

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

WILLIAMS OLIVEIRA DA SILVA

**PADRÕES DE OCUPAÇÃO E COCORRÊNCIA DE AVES DO GÊNERO
Hemitriccus (RHYNCHOCYCLIDAE) EM UMA ÁREA DE BREJO DE ALTITUDE
NO AGRESTE DE PERNAMBUCO**

Recife,
2021

WILLIAMS OLIVEIRA DA SILVA

**PADRÕES DE OCUPAÇÃO E COCORRÊNCIA DE AVES DO GÊNERO
Hemitriccus (RHYNCHOCYCLIDAE) EM UMA ÁREA DE BREJO DE ALTITUDE
NO AGRESTE DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGE/UFRPE), como requisito obrigatório para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Linha de pesquisa: Ecologia de Aves e Morcegos

Orientador:

Prof. Dr. Wallace Rodrigues Telino Junior

Coorientadores:

Prof. Dr. Guilherme Santos Toledo de Lima

Profa. Dra. Rachel Maria de Lyra Neves

Recife,

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

W725p

Silva, Williams Oliveira da

Padrões de ocupação e coocorrência de aves do gênero *Hemitriccus* (Rhynchocyclidae) em uma área de Brejo de Altitude no Agreste de Pernambuco / Williams Oliveira da Silva. - 2021.
64 f. : il.

Orientador: Wallace Rodrigues Telino Junior.

Coorientador: Guilherme Santos Toledo de Lima e Rachel Maria de Lyra Neves.

Inclui referências e anexo(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Recife, 2021.

1. Modelos de ocupação. 2. Ocorrência de espécies. 3. Uso de habitat. 4. Matas serranas. 5. Espécie ameaçada. I. Junior, Wallace Rodrigues Telino, orient. II. Neves, Guilherme Santos Toledo de Lima e Rachel Maria de Lyra, coorient. III. Título

CDD 574.5

FOLHA DE APROVAÇÃO

Williams Oliveira da Silva

Padrões de ocupação e coocorrência de aves do gênero *Hemitriccus* (Rhynchocyclidae) em uma área de Brejo de Altitude no Agreste de Pernambuco

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGE/UFRPE), como requisito obrigatório para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Dissertação defendida e aprovada em 26 de fevereiro de 2021

Banca examinadora:

Prof. Dr. Wallace Rodrigues Telino Junior (UFAPE)
(Presidente da banca/ orientador)

Prof. Dr. Guilherme Santos Toledo de Lima (IDEMA-RN)
(Coorientador)

Profa. Dra. Rachel Maria de Lyra Neves (UFAPE)
(Coorientadora)

Titulares

Prof. Dr. Mauro Pichorim (UFRN)
(Membro externo)

Prof. Dr. Anderson Guzzi (UFDFPar)
(Membro externo)

Suplentes

Prof. Dr. Eduardo Roberto Alexandrino (INMA-ES)
(Membro externo)

Profa. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir (UFRPE)
(Membro interno)

Recife,
2021

Dedico,
A meu irmão, Wellington (*in memoriam*).
Aos meus pais, Helena e Leonídio.
E aos meus avós, Odete e Osvaldo.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, à coordenação e os professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia, pelo o suporte no decorrer do curso de mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa cedida durante o curso.

Aos proprietários e funcionários das Fazenda Fojos e Fazenda Rancho Feliz por possibilitarem a execução deste trabalho, particularmente a senhora Iara Cohim por forneceram acomodação durante o trabalho de campo. Aos funcionários Fazenda Fojos, Cristiane e Josivaldo Ferreira, por todo o suporte durante os trabalhos de campo.

Aos colegas da turma, Danielle Viana, Elizangela Alves, Luana Aguiar, Raiane Santana, Thiago Venícius e Ticiane Lima por toda experiência compartilhada.

Aos companheiros do LABEZoo, Allysson Santos, Arthur Macário, Leandro Cabral, Steffany Florêncio e Vanessa Campelo por toda a amizade. Particularmente à Steffany Florêncio, por ter ajudando-me bastante durante as amostragens em campo.

À Vanessa Campelo e sua família, especialmente seus pais, Sálvea e Romero, por terem me recebido e acolhido tantas vezes quando precisei estar em Recife.

Aos amigos Priscila Oliveira, Gabriela Santos, Julianna Santana, Tainá Guedes, Hew Barreto, Victor Andrei, Daniele Souto, Jonas Morais, Aline Barros, Daisy Jorge, Mylena Oliveira, Camila Mendes, George Agamenon e Ivison Lima por todas conversas e apoio.

À Priscilla Oliveira e ao Wladimir Lenine pelo auxílio em campo.

À Alexandra Elbakyan por estar removendo barreias no caminho da ciência.

Ao Prof. Dr. Wallace Telino Junior, meu orientador, e a Profa. Dra. Rachel Lyra Neves, minha coorientadora, pela oportunidade e por toda confiança, além de todo o ensinamento que me proporcionaram. Agradeço também por todo o acolhimento que me deram durante o período que estive em Garanhuns.

Ao Prof. Dr. Guilherme Toledo Lima, meu coorientador, pela paciência, pela disponibilidade e por toda aprendizagem durante a análise dos dados.

À minha família, meus pais, Maria Helena Oliveira e Leonídio Melo, pela compreensão, estímulo, paciência, por todo amor e apoio incondicionais, aos meus avós, Odete Francisca e José Osvaldo, pelo carinho e afeto.

Por fim, agradeço à Natureza com sua grandeza e imponência, por me permitir aprender um pouco sobre suas complexidades.

“O aspecto mais triste da vida neste momento é que a ciência ganha conhecimento mais depressa do que a sociedade ganha sabedoria.”

Isaac Asimov

RESUMO

Habitats apropriados e a conectividade entre eles são fatores relevantes para a ocorrência de espécies. Os modelos de ocupação surgiram com intuito de avaliar os padrões e a dinâmica da ocorrência de espécies, com uma ampla abordagem em termos biológicos e de conservação. Conhecer os padrões de coocorrência se faz necessário, pois as interações são consideradas um fator potencial na distribuição de espécies. Esse estudo teve como foco estimar as probabilidades de ocupação e detecção, e de entender os padrões de coocorrência de duas espécies de aves, *Hemitriccus margaritaceiventer* e *H. mirandae*, avaliando o grau de influência das variáveis ambientais no uso do habitat em área de Brejos de Altitude. As amostragens foram realizadas em remanescentes florestais da Fazenda Fojos e Fazenda Rancho Feliz, município de Garanhuns, Pernambuco. Foram realizados levantamentos por Pontos de Contagem, nas estações seca (nos meses de novembro e dezembro de 2019 e janeiro de 2020) e chuvosa (nos meses de maio e junho de 2020). As covariáveis ambientais consideradas foram: estação do ano (estação seca ou chuvosa), altitude, variáveis de estrutura da vegetação e o grau de degradação. Foram utilizados os modelos de ocupação simples e modelos de ocupação condicional. Todos os modelos foram implementados no software MARK. Os resultados das modelagens de ocupação simples mostraram que para *H. margaritaceiventer* a altitude (influenciando negativamente) foi a covariável mais importante, enquanto que para *H. mirandae* as covariáveis mais relevantes foram o diâmetro das árvores e a densidade vegetal (ambas influenciando positivamente). Essas modelagens relacionaram as espécies com covariáveis esperadas, sobretudo para *H. mirandae*. *H. margaritaceiventer* teve as estimativas de ocupação (Ψ) de 47% na estação seca e 45% na chuvosa, enquanto que *H. mirandae* obteve 5% na estação seca e 4% na chuvosa. A estimativa de detecção (p) média para *H. margaritaceiventer* foi de 36% na estação seca e 26% na chuvosa, já para *H. mirandae* foi de 24% na estação seca e 18% na chuvosa. Não houve diferenças importantes entre as estações seca e chuvosa para as estimativas de ocupação e detecção. As análises de ocupação condicional por meio do Fator de Interação das Espécies (SIF) indicaram a existência da interação espacial positiva, ou seja, pressupondo que as espécies se agregam. Dessa forma, as covariáveis mais importantes foram a altitude, o diâmetro e a densidade das árvores. Além disso, foi indicando que as espécies usaram o habitat de modo diferente. A existência uma relação de agregação entre as espécies não foi muito conclusiva em virtude do amplo valor do erro padrão, associado ao fato das espécies parecem ter preferências distintas em relação ao uso do habitat.

Palavras-chave: Modelos de ocupação. Ocorrência de espécies. Uso de habitat. Matas serranas. Espécie ameaçada.

ABSTRACT

Appropriate habitats and the connectivity between them are relevant factors for the occurrence of species. The occupancy models appeared with the objective of verifying the patterns and dynamics of the occurrence of species, with several approaches in biological and conservation terms. Understanding the co-occurrence patterns is necessary because these interactions are also considered a potential factor in the distribution of species. This study aimed to estimating the probabilities of occupancy and detection and understanding the co-occurrence patterns of two bird species, *Hemitriccus margaritaceiventer* and *H. mirandae*, evaluating the degree of influence of environmental variables on habitat use in the Brejos de Altitude area. Sampling was carried out in forest remnants of Fojos Farms and Rancho Feliz Farms, municipality of Garanhuns, Pernambuco, Brazil. Surveys were carried out by Point Counts, in the dry (November and December 2019 and January 2020) and rainy seasons (May and June 2020). The environmental covariables considered were: season (dry or rainy), altitude, vegetation variables and the degree of environmental degradation. Single-species, single-season occupancy models and conditional two-species occupancy models were used. All models were run in the MARK software. The results of the single-species, single-season occupancy models show that for *H. margaritaceiventer* the altitude (negatively influencing) was the most important covariate, while for *H. mirandae* the most relevant covariates were the diameter of the trees and the plant density (both influencing positively). These models related the species to expected covariates, especially for *H. mirandae*. *H. margaritaceiventer* presented occupancy (Ψ) estimates of 47% in the dry and 45% in the rainy season, whereas *H. mirandae* obtained 5% in the dry season and 4% in the rainy season. The average detection (p) estimate for *H. margaritaceiventer* was 36% in the dry and 26% in the rainy season, whereas for *H. mirandae* it was 24% in the dry and 18% in the rainy season. There were no important differences between the dry and rainy seasons for occupancy and detection estimates. The analyzes of conditional occupancy through the SIF (Species Interaction Factor) indicated the existence of a positive spatial interaction that the species, suggesting that they co-occur through an aggregation relationship. This pattern of co-occurrence did not reflect what was expected because the species seem to have different habitat preferences. Thus, the most important covariables were the altitude, the diameter and the density of the trees. Furthermore, it was indicating that the species used the habitat differently. The fact that there is an aggregation relationship between species was not very conclusive due to the wide value of the standard error, in association with the fact that the species seem to have different preferences in relation to habitat use.

Key words: Occupancy models. Occurrence of species. Habitat use. Montane forests. Threatened species.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa de distribuição das espécies <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (A) e <i>H. mirandae</i> (B).	16
Figura 2. Perfil esquemático dos Brejos de Altitude no Nordeste do Brasil.	19
Figura 3. Localização da área de estudo com a distribuição espacial dos pontos amostrados utilizados para as análises de ocupação simples e ocupação condicional com <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> e <i>H. mirandae</i> , situados no Município de Garanhuns, Pernambuco, Brasil.	33
Figura 4. Ilustração das espécies foco do estudo, (A) <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> e (B) <i>H. mirandae</i>	34
Figura 5. Efeito das covariáveis sobre a ocupação (Ψ ; \pm SE) nas estações seca (linha vermelha) e chuvosa (linha azul), altitude influenciando negativamente as probabilidades de ocupação para <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (A e B), diametro das árvores na altura do peito (DAP) (C e D) e a densidade de árvores inflênciando positivamente as probabilidades de ocupação para <i>H. mirandae</i> (E e F).	43
Figura 6. Estimativas de ocupação (Ψ ; \pm SE) nas estações seca (S) em vermelho e chuvosa (C) em azul para <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (A) e <i>H. mirandae</i> (B).	44
Figura 7. Estimativas de detecção (p ; \pm SE) nas quatro ocasiões de amostragens das estações seca (S1, S2, S3 e S4) em vermelho e chuvosa (C1, C2, C3 e C4) em azul para <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (A) e <i>H. mirandae</i> (B).	44
Figura 8. Estimativas de ocupação (Ψ^A , Ψ^{BA} , Ψ^{BA} ; \pm SE) em tons de vermelho (A) e detecção (p^A , p^B , r^A , r^{BA} , r^{BA} ; \pm SE) condicionais (B). Ocupação <i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (espécie dominante) (Ψ^A); ocupação de <i>H. mirandae</i> (espécie subordinada) quando <i>H. margaritaceiventer</i> (dominante) está presente (Ψ^{BA}); ocupação de <i>H. mirandae</i> (subordinada) quando <i>H. margaritaceiventer</i> (dominante) está ausente (Ψ^{Ba}); detecção de <i>H. margaritaceiventer</i> (dominante) (p^A); detecção de <i>H. mirandae</i> (subordinada) (p^B); detecção de <i>H. margaritaceiventer</i> (dominante) quando ambos estão presentes (r^A); detecção de <i>H. mirandae</i> (subordinada) quando ambos estão presentes (r^{BA}); detecção de <i>H. mirandae</i> (subordinada) quando ambos estão presentes e <i>H. margaritaceiventer</i> (dominante) não é detectado (r^{Ba}).	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Ranking dos melhores modelos de ocupação a partir do QAICc para *Hemitriccus margaritaceiventer*. Quase-likelihood Critério de Informação de Akaike (QAICc); delta de QAICc (Δ QAICc); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K). Ocupação (Ψ); detecção (p). Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). *= modelos global e constante (nulo). 41

Tabela 2. Ranking dos melhores modelos de ocupação a partir do QAICc para *Hemitriccus mirandae*. Quase-likelihood Critério de Informação de Akaike (QAICc); delta de QAICc (Δ QAICc); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K). Ocupação (Ψ); detecção (p). Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). *= modelos global e constante (nulo). 42

Tabela 3. Peso acumulativo (w_i) de cada uma das covariáveis nos parâmetros de ocupação (Ψ) e detecção (p) para *Hemitriccus margaritaceiventer* e *H. mirandae*. Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). w_i = peso acumulativo. 42

Tabela 4. Lista dos modelos de ocupação condicional ranqueados a partir do AICc para *Hemitriccus margaritaceiventer* (espécie dominante) e *H. mirandae* (espécie subordinada). Critério de Informação de Akaike (AICc); delta de AICc (Δ AICc); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K). Ocupação da espécie dominante (Ψ^A); ocupação da espécie subordinada quando a dominante está presente (Ψ^{BA}); ocupação da espécie subordinada quando a dominante está ausente (Ψ^{Ba}); detecção da espécie dominante (p^A); detecção da espécie subordinada (p^B); detecção da espécie dominante quando ambas estão presentes (r^A); detecção da espécie subordinada quando ambas estão presentes (r^{BA}); detecção da espécie subordinada quando ambas estão presentes e a dominante não é detectada (r^{Ba}). Altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); estação (est); tempo (t). *= modelo global. 45

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. REVISÃO DA LITERATURA	15
2. 1. GÊNERO <i>Hemitriccus</i>	15
2. 2. ANÁLISE DE OCUPAÇÃO E COOCORRÊNCIA COM AVES	17
2. 3. BREJOS DE ALTITUDE	18
3. HIPÓTESES	21
4. OBJETIVOS	22
4. 1. OBJETIVO GERAL	22
4. 2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
5. ARTIGO 1	29
ANEXO A	55
ANEXO B	64

1. INTRODUÇÃO GERAL

A compreensão dos padrões de distribuição de espécies e suas preferências de habitat são componentes importantes para o planejamento de ações de conservação e manejo de populações (KERR, 1997; RUSHTON; ORMEROD; KERBY, 2004). Nos últimos anos, o entendimento destes padrões têm se tornado mais urgente, haja visto as prováveis extinções decorrentes das mudanças climáticas e alterações dos ambientes naturais geradas pela ocupações humanas desordenadas (PIMM *et al.*, 1995; THOMAS *et al.*, 2004). Os padrões de distribuição de espécies, de modo geral, podem estar associados às suas especificidades de habitat, ou à aspectos espaciais da dinâmica populacional, sendo que esses fatores também se relacionam com os padrões de diversidade (STORCH *et al.*, 2003). A relação positiva entre a abundância e a distribuição de espécies pode ser explicada em termos relativos às dimensões de nicho ecológico das espécies e, conseqüentemente, na adequação do habitat, ou alternativamente em termos de dinâmica de metapopulação e um *feedback* positivo entre abundancia e ocupação (BROWN, 1984; GASTON; BLACKBURN; LAWTON, 1997; HANSKI; GYLLENBERG, 1993; STORCH *et al.*, 2003).

A seleção de habitat é um processo que atinge quase todos os grupos de organismos, influenciando parte considerável das escolhas dos indivíduos (ORIAN; WITTENBERGER, 1991). Essa seleção está fortemente ligada a processos eco-evolutivos, apesar de não haver tantas projeções nesse sentido, existem modelos que sustentam a dinâmica eco-evolutiva e o *feedback* entre ecologia e evolução (MORRIS, 2011; POST; PALKOVACS, 2009). Um fundamento teórico de orientação comum é que as preferências entre os ambientes devem coevoluir com as qualidades desses habitats (ORIAN; WITTENBERGER, 1991). O modo como os organismos utilizam o habitat influencia os padrões de distribuição e abundância de espécies, tendo implicações relevantes para a extensão e os tipos de interações (intraespecíficas ou interespecíficas) (CODY, 1985; LOISELLE; BLAKE, 1993). Muitos fatores precisam ser considerados pelos indivíduos de uma espécie quando selecionam um habitat adequado, entre esses fatores estão a qualidade e disponibilidade de recursos alimentares, o abrigo e a presença de potenciais predadores (CHUDZIŃSKA *et al.*, 2015; GODVIK *et al.*, 2009; SIH, 1980; WERNER *et al.*, 1983).

Entender os princípios de seleção de habitat traz presunções importantes para diferenciação entre habitats de diferentes qualidades para um manejo mais eficaz (CHALFOUN; MARTIN, 2007). Essas escolhas em alguns casos podem se mostrar disfuncionais, sobretudo em ambientes perturbados por ações humanas, nos quais os resultados

estão em desacordo com o histórico (BATTIN, 2004; CHALFOUN; MARTIN, 2007; KOKKO; SUTHERLAND, 2001). Alta sobrevivência e sucesso reprodutivo são considerados repostas positivas dos organismos aos ambientes, quando indivíduos optam por se estabelecerem em ambientes menos adequados deixam menos descendentes em comparação os que optaram por habitats melhores (ORIAN; WITTENBERGER, 1991).

O conceito de nicho ecológico tem histórico instável em ecologia de comunidades (LETTEN; KE; FUKAMI, 2017). Tendo sido trazido para discussões mais recentes, depois de um tempo em desuso, principalmente por conta do seu papel importante na compreensão da coexistência das espécies (LETTEN; KE; FUKAMI, 2017). O nicho de uma espécie pode ser definido como “as condições ambientais que permitem que uma espécie cumpra seus requisitos mínimos de forma que a taxa de natalidade de uma população local seja igual ou maior que sua taxa de mortalidade, justamente com o conjunto de impactos per capita dessa espécie sobre as condições ambientais” (CHASE; LIEBOLD, 2003). Os estudos com nicho se concentram principalmente nos efeitos de recursos ambientais consumíveis na competição entre espécies (CHASE; LIEBOLD, 2003; MATERNA *et al.*, 2012; TILMAN, 1982).

Considerando o contexto evolutivo mais amplo, as variações na estrutura do nicho e na plasticidade dessas formas em relação às mutações terão grandes efeitos no modo como as espécies se adaptam e/ou são selecionadas para novos ambientes (MATERNA *et al.*, 2012). Segundo a teoria de nicho, a coexistência só é possível se cada espécie limitar sua própria abundância, em vez de ser limitada pela abundância de espécies concorrentes, sendo a competição intraespecífica mais forte que a interespecífica (CHESSON, 2000; PAUW, 2013). O reconhecimento dos requisitos e impactos do nicho podem fornecer uma estrutura geral que ajuda na compreensão dos problemas de interação e coexistência de espécies, tendo potencial de formar a base de muitas pesquisas ecológicas (CHASE; LIEBOLD, 2003).

A coexistência de espécies que utilizam similarmente os recursos e a forma como os padrões ecológicos respondem aos gradientes ambientais são questões de considerável interesse entre os ecólogos (CHASE; LIEBOLD, 2003). O Princípio da Exclusão Competitiva (ou Lei de Gause) pode ser resumido como “competidores completos não podem coexistir” (HARDIN, 1960). Isto é, deverá haver diferenças no modo como as espécies utilizam um dado recurso para que ambas sejam capazes de existir no mesmo local (GAUSE, 1934). Espécies filogeneticamente mais próximas tendem a manter atributos hereditários, dando origem a espécies mais semelhantes entre si, apresentando similaridades com preferências ambientais e semelhanças de uso de habitats (COSTA *et al.*, 2016). Teorias ecológicas clássicas sugerem

duas principais explicações para a coexistência de espécies em uma comunidade, a primeira relacionando diferenciação no uso do habitat e a segunda mudando a forma como dividem os recursos (SHMIDA; ELLNER, 1984). Assim, organismos filogeneticamente próximos que ocupam a mesma região, frequentemente, segmentam o habitat com a finalidade de minimizar as interações competitivas (COSTA *et al.*, 2016; LAUGHLIN; KARSAI; ALSOP, 2013).

Espécies podem coexistir de modo estável ou instável, sendo que a coexistência estável significa que as densidades não apresentam tendências em longo prazo (CHESSON, 2000). Por outro lado, a coexistência instável ocorre quando não existem tendências de recuperação e as espécies não se sustentam em longas escalas de tempo (CHESSON, 2000). As relações de *tradeoffs* realizam contribuições significativas na coexistência de espécies, pois definem as combinações de características que atuam na eficiência de utilização dos recursos (VINCENT *et al.*, 1996; WRIGHT, 2002). A coexistência de muitas espécies implica que os organismos apresentam *tradeoffs* em suas habilidades de responder a uma ou mais restrições (TILMAN, 1990). Em outras palavras, duas espécies devem diferir tanto em seus requisitos quanto em seus impactos para que possam coexistir, seja local ou regionalmente (CHASE; LIEBOLD, 2003).

Os componentes que promovem a coexistência podem ser classificados como equalizadores (que tornam as espécies semelhantes entre si de algum modo) e estabilizadores (que afetam o *feedback* no sistema de modo que as perturbações resultam em um retorno para um equilíbrio estável) (CHESSON, 2000). Uma variedade de fatores limitantes (incluindo os *tradeoffs*) são considerados condições para a coexistência, entre eles estão a utilização diferenciada de recursos, susceptibilidade a predadores, uso do ambiente abiótico e as respostas a perturbações ou estresse (KNEITEL; CHASE, 2004). Esses mecanismos contribuem para a coexistência, pois reduzem diferenças de aptidão que podem anular os efeitos de estabilização (CHESSON, 2000). A ecologia de comunidades tem uma variedade de teorias para explicar a coexistência e a exclusão de espécies, porém ainda é necessário entender a contribuição desses mecanismos ecológicos para os padrões de diversidade no espaço e no tempo (HOLT, 2001).

É sugerido que a sobreposição de nicho ocorra quando diferentes espécies usam os mesmos recursos ou variáveis ambientais (CHASE; LIEBOLD, 2003; PIANKA, 2011). A sobreposição de nicho tem papel relevante na coexistência de espécies, atuando como mecanismo estabilizador (LETTEN; KE; FUKAMI, 2017). Geralmente, os nichos se sobrepõem de forma parcial, com apenas alguns recursos sendo compartilhados e outros sendo usados exclusivamente por cada espécie (PIANKA, 2011). Sendo assim, a sobreposição de nicho não exige a existência de competição, pelo contrário, pois muitas vezes pode haver uma

relação inversa (PIANKA, 1974). Enquanto a partição de nicho é o grau diferencial de uso de recursos por diferentes espécies (CHASE; LIEBOLD, 2003). Espécies particionam recursos de inúmeras formas, em geral utilizando a heterogeneidade ambiental (CLOYED; EASON, 2017). Esses processos em que as espécies desenvolvem diferenças no uso dos recursos têm sido amplamente empregados para explicar a coexistência de espécies semelhantes (CHESSON, 2000; KNICKLE; ROSE, 2014; ROSS, 1986). A segregação pode ocorrer com a partição de recursos específicos ou de recursos temporais e espaciais (KNICKLE; ROSE, 2014; PIANKA, 1974; ROSS, 1986; SCHOENER, 1974).

Nos últimos anos foram elaborados inúmeros modelos matemáticos com intuito de entender a distribuição, preferências de habitat e a coexistência de espécies (MACKENZIE, 2016; NICHOLS *et al.*, 2008). Esses modelos, denominados de modelos de ocupação, almejam a geração de informações na área da biologia da conservação, visando a proteção espécies ameaçadas e obtenção de dados sobre a biodiversidade em comunidades (NICHOLS *et al.*, 2008). Os modelos de ocupação têm como finalidade avaliar os padrões e a dinâmica da ocorrência de espécies (GERBER *et al.*, 2018; MACKENZIE, 2016). A partir dessas modelagens também é possível fazer estimativas a respeito da distribuição futura de espécies, sendo um recurso muito relevante para a biologia da conservação (MACKENZIE, 2016). Uma característica dos modelos de ocupação é a possibilidade de incorporar covariáveis de habitats específicos, como a inclusão de dados climáticos anuais, sendo possível analisar as mudanças na ocupação ao longo do tempo (HAYNES *et al.*, 2014; MACKENZIE *et al.*, 2004). Outra vantagem desses modelos é estimar as probabilidades de detecção que minimizam o viés de distribuição dos dados (MACKENZIE *et al.*, 2004).

Recentemente diversos estudos que consideram covariáveis de habitats nas modelagens de ocupação têm sido elaborados com intenção de compreender a importância desses fatores para a conservação e manejo de espécies (GERBER *et al.*, 2018), sobretudo para espécies mais raras ou ameaçadas. Em geral, essas espécies mais vulneráveis e incomuns não têm seus status populacionais bem definidos (CAMPOS-CERQUEIRA; AIDE, 2016). Na maior parte dos casos, muitas dessas espécies têm ocorrência bastante limitada e suas populações são bem reduzidas (MANNE; PIMM, 2001).

2. REVISÃO DA LITERATURA

2. 1. GÊNERO *Hemitriccus*

O gênero *Hemitriccus* Cabanis & Heine, 1860 faz parte da família Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907 e é endêmico da região neotropical, sendo conhecidas 22 espécies, dessas, 18 têm ocorrência para o Brasil (PIACENTINI *et al.*, 2015; WINKLER; BILLERMAN; LOVETTE, 2020). O gênero é considerado um grupo polifilético por vários autores, tanto em trabalhos baseados em caracteres morfológicos (COHN-HAFT, 1996; FITZPATRICK, 1976; TRAYLOR, 1977), quanto em trabalhos baseados em caracteres moleculares (TELLO *et al.*, 2009; TELLO; BATES, 2007). *Hemitriccus* está dividido em três clados, o primeiro inclui o complexo *H. minor*, englobando os gêneros *Oncostoma*, *Lophotriccus* e *Atalotriccus*, o segundo é formado pelo complexo *H. zosterops* e o terceiro abrange o complexo *H. margaritaceiventer*, englobando também o gênero *Myiornis* (TELLO; BATES, 2007). O primeiro clado é grupo irmão do segundo e todo esse agrupamento é grupo irmão do terceiro clado (TELLO; BATES, 2007).

Todas as espécies de *Hemitriccus* são pequenas, com tamanhos variando de 9 até 12 centímetros de comprimento total e pesos podendo variar de 5 até 12 gramas (COHN-HAFT, 2000). São aves morfológicamente semelhantes, com padrões de plumagens pouco definidos e bicos relativamente planos e de base ampla (COHN-HAFT, 2000). As espécies de *Hemitriccus* têm um padrão de coloração com um gradiente variando de oliva amarronzado a oliva esverdeado, com estrias variáveis em tons oliváceos no peito, e às vezes claro e enferrujados na cabeça e garganta (WINKLER; BILLERMAN; LOVETTE, 2020). Essas características morfológicas semelhantes entre as espécies fazem com que a identificação seja fortemente dificultada (RIDGELY; TUDOR, 2009).

Além disso, as espécies de *Hemitriccus* geralmente são encontradas em estratos baixo e médio de florestas primárias úmidas e em bosques e apenas algumas espécies são de áreas montanhosas (RIDGELY; TUDOR, 2009). Considerando os hábitos alimentares, acredita-se que todas as espécies são bastante similares, tendo como base alimentar artrópodes, como besouros (especialmente da família Curculionidae) e cigarrinhas (superfamília Fulgoroidea), além de larvas de lepidópteros e de aranhas, sendo considerados como insetívoros de sub-bosque (COHN-HAFT, 2000; WINKLER; BILLERMAN; LOVETTE, 2020).

Levando em conta os aspectos ecológicos, ao que tudo indica, as espécies desse gênero são territorialistas com pequenos territórios permanentes, apresentam relações monogâmicas ao

longo do ano e têm comportamento de forrageio solitário ou aos pares, com voos de curtas distâncias (COHN-HAFT, 2000; SARDELLI, 2005). Geralmente, apresentam baixa capacidade dispersão e não são migratórios, além disso, não seguem bandos mistos (RIDGELY; TUDOR, 2009). A vocalização é composta por notas agudas, parecidas com insetos ou sapos, geralmente constituída de uma pequena série (COHN-HAFT, 2000).

Em média, três espécies do gênero podem coocorrer espacialmente e temporalmente, onde parecem mostrar estratificação vertical ou diferenças no uso do habitat (COHN-HAFT, 2000). Sete espécies do gênero podem ocorrer na região nordeste do Brasil, são elas: *H. diops* (Temminck, 1822), *H. griseipectus* (Sneath, 1907), *H. striaticollis* (Lafresnaye, 1853), *H. nidipendulus* (Wied, 1831), *H. margaritaceiventer* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837), *H. mirandae* (Sneath, 1925) e *H. furcatus* (Lafresnaye, 1846) (RIDGELY; TUDOR, 2009). Dessas, apenas *H. margaritaceiventer* tem distribuição mais ampla em todo o Nordeste, podendo ocorrer desde áreas de Mata Atlântica, ao leste, até áreas de Caatinga, no interior da região (Figura 1, A) (CLOCK, 2020a). Enquanto, *H. mirandae* tem sua distribuição mais restrita, ocorrendo em regiões montanhosas isoladas, nos estados de Alagoas, Paraíba, Pernambuco e norte do Ceará (Figura 1, B) (CLOCK, 2020b).

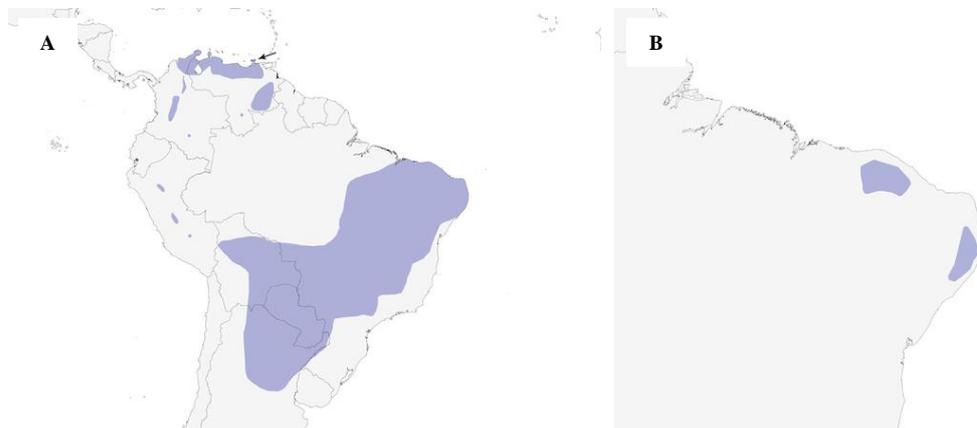


Figura 1. Mapa de distribuição das espécies *Hemitriccus margaritaceiventer* (A) e *H. mirandae* (B). Fonte: BirdsoftheWorld.org, 2021.

H. margaritaceiventer tem nove subespécies reconhecidas, a maioria desses táxons têm ocorrência para a Bolívia, Brasil, Colômbia e Venezuela (Figura 1, A) (CLOCK, 2020a). No Brasil, ocorrem três, *H. m. auyantepui* (Gilliard, 1941), *H. m. margaritaceiventer* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) e *H. m. wuchereri* (Sclater & Salvin, 1873) (PIACENTINI et al., 2015), a última com distribuição para a região nordeste (CLOCK, 2020a). *H. margaritaceiventer* é uma espécie comum e não está classificada como ameaçada (CLOCK, 2020a).

Por outro lado, *H. mirandae* é uma espécie monotípica, não apresentando subespécies reconhecidas (CLOCK, 2020b). Além disso, essa espécie é classificada como ameaçada na categoria “vulnerável” pela International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN, 2019) e pelo Ministério do Meio Ambiente/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO, 2018).

2. 2. ANÁLISE DE OCUPAÇÃO E COCORRÊNCIA COM AVES

Os modelos de ocupação são um conjunto de métodos que foram desenvolvidos para investigar quais são os fatores que influenciam a presença e a ausência de espécies em determinada área (MACKENZIE, 2016). Esses modelos são uma ferramenta útil para avaliar questões sobre os padrões e a dinâmica da ocorrência de espécies (GERBER *et al.*, 2018). Esse tipo de metodologia tem sido usado para modelar relações de habitat de muitos vertebrados, especialmente para aves (MACKENZIE *et al.*, 2018).

Por exemplo, Bailey *et al.* (2009) observaram que as probabilidades de detecção de duas espécies de corujas do gênero *Strix* (*S. varia* e *S. occidentalis*) foram influenciadas negativamente uma pela presença da outra. Diferentemente, Richmond, Hines e Beissinger (2010), em um estudo com duas espécies de aves da mesma família (Rallidae), descobriram que a probabilidade de detecção de *Laterallus jamaicensis* não foi afetada pela presença de *Rallus limicola*. Richmond, Hines e Beissinger (2010) também encontraram que a ocupação de *L. jamaicensis* foi positivamente associada a pequenos pântanos.

Por outro lado, Collier *et al.* (2012), tiveram como objetivo identificar um gradiente de ocorrência da espécie *Setophaga chrysoparia*, uma ave ameaçada das Américas do Norte e Central. Com seus resultados, os autores mapearam áreas potenciais para ações de conservação, além de direcionar a concentração de recursos para a manutenção e criação de locais com maiores probabilidades de abrigar populações viáveis da espécie. Enquanto, Haynes *et al.* (2014) avaliaram indícios de competição entre duas espécies de mergulhões (*Gavia adamsii* e *G. pacifica*). Seus resultados indicaram que *G. adamsii* é forte competidor e que influenciou negativamente a ocupação de *G. pacifica*. No entanto, concluíram que as características do local estudado reduziram as interações e permitiram que houvesse coocorrência entre as espécies.

Já, Estevo, Nagy-Reis e Nichols (2017), estudaram duas espécies de aves do gênero *Crypturellus* (*C. obsoletus* e *C. tataupa*). Os autores mostraram que essas espécies ocupam o ambiente de maneira oposta. Mas, segundo o modelo de coocorrência, a ocupação e a detecção são independentes. Os autores também sugerem que os padrões de ocupação estão mais

relacionados com preferências de habitat do que com interações interespecíficas, sustentando a importância desse tipo abordagem que associa o habitat em estudos de coocorrência.

Mais recentemente, Silveira (2018) estudando os padrões de ocupação e coocorrência das espécies de aves, *Conopophaga cearae* e *C. melanops*, teve como resultando que a abertura de dossel é a covariável mais relevante para *C. melanops*. Enquanto para *C. cearae*, além da abertura de dossel, o acúmulo de serrapilheira e a densidade vegetal também tiveram relevância. Silveira (2018) ainda observou que as características ambientais são importantes para a escolha das áreas a serem ocupadas pelas espécies e o efeito da interação entre elas foi irrisório.

Da mesma forma, Costa-Neto (2018), também estudando os padrões de ocupação e coocorrência, com espécies do gênero *Herpsilochmus* (*H. atricapillus*, *H. pectoralis* e *H. rufimarginatus*), observou que a densidade das árvores afetou positivamente a ocupação de *H. pectoralis*, enquanto *H. atricapillus* e *H. rufimarginatus* foram positivamente afetadas pelo diâmetro das árvores. Costa-Neto (2018) também observou que as espécies *H. pectoralis* e *H. rufimarginatus* parecem se evitarem, enquanto *H. rufimarginatus* e *H. atricapillus* parecem utilizar o mesmo tipo de habitat.

Similarmente, Cherukuri, Strong e Donovan (2018), monitoraram uma população de *Ixobrychus exilis*, espécie de garça ameaçada nos Estados Unidos. Os autores observaram que a probabilidade de ocupação foi positivamente relacionada ao tamanho e ao número das zonas úmidas. Sob o mesmo ponto de vista, Fish *et al.* (2018), investigaram áreas de ocupação ao longo de alguns anos da espécie de ave *Peucaea aestivalis*, tendo como resultado que a ocupação aumentou gradualmente em áreas que eram dominadas por gramíneas nativas e diminuiu ao passar dos anos com o crescimento de arbustos no local.

2. 3. BREJOS DE ALTITUDE

Os Brejos de Altitude são considerados disjunções da Mata Atlântica e, em sua grande maioria, são classificados de acordo com a vegetação como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012). Inicialmente, os brejos eram denominados de refúgios, se caracterizando como “ilhas” de floresta úmida cercados pela Caatinga (TABARELLI; SANTOS, 2004). Esses brejos são florestas insulares situadas em montanhas isoladas do interior (com altitudes acima de 600 metros), apresentando alta riqueza florística em relação à outras regiões do semiárido (RODAL; SALES, 2008). As variações de umidade e temperatura durante os períodos chuvosos e secos, resultante do forte efeito da elevação, fazem com que os

brejos apresentem espécies típicas e fisionomias distintas (ANDRADE-LIMA, 1960; RODAL; SALES, 2008).

A maioria dos Brejos de Altitude estão associados com a ocorrência de planaltos e chapadas, como o Planalto da Borborema e as chapadas do Araripe e Ibiapaba (TABARELLI; SANTOS, 2004). Os planaltos marcam uma transição entre a zona mata (úmida), próxima ao litoral, e o sertão (terras semiáridas interiores) (RODAL; SALES, 2008). No que diz respeito a precipitação anual, na região da Caatinga varia entre 300 e 900 milímetros, enquanto nas regiões montanhosas, onde estão localizados os brejos, à precipitação anual é superior a 1.100 milímetros (Figura 2) (TABARELLI; SANTOS, 2004). Portanto, as temperaturas nessas áreas tendem a ser menores em relação às áreas adjacentes de Caatinga, principalmente no período da noite (RODAL; SALES, 2008).

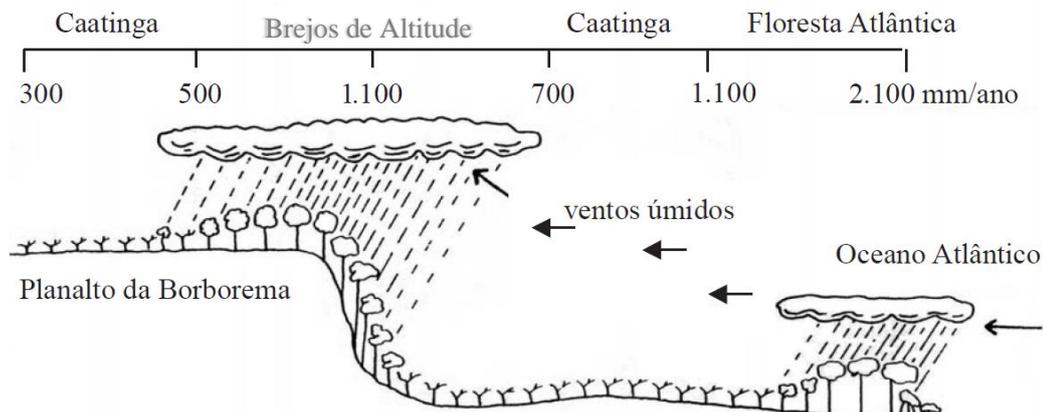


Figura 2. Perfil esquemático dos Brejos de Altitude no Nordeste do Brasil. Fonte: Tabarelli e Santos, 2004.

Devido as suas condições climáticas mais estáveis, e em geral por apresentar solos férteis (ANDRADE-LIMA, 1960), os Brejos de Altitude têm sido, desde o século XIX, interesse do setor agropecuário (CABRAL *et al.*, 2004). Em virtude disso, essas áreas naturais começaram a ser convertidas em lavouras de café, banana e monoculturas de subsistência (como milho, feijão e mandioca) (TABARELLI; SANTOS, 2004). Originalmente, os brejos estavam distribuídos em uma área de cerca 18.500 km² nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte (TABARELLI; SANTOS, 2004). Atualmente, restam apenas cerca de 2.600 km² de remanescentes desses brejos (TABARELLI; SANTOS, 2004).

Associado a isso, os Brejos de Altitude constituem um laboratório natural, uma vez que apresentam descaracterização de suas áreas naturais, atrelado a ocupação de muitas espécies endêmicas e em alguma categoria de ameaça de extinção (TABARELLI; SANTOS, 2004).

Além disso, estas áreas são oásis de grande importância na manutenção dos recursos hídricos e da biodiversidade, prestando fundamental serviço ecossistêmico aos ambientes semiáridos que os circundam (CABRAL *et al.*, 2004).

3. HIPÓTESES

- I. As espécies têm área de ocupação diferente, *Hemitriccus margaritaceiventer* apresenta ocupação mais ampla ao longo dos gradientes ambientais, enquanto *H. mirandae* tem a ocupação restrita e associada a características da vegetação;
- II. A estacionalidade influencia a ocupação destas duas espécies, sendo que na estação seca a ocupação é maior por conta da menor oferta de alimentos;
- III. A ocupação dos habitats é influenciada positiva ou negativamente pelas características da vegetação e o grau de degradação;
- IV. As duas espécies ocorrem de forma independente, ou seja, não se evitam nem se agregam.

4. OBJETIVOS

4. 1. OBJETIVO GERAL

Estimar a ocupação e as probabilidades de detecção e entender os padrões de coocorrência de duas espécies de aves do gênero *Hemitriccus* em uma área de Brejos de Altitude no município de Garanhuns, Pernambuco, bem como avaliar o grau de influência das covariáveis ambientais relacionando com o uso do habitat.

4. 2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar as probabilidades de ocupação e detecção das espécies;
- Analisar os padrões de coocorrência entre as espécies;
- Avaliar as estimativas de ocupação e os padrões coocorrência em relação a estação do ano (seca ou chuvosa), características da vegetação, altitude e o grau de degradação;
- Gerar informações que possam auxiliam em ações de conservação e manejo de *H. mirandae*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE-LIMA, D. Estudos Fitogeográficos de Pernambuco. **Arquivo do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco**, v. 5, p. 305–341, 1960.
- BAILEY, L. L.; REID, J. A.; FORSMAN, E. D.; NICHOLS, J. D. Modeling co-occurrence of northern spotted and barred owls: Accounting for detection probability differences. **Biological Conservation**, v. 142, n. 12, p. 2983–2989, 2009.
- BATTIN, J. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. **Conservation Biology**, v. 18, n. 6, p. 1482–1491, 2004.
- BROWN, J. H. On the relationship between abundance and distribution of species. **The American naturalist**, v. 124, n. 2, p. 255–279, 1984.
- CABRAL, J. J. S. P.; BRAGA, R.; MONTENEGRO, S.; CAMPELLO, S.; CIRILLO, A.; PÉRIER-JÚNIOR, G.; LOPES-FILHO, S. Recursos Hídricos e os Brejos de Altitude. In: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (Eds.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 31–48.
- CAMPOS-CERQUEIRA, M.; AIDE, T. M. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1340–1348, 2016.
- CHALFOUN, A. D.; MARTIN, T. E. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 5, p. 983–992, 2007.
- CHASE, J. M.; LIEBOLD, M. A. **Ecological niches: linking classical and contemporary approaches**. Chicago: University of Chicago Press, 2003.
- CHERUKURI, A.; STRONG, A.; DONOVAN, T. M. Monitoring Least Bitterns (*Ixobrychis exilis*) in Vermont: Detection Probability and Occupancy Modeling. **Northeastern Naturalist**, v. 25, n. 1, p. 56–71, 2018.
- CHESSON, P. Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, n. 1, p. 343–366, 2000.
- CHUDZIŃSKA, M. E.; BEEST, F. M. V.; MADSEN, J.; NABE-NIELSEN, J. Using habitat selection theories to predict the spatiotemporal distribution of migratory birds during stopover - a case study of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. **Oikos**, v. 124, n. 7, p. 851–860, 2015.
- CLOCK, B. Pearly-vented Tody-Tyrant (*Hemitriccus margaritaceiventer*). In: DEL-HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D. A.; DE-JUANA, E. (Eds.). **Birds of the World**. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, 2020a. Disponível em: <<https://birdsoftheworld.org/bow/species/pvttyr1/cur/introduction/>>. Acesso em: 5 nov. 2020.
- CLOCK, B. Buff-breasted Tody-Tyrant (*Hemitriccus mirandae*). In: DEL-HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D. A.; DE-JUANA, E. (Eds.). **Birds of the World**. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, 2020b. Disponível em: <<https://birdsoftheworld.org/bow/species/bbttyr2/cur/introduction/>>. Acesso em: 5 nov. 2020.

- CLOYED, C. S.; EASON, P. K. Niche partitioning and the role of intraspecific niche variation in structuring a guild of generalist anurans. **Royal Society Open Science**, v. 4, n. 3, p. 170060, 2017.
- CODY, M. L. **Habitat Selection in Birds**. Cambridge: Academic Press, 1985.
- COHN-HAFT, M. Why the Yungas Tody-Tyrant (*Hemitriccus spodiops*) Is a Snethlagea, and Why It Matters. **The Auk**, v. 113, n. 3, p. 709–714, 1996.
- COHN-HAFT, M. **A case study in Amazonian biogeography: Vocal and DNA-sequence variation in *Hemitriccus* flycatchers**. 2000. 154 f. Tese (Doutorado em Zoology) – Louisiana State University, Baton Rouge.
- COLLIER, B. A.; GROCE, J. E.; MORRISON, M. L.; NEWNAM, J. C.; CAMPOMIZZI, A. J.; FARRELL, S. L.; MATHEWSON, H. A.; SNELGROVE, R. T.; CARROLL, R. J.; WILKINS, R. N. Predicting patch occupancy in fragmented landscapes at the rangewide scale for an endangered species: An example of an American warbler. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 2, p. 158–167, 2012.
- COSTA-NETO, P. F. **Padrões de uso de habitat e coocorrência de aves do gênero *Herpsilochmus* (Thamnophilidae) em fragmento florestal no extremo Norte de distribuição da Mata Atlântica**. 2018. 50 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- COSTA, G. C.; FRANÇA, K. L.; TONNY M. OLIVEIRA-JUNIOR, T. M.; PICHORIM, M. Habitat use and coexistence in two closely related species of *Herpsilochmus* (Aves: Thamnophilidae). **Cogent Environmental Science**, v. 2, n. 1, p. 1264126, 2016.
- ESTEVO, A. C.; NAGY-REIS, M. B.; NICHOLS, J. D. When habitat matters: Habitat preferences can modulate co-occurrence patterns of similar sympatric species. **PLoS ONE**, v. 12, n. 7, p. e0179489, 2017.
- FISH, A. C.; MOORMAN, C. E.; DEPERNO, C. S.; SCHILLACI, J. M.; HESS, G. R. Predictors of Bachman's Sparrow Occupancy at its Northern Range Limit. **Southeastern Naturalist**, v. 17, n. 1, p. 104–116, 2018.
- FITZPATRICK, J. W. Systematics and Geography of the Tyrannidae Genus *Todirostrum* and Related Genera (Aves). **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, v. 147, n. 10, p. 435–463, 1976.
- GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M.; LAWTON, J. H. Interspecific Abundance-Range Size Relationships: An Appraisal of Mechanisms. **The Journal of Animal Ecology**, v. 66, n. 4, p. 579–601, 1997.
- GAUSE, G. F. **The Struggle for Existence**. Baltimore: Willimas and Wilkins, 1934.
- GERBER, B. D.; MOSHER, B.; MARTIN, D.; BAILEY, L.; CHAMBERT, T. Occupancy models - single-species. In: COOCH, E. G.; WHITE, G. C. (Eds.). **Program MARK: A gentle introduction**. Fort Collins: Colorado State University, 2018. p. 1–46.
- GODVIK, I. M. R.; LOE, L. E.; VIK, J. O.; VEIBERG, V.; LANGVATN. R.; MYSTERUD, A. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. **Ecology**, v. 90, n. 3, p. 699–710, 2009.
- HANSKI, I.; GYLLENBERG, M. Two General Metapopulation Models and the Core-Satellite Species Hypothesis. **The American Naturalist**, v. 142, n. 1, p. 17–41, 1993.

- HARDIN, G. The Competitive Exclusion Principle. **Science**, v. 131, n. 3409, p. 1292–1297, 1960.
- HAYNES, T. B.; SCHMUTZ, J. A.; LINDBERG, M. S.; WRIGHT, K. G.; UHER-KOCH, B. D.; ROSENBERGER, A. E. Occupancy of Yellow-billed and Pacific loons: evidence for interspecific competition and habitat mediated co-occurrence. **Journal of Avian Biology**, v. 45, n. 3, p. 296–304, 2014.
- HOLT, R. D. Species Coexistence. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 5, p. 413–426, 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio/ MMA, 2018.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES - IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species - *Hemitriccus mirandae* (Buff-breasted Tody-tyrant)**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/species/22698953/131549743>>. Acesso em: 5 maio. 2019.
- KERR, J. T. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. **Conservation Biology**, v. 11, n. 5, p. 1094–1100, 1997.
- KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. Trade-offs in community ecology: Linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**, v. 7, n. 1, p. 69–80, 2004.
- KNICKLE, D. C.; ROSE, G. A. Dietary niche partitioning in sympatric gadid species in coastal Newfoundland: Evidence from stomachs and C-N isotopes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 4, p. 343–355, 2014.
- KOKKO, H.; SUTHERLAND, W. J. Ecological traps in changing environments: Ecological and evolutionary consequences of abehaviourally mediated Allee effect. **Evolutionary Ecology Research**, v. 3, p. 537–551, 2001.
- LAUGHLIN, A. J.; KARSAI, I.; ALSOP, F. J. Habitat partitioning and niche overlap of two forest thrushes in the southern appalachian spruce-fir forests. **Condor**, v. 115, n. 2, p. 394–402, 2013.
- LETTEN, A. D.; KE, P. J.; FUKAMI, T. Linking modern coexistence theory and contemporary niche theory. **Ecological Monographs**, v. 87, n. 2, p. 161–177, 2017.
- LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. **Vegetatio**, v. 107–108, n. 1, p. 177–189, 1993.
- MACKENZIE, D. I.; ROYLE, J. A.; BROWN, J. N.; NICHOLS, J. D. Occupancy estimation and modeling for rare and elusive populations. In: THOMPSON, W. L. (Ed.). **Sampling Rare or Elusive Species: Concepts, Designs, and Techniques for Estimating Population Parameters**. Washington: Island Press, 2004. p. 149–172.
- MACKENZIE, D. I. Occupancy models. In: DODD-JR, C. K. (Ed.). **Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2016. p. 373–447.

- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K. H.; BAILEY, L.; HINES, J. E. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2018.
- MANNE, L. L.; PIMM, S. L. Beyond eight forms of rarity: Which species are threatened and which will be next? **Animal Conservation**, v. 4, n. 3, p. 221–229, 2001.
- MATERNA, A. C.; FRIEDMAN, J.; BAUER, C.; DAVID, C.; CHEN, S.; HUANG, I. B.; GILLENS, A.; CLARKE, S. A.; POLZ, M. F.; ALM, E. J. Shape and evolution of the fundamental niche in marine *Vibrio*. **The ISME Journal**, v. 6, n. 12, p. 2168–2177, 2012.
- MORRIS, D. W. Adaptation and habitat selection in the eco-evolutionary process. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1717, p. 2401–2411, 2011.
- NICHOLS, J. D.; BAILEY, L. L.; O'CONNELL-JR, A. F.; TALANCY, N. W.; GRANT, E. H. C.; GILBERT, A. T.; ANNAND, E. M.; HUSBAND, T. P.; HINES, J. E. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 5, p. 1321–1329, 2008.
- ORIAN, G. H.; WITTENBERGER, J. F. Spatial and temporal scales in habitat selection. **American Naturalist**, v. 137, n. suppl., p. 29–49, 1991.
- PAUW, A. Can pollination niches facilitate plant coexistence? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 1, p. 30–37, 2013.
- PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; GLAYSON A. BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91–298, 2015.
- PIANKA, E. R. Niche Overlap and Diffuse Competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 71, n. 5, p. 2141–2145, 1974.
- PIANKA, E. R. **Evolutionary Ecology**. 7. ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2011.
- PIMM, S. L. RUSSELL, G. J.; GITTLEMAN, J. L.; BROOKS, T. M. The future of biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 347–350, 1995.
- POST, D. M.; PALKOVACS, E. P. Eco-evolutionary feedbacks in community and ecosystem ecology: Interactions between the ecological theatre and the evolutionary play. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1523, p. 1629–1640, 2009.
- RICHMOND, O. M. W.; HINES, J. E.; BEISSINGER, S. R. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. **Ecological Applications**, v. 20, n. 7, p. 2036–2046, 2010.
- RIDGELY, R. S.; TUDOR, G. **Field Guide to the Songbirds of South America: the passerines**. Austin: University of Texas Press, 2009.

- RODAL, M. DE J. N.; SALES, M. F. Panorama of the Montane Forests of Pernambuco, Brazil. *In*: THOMAS, W. W. (Ed.). **The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil**. Nova Iorque: The New York Botanical Garden Press, 2008. p. 535–553.
- ROSS, S. T. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies. **Copeia**, v. 1986, n. 2, p. 352–388, 1986.
- RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J.; KERBY, G. New paradigms for modelling species distributions? **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2, p. 193–200, 2004.
- SARDELLI, C. H. **Variação geográfica e genética de *Hemitriccus minor* (Aves: Tyrannidae) na bacia do rio Madeira**. 2005. 54 f. Dissertação (Mestrado em Genética, Conservação e Biologia Evolutiva) – Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Pesquisas Nacional da Amazônia, Manaus
- SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v. 185, n. 4145, p. 27–39, 1974.
- SHMIDA, A.; ELLNER, S. Coexistence of plant species with similar niches. **Vegetatio**, v. 58, n. 1, p. 29–55, 1984.
- SIH, A. Optimal behavior: Can foragers balance two conflicting demands? **Science**, v. 210, n. 4473, p. 1041–1043, 1980.
- SILVEIRA, J. L. G. S. **Influência do ambiente nos padrões de coocorrência de duas espécies de aves congêneres em um fragmento florestal no nordeste brasileiro**. 2018. 44 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- STORCH, D.; KONVICKA, M.; BENES, J.; MARTINKOVÁ, J.; GASTON, K. J. Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 8, p. 1195–1205, 2003.
- TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. *In*: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (Eds.). **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 17–24.
- TELLO, J. G.; MOYLE, R. G.; MARCHESE, D. J.; CRACRAFT, J. Phylogeny and phylogenetic classification of the tyrant flycatchers, cotingas, manakins, and their allies (Aves: Tyrannides). **Cladistics**, v. 25, n. 5, p. 429–467, 2009.
- TELLO, J. G.; BATES, J. M. Molecular Phylogenetics of the Tody-Tyrant and Flatbill Assemblage of Tyrant Flycatchers (Tyrannidae). **The Auk**, v. 124, n. 1, p. 134–154, 2007.
- THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R. E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L. J.; COLLINGHAM, Y. C.; ERASMUS, B. F. N.; SIQUEIRA, M. F.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; JAARVELD, A. S. V.; MIDGLEY, G. F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, A. T.; PHILLIPS, O. L.; WILLIAMS, S. E. Letter to nature: Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145–148, 2004.
- TILMAN, D. **Resource Competition and Community Structure. (MPB-17), Volume 17**. Princeton: Princeton University Press, 1982.
- TILMAN, D. Constraints and Tradeoffs: Toward a Predictive Theory of Competition and Succession. **Oikos**, v. 58, n. 1, p. 3–15, 1990.

TRAYLOR, M. A. A classification of the Tyrant Flycatchers (Tyrannidae). **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, v. 148, n. 4, p. 129–184, 1977.

VINCENT, T. L. S.; SCHEEL, D.; BROWN, J. S.; VINCENT, T. L. Trade-offs and coexistence in consumer-resource models: It all depends on what and where you eat. **The American Naturalist**, v. 148, n. 6, p. 1038–1058, 1996.

WERNER, E. E.; GILLIAM, J. F.; HALL, D. J.; MITTELBAACH, G. G. An Experimental Test of the Effects of Predation Risk on Habitat Use in Fish. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1540–1548, 1983.

WINKLER, D. W.; BILLERMAN, S. M.; LOVETTE, I. J. Tyrant Flycatchers (Tyrannidae). *In*: BILLERMAN, S. M.; KEENEY, B. K.; RODEWALD, P. G.; SCHULENBERG, T. S. (Eds.). **Birds of the World**. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology, 2020. Disponível em: <<https://birdsoftheworld.org/bow/species/tyrann2/cur/introduction/>>. Acesso em: 10 out. 2020

WRIGHT, S. J. Plant diversity in tropical forests: A review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, n. 1, p. 1–14, 2002.

6. ARTIGO 1: este artigo será submetido ao Journal of Field Ornithology (normas para publicação no Anexo A).

Williams Oliveira-Silva
E-mail: oliveiraswilliams@gmail.com

Habitat use and co-occurrence patterns of two tody-tyrants (*Hemitriccus*) in a Montane Forest fragment in northeastern Brazil

Williams Oliveira-Silva,^{1,2,5} Guilherme S. Toledo-Lima,³ Rachel M. Lyra-Neves,^{2,4} and Wallace R. Telino-Junior^{2,4}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco 52171-900, Brazil

² Laboratório de Ensino de Zoologia, Universidade Federal do Agreste de Pernambuco, Garanhuns, Pernambuco 55292-270, Brazil

³ Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte 59015-350, Brazil

⁴ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Agreste de Pernambuco, Garanhuns, Pernambuco 55292-270, Brazil

⁵ Autor para correspondência. E-mail: oliveiraswilliams@gmail.com

1 RESUMO. Um habitat adequado e a sua conectividade são fatores importantes para ocorrência
2 de espécies. Relações interespecíficas também podem ser consideradas importantes para a
3 distribuição e a abundância, sobretudo para aves. Neste estudo, averiguou-se por meio de
4 modelagens de ocupação simples a influência de covariáveis ambientais no uso do habitat de
5 *Hemitriccus margaritaceiventer* e *H. mirandae* em área de Brejos de Altitude. Como também,
6 analisou-se os padrões de coocorrência por meio de modelos de ocupação condicional. As
7 amostragens foram conduzidas pelo método de Ponto de Contagem em remanescentes florestais
8 no município de Garanhuns, Pernambuco, Brasil. Sendo realizado em dois períodos: novembro
9 e dezembro de 2019 e janeiro de 2020 (estação seca); maio e junho de 2020 (estação chuvosa).
10 As covariáveis ambientais avaliadas foram: estação do ano (seca ou chuvosa), altitude, medidas
11 de estrutura da vegetação e o grau de degradação. *H. margaritaceiventer* teve sua ocupação
12 mais influenciada pela altitude, já para *H. mirandae* as covariáveis mais importantes foram o
13 diâmetro e densidade das árvores. As probabilidades de ocupação e detecção não variaram
14 muito entre as estações (*H. margaritaceiventer*: $\Psi_{seca}=47\%$, $\Psi_{chuva}=45\%$, $p_{seca}=36\%$,
15 $p_{chuva}=26\%$; *H. mirandae*: $\Psi_{seca}=5\%$, $\Psi_{chuva}=4\%$, $p_{seca}=24\%$, $p_{chuva}=18\%$). O SIF (Fator de
16 Interação das Espécies) indicou que as espécies coocorrem por meio de uma relação de
17 agregação. Esses resultados demonstraram uma relação esperada entre as espécies e as
18 covariáveis, sobretudo para *H. mirandae*. O padrão de coocorrência não refletiu as preferências
19 de habitat das espécies descritas na literatura.

20 *Palavras-chave*: aves, espécies ameaçadas, preferência de habitat, modelos de ocupação,
21 ocupação simples, ocupação condicional

INTRODUÇÃO

Existem duas condições principais para promover a ocorrência de espécies em qualquer lugar: adequabilidade do habitat e os meios para se chegar nesse habitat (Storch et al. 2003). Geralmente, os padrões de distribuição de espécies no ambiente podem ser modulados pela complexidade do habitat e por mudanças na disponibilidade de recursos (Loiselle and Blake 1993, Storch et al. 2003). Entender os elementos que fazem com que as espécies prefiram um habitat em particular apresenta determinada importância para compreender a distribuição de organismos (Chalfoun e Martin 2007). Os animais selecionam os habitats nos quais estão mais adaptados morfológicamente ou fisicamente, ou seja, no habitat onde seu *fitness* é maior (Jaenike and Holt 1991, Martin 1998). A seleção de um habitat adequado depende de vários fatores, como por exemplo os recursos alimentares, abrigos e a existência de predadores (Sih 1980, Werner et al. 1983, Godvik et al. 2009, Chudzińska et al. 2015).

Para aves, além desses limitantes, relações interespecíficas também podem ser consideradas importantes para sua distribuição e abundância (Newton 1998). Apesar dessa relação competitiva, muitas espécies de aves ainda compartilham parte de sua alimentação e outros recursos (Newton 1998). Considera-se que a composição e a estrutura de assembleia de espécies sejam afetadas pela competição interespecífica, atuando na abundância e distribuição, o que implica que as interações competitivas podem influenciar a probabilidade de ocorrência de espécies (Steen et al. 2014).

Nas últimas décadas, novas técnicas de modelagem foram desenvolvidas para interpretar relações entre espécies e seus habitats, bem como interações interespecíficas, subsidiando, inclusive, medidas de proteção de espécies ameaçadas (Nichols et al. 2008). Esses modelos, chamados de modelos de ocupação, são ferramentas que têm como objetivo avaliar os padrões e a dinâmica da ocorrência de espécies, sendo possível abordar um leque amplo de questões relevantes em termos biológicos e de conservação (MacKenzie 2016, Gerber et al. 2018). Ainda, os modelos de ocupação podem ser usados para fazer previsões sobre quais locais devem ser ocupados no futuro (ou seja, fazer previsões sobre a distribuição futura da espécie), tornando essa uma abordagem muito relevante para a conservação das espécies em um cenário de mudanças climáticas e perda de habitat (MacKenzie 2016).

Os modelos de ocupação podem incorporar também covariáveis espaciais e temporais e estimar explicitamente as probabilidades de detecção, corrigindo as probabilidades de ocorrência (MacKenzie et al. 2004). Por exemplo, com coletas de dados em frequência anual,

54 pode-se examinar mudanças na ocupação ao longo do tempo por meio de taxas locais de
55 colonização e extinção e se, eventualmente, espécies competidoras estão afetando os padrões
56 de ocupação entre si ao longo do tempo (Haynes et al. 2014). As probabilidades de detecção
57 estimadas nas modelagens de ocupação são necessárias para evitar a obtenção de resultados que
58 induzam a padrões irreais, pois quando não considerada, a detecção imperfeita pode gerar
59 estimativas tendenciosas e, conseqüentemente, conclusões errôneas a respeito da ocorrência das
60 espécies (Kellner and Swihart 2014).

61 Muitos estudos que abordam o efeito de covariáveis de habitat sobre a ocupação têm
62 subsidiado ações para a conservação e o manejo de espécies, focando na conservação de
63 habitats e na mudança de habitat resultante de fatores como ações antrópicas e mudanças
64 climáticas (Gerber et al. 2018). Por exemplo, vários desses estudos forneceram evidências da
65 importância da área de floresta e habitat florestal para a ocupação de certas espécies de aves
66 (MacKenzie et al. 2018). Outros estudos trazem recomendações à conservação de habitats e ao
67 design de reservas naturais, ao passo que outros têm focado em determinantes antrópicos de
68 ocupação, como poluentes e até densidade humana (MacKenzie et al. 2018).

69 Estimar a proporção de locais ocupados por uma espécie-alvo é importante tanto em
70 programas de monitoramento de longo prazo, quanto em estudos mais específicos de
71 metapopulação, e essas probabilidades de ocupação podem ser usadas para explicar o estado
72 atual das populações (MacKenzie et al. 2003). Além de entender a ocupação de espécies,
73 conhecer o padrão de coocorrência se faz necessário porque as interações competitivas podem
74 ser consideradas um fator potencial que influencia na distribuição delas (Connor and Simberloff
75 1979, Newton 1998).

76 Por outro lado, o status das populações de espécies ameaçadas é, em muitos casos, pouco
77 conhecido (Campos-Cerqueira and Aide 2016). Muitas dessas espécies têm tamanhos
78 populacionais pequenos e ocorrem em poucos locais (Manne and Pimm 2001), além de muitas
79 vezes apresentarem um comportamento bastante arisco, resultando em baixo número de
80 observações, independentemente de sua abundância e distribuição (Campos-Cerqueira and
81 Aide 2016). A baixa detectabilidade é um grande desafio para a conservação das espécies
82 (MacKenzie et al. 2003), sobretudo as ameaçadas. No caso especial de espécies raras, às vezes
83 é praticamente impossível estimar a abundância, enquanto a estimativa de ocupação ainda é
84 possível (Mackenzie et al. 2004).

85 Posto isso, o objetivo desse estudo foi estimar as probabilidades de ocupação e detecção e
 86 entender os padrões de coocorrência de duas espécies de aves do gênero *Hemitriccus* em uma
 87 área de Brejos de Altitude no município de Garanhuns, Pernambuco (Brasil), bem como avaliar
 88 o grau de influência das covariáveis ambientais relacionando com o uso do habitat. E partir
 89 desses resultados, gerar informações que possam ser úteis para conservação e manejo das
 90 espécies foco do estudo.

91 MÉTODOS

92 **Área de estudo.** As amostragens foram conduzidas em remanescentes florestais na
 93 Fazenda Fojos (8°53'29"S, 36°33'29"O) e Fazenda Rancho Feliz (8°57'34"S, 36°34'00"O),
 94 situadas às margens da Rodovia BR-423, no município de Garanhuns, Pernambuco, distante
 95 aproximadamente 230 Km de Recife (Fig. 3). Garanhuns localiza-se na região do Agreste
 96 Meridional de Pernambuco, sob a influência do Planalto da Borborema, a região é composta
 97 por serras e vales com cotas altitudinais em torno de 896 até 1.030 metros (Oliveira and Silva-
 98 Júnior 2008). A área total amostrada tem cerca de 250 hectares de extensão.

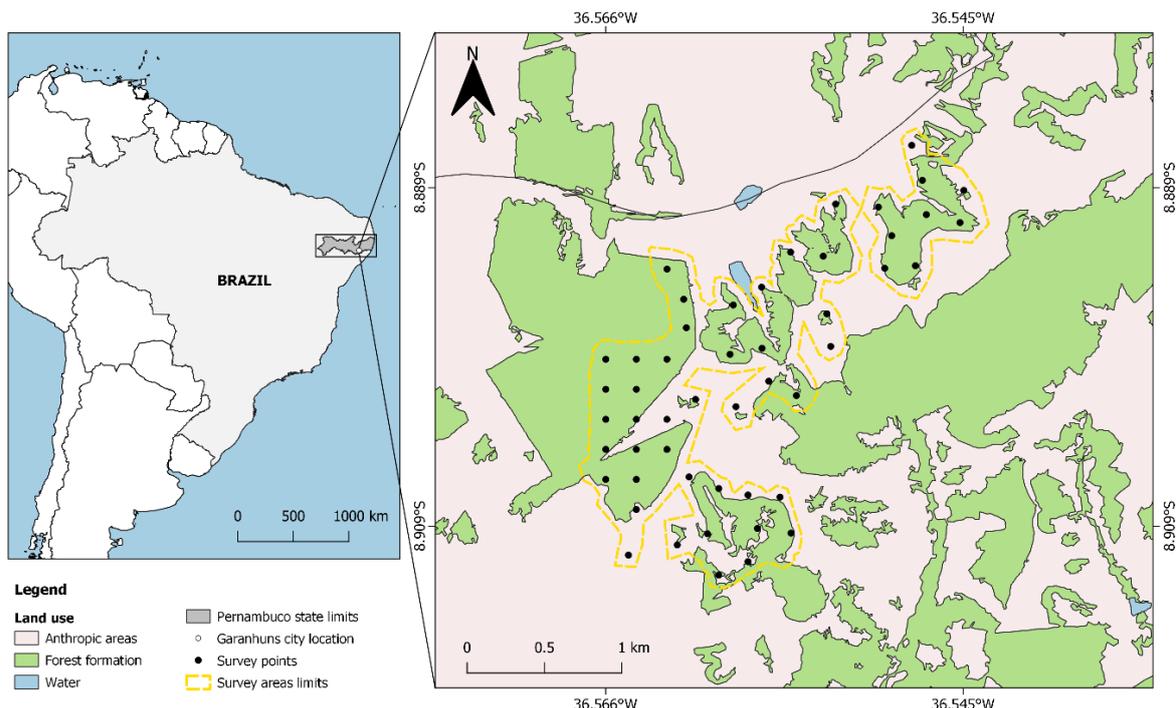


Figura 3. Localização da área de estudo com a distribuição espacial dos pontos amostrados utilizados para as análises de ocupação simples e ocupação condicional com *Hemitriccus margaritaceiventer* e *H. mirandae*, situados no Município de Garanhuns, Pernambuco, Brasil.

99

100 O clima dominante da região que abrange o município de Garanhuns segundo a
 101 classificação de Köppen-Geiger é Equatorial Savânico com verão seco (As) (Kottek et al. 2006,

102 Rubel and Kottek 2010). Em relação à temperatura, as médias anuais mínimas e máximas são
103 de 17,7°C e 26,4°C, respectivamente (INMET 2019). A precipitação anual acumulada é de cerca
104 918 milímetros (INMET 2019). De acordo com dados da Agência Pernambucana de Águas e
105 Clima, no período de janeiro de 2009 até dezembro de 2018, os meses que apresentaram
106 maiores índices pluviométricos na região foram maio, junho e julho, enquanto outubro,
107 novembro e dezembro foram os meses com menores índices (APAC 2019).

108 A região da Fazenda Fojos e Fazenda Rancho Feliz compreendem remanescentes de Brejos
109 de Altitude, que no que diz respeito à vegetação predominante é definido como Floresta
110 Estacional Semidecidual Montana (IBGE 2012). As características originais dessa vegetação
111 estão bastante alteradas devido às ações antrópicas diversas na região, proporcionado por suas
112 condições favoráveis de clima e solo, como por exemplo a criação de gado e agricultura
113 (Oliveira and Silva-Júnior 2008). As áreas das fazendas apresentam seus fragmentos situados
114 em sua maioria nas porções superiores dos topos de serra e em áreas de vale, incluindo áreas
115 em diferentes estágios de sucessão ecológica, desde em estágio secundário de regeneração até
116 áreas em estágio inicial (Oliveira and Silva-Júnior 2008).

117 **Espécies foco.** *Hemitriccus margaritaceiventer* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) (Fig. 4,
118 A) mede entre 10 e 10,5 centímetros de comprimento e pesa entre 7 e 10 gramas, a íris amarela
119 é uma característica marcante da espécie (Ridgely and Tudor 2009, Clock 2020a) em indivíduos
120 adultos. A subespécie *H. m. wuchereri* tem distribuição para o nordeste e apresenta o dorso
121 muito menos esverdeado e a garganta mais distintamente listrada (Clock 2020a).

122

123

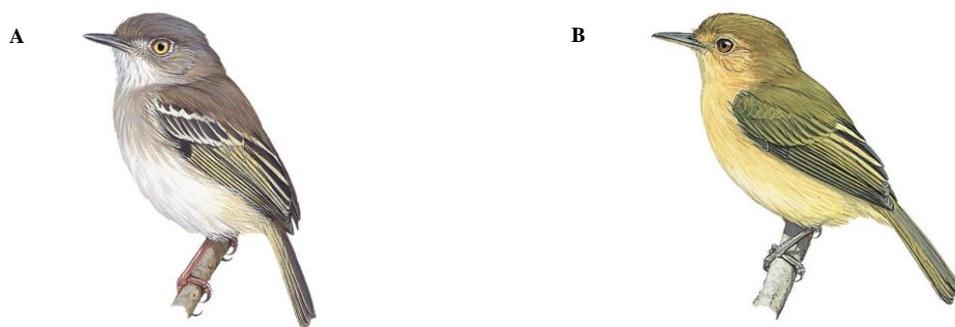


Figura 4. Ilustração das espécies foco do estudo, (A) *Hemitriccus margaritaceiventer* e (B) *H. mirandae*. Fonte: BirdsoftheWorld.org, 2021.

124 Forrageiam sozinhos ou em pares dispersos com pequenos saltos em ramos e folhagens
125 onde se empoleiram e observam o ambiente em torno, apresentam voos de curtas distâncias e

126 breves (Hilty 2003). Ocupam estratos de altura baixa e média da vegetação (arbustos e árvores
127 baixas), ocasionalmente, a poucos centímetros do solo (Clock 2020a).

128 *Hemitriccus mirandae* (Snethlage, 1925) (Fig 4, B) mede cerca de 10 centímetros de
129 comprimento e não apresenta dimorfismo sexual (Clock 2020b). Habita o sub-bosque de
130 florestas úmidas e semidecíduas densas e bem preservadas (Clock 2020b). Eventualmente, pode
131 ocorrer em matas menos preservadas, contudo, não há muitas informações a respeito de suas
132 exigências de habitat (Straube and Roda 2008). A altitude mínima onde *H. mirandae* já foi
133 registrado é 550 metros e a máxima foi de 1.100 metros (Araujo et al. 2018). Seu forrageio, na
134 maioria das vezes, é solitário, quando capturam suas presas por meio de voos rápidos de assalto
135 (coletando-os em voo ou diretamente sob as folhas), geralmente usam o sub-bosque e os níveis
136 intermediários da vegetação, entre 2 e 5 metros de altura (Clock 2020b). Vocaliza durante muito
137 tempo, completamente imóvel em um galho, interrompendo apenas para capturar insetos nas
138 proximidades e, retornando ao mesmo galho, continua a vocalização (Straube and Roda 2008).

139 Sua distribuição está restrita ao Nordeste do Brasil (Araujo et al. 2018). Ocorrendo em duas
140 regiões disjuntas, no Ceará (elevações das serras do Baturité e Ibiapaba) e Paraíba-Pernambuco-
141 Alagoas (Areia na Paraíba; Jaqueiras, Garanhuns e Lagoa do Ouro em Pernambuco; Pedra
142 Talhada e Murici em Alagoas) (Straube and Roda 2008). Possivelmente, possuía uma área de
143 distribuição original muito maior, em relação à atual, que é restrita em alguns locais preservados
144 remanescentes, especialmente aqueles que em decorrência do relevo e de aspectos históricos
145 (Straube and Roda 2008; Araujo et al. 2018). Estima-se que a espécie ocupe uma área de cerca
146 de 600 km² (Araujo et al. 2018).

147 Sua população mundial é calculada em poucas centenas de indivíduos (Clock 2020b).
148 Associado ao fato de que a sua população está severamente fragmentada e há declínio da área
149 de ocupação e da qualidade de habitat, resultando na inclusão da espécie nas listas de espécies
150 ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente/ICMBio e da IUCN na categoria “vulnerável”
151 (Araujo et al. 2018, ICMBio 2018, IUCN 2019).

152 A perda de habitat é uma das principais ameaças para a conservação dessa espécie,
153 agravada pela distribuição restrita (Albano and Girão 2008, Araujo et al. 2018). Seu habitat
154 encontra-se seriamente fragmentado, gerando perdas na qualidade de habitat e diminuição da
155 área de ocorrência (Araujo et al. 2018). Esses fatores favorecem extinções locais de populações
156 pequenas e isolamento genético em decorrência da impossibilidade de deslocamento entre
157 fragmentos, visto que a espécie apresenta pequeno potencial de voo e natureza sedentária

158 (Straube and Roda 2008). Araujo et al. (2018) ressaltaram que ainda são necessárias pesquisas
159 sobre a biologia reprodutiva, além daquelas voltadas ao conhecimento das exigências de
160 habitat, para contribuir na compreensão da real distribuição de *H. mirandae*.

161 **Amostragens.** Os levantamentos foram conduzidos pelo método de Ponto de Contagem
162 (Vielliard et al. 2010) no período da manhã (das 05:00 até 10:00). Foram realizados 50 pontos
163 com distanciamento de 200 metros e distribuídos aleatoriamente ao longo dos remanescentes
164 das áreas de estudo (englobando duas fazendas) (Fig. 3).

165 As amostragens foram realizadas em duas estações, nos meses de novembro e dezembro
166 de 2019 e janeiro de 2020, período correspondente à estação seca, e nos meses de maio e junho
167 de 2020, correspondendo à estação chuvosa. Cada ponto foi amostrado quatro vezes por
168 estação.

169 Os censos tiveram duração padronizada de 20 minutos, seguindo a metodologia adotada
170 por Costa-Neto (2018) e Silveira (2018) com adaptações. Durante os primeiros 5 minutos foram
171 registrados todas as espécies ouvidas e/ou vistas sem a utilização de iscas sonoras (*playbacks*).
172 As iscas sonoras foram reproduzidas por cerca de 2 minutos, após, houve 3 minutos de espera
173 para o registro da resposta. Ao fim desses 5, o processo foi repetido com reprodução da isca
174 para a outra espécie. A ordem da reprodução das iscas sempre era alternada. A intensidade das
175 iscas foi controlada, tendo a mesma altura em todos os censos.

176 **Covariáveis ambientais.** As covariáveis ambientais consideradas foram: estação do ano,
177 variáveis relacionadas à estrutura da vegetação, altitude, covariáveis climáticas e o grau de
178 degradação ambiental. Essas informações foram tomadas com o objetivo de mensurar a
179 relevância de cada uma delas para as espécies. Cada ponto foi caracterizado individualmente.
180 As amostragens foram divididas em duas estações: seca (novembro, dezembro e janeiro) e
181 chuvosa (maio e junho). Em relação à variáveis de vegetação, as medidas foram feitas de acordo
182 com Costa et al. (2016) e foram consideradas como covariáveis: riqueza de árvores (número de
183 morfoespécies em um raio de 1 metro), diâmetro das árvores na altura do peito (DAP) (média
184 dos cinco maiores DAPs, em centímetros, em um raio de 1 metro, nos pontos onde não havia
185 plantas com DAP maior que 3 centímetros essa variável era considerada zero), densidade de
186 árvores (número de plantas com DAP maior que 3 centímetros em um raio 1 metro), altura do dossel
187 (altura máxima das árvores, em metros, encontrada em um raio de 1 metros em cada sítio) e
188 abertura do dossel. Para medir a abertura do dossel foi utilizado o software Can-Eye V6.49
189 (Can-Eye 2020) através da análise de fotografias tiradas com cerca de 30 centímetros do solo

190 com câmera digital Nikon modelo Coolpix P510. Essas medidas de vegetação foram tomadas
191 apenas uma vez, com exceção de abertura de dossel que foi obtida na estação seca e chuvosa.
192 Para compor caracterização de cada ponto essas medidas foram tomadas em quatro locais, um
193 ponto central (PC) e três periféricos (PP). A distância de cada um dos pontos periféricos em
194 relação ao ponto central foi de 30 metros.

195 Em relação às covariáveis climáticas, foram consideradas: vento, temperatura, umidade,
196 nebulosidade e chuva. Cada medida dessas covariáveis foi mensurada durante a execução dos
197 pontos, então cada ponto teve quatro medidas por estação, sendo considerado para as análises
198 a média de cada medida por ponto. Essas covariáveis, juntamente com as medidas da estrutura
199 da vegetação, foram selecionadas a partir de particularidades das duas espécies com base na
200 literatura (Ridgely and Tudor 2009, Araujo et al. 2018, Clock 2020a, b). Também foi
201 considerada a altitude de cada ponto em relação ao nível do mar. Para definir o estado de
202 degradação ambiental foram utilizados quatro descritores qualitativos (presença de espécies de
203 plantas exóticas, gado, homem e indícios de fogo ou/e corte seletivo) propostos por Cabacinha
204 e Castro (2010) com adaptações a área de estudo. Para cada um dos descritores foram atribuídos
205 valores de um a quatro a depender do nível.

206 **Análises de dados.** Para as estimativas de detecção e ocupação foram utilizados modelos
207 de ocupação simples (*single-species, single-season occupancy models*) seguindo a metodologia
208 proposta por Mackenzie et al. (2002) e MacKenzie et al. (2018). A ocupação (Ψ) é definida
209 como a probabilidade de um local ou uma unidade amostral ser ocupada aleatoriamente por
210 uma espécie (MacKenzie et al. 2018). A detecção (p) é definida como a probabilidade de uma
211 espécie ser detectada em um determinado local, quando presente (MacKenzie et al. 2018).

212 Para avaliar a relação entre as sete covariáveis (altitude, riqueza de árvores, diâmetro das
213 árvores na altura do peito, densidade de árvores, altura do dossel, degradação ambiental,
214 abertura do dossel) foi realizado o teste de correlação de Pearson. A partir dos resultados das
215 correlações as covariáveis mais relacionadas entre si foram analisadas com base em aspectos
216 biológicos e ecológicos e algumas foram removidas. Ao final restaram cinco covariáveis
217 (altitude, diâmetro das árvores na altura do peito, densidade de árvores, degradação ambiental,
218 abertura do dossel). O teste de correlação de Pearson foi realizado no software PAST 3.x
219 (Hammer et al. 2001).

220 Para as estimativas de ocupação (Ψ) foi utilizada a altitude (alt), o diâmetro das árvores na
221 altura do peito (DAP), a densidade de árvores (den), a degradação ambiental (deg) e a abertura

222 do dossel (abe). Enquanto que para as estimativas de detecção (p) a variação entre as quatro
223 ocasiões de amostragens foi considerada uma covariável temporal (t). A variação entre as
224 estações (est), seca e chuvosa, também foi considerada para as estimativas de ocupação e
225 detecção, sendo incluídos nas análises como grupo. O uso dessa covariável possibilita observar
226 o efeito da estacionalidade climática sobre os parâmetros. Sendo assim, o modelo global
227 (modelo que considera todas as covariáveis) teve a seguinte estrutura:
228 $\Psi(\text{est+alt+DAP+den+deg+abe}) p(\text{est+t})$.

229 As combinações de modelos foram geradas na ferramenta *Subset of DM Models*. Para se
230 obter um melhor desempenho os modelos foram construídos utilizando a função de otimização
231 (*alt. opt. method*). Os modelos gerados foram ranqueados de acordo com os valores do Critério
232 de Informação de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc). O AICc é uma medida de
233 ajuste do modelo à variação do conjunto de dados (Cooch and White 2019). O Delta AICc
234 (ΔAICc) é a diferença entre o AICc de determinado modelo e o melhor ranqueado (Cooch and
235 White 2019). Os modelos com valores do ΔAICc menores ou iguais a dois apresentam melhor
236 performance, explicando de forma similar a variação no conjunto de dados (Burnham and
237 Anderson 2002). O peso (w_i) de AICc de um modelo é uma medida de importância em relação
238 ao conjunto, ou seja, quanto maior o peso, melhor ranqueado o modelo estará (Cooch and White
239 2019). As estimativas numéricas de detecção e ocupação foram obtidas a partir da média de
240 modelos (*model averaging*). Todas essas modelagens foram executadas no software MARK
241 (White and Burnham 1999). Foi testada a sobredispersão dos dados ($c\text{-hat}$) com o teste
242 *Goodness-of-fit* (GOF) a partir do modelo global com 1.000 aleatorizações, seguindo
243 MacKenzie e Bailey (2004). Quando o valor do $c\text{-hat}$ do teste de GOF é maior que um, os dados
244 devem ser ajustados, após ajuste o AICc vira Quase-likelihood Critério de Informação de
245 Akaike (QAICc) (MacKenzie and Bailey 2004). O teste de GOF foi executado no software
246 PRESENCE (Hines 2006).

247 Para as estimativas de coocorrências das espécies foi utilizada modelagem de ocupação
248 condicional (*conditional two-species occupancy model*) seguindo a metodologia proposta por
249 Richmond et al. (2010). Para esse tipo de modelagem é necessário assumir que haja uma espécie
250 dominante e outra subordinada. Porém, as espécies apresentam características morfológicas
251 similares e não exibem distinções consideráveis em relação ao tamanho ou peso. A espécie
252 dominante foi definida com base nas modelagens de ocupação para uma espécie e uma estação,
253 sendo considerada a espécie com a maior ocupação a dominante, seguindo o que foi adotado
254 por Costa-Neto (2018) e Silveira (2018).

255 A probabilidade de ocupação para a espécie dominante é representada por Ψ^A , enquanto
 256 que Ψ^{BA} é a probabilidade de ocupação para espécie subordinada quando a espécie dominante
 257 está presente e Ψ^{Ba} é a probabilidade de ocupação para espécie subordinada quando a espécie
 258 dominante está ausente (Richmond et al. 2010). A probabilidade de detecção para a espécie
 259 dominante é definida por p^A quando a espécie subordinada está ausente e p^B é a probabilidade
 260 de detecção da espécie subordinada quando a espécie dominante está ausente (Richmond et al.
 261 2010). O parâmetro r^A corresponde a probabilidade de detecção para a espécie dominante
 262 quando ambas as espécies estão presentes, enquanto que r^{BA} representa a probabilidade de
 263 detecção para a espécie subordinada quando ambas as espécies estão presentes e a espécie
 264 dominante é detectada, e r^{Ba} é a probabilidade de detecção para a espécie subordinada quando
 265 ambas estão presentes e a espécie dominante não é detectada (Richmond et al. 2010).

266 A partir dos modelos condicionais, foi calculado o Fator de Interação das Espécies (*Species*
 267 *Interaction Factor* - SIF), que é uma razão de quão provável é a coocorrência de espécies em
 268 comparação com o que seria esperado se elas ocorressem de forma independentemente
 269 (MacKenzie et al. 2018). Quando duas espécies ocorrem independente, o valor do SIF é igual
 270 a um, porém se o SIF for menor que um é menos provável que as espécies coocorram, ou seja,
 271 as espécies se evitam, enquanto que se o SIF for maior que um é mais provável que as espécies
 272 se agreguem (Richmond et al. 2010).

273 Para a construção do modelo global de ocupação condicional optou-se por implementar
 274 inferências resultantes das modelagens de ocupação para uma espécie e uma estação,
 275 incorporando apenas as covariáveis que se mostraram mais importantes para as estimativas de
 276 ocupação e detecção. Esses parâmetros foram fixados, assim como o p^A e o p^B . O modelo global
 277 assumido foi: $\Psi^A \neq \Psi^{BA} \neq \Psi^{Ba}$ $p^A \neq r^A$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}$. A partir desse modelo foram gerados modelos
 278 derivados na ferramenta *Subset of DM Models* com a estratégia *Step-down* proposta por
 279 Lebreton et al. (1992), iniciando com detecção (p e r) e depois indo para as ocupação (Ψ).

280 Todos as modelagens de coocorrência foram executadas no software MARK (White and
 281 Burnham 1999). As estimativas numéricas dos parâmetros foram obtidas a partir da média de
 282 modelos (*model averaging approach*). Como não existem testes para medir a sobredispersão
 283 de dados para modelos de ocupação com múltiplas espécies, o ajuste do *c-hat* não foi feito para
 284 as modelagens condicionais (Steen et al. 2014).

RESULTADOS

285

286 A partir dos 50 pontos amostrados foi possível registrar *Hemitriccus margaritaceiventer*
287 em 30 dos pontos (22 na estação seca e 16 na estação chuvosa), enquanto *H. mirandae* foi
288 registrado em nove pontos (nove na estação seca e cinco na estação chuvosa). As duas espécies
289 foram registradas juntas apenas em dois pontos em ocasiões diferentes (os pontos com as
290 coordenadas geográficas onde *H. mirandae* foi registrado estão no anexo B). Considerando o
291 número de contatos, para *H. margaritaceiventer* foram 58 (37 na estação seca e 21 na estação
292 chuvosa) e 22 para *H. mirandae* (15 na estação seca e sete na estação chuvosa).

293 O teste de GOF mostrou existência de sobredispersão dos dados para as duas espécies ($\chi^2=$
294 18.2401; $P= 0.1019$; $\hat{c}= 1.6456$ para *H. margaritaceiventer* e $\chi^2= 14.8520$; $P= 0.1538$; $\hat{c}= 1.4411$
295 para *H. mirandae*). As estimativas de ocupação naïve (que consiste na proporção de locais
296 ocupados em que a espécie foi detectada) foi de 0,44 na estação seca e 0,32 na chuvosa para *H.*
297 *margaritaceiventer* e 0,18 na estação seca e 0,10 na chuvosa para *H. mirandae*.

298 **Ocupação simples.** A partir do modelo global foram gerados 256 modelos para cada uma
299 das espécies. Considerando os modelos que obtiveram o valor do $\Delta QAI Cc$ menor que dois, *H.*
300 *margaritaceiventer* teve quatro e *H. mirandae* teve sete (Tabela 1 e 2).

301 O peso acumulativo (w_i) das covariáveis variou entre as espécies (Tabela 3). Para a
302 ocupação (Ψ) de *H. margaritaceiventer* a covariável altitude (alt) teve maior importância, com
303 100% de peso (Tabela 3). A variável degradação (deg) teve peso mediano, porém por não
304 atingiu mais de 50% de peso (Tabela. 3). A ocupação (Ψ) de *H. mirandae* teve maior peso (w_i)
305 com as covariáveis diâmetro na altura do peito (DAP) e densidade de árvores (den), com peso
306 (w_i) de 98% e 49%, respectivamente (Tabela 3). O tempo (t) teve peso acumulativo (w_i) de
307 100% e a estação (est) 66% para detecção (p) de *H. margaritaceiventer* (Tabela 3). *H. mirandae*
308 teve sua detecção mais influenciada pela estação, com 45% de peso (Tabela 3).

309 Ainda sobre a influência das covariáveis, foi possível verificar o efeito negativo da
310 altitude (alt) sobre a ocupação de *H. margaritaceiventer* ($\beta= -0.02$) (Fig. 5A, B), sendo possível
311 observar que quanto menor a altitude maior é a estimativa de ocupação (Ψ). Enquanto que para
312 *H. mirandae* o diâmetro das árvores na altura do peito (DAP) ($\beta= 0.65$) (Fig. 5C, D) e a
313 densidade de árvores (den) ($\beta= 1.30$) (Fig. 5E, F) apresentaram influência positiva nas
314 estimativas de ocupação (Ψ). Os valores de beta (β) foram considerados a partir dos melhores
315 modelos. Em relação a influência dessas covariáveis entre as estações, não foi possível observar
316 diferenças importantes (Fig. 5A, B, C, D, E e F).

317 A partir desses modelos também se obteve as estimativas numéricas de ocupação (Ψ)
 318 e detecção (p). A estimativa de ocupação (Ψ) de *H. margaritaceiventer* na estação seca foi 47%
 319 ($\pm 10\%$) e 44% ($\pm 12\%$) na chuvosa (Fig. 6A). *H. mirandae* teve ocupação (Ψ) de 5% ($\pm 8\%$)
 320 na estação seca e 4% ($\pm 7\%$) na estação chuvosa (Fig. 6B). *H. margaritaceiventer* teve a
 321 detecção (p) estimada de 19% ($\pm 9\%$), 21% ($\pm 9\%$), 34% ($\pm 11\%$) e 72% ($\pm 12\%$) na estação
 322 seca (Fig. 7A) e 12% ($\pm 7\%$), 13% ($\pm 8\%$), 22% ($\pm 10\%$) e 58% ($\pm 16\%$) na chuvosa (Fig. 7A)
 323 para as quatro ocasiões amostrais de cada estação. Enquanto, *H. mirandae* atingiu 24% ($\pm 9\%$),
 324 24% ($\pm 9\%$), 24% ($\pm 9\%$) e 25% ($\pm 10\%$) na estação seca (Fig. 7B) e 17% ($\pm 8\%$), 18% ($\pm 8\%$),
 325 18% ($\pm 8\%$) e 18% ($\pm 9\%$) na chuvosa (Fig. 7B) de estimativa de detecção (p).

326

Tabela 1. Ranking dos melhores modelos de ocupação a partir do QAICc para *Hemitriccus margaritaceiventer*. Quase-likelihood Critério de Informação de Akaike (QAICc); delta de QAICc (Δ QAICc); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K). Ocupação (Ψ); detecção (p). Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). *= modelos global e constante (nulo).

Modelos	QAICc	Δ QAICc	w_i	K
$\Psi(\text{alt+deg}) p(\text{est+t})$	283.69	0.00	0.09	8
$\Psi(\text{alt}) p(\text{est+t})$	283.72	0.03	0.09	7
$\Psi(\text{alt+den}) p(\text{est+t})$	284.64	0.96	0.06	8
$\Psi(\text{alt+deg}) p(t)$	285.51	1.82	0.03	7
$\Psi(\text{alt+deg+abe}) p(\text{est+t})$	285.81	2.12	0.03	9
$\Psi(\text{alt}) p(t)$	285.85	2.16	0.03	6
$\Psi(\text{alt+abe}) p(\text{est+t})$	285.89	2.20	0.03	8
$\Psi(\text{est+alt+deg}) p(\text{est+t})$	285.92	2.24	0.03	9
$\Psi(\text{alt+DAP+deg}) p(\text{est+t})$	285.93	2.24	0.03	9
$\Psi(\text{alt+DAP}) p(\text{est+t})$	285.98	2.29	0.03	8
$\Psi(\text{alt+den+deg}) p(\text{est+t})$	285.98	2.30	0.03	9
$\Psi(\text{est+alt}) p(\text{est+t})$	285.99	2.31	0.03	8
$\Psi(\text{est+alt+deg}) p(t)$	286.26	2.58	0.02	8
$\Psi(\text{est+alt+DAP+den+deg+abe}) p(\text{est+t})^*$	292.86	9.17	0.00	12
$\Psi(.) p(.)^*$	322.57	0.18	0.00	2

327

328

329

330

331

332

333

Tabela 2. Ranking dos melhores modelos de ocupação a partir do QAICc para *Hemitriccus mirandae*. Quase-likelihood Critério de Informação de Akaike (QAICc); delta de QAICc (Δ QAICc); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K). Ocupação (Ψ); detecção (p). Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). *= modelos global e constante (nulo).

Modelos	QAICc	Q Δ QAICc	w_i	K
Ψ (DAP) p (est)	91.58	0	0.06	4
Ψ (DAP) p (.)	91.63	0.05	0.06	3
Ψ (DAP+den) p (.)	91.77	0.18	0.06	4
Ψ (DAP+den) p (est)	91.98	0.40	0.05	5
Ψ (est+DAP+den) p (.)	92.95	1.36	0.03	5
Ψ (est+DAP) p (.)	93.17	1.59	0.03	4
Ψ (alt+DAP+den) p (.)	93.40	1.81	0.02	5
Ψ (alt+DAP) p (.)	93.61	2.03	0.02	4
Ψ (DAP+den+deg) p (.)	93.61	2.03	0.02	5
Ψ (alt+DAP) p (est)	93.66	2.08	0.02	5
Ψ (DAP+abe) p (est)	93.69	2.10	0.02	5
Ψ (DAP+den+abe) p (.)	93.72	2.13	0.02	5
Ψ (alt+DAP+den) p (est)	93.74	2.16	0.02	6
Ψ (est+alt+DAP+den+deg+abe) p (est+t)*	106.61	15.03	0.00	12
Ψ (.) p (.)*	108.57	16.99	0.00	2

334

335

Tabela 3. Peso acumulativo (w_i) de cada uma das covariáveis nos parâmetros de ocupação (Ψ) e detecção (p) para *Hemitriccus margaritaceiventer* e *H. mirandae*. Estação (est); altitude (alt); diâmetro na altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); degradação ambiental (deg); abertura de dossel (abe); tempo (t). w_i = peso acumulativo.

Covariável	w_i		Número de modelos
	<i>H. margaritaceiventer</i>	<i>H. mirandae</i>	
Ψ (est)	0.30	0.30	128
Ψ (alt)	1.00	0.29	128
Ψ (DAP)	0.24	0.98	128
Ψ (den)	0.33	0.49	128
Ψ (deg)	0.46	0.27	128
Ψ (abe)	0.25	0.27	128
p (est)	0.66	0.45	128
p (t)	1.00	0.06	128

336

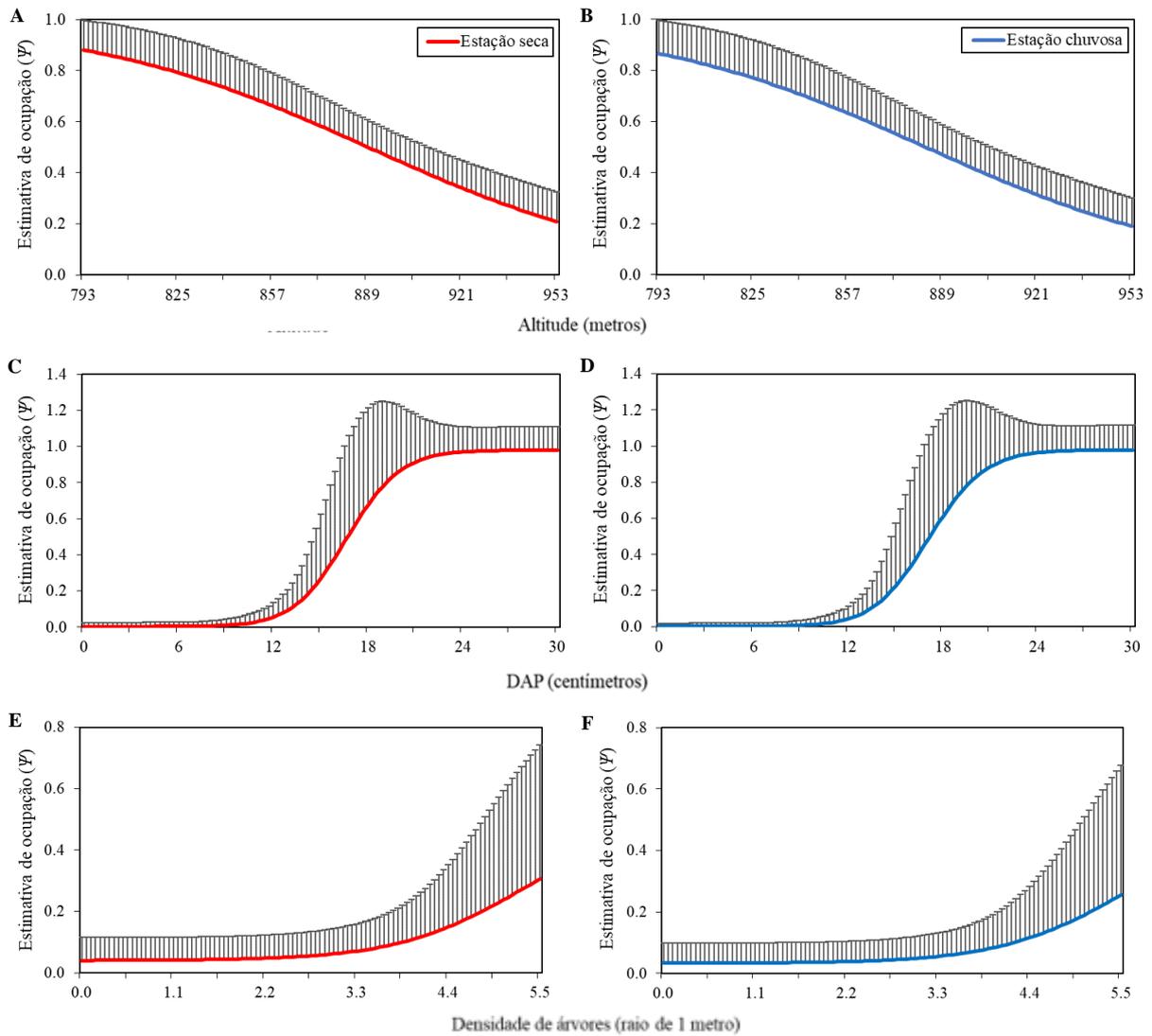


Figura 5. Efeito das covariáveis sobre a ocupação (Ψ ; \pm SE) nas estações seca (linha vermelha) e chuvosa (linha azul), altitude influenciando negativamente as probabilidades de ocupação para *Hemitriccus margaritaceiventer* (A e B), diâmetro das árvores na altura do peito (DAP) (C e D) e a densidade de árvores inflênciando positivamente as probabilidades de ocupação para *H. mirandae* (E e F).

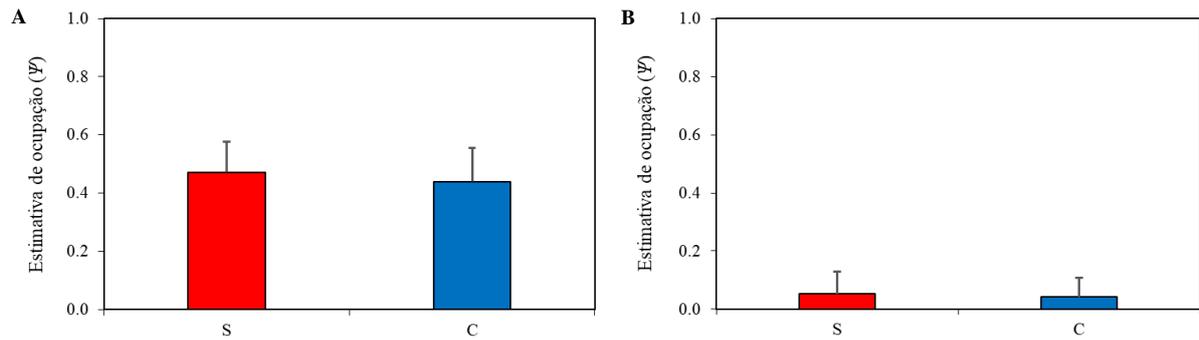


Figura 6. Estimativas de ocupação (Ψ ; \pm SE) nas estações seca (S) em vermelho e chuvosa (C) em azul para *Hemitriccus margaritaceiventer* (A) e *H. mirandae* (B).

340

341

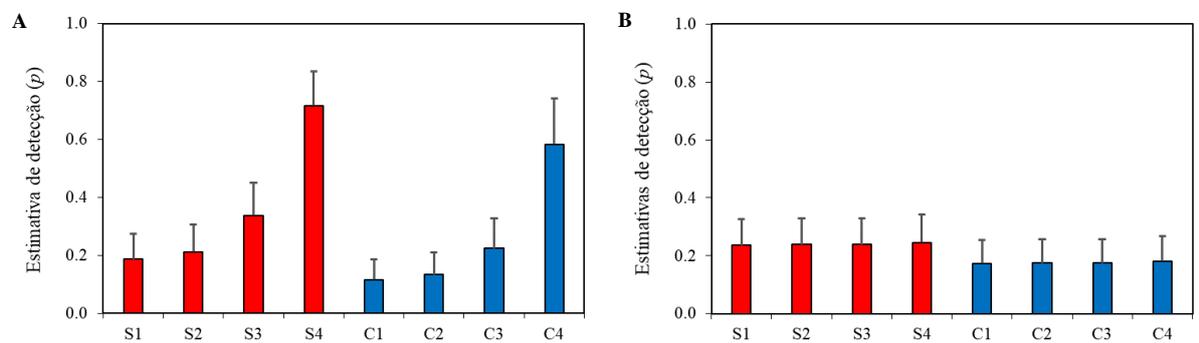


Figura 7. Estimativas de detecção (p ; \pm SE) nas quatro ocasiões de amostragens das estações seca (S1, S2, S3 e S4) em vermelho e chuvosa (C1, C2, C3 e C4) em azul para *Hemitriccus margaritaceiventer* (A) e *H. mirandae* (B).

342

343 **Ocupação condicional.** Com os resultados das análises de ocupação simples consideramos
 344 *Hemitriccus margaritaceiventer* como espécie dominante e *H. mirandae* como subordinada.
 345 Também foi possível definir quais covariáveis foram mais importantes para ocupação (Ψ) e
 346 detecção (p) das espécies. Para ocupação (Ψ) de *H. margaritaceiventer* apenas a altitude (alt)
 347 foi considerada, ao mesmo tempo que para *H. mirandae* foi considerado o diâmetro das árvores
 348 na altura do peito (DAP) e a densidade de árvores (den) (Tabela 4). Para a detecção (p) de *H.*
 349 *margaritaceiventer* utilizou-se a estação (est) e o tempo (t), que consiste nas ocasiões amostrais
 350 de cada estação, já para *H. mirandae* apenas a estação (est) (Tabela 4).

351 A partir da estratégia de seleção de modelos *Step-down*, obteve-se um conjunto composto
 352 por cinco modelos e o modelo global (Tabela 4). Considerando o melhor modelo ($w_i = 26\%$)
 353 (Tabela 4), onde $\Psi^A \neq \Psi^{BA} = \Psi^{Ba}$, pode-se indicar que a presença de *H. margaritaceiventer*
 354 (espécie dominante) não teria influência sobre a ocupação de *H. mirandae*, essa mesma
 355 conformação para a ocupação se repete em mais dois modelos ($w_i = 23\%$ e $w_i = 12\%$). Outros

356 dois modelos ($w_i = 18\%$ e $w_i = 13\%$) (Tabela 4) exibiram uma conformação distinta
 357 ($\Psi^A \neq \Psi^{BA} \neq \Psi^{Ba}$), onde as probabilidades de ocupação foram diferentes para *H. mirandae*
 358 (espécie subordinada) com ou sem a presença de *H. margaritaceiventer* (espécie dominante),
 359 indicando que a presença de *H. margaritaceiventer* interfere na ocupação de *H. mirandae*. Em
 360 relação aos parâmetros de detecção, foram observadas três estruturas de modelos (Tabela 4).
 361 Considerando o melhor modelo ($w_i = 26\%$) (Tab. 4), onde $p^A \neq r^A$ $p^B \neq r^{BA} = r^{Ba}$, sendo que as
 362 probabilidades de detecção entre as espécies foram diferentes, apontando que a detectabilidade
 363 de *H. mirandae* (espécie subordinada) não é igual na presença *H. margaritaceiventer* (espécie
 364 dominante), essa mesma conformação se repetiu em outro modelo ($w_i = 18\%$). O segundo ($w_i =$
 365 23%) e o quarto ($w_i = 13\%$) melhor modelo (Tabela 4) apresentam uma conformação diferente
 366 para a detecção ($p^A p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}$), nessa conformação é possível observar ausência do parâmetro
 367 r^A (que significa detecção de *H. margaritaceiventer* quando *H. mirandae* está presente). A
 368 terceira conformação ($p^A \neq r^A$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}$) parece no modelo com peso (w_i) de 12% (Tabela 4),
 369 nessa conformação é possível notar que as detecções são todas distintas, onde a detectabilidade
 370 de *H. margaritaceiventer* (espécie dominante) não influencia e não é influenciada pela presença
 371 de *H. mirandae* (espécie subordinada). O Fator de Interação das Espécies (SIF) considerando a
 372 média entre os modelos (*model averaging approach*) foi de 1,3 ($\pm 0,4$), indicando a existência
 373 de alguma forma de agregação entre as espécies, como se houvesse uma tendência para que as
 374 espécies coocorram mais frequentemente do que o esperado.

375 **Tabela 4.** Lista dos modelos de ocupação condicional ranqueados a partir do AICc para *Hemitriccus*
 376 *margaritaceiventer* (espécie dominante) e *H. mirandae* (espécie subordinada). Critério de Informação de
 377 Akaike (AICc); delta de AICc ($\Delta AICc$); peso acumulativo do modelo (w_i); número de parâmetros (K).
 378 Ocupação da espécie dominante (Ψ^A); ocupação da espécie subordinada quando a dominante está presente
 379 (Ψ^{BA}); ocupação da espécie subordinada quando a dominante está ausente (Ψ^{Ba}); detecção da espécie
 380 dominante (p^A); detecção da espécie subordinada (p^B); detecção da espécie dominante quando ambas estão
 381 presentes (r^A); detecção da espécie subordinada quando ambas estão presentes (r^{BA}); detecção da espécie
 382 subordinada quando ambas estão presentes e a dominante não é detectada (r^{Ba}). Altitude (alt); diâmetro na
 383 altura do peito (DAP); densidade de árvores (den); estação (est); tempo (t). *= modelo global.

Modelos	AICc	$\Delta AICc$	w_i	K
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} = \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A \neq r^A(\text{est} + t)$ $p^B \neq r^{BA} = r^{Ba}(\text{est})$	430.60	0.00	0.26	14
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} = \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A(\text{est} + t) \neq r^A(\cdot)$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}(\text{est})$	430.82	0.22	0.23	14
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} \neq \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A \neq r^A(\text{est} + t)$ $p^B \neq r^{BA} = r^{Ba}(\text{est})$	431.36	0.77	0.18	15
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} \neq \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A(\text{est} + t) \neq r^A(\cdot)$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}(\text{est})$	432.02	1.42	0.13	15
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} = \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A \neq r^A(\text{est} + t)$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}(\text{est})$	432.06	1.47	0.12	15
$\Psi^A(\text{alt}) \neq \Psi^{BA} \neq \Psi^{Ba}(\text{DAP} + \text{den})$ $p^A \neq r^A(\text{est} + t)$ $p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}(\text{est})^*$	432.75	2.16	0.09	16

384

385 *H. margaritaceiventer* (espécie dominante) teve ocupação (Ψ^A) de 54% ($\pm 9\%$) (Fig. 8A),
 386 enquanto *H. mirandae* (espécie subordinada) teve ocupação na presença de *H.*

387 *margaritaceiventer* (Ψ^{BA}) de 13% ($\pm 28\%$) e 3% ($\pm 5\%$) ausência de *H. margaritaceiventer* (Ψ^{Ba})
 388 (Fig. 8A). Em relação às detecções (p e r), a detecção de *H. margaritaceiventer* (p^A) (espécie
 389 dominante) foi de 22%, 28% ($\pm 8\%$) na estação seca e 15% ($\pm 6\%$) na chuvosa (Fig. 8B), já sua
 390 detecção na presença de *H. mirandae* (r^A) (espécie subordinada) foi 41%, 49% ($\pm 12\%$) na
 391 estação seca e 32% ($\pm 10\%$) na chuvosa (Fig. 8B). Ao mesmo tempo que *H. mirandae* (espécie
 392 subordinada) teve sua detecção (p^B) estimada de 29%, 39% ($\pm 10\%$) na estação seca e 19% (\pm
 393 8%) na chuvosa (Fig. 8B), enquanto que sua detecção na presença de *H. margaritaceiventer*
 394 (r^{BA}) (espécie dominante) foi de 1%, 1% ($\pm 2\%$) na estação seca e 0,4% ($\pm 1\%$) na chuvosa
 395 (Fig. 8B), já sua detecção quando *H. margaritaceiventer* está presente de (r^{BA}) e não detectado
 396 foi de 3%, 4% ($\pm 5\%$) na estação seca e 2% ($\pm 2\%$) na chuvosa (Fig. 8B).

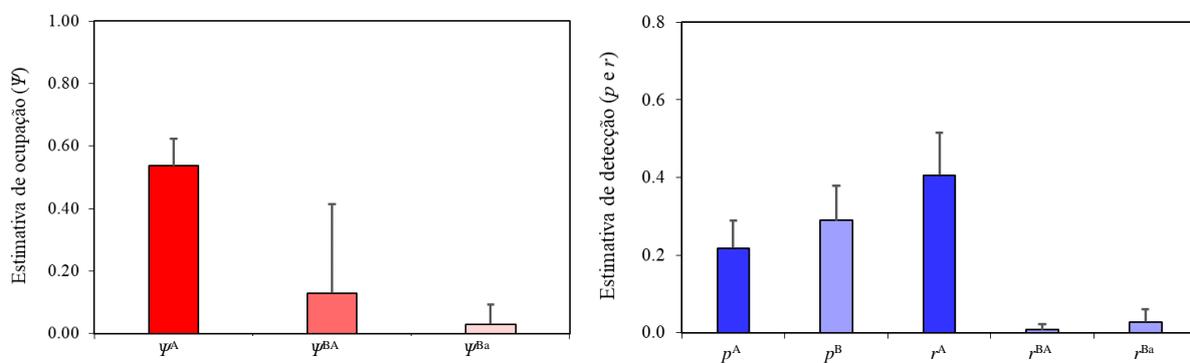


Figura 8. Estimativas de ocupação (Ψ^A , Ψ^{BA} , Ψ^{Ba} ; \pm SE) em tons de vermelho (A) e detecção (p^A , p^B , r^A , r^{BA} , r^{Ba} ; \pm SE) condicionais (B). Ocupação *Hemitriccus margaritaceiventer* (espécie dominante) (Ψ^A); ocupação de *H. mirandae* (espécie subordinada) quando *H. margaritaceiventer* (dominante) está presente (Ψ^{BA}); ocupação de *H. mirandae* (subordinada) quando *H. margaritaceiventer* (dominante) está ausente (Ψ^{Ba}); detecção de *H. margaritaceiventer* (dominante) (p^A); detecção de *H. mirandae* (subordinada) (p^B); detecção de *H. margaritaceiventer* (dominante) quando ambos estão presentes (r^A); detecção de *H. mirandae* (subordinada) quando ambos estão presentes (r^{BA}); detecção de *H. mirandae* (subordinada) quando ambos estão presentes e *H. margaritaceiventer* (dominante) não é detectado (r^{Ba}).

397

398

DISCUSSÃO

399 Os resultados indicaram uma alta influência negativa da covariável altitude (alt) ($w_i = 99\%$;
 400 $\beta = -0.02$) para a ocupação de *Hemitriccus margaritaceiventer* (Tabela 3 e Fig. 5A, B), ou seja,
 401 quanto maior as altitudes menores as probabilidades de ocupação. Essa covariável pode estar
 402 relacionada com características fitofisionômicas da área de estudo, pois as áreas com altitude
 403 mais baixa, em geral, consistiam de locais com relevo mais acidentado e íngreme com

404 vegetação mais arbustiva e menos densa, se relacionando com as preferências de habitat da
405 espécie (Hilty 2003, Clock 2020a). Enquanto que para *H. mirandae* as covariáveis mais
406 importantes foram o diâmetro das árvores (DAP) ($w_i = 98\%$; $\beta = 0.65$) e a densidade de árvores
407 (den) ($w_i = 49\%$; $\beta = 1.30$) (Fig. 5C, D, E e F), corroborando com as informações que se tem na
408 literatura, que a espécie habita locais com florestas mais densas e bem preservadas (Straube and
409 Roda 2008, Araujo et al. 2018, Clock 2020b). Esses resultados para *H. mirandae*, uma espécie
410 ameaçada e com distribuição bastante restrita, evidenciam a necessidade de proteção dessas
411 florestas bem preservadas onde a espécie ocorre para garantir a sua sobrevivência (Clock
412 2020b). Sabe-se também que eventualmente a espécie pode ocorrer em florestas menos
413 preservadas, bordas de matas e capoeiras (Straube and Roda 2008), porém ainda assim, essa
414 forte relação com o diâmetro das árvores nos traz um pouco mais de conhecimento sobre as
415 exigências de habitat de *H. mirandae*.

416 No que diz respeito às covariáveis mais importantes para a detecção, o tempo (t) ($w_i =$
417 100%) entre as ocasiões amostrais e a estação (est) (seca e chuvosa) ($w_i = 66\%$) tiveram maior
418 peso para *H. margaritaceiventer* (Tabela 3). O tempo teve uma relevância para a detecção de
419 *H. margaritaceiventer*, resultando em uma variação bastante importante nas estimativas de
420 detecção que variaram entre as ocasiões amostrais, em ambas as estações (Fig. 7A). O efeito
421 substancial da estação para a detecção de *H. margaritaceiventer* indica a importância da
422 estacionalidade para a área de uso da espécie, podendo ser inferido que a detectabilidade da
423 espécie na estação seca pode estar associada a um comportamento mais ativo, influenciado
424 assim em sua detecção. Em um estudo similar, Costa-Neto (2018) também encontrou pesos
425 importantes para estação influenciando a detecção de *Herpsilochmus atricapillus* ($w_i = 99\%$) e
426 *H. pectoralis* ($w_i = 64\%$). *H. mirandae* não teve peso (w_i) considerável para nenhuma das
427 covariáveis de detecção. Estevo et al. (2017) também não encontraram covariáveis que
428 influenciassem fortemente as estimativas de detecção de *Crypturellus tataupa*. As variações
429 entre as estimativas de detecções entre as ocasiões para *H. margaritaceiventer* (Fig. 7A) e as
430 baixas estimativas para *H. mirandae* (Fig. 7B) podem estar associadas ao comportamento das
431 espécies, que são muitas vezes consideradas imperceptíveis (Hilty 2003), ou ainda podem
432 algum viés dos levantamentos que não foi identificado.

433 Em relação às estimativas de ocupação não houve diferenças relevantes entre as estações
434 seca e chuvosa para ambas as espécies (*H. margaritaceiventer* com 47% e 44% e *H. mirandae*
435 com 5% e 4%, para as estações seca e chuvosa, respectivamente) (Fig. 6A, B), indicando que a
436 sazonalidade climática não teve efeito biológico considerável sobre a ocupação das espécies.

437 Contudo, seria esperado que as espécies usassem o habitat de modo diferente na estação mais
438 seca em decorrência das mudanças na disponibilidade de recurso e na estrutura da vegetação
439 (McClure et al. 2013). Silveira (2018) em um estudo com *Conopophaga melanops* e *C. cearae*
440 encontrou um padrão onde a ocupação variou bastante entre as estações, tendo a estação seca
441 maiores estimativas. Esses resultados mostraram uma relação atípica, porém para se aferir algo
442 seria necessário um estudo abrangendo mais anos de amostragem para verificar se esse padrão
443 observado para as espécies é real. As estimativas de ocupação para *H. mirandae* (Fig. 6B) foram
444 baixas (5% para estação seca e 4% para a chuvosa), menores até do que as estimativas de
445 ocupação naïve (18% para estação seca e 10% para a chuvosa), que é a ocupação dada pela
446 proporção de locais onde a espécie foi encontrada pelo total de pontos amostrados. Vale
447 mencionar que as baixas estimativas de ocupação para *H. mirandae* podem estar relacionadas
448 com a pouco robustez do seu conjunto de dados que são resultado da natureza rara da espécie e
449 podem não refletir fielmente a realidade. *H. mirandae* tem uma população global de apenas
450 alguns milhares de indivíduos encontrados em poucas localidades, associado a alta
451 fragmentação de seus habitats remanescentes (Clock 2020b). Algo parecido foi observado por
452 Behnke et al. (2015) em um estudo com *Oreomystis bairdi* e *Loxops caeruleirostris*, espécies
453 ameaçadas e em declínio populacional, que também obteve valores baixos de ocupação.

454 Examinando os padrões de coocorrência a partir do Fator de Interação das Espécies (SIF=
455 1,3) é possível indicar que existem evidências de uma relação de agregação, ou seja, as espécies
456 coocorrem mais do que o esperado ao caso. Essa interação espacial positiva entre *H.*
457 *margaritaceiventer* e *H. mirandae* não é o que se esperava quando se considera as preferências
458 de habitat das espécies, pois *H. mirandae* ocupa locais com vegetação mais densa (Clock
459 2020b) e não faria muito sentido que sua ocupação estivesse tão relacionada com a ocupação
460 de *H. margaritaceiventer* (Fig. 8A). Contudo, os habitats com maior qualidade têm mais
461 capacidade de suportar várias de espécies (Richmond et al. 2010), e isso talvez explique essa
462 interação positiva entre as duas espécies. Richmond et al. (2010) encontraram indícios de
463 coocorrência positiva com *Rallus limicola* e *Laterallus jamaicensis* em locais com recursos
464 limitados. Ramírez-Cruz et al. (2019), em um estudo que demonstrou uma agregação de duas
465 espécies de aves (uma exótica e outra nativa), sugeriram que essa relação pode ter surgido como
466 uma resposta à escassez de recursos, gerando assim coocorrência em locais específicos devido
467 a maior da disponibilidade de alimentos. Outros estudos com aves encontraram valores de SIF
468 diferentes, tanto com ocorrência independente (Estevo et al. 2017, Silveira 2018), quanto com

469 espécies que coocorrem menos frequentemente do que o esperado (espécies que se evitam)
470 (Haynes et al. 2014, Costa-Neto 2018).

471 O valor do SIF ($1,3 \pm 0,4$), apesar de ser maior que um, não foi muito alto. Isso pode indicar
472 que essa interação positiva não é tão marcante para *H. margaritaceiventer* e *H. mirandae*. Não
473 foi possível observar nenhum fenômeno ecológico que explique bem os padrões de
474 coocorrência das espécies. É possível indicar que a coocorrência positiva sugere preferências
475 de habitats sobrepostas a nível mais local, possibilitando que haja coexistência por meio uso do
476 micro-habitat ou partição de recursos (Chesson 2000, Richmond et al. 2010). Espera-se que em
477 ambientes heterogêneos, as diferenciações de nicho agem como mecanismos de coexistência
478 entre competidores, geralmente ao longo de habitats, recursos alimentares, períodos de tempo
479 ou uma combinação deles (MacArthur and Levins 1967, Mahendiran 2016). O papel
480 desempenhado pelas interações competitivas e a seleção de habitat parecem influenciar as
481 variações nos padrões de coocorrência de espécies (Estevo et al. 2017). Porém, definir como
482 essas interações e preferências de habitat atuam sob os padrões coocorrência é muito complexo
483 (Steen et al. 2014). Além disso, inferências como a existência ou não dessas interações devem
484 estar associadas com experimentos diretos, pois as modelagens de ocupação condicionais
485 fornecem apenas evidências circunstanciais (Richmond et al. 2010). Assim, se faz necessário
486 um estudo em uma área maior e em um período de tempo mais amplo para que se possa ter
487 maiores evidências dos padrões de coocorrência que encontramos para *H. margaritaceiventer*
488 e *H. mirandae*. Portanto, estender esses estudos por longos períodos amostrais permitiria que
489 as inferências fossem mais sólidas e confiáveis no que diz respeito a essas interações (Richmond
490 et al. 2010, MacKenzie et al. 2018).

491 Posto isso, é possível indicar que a altitude (para *H. margaritaceiventer*), o diâmetro e a
492 densidade de árvores (para *H. mirandae*) são as covariáveis mais importantes para moldar a
493 forma com que as espécies selecionam e usam o habitat na área estudada. Esses resultados
494 mostraram que as espécies têm áreas de ocupação diferentes. *H. margaritaceiventer* tem
495 ocupação mais ampla e não se associa a características específicas do habitat. Em contraste, *H.*
496 *mirandae* teve ocupação mais restrita e fortemente relacionada a ambientes mais florestais. Não
497 houve diferenças marcantes entre as estações seca e chuvosa para as estimativas de ocupação e
498 detecção para ambas as espécies. As análises de coocorrência sugerem que haja agregação das
499 espécies, isto é, uma interação positiva entre as espécies, porém esses resultados não permitem
500 fazer inferias amplas nesse sentido, em consequência do valor amplo do erro padrão.

501 **Considerações sobre a conservação e o manejo de *Hemitriccus mirandae*.** Os resultados
502 encontrados trazem informações muito importantes para *H. mirandae*, espécie ameaçada e com
503 distribuição restrita para a região nordeste do Brasil (Clock 2020b). *H. mirandae* está
504 classificado na categoria vulnerável pelo Ministério do Meio Ambiente/ICMBio (ICMBio,
505 2018) e IUCN (IUCN, 2019). As florestas remanescentes onde a espécie ocorre encontram-se
506 severamente fragmentadas, restando apenas cerca de 3% dos seus habitats originais (Clock
507 2020b). *H. mirandae* ocupou locais onde o diâmetro das árvores eram maiores e de maiores
508 densidades de vegetação, corroborando com as conclusões de outros autores (Straube and Roda
509 2008, Araujo et al. 2018, Clock 2020b). Os remanescentes onde a espécie foi registrada são
510 bem pequenos e muito fragmentados, sofrem muita pressão de corte seletivo e com a presença
511 de gado. Fato que agrava ainda mais a situação da espécie, pois *H. mirandae* que tem alta
512 sensibilidade a perturbações ambientais geradas por atividades humanas (Parker-III et al. 1996).
513 Esses fatores, associados com a rápida perda de habitat e sua distribuição restrita, intensificam
514 muito a grave situação de declínio de suas populações remanescentes (Araujo et al. 2018).
515 Assim, as estratégias de conservação devem focar na manutenção e recuperação dos
516 remanescentes onde a espécie já foi registrada, como também a investigação de possíveis locais
517 para talvez ampliar os registros já conhecidos. Essas ações, em um contexto mais amplo,
518 ajudariam a conservar não só *H. mirandae*, mas todos os elementos que compõe os Brejos de
519 Altitude, que é um ecossistema único e muito importante da paisagem do semiárido brasileiro.

520

AGRADECIMENTOS

521 Agradecemos aos donos das Fazenda Fojos e Fazenda Rancho Feliz que nos permitiram
522 realizar a pesquisa em suas propriedades, particularmente a senhora Iara Cohim por forneceram
523 acomodação durante o trabalho de campo. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
524 Nível Superior (CAPES) que concedeu bolsa de mestrado para W.O.S. (números do processo
525 88882.436582/2019-01; 88887.596829/2021-00). A Universidade Federal Rural de
526 Pernambuco e CAPES, por meio do Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP), forneceu
527 apoio financeiro para os trabalhos em campo. Agradecemos o auxílio no decorrer das
528 amostragens de Steffany L. Florêncio, Priscilla M. Oliveira e Wladimir Lenine O. Aldabalde.
529 Agradecemos à Anderson Guzzi, Renato Gaban-Lima e Mauro Pichorim pelas valiosas
530 contribuições para este manuscrito.

6. 6. REFERÊNCIAS

APAC (AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA) [online]. 2019. Monitoramento Pluviométrico. <<http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php#>>

(9 June 2019).

- ALBANO, C. and W. GIRÃO. 2008. Aves das matas úmidas das serras de Aratanha, Baturité e Maranguape, Ceará. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16: 142–154.
- ARAUJO, H.F.P., S.A. RODA, A.L. ROOS, A. LOURES-RIBEIRO, E. MARIANO, J. RUIZ-ESPARZA, C. ALBANO and W.A.G. SILVA. 2018. *Hemitriccus mirandae* (Snethlage, 1925). In Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves (ICMBio, ed.), pp. 527–529. ICMBio/ MMA, Brasília, DF.
- BEHNKE, L.A.H., L. PEJCHAR and L.H. CRAMPTON. 2015. Occupancy and habitat use of the endangered Akikiki and Akekee on Kauai Island, Hawaii. *Condor* 118: 148–158.
- BURNHAM, K.P. and D.R. ANDERSON. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, NY.
- CABACINHA, C.D. and S.S. CASTRO. 2010. Estrutura diamétrica e estado de conservação de fragmentos florestais no Cerrado brasileiro. *Floresta e Ambiente* 17: 51–62.
- CAMPOS-CERQUEIRA, M. and T.M. AIDE. 2016. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1340–1348.
- CAN-EYE [online]. 2020. CAN-EYE. <<https://www6.paca.inrae.fr/can-eye/>> (30 September 2020).
- CHALFOUN, A.D. and T.E. MARTIN. 2007. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology* 44: 983–992.
- CHESSON, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 343–366.
- CHUDZIŃSKA, M.E., F.M. VAN BEEST, J. MADSEN and J. NABE-NIELSEN. 2015. Using habitat selection theories to predict the spatiotemporal distribution of migratory birds during stopover - a case study of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. *Oikos* 124: 851–860.
- CLOCK, B. [online]. 2020a. Pearly-vented Tody-Tyrant (*Hemitriccus margaritaceiventer*). In Birds of the World (J. del-Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. Christie and E. de Juana, eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. <<https://birdsoftheworld.org/bow/species/pvtttyr1/cur/introduction/>> (12 November 2020)
- [online]. 2020b. Buff-breasted Tody-Tyrant (*Hemitriccus mirandae*). In Birds of the World (J. del-Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. Christie and E. de Juana, eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. <<https://birdsoftheworld.org/bow/species/bbtttyr2/cur/introduction/>> (12 November 2020)
- CONNOR, E.F. and D. SIMBERLOFF. 1979. The Assembly of species communities: chance or competition? *Ecology* 60: 1132–1140.
- COOCH, E.G. and G.C. WHITE. 2019. Program MARK: A gentle introduction. Colorado State University, Fort Collins, CO.
- COSTA-NETO, P.F. 2018. Padrões de uso de habitat e coocorrência de aves do gênero *Herpsilochmus* (Thamnophilidae) em fragmento florestal no extremo Norte de distribuição da Mata Atlântica. Masters dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. RN.

- COSTA, G.C., K.L. FRANÇA, T.M. OLIVEIRA-JUNIOR and M. PICHORIM. 2016. Habitat use and coexistence in two closely related species of *Herpsilochmus* (Aves: Thamnophilidae). *Cogent Environmental Science* 2: 1264126.
- ESTEVO, A.C., M.B. NAGY-REIS and J.D. NICHOLS. 2017. When habitat matters: habitat preferences can modulate co-occurrence patterns of similar sympatric species. *PLoS ONE* 12: 1–16.
- GERBER, B.D., B. MOSHER, D. MARTIN, L. BAILEY and T. CHAMBERT. 2018. Occupancy models - single-species. In *Program MARK: A gentle introduction* (E.G. Cooch and G.C. White, eds.), pp. 21.1–21.46. Colorado State University, Fort Collins, CO.
- GODVIK, I.M.R., L.E. LOE, J.O. VIK, V. VEIBERG, R. LANGVATN and A. MYSTERUD. 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90: 699–710.
- HAMMER, Ø., D.A.T. HARPER and P.D. RYAN. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- HAYNES, T.B., J.A. SCHMUTZ, M.S. LINDBERG, K.G. WRIGHT, B.D. UHER-KOCH and A.E. ROSENBERGER. 2014. Occupancy of Yellow-billed and Pacific loons: evidence for interspecific competition and habitat mediated co-occurrence. *Journal of Avian Biology* 45: 296–304.
- HILTY, S.L. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- HINES, J.E. [online]. 2006. PRESENCE v.12: Estimates patch occupancy rates and related parameters. <<https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html/>> (20 January 2021).
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- ICMBIO (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). 2018. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. ICMBio/ MMA, Brasília, DF.
- INMET (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA) [online]. 2019. Normal Climatológica do Brasil 1981-2010. <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas/>> (9 June 2019).
- IUCN (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES) [online]. 2019. IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.iucnredlist.org/>> (6 November 2019).
- JAENIKE, J. and R.D. HOLT. 1991. Genetic variation for habitat preference: evidence and explanations. *The American Naturalist* 137: S67–S90.
- KELLNER, K.F. and R.K. SWIHART. 2014. Accounting for imperfect detection in ecology: A quantitative review. *PLoS ONE* 9: e111436.
- KOTTEK, M., J. GRIESER, C. BECK, B. RUDOLF and F. RUBEL. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259–263.
- LEBRETON, J.D., K.P. BURNHAM, J. CLOBERT and D.R. ANDERSON. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67–118.

- LOISELLE, B.A. and J.G. BLAKE. 1993. Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. *Vegetatio* 107–108: 177–189.
- MACARTHUR, R. and R. LEVINS. 1967. The Limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist* 101: 377–385.
- MACKENZIE, D.I. 2016. Occupancy models. In *Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (C.K. Dodd-Jr, ed.), pp. 373–447. Oxford University Press, Oxford, OX.
- and L.L. BAILEY. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 300–318.
- , ——— and J.D. NICHOLS. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology* 73: 546–555.
- , J.D. NICHOLS, J.E. HINES, M.G. KNUTSON and A.B. FRANKLIN. 2003. Estimating site occupancy, colonisation, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200–2207.
- , ———, G.B. LACHMAN, S. DROEGE, A.J. ROYLE and C.A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255.
- , ———, J.A. ROYLE, K.H. POLLOCK, L.L. BAILEY and J.E. HINES. 2018. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*, 2nd edition. Academic Press, San Diego, CA.
- MAHENDIRAN, M. 2016. Coexistence of three sympatric cormorants (*Phalacrocorax* spp.); partitioning of time as an ecological resource. *Royal Society Open Science* 3: 160175.
- MANNE, L.L. and S.L. PIMM. 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation* 4: 221–229.
- MARTIN, T.E. 1998. Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology* 79: 656–670.
- MCCLURE, C.J.W., B.W. ROLEK and G.E. HILL. 2013. Seasonal use of habitat by shrub-breeding birds in a southeastern national forest. *Wilson Journal of Ornithology* 125: 731–743.
- NEWTON, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, Cambridge, MA.
- NICHOLS, J.D., L.L. BAILEY, A.F. O’CONNELL-JR., N.W. TALANCY, E.H. CAMPBELL GRANT, A.T. GILBERT, E.M. ANNAND, T.P. HUSBAND and J.E. HINES. 2008. Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology* 45: 1321–1329.
- OLIVEIRA, M. and A.P. SILVA-JÚNIOR. 2008. *Laudo técnico da Fazenda Fojos, Garanhuns - PE. Companhia Pernambucana de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH), Recife, PE.*
- PARKER-III, T.A., D.F. STOTZ and J.W. FITZPATRICK. 1996. Ecological and distributional databases. In *Neotropical Birds: Ecology and Conservation* (D.F. Stotz, J.W. Fitzpatrick, T.A. Parker-III and D.K. Moskovits, eds.), pp. 113–436. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- RAMÍREZ-CRUZ, G.A., I. SOLANO-ZAVALA, P.E. MENDOZA-HERNÁNDEZ, M. MÉNDEZ-JANOVITZ, M. SUÁREZ-RODRÍGUEZ and J. JAIME ZÚÑIGA-VEGA. 2019. This town ain’t

- big enough for both of us. . .or is it? Spatial co-occurrence between exotic and native species in an urban reserve. *PLoS ONE* 14: e0211050.
- RICHMOND, O.M.W., J.E. HINES and S.R. BEISSINGER. 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications* 20: 2036–2046.
- RIDGELY, R.S. and G. TUDOR. 2009. *Field Guide to the Songbirds of South America: the passerines*. University of Texas Press, Austin, TX.
- RUBEL, F. and M. KOTTEK. 2010. Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift* 19: 135–141.
- SIH, A. 1980. Optimal behavior: Can foragers balance two conflicting demands? *Science* 210: 1041–1043.
- SILVEIRA, J.L.G.S. 2018. Influência do ambiente nos padrões de coocorrência de duas espécies de aves congêneres em um fragmento florestal no nordeste brasileiro. Masters dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. RN.
- STEEN, D.A., C.J.W. MCCLURE, J.C. BROCK, D.C. RUDOLPH, J.B. PIERCE, J.R. LEE, W.J. HUMPHRIES, B.B. GREGORY, W.B. SUTTON, L.L. SMITH, D.L. BAXLEY, D.J. STEVENSON and C. GUYER. 2014. Snake co-occurrence patterns are best explained by habitat and hypothesized effects of interspecific interactions. *Journal of Animal Ecology* 83: 286–295.
- STORCH, D., M. KONVICKA, J. BENES, J. MARTINKOVÁ and K.J. GASTON. 2003. Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *Journal of Biogeography* 30: 1195–1205.
- STRAUBE, F.C. and S.A. RODA. 2008. *Hemitriccus mirandae* (Sneathlaga, 1925). In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (A.B.M. Machado, G.M. Drummond and A. Paglia, eds.), pp. 633–634. Ministério do Meio Ambiente/ Fundação Biodiversitas, Brasília, DF.
- VIELLIARD, J.M.E., M.E.C. ALMEIDA, L. DOS ANJOS and W.R. SILVA. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisas e Levantamento* (S. V. Matter, F.C. Straube, I.A. Accordi, V. de Q. Piacentini and J.F. Cândido-Jr, eds.), pp. 47–60. Technical Books, Rio de Janeiro, RJ.
- WERNER, E.E., J.F. GILLIAM, D.J. HALL and G.G. MITTELBAACH. 1983. An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64: 1540–1548.
- WHITE, G.C. and K.P. BURNHAM. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: S120–S139.

ANEXO A

Journal of Field Ornithology

Author guidelines

Submission

The Journal of Field Ornithology now uses a web-based submission and review system called Manuscript Central. Electronic submission speeds the handling of your manuscript and allows you to monitor its status in the review process at any time. The Manuscript Central web site has been optimized for Microsoft Internet Explorer 5.x and above, FireFox 1.0.4, and Safari 1.2.4. You will also need Acrobat Reader and the latest Java plug-in. Please note that the site will not work fully if you have disabled pop-up boxes.

Authors without access to a computer with the needed software should contact the editor, Gary Ritchison, by email at gary.ritchison@eku.edu.

Authors are asked to submit one word processing file (preferably MS Word [.DOC or .DOCX], but .RTF may also be used) with the text, tables, and figure captions. Each figure should be submitted as a separate graphics file (300 dpi resolution as a .tiff [preferred], .eps, or .jpg format). When papers are uploaded onto the server, the system will convert them to .pdf file format for review. Consult the Help areas of Manuscript Central or the editor, Gary Ritchison, if you have problems.

Students can request that their paper be considered for the AFO student paper award. Please visit the AFO site to learn more and download the application:

http://afonet.org/wp_english/students/student-publication-award/

Submitting the manuscript

You will first need to log into the system. Go to <http://mc.manuscriptcentral.com/jofo>. If you do not have an account, go to “Create an Account” to enter your user information; fill in at least the mandatory fields. If you have forgotten your password, go to “Check for Existing Account” and your username and password will be e-mailed to you.

Before you begin the submission process, you should also have the following information prepared to either key in or cut and paste into the forms found in the submission system: affiliations of the authors, authors' names, e-mail addresses of authors (if you want them to be copied on the status of the manuscript), manuscript title, keywords (5 – 7), and abstract. Key words should be words not already included in the title of the paper. You will also be asked to suggest possible reviewers and those potential reviewers you would like to exclude (up to 4 of each are permitted), and provide their names, affiliations, and e-mail addresses. The system also has a form box for entering comments to the editor that will act as your cover letter; if you want to submit a cover letter, please have that copy prepared to paste into the system. The cover letter should include (1) the title of the manuscript, (2) a statement that the manuscript (as a whole or in part) has not been published or submitted for publication elsewhere, (3) for multi-authored papers, a statement that all authors have contributed to designing and/or performing the research and writing the manuscript, and have read and approved the

manuscript prior to submission, and (4) the name, phone number, e-mail address, and mailing address for the next nine months of the corresponding author.

After logging in, click on “Author Center,” then on “Submit First Draft of Manuscript.” Complete the information as requested. If you are interrupted during the submission process, it is possible to save what you have completed and finish the submission process at a later time. Once you have uploaded a draft of your manuscript, you will be given the opportunity to view the proof. Please check the proof to ensure that the .pdf file has translated successfully and to review your final manuscript. If you find problems, you may upload new drafts until you are satisfied with the file. Close the proof file. As the final step, you must submit the manuscript.

Once you have successfully uploaded a manuscript, you will receive an e-mail verifying that the manuscript has been submitted with your manuscript number. The editor will immediately receive an e-mail that your manuscript has been submitted. While your paper is in review, you can go to your “Author Center” in Manuscript Central to check on the status of your paper.

Manuscripts are published as Feature Articles, Reviews, Commentaries, or Book Reviews. Commentaries are brief papers that comment on articles published previously in the *Journal of Field Ornithology*. Reviews should cover the latest developments in an area of ornithology and should include an evaluation of available data, not just a compilation. Reviews will normally be published by invitation, but prospective authors are welcome to submit ideas or proposals for possible review papers to the editor. Book Reviews are published in the Recent Literature section of the journal. Interested book reviewers should contact Sabrina Taylor, School of Renewable and Natural Resources, Louisiana State University and LSU AgCenter, Baton Rouge, LA 70803 (Email: staylor@agcenter.lsu.edu)

Manuscript Format

GENERAL GUIDELINES

Prepare manuscripts carefully with attention to all details. Manuscripts that depart from these guidelines will be returned without review.

- Assemble manuscripts in this order: title page, abstract, text (Introduction, Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, and Literature Cited), Tables, Figure legends, and Figures (with figures submitted as separate files in Manuscript Central). It is not appropriate to combine Results and Discussion sections.
- In the Introduction, given the particular focus of your study, provide relevant background information, explaining what is known, what is not known (what question or questions remain), and why additional study (your study) was needed; conclude by stating the objective or objectives of your study.
- The Methods section should include sufficient details for the study to be repeated, and should contain a subsection describing the statistical tests and procedures used. Cite statistical software (e.g., SAS) and any other analysis programs here and in the Literature Cited. If reporting the results of analyses using the information theoretic method, describe and justify the *a priori* hypotheses and models in the candidate set, identify exploratory hypotheses, and state the criterion used to evaluate models, e.g., second-order AIC corrected for small sample sizes (AIC_c) and Akaike weights (w_i). If you list a product, supply the name and location of the manufacturer. Give equipment model numbers.
- In the Discussion, explain the importance of the results and place them within the context of

previous studies.

- Manuscripts should be double-spaced throughout (including the title page, tables, and figure legends); use the same font (no smaller than 12 point) throughout the manuscript.
- Text lines should be numbered starting with the Abstract and continuing through Acknowledgments.
- Margins should be at least 2.5 cm (1 in) on all sides of the page.
- Place the first author's last name and the page number (starting with the abstract on page 2 and continuing through the Literature Cited) in the upper right corner of each page.
- Write in the active voice and use U.S. English and spelling throughout the manuscript, except for foreign literature citations.
- Table and figure citations should be in numerical order, e.g., do not cite Fig. 2 before the first citation to Fig. 1.

Authors should use recent issues of the Journal as a guide in preparing their manuscripts.

Title page. -- In the upper left corner, provide the author's name (e.g., *R. T. Smith*; *R. T. Smith and P. R. Jones*; or *E. F. Hunt et al.*) as a left running head and, below this, a short title (of not more than 50 characters, including spaces) as a right running head. In the upper right, provide the name and address of the author to receive proofs. Centered below these, provide the full title (double-spaced) and the name of all authors and their addresses at the time the research was conducted. Each author's current address, if different, should be given as a numbered footnote at the bottom of the title page. The corresponding author should be indicated by providing his/her email address in a footnote. Use a recent issue of the Journal for correct formatting and style of author and address listings.

Abstract. -- The second page should be an abstract that does not exceed 5% of the length of the paper. The abstract should explain the purpose of the study, describe the principal findings, and state the main conclusions. Many readers rely heavily on the abstract so it should be as informative as possible. Avoid uninformative sentences such as 'The significance of these results is discussed.' Below the Abstract, provide 5-7 key words or phrases (in alphabetical order) that describe the subject of the paper; these should not duplicate words in the title. The Spanish title and abstract will be prepared for all articles accepted for publication.

Text. -- Begin the text (Introduction) on page 3. Do not include a heading (i.e., simply begin the text of the Introduction; do not include the heading 'Introduction').

- English and scientific names of a species should be given the first time it is mentioned in the text. Scientific names should be in italics. Bird names should follow the AOU Check-list of North American Birds and supplements (checklist.aou.org/taxa/), the AOU South American Classification Committee Checklist for South American Birds (<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCCountryLists.htm>), or, outside the Americas, the Avibase Clements Checklist (<http://avibase.bsc-eoc.org/checklist.jsp>).
- The first letter of common names of bird species should be capitalized.
- Use metric units.
- Do not insert either a comma or a space in numbers less than 10 000 (e.g., 1232 swallows). For numbers greater than 9999, separate the hundreds and thousands places using a comma, e.g., 22,432 Broad-winged Hawks.
- Use these unit abbreviations: second, sec; minute, min; hour, hr; month, mo; week, wk; year, yr.
- Use the 24-hour clock (e.g., 05:00 and 17:00) and 'continental' dating (10 March 2012).
- Define all symbols, abbreviations, and acronyms but minimize their use.

- Test statistics and degrees of freedom should be given with all P-values. P-values should be written as $P = 0.025$. Give exact values even for non-significant results ($P = 0.67$ rather than $P > 0.05$ or NS). Statistical tests should be clearly specified, and degrees of freedom provided as a subscript to the test statistic (e.g., $F_{3,12}$).
- Italicize the following: N (sample size), P (probability), t (t-test), F (F-ratio), U (Mann-Whitney U-test), r (simple correlation coefficient; Pearson r), z (Wilcoxon test), r_s (Spearman rank-order correlation), R (multiple regression coefficient), and G (G-test).
- Use 'Figure' only to start a sentence; otherwise use 'Fig.' (or 'Figs.' if plural).
- Write out numbers one to nine unless referring to a measurement (e.g., five species, 5 km, or 5 min).
- Use % rather than percent.

Acknowledgments. -- Institutional affiliations are not allowed for persons thanked in Acknowledgments. Any ethics or animal care guidelines that were followed should be noted in the Acknowledgments.

Literature Cited. -- List literature citations alphabetically by the first author's last name.

- Literature Cited entries (in a style conforming to that in the latest issue of the Journal) should be carefully double-checked against citations in the text.
- For authors' names, use large and small capital letters (i.e., small caps; see examples below).
- Journal and publisher names should be spelled out in their entirety.
- Text citations should be in the author-year format (e.g., Dixon 1990, Frydendall and Quade 1994, 1995, Whitt et al. 2008, Morton 2010a, b). Do not use commas between author and year; do use a comma between different citations by the same or different authors. When citing several references within parentheses, list in chronological order with the oldest first. If you cite or quote critical material directly from longer works, indicate the pertinent pages (e.g., Smith 2010:23-24).
- Unpublished papers should not be cited. Also, do not cite manuscripts that are in preparation or review and avoid citation of 'gray' literature such as technical reports by governmental agencies that may be difficult for other researchers to find. Articles that have been accepted for publication can be cited using the digital object identifier (doi) if the volume and page numbers are not yet known.
- Regularly published serial publications containing chapters by multiple authors, such as *Current Ornithology*, *Farner and King's Avian Biology*, and *Studies in Avian Biology* should be cited as journal articles. Accounts from the *Birds of North America* series should be cited using the style for book chapters.
- Cite Internet resources only if they are important, reasonably permanent, and not readily available in print. Include the date you last accessed the website and use the following format:

BORDERS, L. B. [online]. 2004. The Breeding Bird Survey database project.
<<http://www.bbs.gov/borders/bbs.html>> (29 October 2013).

Examples of other citation styles:

Journal article

HOOGLAND, J. L., AND P. W. SHERMAN. 1976. Advantages and disadvantages of Bank Swallow (*Riparia riparia*) coloniality. *Ecological Monographs* 46: 33–58.

Book

SHARPE, R. S., W. R. SILCOCK, AND J. G. JORGENSEN. 2001. Birds of Nebraska: their distribution and temporal occurrence. University of Nebraska Press, Lincoln, NE.

Book Chapter

ROGERS, C. A., R. J. ROBERTSON, AND B. J. STUTCHBURY. 1991. Patterns and effects of parasitism by *Protocalliphora sialia* on Tree Swallow nestlings. In: Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour (J. E. Loye and M. Zuk, eds.), pp. 123–139. Oxford University Press, Oxford, UK.

Thesis or Dissertation

BROWN, C. R. 1985. The costs and benefits of coloniality in the Cliff Swallow. Ph.D. dissertation, Princeton University, Princeton, NJ.

Tables. -- Each table should be double-spaced throughout on a separate page. Place the tables after the Literature Cited. Tables should be numbered sequentially and include a concise and informative title. Do not use additional sentences after the Table's title; material necessary to clarify the table should be presented as footnotes to the table. Tables should supplement, not duplicate, material in the text or figures. Tables should be understandable without reference to the text. Do not use vertical lines in the table; use horizontal lines for the main heading and the end of the table, but not in the body of the table.

Figures. -- Figures should be uncluttered, but convey a maximum amount of information; they should not duplicate material in the text or tables.

- When preparing figures use a sans serif font (e.g. Helvetica, Arial) with capitals used for the initial letter of the first word only. Bold lettering should not be used. Details and text should be large enough to allow for reduction.
- Units of axes should appear in parentheses after the axis name.
- Do not use three-dimensional graphs or odd fills. The best shadings are black, white, and crosshatching, and the best point symbols are circles, squares, and triangles. Keys and other explanations should be included either in the figure legend or, better, on the figure itself.
- Illustrations should be submitted either as original artwork/photographs or digital images. Hardcopies must be no larger than 21 × 28 cm (8.5 × 11 inches). Photographs must be sharp monochrome and of good contrast.
- For digital images, please save line artwork (vector graphics) as Encapsulated PostScript (EPS) and bitmap files (halftones or photographic images) as Tagged Image Format (TIFF), with a resolution of at least 300 dpi at final size. Do not send native file formats. More detailed information on the submission of electronic artwork can be found at <http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp>
- Each hardcopy figure or illustration should have the authors' names and figure number (e.g., Fig. 1) written lightly in pencil (not pen) either in a corner or on the back.
- Original drawings should be large enough to permit reduction to the size they will appear in print.
- Type (double-spaced) figure legends consecutively on one page.
- Authors are encouraged to follow the suggestions of Kroodsma (2000, Auk 117:1081–1083) in preparing figure legends and titles of tables, with the main point of the figure or table clearly indicated in the legend or title.
- Figures and tables should be designed to convey information when standing alone; extensive cross-referencing of them to the text (e.g., 'see Methods') is unacceptable.

Supplementary Tables, Figures, Videos, or Data. -- Supplementary material is available [online](#), but is not included in the printed version of the journal. Upload supplementary files at the time of article submission online. Do not include them in your manuscript file, unless it is a short Appendix. Supplementary material may include tables, figures, original and derived datasets, or multimedia files (such as sound files or videos). Please name and cite all supplementary files this way: Supplemental Table S1 or Supplemental Fig. S1, or Supplemental Video S1.

Additional Guidelines for Cover Pictures, Visual Abstracts, Frontispieces and Table of Contents Graphics

- Concepts illustrated in graphical material must clearly fit with the research discussed in the accompanying text.
- Images featuring depictions or representations of people must not contain any form of objectification, sexualization, stereotyping, or discrimination. We also ask authors to consider community diversity in images containing multiple depictions or representations of people.
- Inappropriate use, representation, or depiction of religious figures or imagery, and iconography should be avoided.
- Use of elements of mythology, legends, and folklore might be acceptable and will be decided on a case-by-case basis. However, these images must comply with the guidelines on human participants when they are present.
- Generally, authors should consider any sensitivities when using images of objects that might have cultural significance or may be inappropriate in the context (for example, religious texts, historical events, and depictions of people).
- Legal requirements:
 - All necessary copyright permission for the reproduction of the graphical elements used in visuals must be obtained prior to publication.
 - Clearance must be obtained from identifiable people before using their image on the cover or the like and such clearance must specify that it will be used on the cover. Use within text does not require such clearance unless it discloses sensitive personal information such as medical information. In all situations involving disclosure of such personal info, specific permission must be obtained. And images of individuals should not be used in a false manner.

Graphics that do not adhere to these guidelines will be recommended for revision or will not be accepted for publication.

Spanish Translation -- The editorial staff will prepare a Spanish title and abstract for all articles accepted for publication. Authors are welcome to submit suggested Spanish translations.

Publication Date – For manuscripts accepted for publication in Journal of Field Ornithology, the editor will inform authors of the anticipated publication date. Prior to publication, authors will receive page proofs and, at that point, have an opportunity to review their papers and make necessary corrections. Changes to the article cannot be made after the article has been published.

Author Material Archive Policy -- Please note that unless specifically requested, Wiley Blackwell will dispose of all submitted hardcopy or electronic material two issues after

publication. If you require the return of any material submitted, please inform the Editorial Office or Production Editor as soon as possible.

EDITORIAL ASSISTANCE

The Association of Field Ornithologists (AFO) offers a free service assisting authors of ornithological articles who are not native speakers of English. The goal of the Editorial Assistance Program (EAP) is to enable and encourage Latin American and other ornithologists to publish their work in widely read international journals. This is not a translation service, however. Manuscripts must be written in English (even if flawed), and an AFO volunteer will work with the authors to refine the writing into idiomatic English appropriate for scientific publication. It is often useful for the English version to be accompanied by one in the authors' native language. It is important to realize that scientific content will not generally be addressed through this program, rather only suggestions for improving clarity and grammar will be provided. While submission of appropriate articles to the AFO's own Journal of Field Ornithology is encouraged, it is not required for this program. In fact, editors of English-language ornithological journals are encouraged to direct manuscripts to this service when it can improve an article's chance of acceptance. The EAP has created a database of AFO members willing to assist authors with their manuscripts. If interested in helping out as a volunteer with this program, please contact the EAP Coordinator. All inquiries from authors about manuscripts should be directed to Daniel M. Brooks, EAP Coordinator, Department of Vertebrate Zoology, Houston Museum of Natural Science, One Herman Circle Drive, Houston, Texas 77030-1799, USA (phone +1 713-639-4776), e-mail dbrooks@hmns.org. Electronic submission of manuscripts to the EAP Coordinator via an email attachment is strongly encouraged.

Article Preparation Support -- [Wiley Editing Services](#) offers expert help with English Language Editing, as well as translation, manuscript formatting, figure illustration, figure formatting, and graphical abstract design – so you can submit your manuscript with confidence. Also, check out our resources for [Preparing Your Article](#) for general guidance about writing and preparing your manuscript.

Note to NIH Grantees

Pursuant to NIH mandate, Wiley Blackwell will post the accepted version of contributions authored by NIH grant-holders to PubMed Central upon acceptance. This accepted version will be made publicly available 12 months after publication. For further information, see www.wiley.com/go/nihmandate.

Page Charges

All authors are asked to contribute funds to help defray the costs of publishing their article. Page charges help maintain journal affordability for individuals and libraries and **allow for the publication of articles by individuals that do not have access to funds, including students, avocational ornithologists, and researchers in developing countries**. Full payment of page charges is not required of authors, but is expected when authors have grant funds designated for publication charges. In other situations, partial payments will be accepted. Individuals without access to funds to cover at least some of the cost of publishing their paper can request a waiver of page charges.

The charge for printing a black-and-white page in the Journal of Field Ornithology is \$92 per page.

Color Charges

Authors requesting that a figure or photograph appear in color in the **printed version** of the journal are required to pay the cost of such printing. **The cost of color in the printed version of the journal is \$562 per page.** Authors may opt for color versions of their article to appear only in the online edition of the journal at no cost. Material would appear in black-and-white or grayscale in the printed version of the journal. If coloration is essential to interpretation and understanding of the material, then authors must have material appear in color in both the online and printed versions of the journal.

Only in *extreme* cases will the cost of printing in color be waived, and it will not likely be waived in full. The editor and publisher must agree to such a waiver. Authors must contact the editor to discuss a possible waiver before submitting a page charge form.

Proofs

Authors will receive an e-mail notification with a link and instructions for accessing HTML page proofs online. Page proofs should be carefully proofread for any copyediting or typesetting errors. Online guidelines are provided within the system. No special software is required, all common browsers are supported. Authors should also make sure that any renumbered tables, figures, or references match text citations and that figure legends correspond with text citations and actual figures. Proofs must be returned within 48 hours of receipt of the email. Return of proofs via e-mail is possible in the event that the online system cannot be used or accessed.

Copyright

If your paper is accepted, the author identified as the formal corresponding author for the paper will receive an email prompting them to login into Author Services; where via the Wiley Author Licensing Service (WALS) they will be able to complete the license agreement on behalf of all authors on the paper.

For authors signing the Copyright Transfer Agreement

If the OnlineOpen option is not selected the corresponding author will be presented with the copyright transfer agreement (CTA) to sign. The terms and conditions of the CTA can be previewed in the samples associated with the Copyright FAQs below:

CTA Terms and Conditions <http://exchanges.wiley.com/authors/faqs---copyright- 301.html>

For authors choosing OnlineOpen

If the OnlineOpen option is selected the corresponding author will have a choice of the following Creative Commons License Open Access Agreements (OAA):

Creative Commons Attribution License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial -NoDerivs License OAA

To preview the terms and conditions of these open access agreements please visit the Copyright FAQs hosted on Wiley Author Services <http://exchanges.wiley.com/authors/faqs---copyright-301.html> and visit <http://www.wileyopenaccess.com/details/content/12f25db4c87/Copyright--License.html>.

If you select the OnlineOpen option and your research is funded by certain funders [e.g. The Wellcome Trust and members of the Research Councils UK (RCUK) or the Austrian Science Fund (FWF)] you will be given the opportunity to publish your article under a CC-BY license supporting you in complying with your Funder requirements. For more information on this policy and the Journal's compliant self-archiving policy please visit: <http://www.wiley.com/go/funderstatement>.

Article Promotion Support

[Wiley Editing Services](#) offers professional video, design, and writing services to create shareable video abstracts, infographics, conference posters, lay summaries, and research news stories for your research – so you can help your research get the attention it deserves.

ANEXO B

Tabela A. Lista dos pontos onde *Hemitriccus mirandae* foi registrado nos fragmentos remanescentes de Brejo de Altitude em Garanhuns, Pernambuco, Brasil. Número de contatos= número de vezes em que a espécie foi vista e/ou ouvida. Tipo de registro: visual (V); auditivo (A); gravação da vocalização (*).

Código do sítio	Latitude	Longitude	Número de contatos		Tipo de registro
			Estação seca	Estação chuvosa	
A1_P01	-8.904457	-36.562403	3	1	V/ A/ *
A1_P03	-8.899133	-36.562403	3	1	V/ A/ *
A1_P07	-8.908007	-36.564200	1	0	A
A1_P08	-8.906232	-36.564200	2	3	V/ A/ *
A1_P09	-8.904457	-36.564200	1	0	V/ A/ *
A1_P12	-8.899133	-36.564200	1	1	V/ A/ *
A1_P16	-8.906232	-36.565996	2	0	V/ A
A2_P03	-8.890141	-36.549988	1	1	A
A2_P05	-8.890584	-36.547168	1	0	A