; DÁTILLO; CRUZ; LUNA *et al.*, 2022). No Neotrópico apenas uma pequena porção da diversidade floral visitada seria efetivamente polinizada (ROUBIK, 1993). Estudos realizados no Canadá (GOULSON, 2003) indicaram que 75% do pólen das colmeias era de plantas exóticas invasoras. Como para produzir 1 kg de mel são visitadas cerca de 20.000.000 de flores e uma colônia pode forragear em distâncias superiores a 10 quilômetros, a presença destes insetos em grandes densidades podem ser um importante fator da dinâmica da fisionomia da vegetação em uma região (DÁTILLO; CRUZ; LUNA *et al.*, 2022). Entre os fatores do impacto destas abelhas podem ser citados, a competição com polinizadores nativos por recursos florais; a competição com organismos nativos por locais de nidificação; a transmissão de parasitas e patógenos para indivíduos nativos; as modificações na quantidade de sementes de plantas nativas; a polinização de plantas invasoras exóticas (LEÃO; ALMEIDA; DECHOUM *et al.*, 2011). Existe um importante fator de risco ligado à segurança, pois as abelhas africanizadas são muito agressivas, podendo levar a acidentes graves e até fatais. Portanto, a retirada das colmeias comerciais do *campus* em 2019 foi importante não só como elemento de conservação das áreas naturais, como uma ação que visa segurança de visitantes, pesquisadores e estudantes, principalmente na área do cerrado.

*A. mellifera* é uma espécie muito importante em termos econômicos, não só pela extração do mel, da cera e do própolis, mas também como espécie chave na polinização de culturas agrícolas. Algumas espécies de importância comercial tem o aumento substancial em sua produtividade na presença de *Apis* (algumas espécies em mais de 50%) (HUNG; KINGSTON; ALBRECHT *et al.*, 2018). Além da sua capacidade natural como invasora, principalmente após a soltura acidental de rainhas africanas puras (*Apis mellifera scutelata*) em Rio Claro nos anos 60 do século passado (FOLHA DE SÃO PAULO, 2006). Um dos componentes que deveria ser objeto de estudo é o impacto das abelhas



africanizadas sobre a fauna de abelhas nativas (PAINI, 2004; STEPHAN; THAISA; ANDRIGO *et al.*, 2012). Além das abelhas sociais sem ferrão, os meliponídeos, existem desconhecidas variedades de abelhas solitárias, comunais e sub-sociais sobre as quais não se tem estudos sobre o impacto da introdução de *Apis*, tanto em ambientes silvestres quanto antrópicos. Estudos realizados no *campus* de São Carlos com uma destas abelhas, as *Euglossinis*, parece indicar a diminuição das densidades populacionais destas abelhas solitárias. No *campus* podem ser citadas as espécies *Eulaema nigrita*, *Euglossa cordata* e *Euglossa townsendi* que apresentam densidades menores que as observadas no passado. Estas abelhas podem ser consideradas esteticamente entre as mais belas abelhas, e a diminuição de suas densidades deve afetar a dinâmica populacional das plantas que coevoluíram com elas (ROCHA-FILHO; KRUG; SILVA, *et al.*, 2012; GONÇALVES; FARIA, 2019). Além da perda de polinizadores nativos, o impacto sobre estas abelhas pode levar a perda de complexas interações ecológicas. Por exemplo, nos ninhos de *Eulaema nigrita* e em flores já encontramos espécimes ocasionais da euglossinae ectoparasita *Exaerete smaragdina*. Apesar de não existirem estudos mostrando as alterações da diversidade de abelhas pela presença de *Euglossini* no *campus* e na cidade de São Carlos, o Professor Marcos Del Lama afirma que a diversidade destes insetos está muito abaixo do que se via anos atrás. Novamente pode-se afirmar que, neste caso, os três maiores fatores da ação humana, o desmatamento, a poluição química (agrotóxicos) e a introdução de espécies exóticas, estão diretamente envolvidos nesta questão (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

Outro inseto social sinantrópico, de importância econômica, são os cupins de madeira. O *Criptotermis brevis* se tornou uma importante praga urbana, ocorrendo em mais de 70 países. Transportado facilmente de um lugar para outro em pequenos pedaços e madeira que podem conter uma colônia completa e sobrevivendo a travessias marítimas, esta espécie foi capaz de colonizar ilhas e em função das rotas comerciais se tornou uma praga urbana por atacar madeira seca. Ainda existem discussões entre os cientistas do seu centro de origem no Chile ou Peru. Existem mais de 70 espécies deste gênero, algumas destas endêmicas e silvestres. Como no caso das formigas os cupins são genericamente identificados pelo senso comum como pragas e animais nocivos ao homem por atacar um produto de extrema importância como a madeira. Mas apenas uma pequena porcentagem do total destes insetos são pragas (KRISHNA; GRIMALDI; KRISHNA *et al.*, 2013). Um exemplo muito representativo deste erro de representação são os cupins de montículo do gênero *Conitermes*. Como animais detritívoros estes cupins são importantes agentes de incorporação de matéria orgânica no solo da região neotropical, atuando junto com as formigas, representando um importante papel no ecossistema. As espécies de *Conitermes* habitavam as áreas abertas de campos naturais e campos sujos do domínio cerrado e tiveram suas densidades muito afetadas com a introdução das gramíneas africanas e o corte da vegetação nativa. Se tornaram comuns em áreas agrícolas e pastagens abandonadas se tornando uma espécie invasora nestes ambientes antrópicos (EVANS; FORSCHLER; GRACE, 2013; BUCZKOWSKI; BERTELSMEIER, 2017).

No *campus* da UFSCar, *Conitermes cumulans* passou ocupar as áreas abertas urbanizadas, as áreas de plantação de eucaliptos e as de regeneração oriundas de um incêndio. Nas áreas mais urbanizadas, apesar de não trazerem danos, nem à vegetação plantada e nem às edificações e madeira, as colônias foram controladas tanto pelo uso de agrotóxico e, em menor intensidade, as colônias iniciais, por escavação simples. Nas áreas de regeneração as colônias acabam sendo eliminadas com o aumento da complexidade da vegetação e com a passagem da vegetação rasteira para um ambiente arbustivo arbóreo. Mesmo sem estudos específicos sobre este tema e a ausência de dados de riqueza e composição das espécies originais de formigas e cupins na área onde está localizado o *campus*, pode-se hipotizar que tanto a poluição biológica como a química foram e, são, responsáveis por alterações significativas nos processos de alteração e transformação dos solos na área, com efeitos diretos sobre a sucessão ecológica do local e da fisionomia e dinâmica populacional da vegetação. Em áreas onde forem implementados projetos de restauração ambiental é preciso levar em conta este importante componente biológico, que possui grande impacto sobre o desenvolvimento das comunidades que irão se estabelecer no local em seu clímax (ZHOU; DENG; ZHANG *et al.*, 2014; BACKHAUS; BRACK; VAN DEN BRINK *et al.*, 2019).



Os solos entomofílicos neotropicais, principalmente no domínio do cerrado, “dependem” das comunidades de formigas e cupins para sua formação e modificação. Apesar disso, os oligoquetos também exercem importante função na formação de solos mais úmidos e menos ácidos (CAPOWIEZ; CADOUX; BOUCHAND *et al.*, 2009; CUNHA; BROWN; STANTON *et al.*, 2016). Esse fator chave desempenhado por espécies nativas também foi drasticamente alterado com a chegada de um novo componente invasor, as espécies de minhocas exóticas. Entre os oligoquetos que chegaram de maneira concomitante à agricultura importada do denominado “Velho Mundo” podem ser citadas duas espécies principais, *Eisenia fetida* e *Eudrilus eugeniae*. Considerados como animais benéficos ao homem, por seu uso agrícola e como elemento de aumento da fertilidade do solo, a presença desta fauna exótica e invasora e seus efeitos sobre a diversidade de plantas, a microbiota e sobre invertebrados nativos é ignorada. Mas se pode conjecturar que as modificações do solo causadas por estes organismos tenham efeitos significativos sobre a biocenose e a sucessão ecológica, alterando deste modo a biodiversidade existente. Do mesmo modo que para praticamente todos os invertebrados do *campus*, inexistem levantamentos sistemáticos destes oligoquetos (GONZÁLEZ; HUANG; ZOU *et al.*, 2006; HENDRIX; CALLAHAM JR; DRAKE *et al.*, 2008).

Já o caramujo africano, *Achatina fulica*, é uma espécie de molusco invasora com ampla distribuição no Brasil. Foi introduzida pelo menos duas vezes, nos anos 80 e meados dos anos 90, com objetivo de pesquisar a exploração comercial desta espécie como substituto do escargot. Em ambos os casos os resultados não foram satisfatórios e os animais acabaram escapando dos criadouros levando a uma invasão rápida, chegando mesmo a estados do extremo norte como o Amapá na primeira década do século XXI. Além de causar danos a hortas e jardins, o caramujo africano é um importante vetor de doenças. Pode ser citado como hospedeiro intermediário de nematóides causadores da angiostrongilíase abdominal e da meningoencefalite eosinofílica, além de outras zoonoses de interesse veterinário. Por apresentarem comportamento gregário, a espécie apresenta explosões populacionais, razão do seu potencial competitivo e predatório, podendo levar a perda da biodiversidade local (LEÃO; ALMEIDA; DECHOUM *et al.*, 2011; ICMBIO-MMA, 2019). No *campus* da UFSCar, nas margens do reservatório, foi observada uma destas explosões populacionais no final dos anos 90 (observação pessoal). Não foi realizado controle sistemático destes animais, e não foram observadas novas explosões populacionais nas grandes densidades observada. *A. fulica* tem impactos diretos e indiretos sobre uma espécie nativa de caramujo terrestre, o aruá (*Megalobulimus sp.*). Não foram realizados estudos da densidade desta espécie no *campus*, porém pode-se relatar que a observação de locais de alimentação do gavião caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*), também chamado de gavião-do-aruá, deixaram de ser facilmente encontrados em áreas próximas ao lago da UFSCar. Também não foram observadas posturas do caramujo nativo. O aruá, uma espécie considerada ameaçada de extinção, é afetado tanto pela competição direta de *A. fulica*, quanto pelo resultado do uso de caramujicidas utilizados para controle da espécie invasora, além de sua eliminação por controle manual, por erro de identificação com o caramujo exótico (PECORA; MIRANDA, 2014).

## Conclusão

### Avaliando o impacto da poluição biológica

Utilizando como exemplo a área do *campus* da universidade Federal de São Carlos podemos afirmar que estudos mínimos que avaliem o impacto dessas espécies sobre os ecossistemas ainda são necessários. Isto pois ainda existem lacunas de conhecimento e pela necessidade de ampliar o entendimento de como espécies não nativas impactam a biodiversidade em diferentes esferas, desde o nível de espécies até ecossistemas. O papel das introduções das espécies exóticas deve ser mais amplamente avaliado e sua história aprofundada tanto para o Brasil, quanto para o restante da América do Sul e Central. Não podemos deixar de levar em conta que a poluição biológica é um fenômeno de abrangência global e responsável pela denominada ‘Grande Sexta Extinção’, aquela que nos leva a batizar o período que vivemos de Antropoceno (SCHLINDWEIN, 2021).

A partir da domesticação de plantas e animais os humanos parecem ter incorporado a





antropocoria como parte inerente do nosso repertório comportamental. De forma que a maior parte das pessoas não considera a poluição biológica como uma das maiores causas de extinção de espécies no Antropoceno. A percepção sobre os impactos relacionados ao transporte de plantas e animais de um local para o outro ainda é pequena, ainda mais se o animal ou planta em questão tiver uso alimentar, ornamental e paisagístico ou medicinal. Assim, a introdução de espécies ainda não recebe destaque como outras ameaças à biodiversidade. Discutir e apresentar essa questão como tão importante quanto o desmatamento, a superexploração de recursos e a poluição química como risco para biodiversidade é fundamental para projetos de Biologia da Conservação, tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos.

O controle de espécies exóticas em remanescentes naturais depende da ação humana visto que o objetivo é a manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas. No caso de áreas pequenas, como os fragmentos encontrados no *Campus* de São Carlos, é importante realizar uma abordagem a partir de ações integradas de controle e manejo das espécies invasoras. Além do foco no manejo direto, com retirada ou erradicação, deve-se voltar os esforços para a redução da entrada de novas espécies. Isso é feito a partir da conscientização da população do entorno, via educação ambiental, e por meio do monitoramento constante de animais exóticos no interior e entorno dos remanescentes naturais do Campus.

### Agradecimentos

Os autores agradecem à equipe da Secretaria de Gestão Ambiental (SGAS UFSCar), em especial à Raquel Boschi e à Gabriela Strozzi, pelo auxílio nos trabalhos de elaboração da lista, aos pesquisadores consultados e ao CNPq (pela bolsa PIBIC PROPQ 001/2021).

### Referências

Acidente no Brasil resultou em variedade “assassina” de inseto. **Folha de São Paulo**. São Paulo, 26 de out. 2006. Ciência. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/fsp/ciencia/fe2610200604.htm>. Acesso em: 15 ago. 2022.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.3, n. 12, p.493-511, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751995000300004>. Acesso em: 29 jul. 2022.

ANDRADE, H.S.F. **Manejo de gado bovino para a restauração do cerrado**. 2021. 77 folhas. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021. doi: 10.11606/D.11.2021.tde-26052012-152753. Acesso em: 23 mai. 2023.

ARAÚJO, R.M.; DE SOUZA, M.B.; RUIZ-MIRANDA, C.R. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, série zoológica**, v. 3, n. 98, p. 391-396, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000300014>. Acesso em: 15 ago. 2022.

BACKHAUS, T.; BRACK, W.; VAN DEN BRINK, P.J.; DEUTSCHMANN, B.; HOLLERT, H.; POSTHUMA, L.; SEGNER, H.; SEILER, T.; TEODOROVIC, I.; FOCKS, A. Assessing the ecological impact of Chemical pollution on aquatic ecosystems requires the systematic exploration and evaluation of four lines evidence. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 98, p.1-9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0276-z>. Acesso em: 12 set. 2022.

BALLARI, S. A.; BARRIOS-GARCÍA, M. N. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. **Mammal Review**, v. 44, n. 2, p.124–134, 2014. Disponí-



vel em: <http://dx.doi.org/10.1111/mam.12015>. Acesso em: 13 ago. 2022.

BARBOSA, J. H. **Diagnóstico da fauna (aves, répteis, anfíbios e mamíferos) do município de Araraquara, São Paulo, Brasil, como subsídio para conservação e o manejo da diversidade**. 2020. 112 folhas. Dissertação de mestrado pelo Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna – UFSCar, São Carlos, 2020.

BARBOSA, J.H.; FERNANDES, P.F.; APARECIDO, R.M.B. (2023). fauna\_do\_municipio\_de\_araraquara-sp. versão 1.9. **Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr**, Occurrence dataset, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.15468/k6ezkv>. Acesso em: 02 jan. 2023.

BARRERA, C.A.; SOSA-CALVO, J.; SCHULTZ, T.R.; RABELING, C.; BACCI JR., M. Phylogenomic reconstruction reveals new insight into the evolution and biogeography of *Atta* leaf-cutting ant (Hymenoptera: Formicidae). **Systematic Entomology**, v.47, n.1, p. 13-35, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/syen.12513>. Acesso em: 20 jul. 2022.

BECK, A.M. The ecology of feral and free roving dogs in Baltimore. In: FOX, M.W. **The wild canids: their systematics, behavioral ecology and Evolution**, 1 ed. New York: FOX, M.W. (Ed.), Van Nostrand Reinhold Company, 1975. v.1, p. 380-390.

BELLA, S.D.; AZEVEDO-JUNIOR, S.M. Considerações sobre a ocorrência da garça-vaqueira, *Bulbucus ibis* (Linnaeus) (Aves, Ardeidae), em Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n.1, p. 57-63, 2004.

BIANCHI, R.C.; OLIFIERS, N.; RISKI, L.K.; GOUVEA, J. A.; CESÁRIO, C.S.; FORNITANO, L.; ZANIRATO, G.L.; OLIVEIRA, M.Y.; MORAIS, K.D.R.; RIBEIRO, R.L.A.; D’ANDREA, P.S.; GOMPPER, M.E. Dogs activity in protected áreas: behavioral effects on mesocarnivores and the impacts of a top predator. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 36, p. 1-10, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01376-z>. Acesso em: 20 jul. 2022.

BLACKBURN, T. M.; PYSEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J.T.; DUNCAN, R.P.; JAROSIK, V.; WILSON, J.R.U.; RICHARDSON, D.M. A proposed unified framework for biological invasion. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 7, p. 333-339, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>. Acesso em: 16 jul. 2022.

BOSCHI, R. S.; STROZI, G.; SANCHES, R.; BONATO, C.C. Avaliando a arborização urbana no Campus de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos: ações para uma Universidade Sustentável. In: Malheiros, T.F.; ESPINOSA, D.C.R.; FERNANDEZ, F.R.B.; LEMOS, P.F.I.; ALMEIDA, P.S.; GOMES, T.M.; AMBRIZZI, T. (Org.). **Universidades Rumo à Sustentabilidade**. 1.ed. São Paulo: SGA/USP, 2019. v. 1, capítulo 15, p. 226-240.

BUCZOWSKI, G.; BERTELSMEIER, C. Invasive termites in a changing climate: a global perspective. **Ecology and Evolution**, v.7, n.3, p. 974-985, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.2674>. Acesso em: 18 jun. 2022.

BURNIE, D.; WILSON, D.E. **Animal: the definitive visual guide**. BURNIE, D.; WILSON, D.E. (Ed) Londres: Dorling Kindersley Publishing /Smithsonian Institution, 2017. 632 p. 3rd ed.

BYRNE, M.M.; LEVEY, D.J. Removal of seeds from frugivore defecations by ants in a Costa Rican rain forest. **Plant Ecology**, v. 107, n.1, p.363-374, 1993. Disponível em: DOI:10.1007/BF00052235. Acesso em: 15 jul. 2022.



CAMPOS, C. B.; ESTEVES, C.F.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CRAWSHAW JR., P.G.; VERDADE, L.M. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 273, n. 1, p. 14-20, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00291.x>. Acesso em: 13 jul. 2022.

CANALE, D.E.; DI DIO, V.; MASSA, B.; MORI, E. First successful eradication of invasive Norway rats *Rattus norvegicus* from a small Mediterranean island (Isola delle Femmine, Italy). **Folia zoologica**, v.68, n.1, p. 29-34, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.25225/fozo.060.2019>. Acesso em: 13 set. 2022.

CAPINHA, C.; ESSL, F.; SEEBENS, H.; MOSER, D.; PEREIRA, H. M. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. **Science**, v.348, n.6240, p. 1240-1251, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaa8913>. Acesso em: 23 out. 2022.

CAPOCCIA, S.; BOYLE, C.; DARNELL, T. Loved or loathed, feral pigeons as subjects in ecological and social research. **Journal of Urban Ecology**, v.4, n.1, p.1-6, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1093/jue/juy024>. Acesso em: 14 mai. 2022.

CAPOWIEZ, Y.; CADOUX, S.; BOUCHAND, P.; ROGER-ESTRADE, J.; RICHARD, G.; BOIZARD, H. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v.41, n.4, p. 711-717, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.006>. Acesso em: 30 jun. 2022.

CHRISTIANINI, A.V.; OLIVEIRA, P.S. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, v.98, n.3, p. 573-582, 2010. Disponível em: doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01653.x. Acesso em: 20 ago. 2022.

CHRISTIANINI, A.V.; MAYHÉ-NUNES, A.J.; OLIVEIRA, P.S. Exploitation of fallen diaspores by ants: are there ant-plant partner choices? **Biotropica**, v.44, n.3, p. 360-367, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/41496007>. Acesso em: 21 ago. 2022.

CLARK, R.E.; SINGER, M.S. Keystone mutualism strengthens top-down effect by recruiting large-bodied ants. **Oecologia**, v. 186, n.3, p. 601-610, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-017-4047-5>. Acesso em: 28 set. 2022.

COELHO, S.O.P.; SILVA, T.D.O. Poluição biológica por espécies exóticas na experiência jurídico-brasileira: elucidando paradoxos jurídicos sobre o deserto verde. **Direito ambiental e sociedade**. v.8, n.3, p.77-104, 2018. Disponível em: <http://www.uces.br/etc/revistas/index.php/direitoambiental/article/view/5047>. Acesso em: 02 out. 2022.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2., 2006, Montreal. **Global biodiversity outlook 2**. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (CBD), 2006. 81 p.

CORREA, W.M.; CORREA, C.N.M. **Enfermidades infecciosas nos mamíferos domésticos**. CORREA (Ed.). Rio de Janeiro: Medsi, 1992. v.1, 843p. 2ed.

COX, G. W. **Alien Species and Evolution: The Evolutionary Ecology of Exotic Plants, Animals, Microbes, and Interacting Native Species**. COX, G. (Ed.). Washington DC: Island press, 2004. 377p. Illustrated edition.

CROSBY, A.W. **Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900**. CROSBY (Ed.).





Cambridge: **Cambridge University Press**, 1986. 368p. 2nd ed.

CUNHA, L.; BROWN, G.G.; STANTON, D.W.G.; SILVA, E. Soil animals and pedogenesis, the role of earthworms in anthropogenic soils. **Soil Science**, v.181, n.3, p. 110-125, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1097/SS.0000000000000144>. Acesso em: 06 set. 2022.

DÁTILLO, W.; CRUZ, C.P.; LUNA, P.; RATONI, B.; HINOJOSA-DIAZ, I.A.; NEVES, F.S.; LEPONCE, M.; VILLALOBOS, F.; GUEVARA, R. The impact of honeybee *Apis mellifera* on the organization of pollination networks is positively related with its integrative role throughout its geographic range. **Diversity**, v.14, n. 11, p.-, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-2818/14/11/917#>. Acesso em: 09 out. 2022.

DELABIE, J.H.C.; FEITOSA, R.M.; SERRÃO, J.E.; MARIANO, C.S.F.; MAJER, J.D. **As formigas Poneromorfas do Brasil**. ARGOLLO, R.V.A.S (Ed.). Ilhéus, BA: Editus, 2015, 477p. 1. ed.

DI CORPO, U.; VANNINI, A. Entropy and Syntropy: Causality and retrocausality in physics and life science: The vital needs model. DI CORPO (Ed.). Germany: Lap Lambert Academic Publishing, 2011, 128p. 1st. ed.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P.W.; LEWINSOHN, T.M.; FERNANDES, G.W; BENSON, W.W. **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. PRICE, P.W.; LEWINSOHN, T.M.; FERNANDES, G.W; BENSON, W.W. (Eds.). New York: John Wiley and Sons Pub., 1991, p. 273-287. 1st. ed.

DOVRAT, G.; PEREVOLOTSKY, A.; NE'EMAN, G. Wild boars as seed dispersal agents of exotic plants from agricultural lands to conservation areas. **Journal of Arid Environments**, v. 78, p. 49-54, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.011>. Acesso em: 25 set. 2022.

DURIGAN, G.; PILON, N.A.L.; SOUZA, F.M.; MELO, A.C.G. Low-intensity cattle grazing is better than cattle exclusion to drive secondary savannas toward the features of native Cerrado vegetation. **Bio-Tropica**, v.54, n.3, p. 789-800, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.13105>. Acesso em: 20 nov. 2020.

ELTON, C. S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. ELTON, C.S. (Ed.). New York: Springer New York, 1985. 181p. 1st. ed.

ESPÍNOLA, L.A.; JÚLIO-JUNIOR, H.F. Espécies invasoras: Conceitos, modelos e atributos. **Interciência**, v. 32, n. 9, p. 580-585, 2007. Disponível em: [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-18442007000900004&lng=es&nrm=iso](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007000900004&lng=es&nrm=iso). Acesso: 22 mai. 2023.

EVANS, T.A.; FORSCHLER, B.T. & GRACE, J.K. Biology of invasive Termites: a world wide review. **Annual review of entomology**, v.58, p. 455-474, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-ent-120811-153554>. Acesso em: 30 mai. 2023.

FENG, A.Y.T.; HIMSWORTH, C.G. The secret life of the city rat: a review of the ecology of urban Norway and black rats (*Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*). **Urban ecosystems**, v. 17, n. 1, p. 149-162, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-013-0305-4>. Acesso em: 10 jun. 2022.

FORTI, L.C.; RANDO, J.S.; CAMARGO, R.S.; MOREIRA, A.A.; CASTELLANI, M.A.; LEITE, S.A.; SOUSA, K.K.A.; CALDATO, N. Occurrence of leaf-cutting and grass-cutting ants of the Genus *Atta* (Hymenop-



tera: Formicidae) in geographic regions of Brazil. **Sociobiology**, v. 67, n. 4, p. 514-525, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v67i4.5741>. Acesso em: 14 set. 2022.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Natureza e Conservação**. v. 4, n. 1, p. 58-63, 2006. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/285742299\\_Impacto\\_de\\_caes\\_ferais\\_em\\_um\\_fragmento\\_urbano\\_de\\_Floresta\\_Atlantica\\_no\\_sudeste\\_do\\_Brasil](https://www.researchgate.net/publication/285742299_Impacto_de_caes_ferais_em_um_fragmento_urbano_de_Floresta_Atlantica_no_sudeste_do_Brasil). Acesso em: 10 abr. 2022.

GOMPPER, M.E. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. Gompper, M.E. (Ed.). Oxford: Oxford University Press, 2013. 336p. 1st. ed.

GONÇALVES, R.B.; FARIA, L.R.R. In *euglossine* we trust as ecological indicators: a reply to Añino *et al.* (2019). **Sociobiology**, v. 68, n. 1, p. 1-6, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v68i1.4610>. Acesso em: 03 jul. 2022.

GONZÁLEZ, G.; HUANG, C.Y.; ZOU, X.; RODRIGUEZ, C. Earthworm invasion in the tropics. **Biological Invasions**, v. 8, p. 1247-1256, 2006. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5429-7\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5429-7_6). Acesso em: 17 set. 2022.

GOULSON, D. Effects of introduced bees on native ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 1-26, 2003. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/30033767>. Acesso em: 23 jul. 2022.

GREEN, J. S.; GIPSON, P. S. Feral dogs. In: HYGUNSTRON, S.E.; TIMM, R.M.; LARSON, G. E. **Prevention and control of wildlife damage**. LARSON, G.E. (Ed.). Lincoln: University of Nebraska, 1994. Chapter 34, p.77-81

HANDEL, S.N.; BEATTIE, A.J. Seed dispersal by ants. **Scientific American**, v. 263, n. 2, p. 76-83, 1990. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/scientificamerican0890-76>. Acesso em: 03 set. 2022.

HEMMIG, J. **Ouro vermelho**: a conquista dos índios brasileiros. HEMMING, J. (Ed.). São Paulo: Edusp, 1995. 816p. 1.ed.

HENDRIX, P.F.; CALLAHAM JR., M.A.; DRAKE, J.M.; HUANG, C.Y.; JAMES, S.W.; SNYDER, B.A.; ZHANG, W. Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms. **Annual review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 39, p. 593-613, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426>. Acesso em: 25 ago. 2022.

HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**. v. 157, p. 341-351, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.005>. Acesso em: 25 ago. 2022.

HUNG, K.J.; KINGSTON, J.M.; ALBRECHT, M.; HOLWAY, D.A.; KOHN, J.R. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1870, 20172140, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>. Acesso em: 20 jul. 2022.

ICMBIO-MMA. **Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais**. Brasília, 2019. 136p.

ICMBIO-MMA. **Plano de manejo A.R.I.E. Mata de Santa Genebra**. Campinas, 2021. 181p.



JACQUOT, M.; MASSOL, F.; MURU, D.; DEREPA, B.; TIXIER, P.; DEGUINE, J. Arthropod diversity is governed by bottom-up and top-down forces in a tropical agroecosystem. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 285, 106623, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106623>. Acesso em: 18 ago. 2022.

JORGE, R.S.P.; ROCHA, F.L.; MAY JR., J.A.; MORATO, R.G. Ocorrência de patógenos em carnívoros selvagens brasileiros e suas implicações para a conservação e saúde pública. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 3, p. 686-710, 2010. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/7105>. Acesso em: 30 set. 2022.

KRISHNA, K.; GRIMALDI, D.A.; KRISHNA, V.; ENGEL, M.S. Treatise on the isoptera of the world. **Bull. Am. Mus. Nat. Hist.**, v.7, n. 377, p. 1-200, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1206/377.1>. Acesso em: 20 jul. 2022.

LACERDA, A.C.R.; TOMAS, W.M. & MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interaction with native mammals. **Animal Conservation**. v. 12, n. 5, p. 477-487, 2009. Disponível em: [10.1111/j.1469-1795.2009.00277.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00277.x). Acesso em: 22 ago. 2022.

LACERDA, A.E.B. Understanding the long-term impact of Bamboos on secondary forests: A case of bamboo management in Southern Brazil. **Diversity**, v. 13, n.11, p.-, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/d13110567>. Acesso em: 16 set. 2022.

LENANCKER, P.; HOFFMANN, B.D.; TAY, W.T.; LACH, L. Strategies of the invasive tropical fire ant (*Solenopsis germinata*) to minimize inbreeding costs. **Scientific Reports**, v. 9, n. 4566, p.-, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41031-5>. Acesso em: 12 jun. 2022.

LEÃO, T.C.C.; ALMEIDA, W.R.; DECHOUM, M.S.; ZILLER, S.R. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. LEÃO, T.C.C.; ALMEIDA, W.R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S.R. (Eds.). Recife: Cepan, 2011. 99p. 1.ed.

LIMA, H.S.; MARIZ, D.; COSTA, B.M.S.; VITURINO, L.F.; COUTO, G.; NAKA, L.N. Adaptation of Crested Caracaras (*Caracara Plancus*) to urban environments: First report of a nest made of human-made materials. **Journal of Raptor Research**, v. 56, n. 3, p. 365-370, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3356/JRR-22-07>. Acesso em: 20 jan. 2023.

LINHARES, B.A.; FERREIRA, L.C.L.; BUGONI, L. The foraging ecology of invasive black rats (*Rattus rattus*) differs in two nearby islands in a dry tropical archipelago in Brazil. **Biological Invasions**, v. 25, n. 4, p. 1211-1226, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-022-02975-4>. Acesso em: 12 fev. 2023.

LIPPENS, C.; ESTOUP, A.; HIMA, M.K.; LOISEAU, A.; TATARD, C.; DALECKY, A.; BÂ, K.; KANE, M.; DIALLO, M.; SOW, A.; NIANG, Y.; PIRY, S.; BERTHIER, K.; LEBLOIS, R.; DUPLANTIER, J.M.; BROUAT, C. Genetic structure and invasion history of the house mouse (*Mus musculus domesticus*) in Senegal, West Africa: a legacy of colonial and contemporary times. **Heredity**, v. 119, n. 2, p. 64-75, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/hdy.2017.18>. Acesso em: 11 ago. 2022.

LOPES, B.; MCEVOY, J.F.; MORATO, R.G.; LUZ, H.R.; COSTA, F.B.; BENATTI, H.R.; DIAS, T.C.; ROCHA, V.J.; RAMOS, V.N.; PIOVEZAN, U.; MONTICELLI, P.F.; NIEVAS, A.M.; PACHECO, R.C.; MORO, M.E.G.; BRASIL, J.; LEIMGRUBER, P.; LABRUNA, M.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Human-modified landscapes alter home range and movement patterns of capybaras. **Journal of Mammalogy**, v. 102, n. 1, p. 319-332, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa144>. Acesso em: 22 dez. 2022.



MAGALHÃES, V.B.; ESPÍRITO-SANTO, N.B.; SALLES, L.F.P.; SOARES JR. H.; OLIVEIRA, P.S. Secondary seed dispersal by ants in a Neotropical cerrado savanna: species-specific effects on seeds and seedlings of *Siparuna guianensis* (Siparunaceae). **Ecological Entomology**, v. 43, p. 665-674, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/een.12640>. Acesso em: 12 set. 2022.

MANN, C.C. **1493**: a descoberta do Novo Mundo que Cristóvão Colombo criou. MONTEIRO, A. (Ed.). Alfragide: Casa da Letras, 2012. 623p. 1.ed.

MÁXIMO, H.J.; FELIZATTI, H.L.; CECCATO, M.; CINTRA-SOKOLOWSKI, P.; BERETTA, A.L.R.Z. Ants as vectors of pathogenic microorganisms in a hospital in São Paulo county, Brazil. **BMC Research notes**, v. 7, n. 554, p.-, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1756-0500-7-554>. Acesso em: 15 nov. 2022.

MEGID, J.; FEIJO DE SOUZA, V.A.; TEIXEIRA, C.R.; CORTEZ, A.; AMORIN, R.L.; HEINEMMAN, M.B.; CAGNINI, D.Q.; RICHTZENHAIN, L.J. Canine Distemper Virus in a Crab-eating Fox (*Cerdocyon thous*) in Brazil: Case Report and Phylogenetic Analyses. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 45, n. 2, p. 527-530, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-45.2.527>. Acesso em: 15 nov. 2022.

MEGID, J.; TEIXEIRA, C.R.; AMORIN, R.L.; CORTEZ, A.; HEINEMMAN, M.B.; ANTUNES, J.M.A.P.; DA COSTA, L.F.; FORNAZARI, F.; CIPRIANO, J.R.B.; CREMASCO, A.; RICHTZENHAIN, L.J. First identification of canine distemper virus in Hoary Fox (*Lycalopex vetulus*): Pathologic aspects and virus phylogeny. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 46, n. 1, p. 303-305, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-46.1.303>. Acesso em: 15 dez. 2022.

METALLAOUI, S.; DZIRI, H.; BOUSSEHEBA, A.; HEDDAM, S.; CHENCHOUNI, H. Breeding ecology of the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in Guerbes-Sanhadja wetlands of Algeria. **Regional Studies in Marine Science**, v. 33, 100979. 15p, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100979>. Acesso em 12 nov. 2022.

MEYERSON, L.; 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. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2). Acesso em: 11 set. 2022.

MODLINSKA, K.; PISULA, W. The natural history of model organisms: The Norway rat, from an obnoxious pest to a laboratory pet. **Elife**, 9:e50651, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.7554/eLife.50651>. Acesso em: 09 set. 2022.

MOHAMMEDI, A.; KOUIDRI, M.; MAHMOUDI, A.; ABABOU, A. Ecological and biological behavior of nesting colony of *Bubulcus ibis* in North-Western Algeria. **Lebanese Science Journal**, v. 21, n.1, 11p., 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22453/LSJ-021.1.001-011>. Acesso em: 15 dez. 2022.

MORALEZ-SILVA, E.; LAMA, S.N.D. Colonization of Brazil by the cattle egret (*Bubulcus ibis*) revealed by mitochondrial DNA. **NeoBiota**, v. 21, p.49-63, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3897/neo-biota.21.4966>. Acesso em: 16 set. 2022.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 65-71, 1990. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Jose-Motta-Junior-2/publication/283269982\\_Estrutura\\_trofica\\_e\\_composicao\\_das\\_avifaunas\\_de\\_tres\\_habitats\\_na\\_regiao\\_Central\\_do\\_Estado\\_de\\_Sao\\_Paulo/links/562fba0b08ae02b5739a1c8a/Estrutura-trofica-e-composicao-das-avifaunas-de-tres-habitats-na-regiao-Central-do-Estado-de-Sao-Paulo.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jose-Motta-Junior-2/publication/283269982_Estrutura_trofica_e_composicao_das_avifaunas_de_tres_habitats_na_regiao_Central_do_Estado_de_Sao_Paulo/links/562fba0b08ae02b5739a1c8a/Estrutura-trofica-e-composicao-das-avifaunas-de-tres-habitats-na-regiao-Central-do-Estado-de-Sao-Paulo.pdf). Acesso em: 20 set. 2022.





MOURA, A.S.; MACHADO, F.S.; MARIANO, R.F.; LEITE, L.H.; FONTES, M.A.L. Impactos causados pela espécie invasora *Sus scrofa* Linnaeus, 1758, o javali. **Natureza online**, v. 18, n. 1, p. 41-46, 2020. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/NOL20200201.pdf>. Acesso em: 13 set. 2022.

NESBITT, W. H. Ecology of a feral dog pack on a wildlife refuge. In: FOX, M.W. **The wild canids: their systematics, behavioral ecology and evolution**. FOX, M.W. (Ed.). New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1975. 1 ed. p. 391-395.

OLIVEIRA, V.B.; LINARES, A.M.; CORRÊA, G. L. C.; CHIARELLO, A. G. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: canidae), in the Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n.2, p. 376-378, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000200026>. Acesso em: 28 ago. 2022.

PAINI, D. Impact of the introduced honey bee (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: A review. **Austral Ecology**, v. 29, n. 4, p. 399-407, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01376.x>. Acesso em: 20 set. 2022.

PARSONS, K.C.; MASTER, T.L. Snowy Egret (*Egretta thula*), v.1. In: Birds of the World (A.F. Poole & F.B. Gill, Editors). **Cornell Lab of Ornithology**, Ithaca, NY, USA. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.2173/bow.snoegr.01>. Acesso em: 21 jul. 2022.

PAYNE, R.B.; BONAN, A.; KIRWAN, G.M. Common Waxbill (*Estrilda astrild*), v. 1. In: Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliot, J Sargatal, D.A. Christie, and E. de Juana, Editors). **Cornell Lab of Ornithology**, Ithaca, NY, USA. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.2173/bow.comwax.01>. Acesso em: 21 jul. 2022.

PECORA, I.L.; MIRANDA, M.S. Salvando e aprendendo com *Megalobulimus*. **Revista Ciência em Extensão**, v. 10, n. 1, p. 72-82, 2014. Disponível em: <http://200.145.6.205/index.php/congressoextensao/8congressoextensao/paper/view/1144>. Acesso em: 20 set. 2022.

PEDROSA, F.; BERCÊ, W.; LEVI, T.; PIRES, M.; GALETTI, M. Seed dispersal effectiveness by a large-bodied invasive species in defaunated landscapes. **Biotropica**, v. 51, n. 6, p. 862-873, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12706>. Acesso em: 13 dez. 2022.

PHIFER-RIXEY, M.; NACHMAN, M.W. Insight into mammalian biology from the wild house mouse *Mus musculus*. **eLife**, v. 4, e05959, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.7554/eLife.05959>. Acesso em: 13 set. 2022.

POPAY, I.; FIELD, R. Grazing animals as weed control agents. **Weed technology**, v. 10, n. 1, p. 217-231, 1996. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1017/S0890037X00045942>. Acesso em: 05 dez. 2022.

PYSEK, P.; HULME, P.E.; SIMBERLOFF, D.; BACHER, S.; BLACKBURN, T.M.; CARLTON, J.T.; DAWSON, W.; ESSL, F.; FOXCROFT, L.C.; GENOVESI, P.; JESCHKE, J.M.; KUHN, I.; LIEBHOLD, A.M.; MANDRAK, N.E.; MEYERSON, L.; PAUCHARD, A.; PERGL, J.; ROY, H.E.; SEEBENS, H.; KLEUNEN, M.V.; VILÀ, M.; WINGFIELD, M.J.; RICHARDSON, D.M. Scientist's warning on invasive alien species. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1511-1534, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12627>. Acesso em: 02 set. 2022.

RANGEL, C. H.; NEIVA, C. H. M. B. Predação de vertebrados por cães, *Canis lupus familiaris* (Mammalia: Carnivora), no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p.



261- 269, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v%25vi%25i.345>. Acesso em: 15 jul. 2022.

RAFAEL, J.A.; SILVA, N.M.; DIAS, R.M.N.S. Baratas (Insecta, Blattaria) sinantrópicas na cidade de Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 1, p. 173-178, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000100020>. 15 out. 2022.

ROCHA-FILHO, L.C.; KRUG, C.; SILVA, C.I.; GARÓFALO, C.A. Floral resources used by Euglossini bees (Hymenoptera: Apidae) in coastal ecosystem of the Atlantic Forest. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 12, p. 1-13, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2012/934951>. Acesso em: 15 jul. 2022.

ROCHA, V.J.; SEKIAMA, M.L.; GONÇALVES, D.D.; SAMPIERI, B.R.; BARBOSA, G.P.; DIAS, T.C.; ROSSI, H.R.; SOUZA, P.F.P. Capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e a presença do carrapato (*Amblyomma sculptum*) no campus da UFSCAR-Araras, São Paulo. **Ciência Animal Brasileira**, v. 18, p.-, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1089-6891v18e-44671>. Acesso em 20 jun. 2022.

RODRIGUES, B.B.; SILVA, C.C.; CASTAGENI, M.C.; RODRIGUES, B. B.; SILVA, C. C.; CASTAGENI, M. C.; SANTOS, S. S.; NARDINI, A. A.; TORRES, E. M.; NETO, L. de A.; PEIRÓ, D. F. Principais Ocorrências de fauna sinantrópica no município de Araraquara, São Paulo, de 2011 a 2014. **Revista Brasileira Multidisciplinar – ReBraM**, v. 20, n. 1, p.-, 2017. Disponível em: <https://revistarebram.com/index.php/revistauniara/article/view/473>. Acesso em: 30 mai. 2022.

ROSARIO, I.; ACOSTA, B.; COLOM, M.F. Pigeons and Other birds as a reservoir for *Cryptococcus sp.* **Revista Iberoamericana de Micologia**, v. 25, n. 1, p. 8-13, 2008. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s1130-1406\(08\)70020-2](https://doi.org/10.1016/s1130-1406(08)70020-2). Acesso em: 01 mai. 2022.

ROSS, K.G.; SHOEMAKER, D.D. Estimation of the number of founders of na invasive pest insect population: the fire ant *Solenopsis invicta* in the USA. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**. v. 275, n. 1648, p. 2231-2240, 2008. Disponível em: 10.1098/rspb.2008.0412. Acesso em: 14 jun. 2022.

ROUBIK, D. W. **Ecology and natural history of tropical bees**. ROUBIK, D.W. (Ed.). Cambridge: Cambridge University Press, 1992. 526p. 1st. ed.

SAMPAIO, A.B.; SCHMIDT, I.B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v3i2.351>. Acesso em: 15 mai. 2022.

SCHAEFER, C.E.G.R.; HENRIQUES, R.J.; GOMES, L.P.; GORSANI, R.G.; SANTOS, M.F.S.; FERNANDES, D.P.S. Interplays between Atta ants (Formicidae: Attini), soils and environmental Properties in the Brazilian Neotropics: a preliminary assessment. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 45, p.-, e0210073, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcS20210073>. Acesso em: 18 ago. 2022.

SCHLINDWEIN, M.N.; RIVERA, D.N. Um indivíduo de uma espécie silvestre é mais importante do que o de uma espécie domesticada? In: FLORIT, L.F.; SAMPAIO, C.A.C.; PHILIPPI JR., A. **Ética Socioambiental**. FLORIT, L.F.; SAMPAIO, C.A.C.; PHILIPPI JR., A. Barueri, São Paulo: Manole, 2019. Chapter 17, p.396-432, 1.ed.

SCHLINDWEIN, M.N. **O meteoro bípede**: crônica sonora do silencioso massacre inconsequente da biodiversidade. MASSOLI, A. (Ed.). São Carlos: EDUFSCar, 2021. 375p. 1.ed.



SIDDIQUI, J.A.; BAMISILE, B.S.; KHAN, M.M.; ISLAM, W.; HAFEEZ, M.; BODLAH, I.; XU, Y. Impact of invasive ant species on native fauna across similar habitats under global environmental changes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 39, p. 54362-54382, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15961-5>. Acesso em: 06 jun. 2022.

SILVA-RODRÍGUEZ, E.A.; SIEVING, K.E. Influence of Care of Domestic Carnivores on Their Predation on Vertebrates. **Conservation Biology**. v. 25, n.4, p. 808-815, 2011. Disponível em: [10.1111/j.1523-1739.2011.01690.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01690.x). Acesso em: 21 ago. 2022.

SOLLAI, G.; SOLARI, P. An overview of "Insect Biodiversity". **Diversity**, v. 14, n. 2, p. 134, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/d14020134>. Acesso em: 22 ago. 2022.

SRBEK-ARAÚJO, A.C.; CHIARELLO, A. G. Cães-domésticos em remanescentes de Mata Atlântica no sudeste do Brasil: padrões de entrada e de ocupação obtidos a partir de armadilhas fotográficas. **Brazilian Journal of Biology**. v. 68, n. 4, p. 771-779, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000400011>. Acesso em: 23 ago. 2022.

CARVALHO, S.; ROAT, T.; PEREIRA, A.M.; SILVA-ZACARIN, E.; NOCELLI, R.C.F.; CARVALHO, C.; MALASPINA, O. Losses of Brazilian bees: an overview of factors that may affect these pollinators. Hazards Of Pesticides To Bees: **11th International Symposium Of The Icp-pr Bee Protection Group**. Berlin: Julius Kuhn-inst., v. 437, p.159-166, 2012. Disponível em: [https://www.openagrar.de/receive/openagrar\\_mods\\_00082454](https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00082454). Acesso em: 28 ago. 2022.

STUKENHOLTZ, E.E.; HAILU, T.A.; CHILDERS, S.; LEATHERWOOD, C.; EVANS, L.; ROULAIN, D.; TOWNSLEY, D.; TREIDER, M.; PLAT II, R.N.; RAY, D.A.; ZAK, J.C.; STEVENS, R.D. Ecology of feral pigeons: population monitoring, resource selection, and management practices. Wildlife population monitoring. **Intech open**, 2019. Disponível em: DOI: 10.5772/intechopen.84612. Acesso em: 13 set. 2022.

SUNG, S.; KWON, Y.; LEE, D.K.; CHO, Y. Predicting the potential distribution of an invasive species, *Solenopsis invicta* Buren (Hymenoptera: Formicidae), under climate change using species distribution models. **Entomological research**, v. 48, n. 6, p. 505-513, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1748-5967.12325>. Acesso em: 13 jul. 2022.

TALAMONI, S.; MOTTA JÚNIOR, J.; DIAS, M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. In: **Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. SANTOS, J.; PIRES, J. (Ed.). São Carlos: Rima Editora, 2000, v. 1, p. 317-329. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/283268356\\_Fauna\\_de\\_mamiferos\\_da\\_Estacao\\_Ecologica\\_de\\_Jatai\\_e\\_Estacao\\_Experimental\\_de\\_Luiz\\_Antonio](https://www.researchgate.net/publication/283268356_Fauna_de_mamiferos_da_Estacao_Ecologica_de_Jatai_e_Estacao_Experimental_de_Luiz_Antonio). Acesso em: 22 ago. 2022.

TEODORO, T.G.W.; LIMA, P.A.; STEHLING, P.C.; OLIVEIRA JR., I.M.; VARASCHIN, M.S.; WOUTERS, F.; WOUTERS, A.T.B. Sarcoptic mange (*Sarcoptes scabiei*) in wild canids (*Cerdocyon thous*). **Pesquisa Veterinária Brasileira – Brazilian Journal of Veterinary Research**. v. 38, n. 7, p. 1444-1448, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1678-5150-PVB-5700>. Acesso em: 01 set. 2022.

TOHIRAN, K.A.; NOBILLY, F.; ZULKFLI, R.; MAXWELL, T.; MOSLIM, R.; AZHAR, B. Targeted cattle grazing as an alternative to herbicides for controlling weeds in bird-friendly oil palm plantations. **Agronomy for sustainable development**, v. 37, n. 62, p.-, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0471-5>. Acesso em: 13 jul. 2022.



TRAVAINI, A.; DONAZAR, J.A.; CEBALLOS, O.; HIRALDO, F. Food habits of the Crested Caracara (*Caracara plancus*) in the Andean Patagonia: the role of breeding constraints. **Journal of Arid Environments**, v. 48, n. 2, p. 211-219, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0745>. Acesso em: 18 set. 2022.

VASCONCELOS, R.H.; TEIXEIRA, R.S.C.; DA SILVA, I.N.G.; LOPES, E.S.; MACIEL, W.C. Feral pigeons (*Columba livia*) as potential reservoirs of *Salmonella* sp. and *Escherichia coli*. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 85, p. 1-6, e0412017, 2018. Disponível em: DOI: 10.1590/1808-1657000412017. Acesso em 19 set. 2022.

VENETTE, R.C.; HUTCHISON, W.D. Invasive insect species: global challenges, strategies and opportunities. **Frontiers in insect Science**, v. 1, p.-, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fin-sc.2021.650520>. Acesso em 13 ago. 2022.

VIDAL, M.C.; MURPHY, S.M. Bottom-up vs. Top-down effects on terrestrial insect herbivores: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 21, n. 1, p. 138-150, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.12874>. Acesso em: 18 out. 2022.

VILELA, A. L. O.; LAMIM-GUEDES, V. Cães domésticos em Unidades de Conservação: Impactos e controle. **HOLOS Environment**, v. 14, n. 2. p. 198-210, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v14i2.8192>. Acesso em: 22 jul. 2022.

WILSON, E. **Biodiversidade**. WILSON, E. O (Ed.). São Paulo: Nova Fronteira, 1997. 24 p. 1.ed.

WILSON, E.O. Early ant plagues in the New World. **Nature**, v. 433, n. 7021, p.32, 2005. Disponível em: 10.1038/433032a. Acesso em 20 set. 2022.

YOUNG, J. K.; OLSON, K. A.; READING, R. P.; AMGALANBAATAR, S. & BERGER, J. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. **BioScience** v. 61, n. 2, p. 125-132. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.7>. Acesso em: 14 ago. 2022.

ZELIKOVA, T.J.; BREED, M.D. Effects of habitat disturbance on ant Community composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 3, p. 309-316, 2008. Disponível em: 10.1017/S0266467408004999. Acesso em 30 set. 2022.

ZHOU, J.; DENG, Y.; ZHANG, P.; XUE, K.; LIANG, Y.; NOSTRAND, J.D.V.; YANG, Y.; HE, Z.; WU, L.; STAHL, D.A.; HAZEN, T.C.; TIEDJE, J.M.; ARKIN, A.P. Stochasticity, succession, and environmental perturbations in a fluidic ecosystem. **Proceedings of the National Academy of Sciences – Biological sciences**, v. 111, n. 9, p. 836-845, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1324044111>. Acesso em: 28 ago. 2022.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M. Propostas de ação para a prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 8-15, 2007. Disponível em: [https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822757/mod\\_resource/content/1/Ziller%20-%20Zalba%202%20-%20Natureza%20e%20Conservacao%202007%20Portugu%C3%A9s.pdf](https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822757/mod_resource/content/1/Ziller%20-%20Zalba%202%20-%20Natureza%20e%20Conservacao%202007%20Portugu%C3%A9s.pdf). Acesso em: 20 ago. 2022.

ZORZENON, F.J. Noções sobre as principais pragas urbanas. **Biológico**. São Paulo, v. 64, n. 2, p. 231-234, 2002. Disponível em: [http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v64\\_2/zorzenon.pdf](http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v64_2/zorzenon.pdf). Acesso em: 30 ago. 2022.