

Revista
Ciência, Tecnologia & Ambiente

Detecção e ocupação de uma espécie de passeriforme em ambiente urbano

Detection and occupancy of a passerine in an urban environment

Liamara Cristina Zagonel¹, Vitor Marchi², Vagner Cavarzere^{3*}

¹Licenciatura em Ciências Biológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Santa Helena, PR, Brasil.

²Departamento de Extensão, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Santa Helena, PR, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Santa Helena, PR, Brasil. *Autor para correspondência: vagnera@utfpr.edu.br

Como citar: ZAGONEL, L.C.; MARCHI, V.; CAVARZERE, V., 2021. Detecção e ocupação de uma espécie de passeriforme em ambiente urbano. *Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente*, vol. 11, e11184. <https://doi.org/10.4322/2359-6643.11184>.

RESUMO

A transformação de áreas naturais para o atendimento das necessidades dos seres humanos é chamada urbanização. Os seus efeitos sobre grupos de aves têm sido bastante estudados e abordam, principalmente, mudanças na abundância relativa e aspectos demográficos, além de serem conduzidos em fragmentos de vegetação nativa em ambientes urbanos. Neste estudo nosso objetivo foi determinar, ineditamente, as probabilidades de detecção e de ocupação do bem-te-vi *Pitangus sulphuratus* em uma cidade com base em variáveis abióticas e de urbanização para, assim, fornecer subsídios para planejamento urbano. Selecionamos 10 pontos dentro da zona urbana do município de Santa Helena, Oeste do Paraná, para conduzir pontos fixos de 5 minutos e utilizamos modelo de ocupação e análise de regressão logística para determinar as probabilidades de detecção e de ocupação da espécie. A probabilidade de detecção da espécie sugere redução à metade em função do tempo de amostragem, enquanto sua probabilidade de ocupação não esteve relacionada aos níveis de arborização ou de poluição sonora, quando analisadas isoladamente. Quando analisada a probabilidade com as variáveis conjuntamente e suas interações, nossos resultados sugerem que a arborização e o número de casas ao redor dos pontos amostrados influenciaram positivamente sua detecção. Ademais, em locais de maior poluição sonora, o plantio de mais árvores pode aumentar a probabilidade de ocupação de *Pitangus sulphuratus*.

Palavras-chave: adaptação urbana, dados de presença/ausência, subóscine, urbanização.

ABSTRACT

The modification of natural areas to meet the needs of humans is known as urbanization. Its effects on bird groups have been extensively studied, and mainly address changes in relative abundance and demographic aspects, besides being conducted in fragments of native vegetation in urban environments. Here we wished to determine the probabilities of detection and occupancy of the Great Kiskadee *Pitangus sulphuratus* within a city based on abiotic and urbanization factors to provide subsidies for its urban planning. We selected 10 sites within the urban area of the municipality of Santa Helena, Western Paraná state, Southern Brazil, to conduct 5-minute point counts and used occupancy modelling and logistic regression to determine the probabilities of detection and occupancy of the species. The probability of detecting the species is suggested to halve as a function of time, while its occupancy probability alone was not related to the levels of afforestation or noise pollution. When we analyzed the probability with the variables together and their interactions,



our results suggest that afforestation and the number of houses around point counts showed a positive influence on the species detection. In addition, in places with greater noise pollution, planting more trees can increase the occupancy probability of *Pitangus sulphuratus*.

Keywords: urban adaptation, presence/absence data, suboscine, urbanization.

INTRODUÇÃO

Para atender as necessidades dos seres humanos, áreas naturais são transformadas em estruturas artificiais, processo conhecido por urbanização, caracterizado pela presença da população humana e de animais e plantas domésticas que substituem espécies nativas (Gilbert, 1989). A urbanização altera a composição e a diversidade das comunidades bióticas, gerando padrões em que poucas espécies toleram o ambiente urbano e substituem espécies que não toleram as alterações impostas pela urbanização. Espécies que possuem especificidade de hábitat e menores amplitudes de nicho tornam-se localmente escassas ou extintas, enquanto as ecologicamente mais plásticas encontram recursos para alimentação e reprodução (Mckinney e Lockwood, 1999; Olden et al., 2004).

A urbanização pode ser determinante para alterar ou suprimir atributos funcionais de assembleias de aves, pois engloba fatores de modificação dos habitats (Kark et al., 2007; Flynn et al., 2009). As respostas das espécies ao filtro ambiental imposto pela urbanização inicialmente se basearam em evitá-la (são abundantes em áreas naturais), adaptar-se a ela (são abundantes em áreas moderadamente desenvolvidas) ou em explorar ambientes urbanos, pois são abundantes em habitats muito antropizados (Blair, 1996). No entanto, incoerências nestas classificações que obscurecem os mecanismos ecológicos e afetam a biodiversidade urbana foram apontados, de modo que foi proposta uma reclassificação da terminologia de espécies de acordo com sua utilização do meio urbano. Dessa maneira, há espécies que o evitam, embora possam persistir se o ambiente urbanizado for entremeado por áreas naturais; e espécies que nele residem ou dele se utilizam. Espécies residentes são independentes de áreas naturais, enquanto as utilizadoras ocupam ambientes urbanizados para forragear, mas não para se reproduzir (Fischer et al., 2015).

A urbanização tende a selecionar espécies onívoras, granívoras e que nidificam em cavidades,

e leva ao aumento da biomassa, mas à redução da riqueza e da equitabilidade (Marzluff, 2001; Chace e Walsh, 2006). Outros fatores ligados à urbanização, como interações competitivas intraespecíficas, reduzem a capacidade das espécies de persistir nas cidades, e a capacidade de lidar com a proximidade humana é um componente central do estabelecimento de sucesso (Møller et al., 2015; Martin e Bonier, 2018). Adicionalmente, aves são sensíveis às mudanças na estrutura e composição do habitat, de modo que áreas urbanas que mantêm fragmentos de vegetação nativa possuem mais espécies nativas do que aquelas que não o fazem; portanto são bioindicadoras (Savard e Falls, 1981; Clergeau et al., 1998; Chace e Walsh, 2006; Uribe-Hernández et al., 2012; Callaghan et al., 2018).

Áreas verdes públicas não nativas, como parques, praças ou bosques, são importantes para a ocorrência de aves nas cidades (Gilbert, 1989; Efe et al., 2001). Como consequência, a composição e estrutura da paisagem do ambiente urbano são fundamentais na composição de sua avifauna (Argel-de-Oliveira, 1995; Barbosa et al., 2020). O estabelecimento de comunidades de aves está relacionado à cobertura vegetal (Ambuel e Temple, 1983; Stratford e Stouffer, 2015). Nesse sentido, estas áreas verdes desempenham papel importante na manutenção da avifauna em zona urbanas, pois são utilizados como dormitórios, locais de forrageamento e nidificação para espécies que, pressionadas pela degradação ambiental, conseguem se adaptar em ambientes urbanos, uma relação de grande importância, visto que aves são também indicadores de saúde humana (Fox, 2001; Perillo et al., 2017; Amaya-Espinel et al., 2019; Barbosa et al., 2020).

Pitangus sulphuratus (Linnaeus, 1766) é uma ave territorial conspicua que vive em ampla variedade de habitats, incluindo áreas urbanas (Munin et al., 2012). A poluição sonora pode influenciar, por exemplo, o seu comportamento e em outras espécies da família Tyrannidae a resposta aos fatores impostos pela urbanização é variável (Francis et al., 2011; Bochio e Anjos, 2012;

Lenis e Guillermo-Ferreira, 2020). A relevância da utilização de modelos estatísticos que consideram a probabilidade de detecção < 1 em estudos de presença/não-presença de espécies foi demonstrada há pouco tempo (MacKenzie et al., 2002). No entanto, poucos foram os estudos realizados com passeriformes na região Neotropical que estimaram a probabilidade de detecção com modelos de ocupação (Ruiz-Gutiérrez et al., 2010; Del-Rio et al., 2015). A maior parte dos estudos conduzidos em áreas urbanas focaram em parques com vegetação nativa (Hogg e Nilon, 2015), enquanto poucos utilizaram uma considerável área da cidade para realizar suas amostragens (Reis et al., 2012; Toledo et al., 2012; Hayes et al., 2020; Silva et al., 2021).

O objetivo deste trabalho foi inventariar a área urbana do município de Santa Helena, Oeste do Paraná, para determinar: a probabilidade de detecção de *Pitangus sulphuratus* em função do tempo de amostragem; e associar fatores abióticos e de urbanização à probabilidade de ocupação da espécie. Nosso intuito foi fornecer subsídios para o planejamento urbano de Santa Helena ao inferir sobre a influência dos fatores considerados sob a detecção e a ocupação da espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A cidade de Santa Helena ($24^{\circ} 51' 36''$ S, $54^{\circ} 19' 58''$ O) situa-se no Oeste paranaense, na região Sul do Brasil (Figura 1). Localizada a cerca de 250 m de altitude, seu clima é considerado Cfa na classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), e a vegetação nativa é composta principalmente por Floresta Estacional Semidecidual (Cavarzere et al., 2020). A extensão territorial do município equivale a cerca de 75.500 ha, com aproximadamente 23.500 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020). Atualmente, 15.630 ha correspondem a florestas em diversos estágios de regeneração (incluindo 127 ha de reflorestamentos). A maior parte dos remanescentes correspondem à Área de Relevante Interesse Ecológico de Santa Helena (2.140 ha de reflorestamento), um fragmento de vegetação nativa com mais de 100 ha, e a faixa de reflorestamento das margens do Lago da Usina Hidrelétrica de Itaipu, que permeia toda a área urbana (Cavarzere et al., 2020;

Brasil, 2021). Sua área urbana é relativamente bem arborizada, com espécies exóticas e nativas ao longo das ruas, especialmente nas quatro praças centrais (1 ha cada) e em terrenos ainda sem construção residencial.

Metodologia

Foram estabelecidos *grids* de 100×100 m nos quais foram distribuídos equitativamente 50 pontos amostrais no perímetro urbano de Santa Helena. Em seguida, foi realizado um sorteio aleatório de 10 pontos amostrais por meio da função *sample* no ambiente de programação R (R Core Team, 2020) para evitar escolhas arbitrárias ou enviesadas dessas localidades. Assim, foram realizados pontos fixos de 5 min considerando raio limitado de detecção de 100 m (Gregory et al., 2004), desde que distantes em, ao menos, 250 m uns dos outros. Esta decisão constituiu uma forma de garantir independência amostral e reduzir a possibilidade de se contar o mesmo indivíduo duas vezes (Figura 1; Wolff et al., 2018). A espécie foi detectada visualmente com auxílio de binóculos 8×42 e auditivamente. Em cada ponto a detecção ou não da espécie foi registrada. Não foi utilizada a técnica de *playback* (reprodução da vocalização) para atrair indivíduos, uma vez que o intuito foi determinar probabilidades de detecção e de ocupação sem interferências externas.

Cada um dos 10 pontos foi visitado cinco vezes (para um total de 50 pontos) dentro de um intervalo de, em média, 16 dias (10 pontos visitados uma vez durante

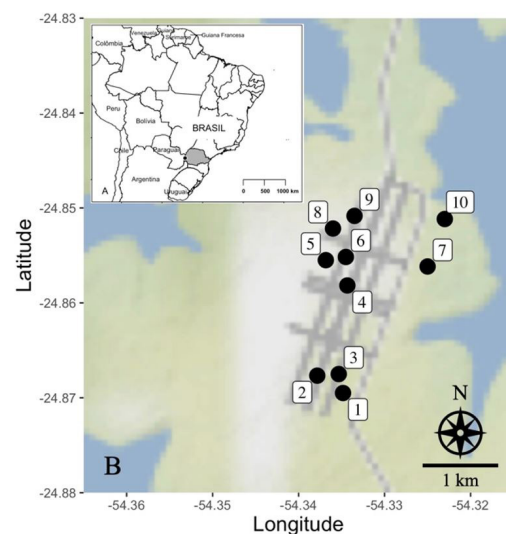


Figura 1. Mapa do estado do Paraná, Sul do Brasil, destacado em cinza, com o município de Santa Helena indicado por um círculo (A). Localização dos 10 pontos fixos na área urbana de Santa Helena (B).

um dia). Esta medida foi adotada por ser um requisito dos modelos que estimam a probabilidade de ocupação. Estes consideram que a probabilidade de detecção < 1 demanda que os sítios sejam repetidamente visitados em intervalo de tempo curto, assumindo população fechada, para estimar a probabilidade de detecção (MacKenzie et al., 2002; MacLeod et al., 2012). A condução das quatro primeiras observações se iniciou entre 7 e 8 horas da manhã, entre janeiro e março de 2020, e duravam o tempo necessário para a finalização dos 10 pontos a serem inventariados por dia. A quinta visita aos 10 pontos ocorreu a partir das 17h00, no mês de abril. Para evitar variações na detecção da espécie, apenas uma autora (LCZ) conduziu as amostragens.

Foi utilizado modelo de ocupação de uma espécie de múltiplas visitas, o qual modela a probabilidade de detecção em função logística das covariáveis dos pontos amostrais (MacKenzie et al., 2017) ao mesmo tempo que controla para a detecção imperfeita. Tal modelo foi implementado pelo pacote *wiqid* (Meredith et al., 2020) dentro do ambiente de programação R para estimar probabilidades de detecção de *Pitangus sulphuratus* em função do efeito quadrático do tempo, aqui determinado pela condução dos 10 pontos fixos ao longo do dia. Foi utilizada regressão logística para determinar probabilidades de ocupação da espécie em função da arborização e da poluição sonora, assim como do número de casas existentes dentro do raio de 100 m de cada ponto fixo (contadas por imagens de satélite). As primeiras duas variáveis foram avaliadas em campo de forma categórica com base na percepção da observadora no momento dos inventários. A elas foi atribuída escala

entre 1 e 3, na qual 1 indica o menor nível da variável, 2 indica o nível intermediário e 3 indica o maior nível de arborização ou de poluição sonora dentre os pontos (Tabela 1; Material suplementar).

As interações entre as variáveis arborização (arb), poluição sonora (ps) e número de casas (nca) foram avaliadas por meio de um modelo ajustado. Foi criado um algoritmo, pois a função *glm* não acomoda tais comandos devido às variáveis categóricas e contínuas serem objeto de estudo na interação. O modelo ajustado estimou 17 parâmetros de acordo com $arb+ps+nca+arb \times ps+arb \times nca+ps \times nca$. Considerando os parâmetros estatisticamente significantes para $p \geq 5\%$, o melhor modelo logístico ajustado foi:

$$\beta(x) = -5,70 - 12,04 \times ps_3 - 43,72 \times arb_2 + 0,25 \times nca + 3,04 \times arb_2 \times nca - 17,59 \times ps_1 \times arb_2 + 14,12 \times ps_3 \times arb_3 \quad (1)$$

Onde: $\beta(x)$ é a função linear a ser aplicada na função de ligação logística para obter a probabilidade; $p(x)=1/(1+e^{-\beta(x)})$, sendo $\beta(x)$ obtido atribuindo os valores das variáveis observadas (Tabela 2). O índice nas variáveis indica o seu nível, por exemplo, arb_2 indica que a arborização é de nível intermediário.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram obtidos 10 registros de *Pitangus sulphuratus* em seis (2, 3, 4, 5, 6 e 9) dos 10 pontos amostrados, ou seja, a espécie foi observada em 20% do total das amostragens (n = 50). Sua probabilidade inicial de detecção foi de 38,9%, mas ela mostrou tendência a reduzir para aproximadamente a metade à medida que

Tabela 1. Níveis de arborização e número de casas, ambos em ordem crescente, ao redor dos pontos fixos e níveis de poluição sonora estimada na área urbana de Santa Helena, Paraná.

Ponto	Arborização	Casas	Poluição sonora				
			Visita 1	Visita 2	Visita 3	Visita 4	Visita 5
8	1	2	1	1	1	1	1
1	1	10	2	1	1	2	2
4	1	15	1	1	1	2	1
9	1	15	0	0	0	0	0
3	1	20	1	2	1	1	2
7	2	11	1	2	2	2	2
5	2	15	0	1	0	0	1
2	2	17	0	1	0	0	1
10	3	16	0	0	0	0	0
6	3	20	2	2	2	2	2

Nota: Visitas 1 a 5 realizadas em 17/01/2020, 18/02/2020, 02/03/2020, 07/03/2020 e 23/04/2020, respectivamente.

Tabela 2. Ajuste de modelos com base em 17 parâmetros. A cada interação com p-valor $\geq 0,05$, tal parâmetro era retirado do ajuste, de modo a se chegar em um modelo final. As estimativas, quando positivas, indicam aumento da probabilidade de ocupação de *Pitangus sulphuratus*.

Primeiro ajuste		
Variáveis	Estimativa	p-valor
constante	-12,4	0,000
ps ₂	2,5	0,436
ps ₃	-23,1	0,057
arb ₂	-46,7	0,000
arb ₃	-17,1	0,226
nca	0,7	0,000
ps ₂ ×nca	-0,5	0,029
ps ₃ ×nca	-0,6	0,919
arb ₂ ×nca	3,7	0,000
arb ₃ ×nca	-0,8	0,894
ps ₁ ×arb ₂	-28,8	0,000
ps ₂ ×arb ₁	4,5	0,270
ps ₂ ×arb ₂	-2,0	0,831
ps ₃ ×arb ₃	68,2	0,000
Último ajuste		
constante	-5,7	0,276
ps ₃	-12,0	0,001
arb ₂	-43,7	0,000
nca	0,2	0,431
arb ₂ ×nca	3,0	0,000
ps ₁ ×arb ₂	-17,6	0,000
ps ₃ ×arb ₃	14,1	0,003

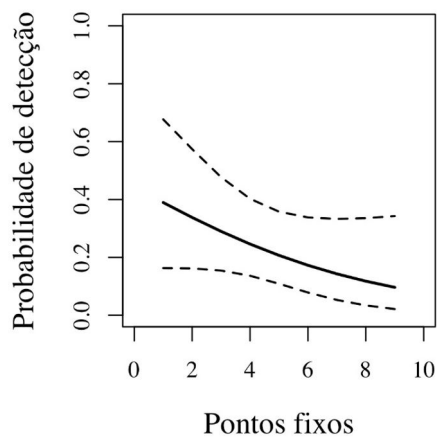


Figura 2. Probabilidade de detecção de *Pitangus sulphuratus* em função das cinco repetições de 10 pontos fixos na cidade de Santa Helena, Paraná. Linhas tracejadas indicam intervalos de confiança inferior e superior.

os 10 pontos fixos foram amostrados ao longo do dia (Figura 2). Grande parte das espécies de aves é detectada nas primeiras horas do dia, tanto no hemisfério Norte (Rollfinke e Yahner, 1990), quanto em ambientes da região Neotropical (Cavarzere e Moraes, 2010). No caso

de *Pitangus sulphuratus*, embora sua detectabilidade tenha diminuído à medida que mais pontos fixos eram avaliados, prolongar as observações por 10 pontos não resultou em variação estatisticamente significativa ($p = 0,948$; AIC = 41,09).

A probabilidade de ocupação de *Pitangus sulphuratus* mostrou-se maior (40%) em pontos mais arborizados. Considerando que a espécie é frequentemente vista pousada em grandes alturas em relação ao solo (Provinciato e Pizo, 2014), esperava-se que sua ocupação fosse influenciada pela presença de maior arborização (Marín-Gomez et al., 2020). Não há dados, todavia, sobre detecção ou ocupação da espécie em ambientes urbanos com edificações que superam a altura da vegetação. Outros fatores que influenciam a ocupação de passeriformes incluem formato e tamanho de remanescentes (Shake et al., 2012), o que torna a arborização uma variável importante a ser considerada para a ocupação desta espécie. No entanto, isoladamente, a arborização não foi preditora para a ocupação do

passeriforme ($p = 0,075$; $AIC = 52,18$) e o p -valor obtido para o nível 2 de arborização foi 0,497, marginalmente significativo. Esses resultados sugerem que outros fatores influenciam sua probabilidade de detecção. Por exemplo, em ambientes urbanos da Cidade do México, espécies de aves migratórias das famílias Parulidae, Polioptilidae e Turdidae, contrário às expectativas, ocuparam preferencialmente habitats associados às áreas urbanas ao redor de parques com vegetação nativa, onde áreas abertas com cobertura mínima de arbustos predominam no ambiente (Zúñiga-Vega et al., 2019).

A poluição sonora é outra variável de fundamental importância, haja vista que a família Tyrannidae possui correlação negativa entre detectabilidade e frequência sonora e que *Pitangus sulphuratus* pode ter sua vocalização atenuada pelo intenso barulho (Bochio e Anjos, 2012). Desse modo, deve-se levar em consideração o tipo de ambiente (e arredores) amostrado em centros urbanos, já que sons provenientes do tráfego de veículos ou inerentes à própria urbanização influenciam diretamente na detecção e na riqueza de espécies de aves urbanas (Goodwin e Shriver, 2011; Perillo et al., 2017; Barbosa et al., 2020). *Pitangus sulphuratus* sofre influência negativa com poluição sonora, de modo que ela pode interferir na comunicação intraespecífica, afetando o comportamento territorial (Lenis e Guillermo-Ferreira, 2020). Nossos resultados sugerem que ao menos a probabilidade de ocupação da espécie permanece ao redor de 20% mesmo na presença dos níveis 2 e 3 de poluição sonora ($p = 0,146$ e $p = 0,152$; $AIC = 52,77$). O modelo que não a considera possui $AIC = 52,04$, sugerindo que esta variável isoladamente não interfere na probabilidade de ocupação do passeriforme.

Diferente do demonstrado para comunidades de aves em ambientes urbanos, para ao menos uma espécie de Tyrannidae, *Myiarchus cinerascens* (Lawrence, 1851), a ocupação não foi influenciada por ruídos antropogênicos, interferência para a qual a espécie respondeu com a emissão de cantos com frequências maiores (Francis et al., 2011; Pena et al., 2017; Barbosa et al., 2020; Silva et al., 2021). Ademais, populações de aves urbanas aumentam sua vigilância e podem se adaptar parcialmente a ambientes ruidosos (Merrall e Evans, 2020), o que corrobora que *Pitangus sulphuratus* ocupe regiões urbanizadas

independente das condições sonoras às quais a espécie é imposta.

Quando o número total de casas ($n = 20$) foi analisado para todas as 50 visitas mostrou-se significativo ($p = 0,010$; $AIC = 43,23$) para probabilidade de ocupação, que foi de 53,4%. No entanto, considerando o menor número de casas ($n = 2$), a probabilidade de ocupação foi de 0,1%. Ao desconsiderar os pontos realizados durante o período vespertino, o número de casas determinou menor probabilidade de ocupação de *Pitangus sulphuratus* ($p = 0,023$; $AIC = 32,45$), que variou entre 50,6% e 0,05%, para 20 e duas casas, respectivamente. Isto aponta que a inclusão de observações durante as tardes não resultou em mudança do padrão encontrado.

Observou-se que a arborização de nível intermediário interferiu negativamente na probabilidade de ocupação da espécie, conforme Equação 1 e se a poluição sonora também for baixa ($ps_1 \times arb_2$) diminuiu-se ainda mais a probabilidade de ocorrência. Entretanto, a probabilidade aumenta conforme a presença de casas quando a arborização tem nível intermediário. O nível mais alto de poluição sonora afetou negativamente a probabilidade de ocorrência, mas a presença de maior nível de arborização contribuiu positivamente ($ps_3 \times arb_3$). Ainda, a probabilidade de ocorrência aumentou com o aumento do número de casas. Embora nossos resultados tenham determinado variáveis categóricas por meio de percepção individual e estejam baseados em uma espécie e não na comunidade de aves, os resultados discordam do encontrado em área urbana de Taubaté, interior de São Paulo, Sudeste do Brasil (Toledo et al., 2012) ou de Belo Horizonte, Minas Gerais (Pena et al., 2017), assim como para espécies de aves florestais de Nova Iorque, Estados Unidos, nos quais os índices de urbanização afetaram negativamente probabilidades de ocupação (Wan et al., 2009). Todavia, corroboram a adaptação de *Pitangus sulphuratus* nestes ambientes, pois frequentemente vocaliza em antenas (29%) e fios elétricos (18%), onde seu repouso se dá de forma preferencial (70%) (Provinciato e Pizo, 2014).

CONCLUSÕES

Como a interação entre $ps_3 \times arb_3$ sugeriu que a ocupação de *Pitangus sulphuratus* aumentou em ambientes com muita poluição sonora, nestes locais, recomenda-se

o plantio de mais árvores para que a probabilidade de ocupação da espécie aumente.

AGRADECIMENTOS

Aos revisores anônimos que contribuíram com comentários e sugestões.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, vol. 22, no. 6, pp. 711-728. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- AMAYA-ESPINEL, J.D., HOSTETLER, M., HENRÍQUEZ, C. & BONACIC, C., 2019. The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning*, vol. 190, pp. 103578. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>.
- AMBUEL, B. & TEMPLE, S.A., 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology*, vol. 64, no. 5, pp. 1057-1068. <http://dx.doi.org/10.2307/1937814>.
- ARGEL-DE-OLIVEIRA, M.M., 1995. Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 12, no. 1, pp. 81-92. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000100011>.
- BARBOSA, K.V.C., RODEWALD, A.D., RIBEIRO, M.C. & JAHN, A.E., 2020. Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning*, vol. 197, pp. 103769. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103769>.
- BLAIR, R.B., 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, vol. 6, no. 2, pp. 506-519. <http://dx.doi.org/10.2307/2269387>.
- BOCHIO, G.M. & ANJOS, L., 2012. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. *Natureza & Conservação*, vol. 10, no. 1, pp. 72-76. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.012>.
- BRASIL. MAPBIOMAS, 2021 [acesso em 27 de fevereiro 2021]. *Projeto MapBiomias – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil* [online]. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>
- CALLAGHAN, C.T., MAJOR, R.E., LYONS, M.B., MARTIN, J.M. & KINGSFORD, R.T., 2018. The effects of local and landscape habitat attributes on bird diversity in urban greenspaces. *Ecosphere*, vol. 9, no. 7, e02347. <http://dx.doi.org/10.1002/ecs2.2347>.
- CAVARZERE, V. & MORAES, G.P., 2010 [acesso em 27 de fevereiro 2021]. Diurnal variation in transect counts of birds in a cerrado landscape in the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* [online], vol. 18, no. 2, pp. 97-101. Disponível em: http://revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/3903/pdf_751
- CAVARZERE, V., BIRAL, L., OLIVEIRA, R.B., SCHNEIDER, E.M., LANGE, D., TAMBARUSSI, T., BONINI, E. & BRANDÃO, H., 2020. Ações de extensão e pesquisa realizadas na Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, vol. 7, no. 17, pp. 589-604. [http://dx.doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)071609](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas(2020)071609).
- CHACE, J.F. & WALSH, J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, vol. 74, no. 1, pp. 46-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>.
- CLERGEAU, P., SAVARD, J.-P.L., MENNECHEZ, G. & FALARDEAU, G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, vol. 100, no. 3, pp. 413-425. <http://dx.doi.org/10.2307/1369707>.
- DEL-RIO, G., RÉGO, M.A. & SILVEIRA, L.F., 2015. A multiscale approach indicates a severe reduction in Atlantic Forest wetlands and highlights that São Paulo Marsh Antwren is on the brink of extinction. *PLoS One*, vol. 10, no. 3, e0121315. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0121315>. PMID:25798608.
- EFE, M.A., MOHR, L.V. & BUGONI, L., 2001. *Guia ilustrado das aves dos parques de Porto Alegre*. Porto Alegre: Secretaria Municipal do Meio Ambiente. 144 p.
- FISCHER, J.D., SCHNEIDER, S.C., AHLERS, A.A. & MILLER, J.R., 2015. Categorizing wildlife responses to

- urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, vol. 29, no. 4, pp. 1246-1248. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12451>. PMID:25581129.
- FLYNN, D.F.B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B.T., LIN, B.B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M.M. & DECLERCK, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, vol. 12, no. 1, pp. 22-33. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>. PMID:19087109.
- FOX, G.A., 2001. Wildlife as sentinels of human health effects in the Great Lakes-St. Lawrence basin. *Environmental Health Perspectives*, vol. 109, suppl. 6, pp. 853-861. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.01109s6853>. PMID:11744503.
- FRANCIS, C.D., ORTEGA, C.P. & CRUZ, A., 2011. Vocal frequency change reflects different responses to anthropogenic noise in two suboscine tyrant flycatchers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 278, no. 1714, pp. 2025-2031. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2010.1847>.
- GILBERT, O.L., 1989. *The ecology of urban habitats*. London/New York: Chapman & Hall. 369 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-0821-5>.
- GOODWIN, S.E. & SHRIVER, W.G., 2011. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology*, vol. 25, no. 2, pp. 406-411. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01602.x>. PMID:21410531.
- GREGORY, R.D., GIBBONS, D.W. & DONALD, P.F., 2004. Bird census and survey techniques. In: W.J. SUTHERLAND, I. NEWTON & R. GREEN, orgs. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press, pp. 17-56. <http://dx.doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198520863.003.0002>.
- HAYES, W.M., FISHER, J.C., PIERRE, M.A., BICKNELL, J.E. & DAVIES, Z.G., 2020. Bird communities across varying landcover types in a Neotropical city. *Biotropica*, vol. 52, no. 1, pp. 151-164. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12729>.
- HOGG, J.R. & NILON, C.H., 2015. Habitat associations of birds of prey in urban business parks. *Urban Ecosystems*, vol. 18, no. 1, pp. 267-284. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-014-0394-8>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2020 [acesso em 6 de dezembro 2020]. *Santa Helena, Paraná* [online]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/santa-helena/panorama>
- KARK, S., IWANIUK, A., SCHALIMTZEK, A. & BANKER, E., 2007. Living in the city: can anyone become an ‘urban exploiter’? *Journal of Biogeography*, vol. 34, no. 4, pp. 638-651. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01638.x>.
- LENIS, P.R. & GUILLERMO-FERREIRA, R., 2020. Effect of noise on behavioural response to simulated territorial intrusion in the Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*)(Aves: Tyrannidae). *Urban Ecosystems*, vol. 23, no. 1, pp. 93-96. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-019-00906-1>.
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ROYLE, J.A. & LANGTIMM, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, vol. 83, no. 8, pp. 2248-2255. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2).
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., BAILEY, L. & HINES, J.E., 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Amsterdã: Elsevier. 324 p.
- MACLEOD, C.J., TINKLER, G., GORMLEY, A.M. & SPURR, E.B., 2012. Measuring occupancy for an iconic bird species in urban parks. *New Zealand Journal of Ecology*, vol. 36, no. 3, pp. 398-407.
- MARÍN-GÓMEZ, O.H., DÁTTILO, W., SOSA-LÓPEZ, J.R., SANTIAGO-ALARCON, D. & MACGREGOR-FORS, I., 2020. Where has the city choir gone? Loss of the temporal structure of bird dawn choruses in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, vol. 194, pp. 103665. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103665>.
- MARTIN, P.R. & BONIER, F., 2018. Species interactions limit the occurrence of urban-adapted birds in cities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 115,

- no. 49, pp. E11495-E11504. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1809317115>. PMID:30397140.
- MARZLUFF, J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: J.M. MARZLUFF, R. BOWMAN & R. DONNELLY, orgs. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Boston: Springer, pp. 19-47. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2.
- MCKINNEY, M.L. & LOCKWOOD, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 14, no. 11, pp. 450-453. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1). PMID:10511724.
- MEREDITH, M., BRYER, J., KRUSCHKE, J., NEELON, B. & SCHAUB, M., 2020 [acesso em 13 de dezembro 2020]. *wiqid: quick and dirty estimates for wildlife populations* [online]. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=wiqid>
- MERRALL, E.S. & EVANS, K.L., 2020. Anthropogenic noise reduces avian feeding efficiency and increases vigilance along an urban-rural gradient regardless of species' tolerances to urbanisation. *Journal of Avian Biology*, vol. 51, no. 9, pp. e02341. <http://dx.doi.org/10.1111/jav.02341>.
- MØLLER, A.P., DÍAZ, M., FLENSTED-JENSEN, E., GRIM, T., IBÁÑEZ-ÁLAMO, J.D., JOKIMÄKI, J., MÄND, R., MARKÓ, G. & TRYJANOWSKI, P., 2015. Urbanized birds have superior establishment success in novel environments. *Oecologia*, vol. 178, no. 3, pp. 943-950. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-015-3268-8>. PMID:25694044.
- MUNIN, R.L., FISCHER, E. & LONGO, J.M., 2012. Foraging of Great Kiskadees (*Pitangus sulphuratus*) and food items offered to nestlings in the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 72, no. 3, pp. 459-462. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000300007>. PMID:22990815.
- OLDEN, J.D., POFF, N.L., DOUGLAS, M.R., DOUGLAS, M.E. & FAUSCH, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 19, no. 1, pp. 18-24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>. PMID:16701221.
- PENA, J.C.D.C., MARTELLO, F., RIBEIRO, M.C., ARMITAGE, R.A., YOUNG, R.J. & RODRIGUES, M., 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS One*, vol. 12, no. , e0174484. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>. PMID:28333989.
- PERILLO, A., MAZZONI, L.G., PASSOS, L.F., GOULART, V.D.L.R., DUCA, C. & YOUNG, R.J., 2017. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. *The Ibis*, vol. 159, no. 3, pp. 638-646. <http://dx.doi.org/10.1111/ibi.12481>.
- PROVINCiato, I.C.C. & PIZO, M.A., 2014. Uso do tempo por duas aves comuns em ambientes urbanos: o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) e a pomba asa-branca (*Patagioenas picazuro*). *Atualidades Ornitológicas*, vol. 180, pp. 51-55.
- R CORE TEAM, 2020 [acesso em 13 de dezembro 2020]. *R: a language and environment for statistical computing* [online]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <http://www.R-project.org/>
- REIS, E., LÓPEZ-IBORRA, G.M. & PINHEIRO, R.T., 2012. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, vol. 107, no. 1, pp. 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.009>.
- ROLLFINKE, B.F. & YAHNER, R.H., 1990. Effects of time of day and season on winter bird counts. *The Condor*, vol. 92, no. 1, pp. 215-219. <http://dx.doi.org/10.2307/1368402>.
- RUIZ-GUTIÉRREZ, V., ZIPKIN, E.F. & DHONDT, A.A., 2010. Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, no. 3, pp. 621-630. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01811.x>.
- SAVARD, J.P.L. & FALLS, J.B., 1981. Influence of habitat structure on the nesting height of birds in urban areas. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 59, no. 6, pp. 924-932. <http://dx.doi.org/10.1139/z81-132>.
- SHAKE, C.S., MOORMAN, C.E., RIDDLE, J.D. & BURCHELL, M.R., 2012. Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *The Condor*, vol. 114, no. 2, pp. 268-278. <http://dx.doi.org/10.1525/cond.2012.110107>.

- SILVA, B.F., PENA, J.C., VIANA-JUNIOR, A.B., VERGNE, M. & PIZO, M.A., 2021. Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. *Urban Ecosystems*, vol. 24, no. 1, pp. 71-81. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-020-01021-2>.
- STRATFORD, J.A. & STOUFFER, P.C., 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biological Conservation*, vol. 188, pp. 109-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.017>.
- TOLEDO, M.C.B., DONATELLI, R.J. & BATISTA, G.T., 2012. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, vol. 15, no. 1, pp. 111-131. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-011-0195-2>.
- URIBE-HERNÁNDEZ, R., AMEZCUA-ALLIERI, M.A., DE OCA-GARCÍA, M.A.M., JUÁREZ-MÉNDEZ, C., EGUÍA-LIS, J.A.Z., SUÁREZ, I. & TENORIO-TORRES, M.A., 2012. Ecological indices for birds and their relationship with the environmental quality of a wetland impacted by waste oil. *Interciencia*, vol. 37, pp. 762-768.
- WAN, A.A., SULLIVAN, P.J., LEMBO, A.J., SMITH, C.R., MAERZ, J.C., LASSOIE, J.P. & RICHMOND, M.E., 2009. Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation*, vol. 142, no. 5, pp. 982-991. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.032>.
- WOLFF, P.J., DEGREGORIO, B.A., RODRIGUEZ-CRUZ, V., MULERO-OLIVERAS, E. & SPERRY, J.H., 2018. Bird community assemblage and distribution in a tropical, urban ecosystem of Puerto Rico. *Tropical Conservation Science*, vol. 11, pp. 1-10. <http://dx.doi.org/10.1177/1940082918754777>.
- ZÚÑIGA-VEGA, J.J., SOLANO-ZAVALETA, I., SÁENZ-ESCOBAR, M.F. & RAMÍREZ-CRUZ, G.A., 2019. Habitat traits that increase the probability of occupancy of migratory birds in an urban ecological reserve. *Acta Oecologica*, vol. 101, pp. 103480. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2019.103480>.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Este artigo acompanha material suplementar.

Este material está disponível como parte da versão online do artigo na página:

<https://drive.google.com/file/d/1wcqC3ecIU7WKoDpj6D8qZUohkcIleogj/view?usp=sharing>