

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA**  
**SAÚDE**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**BIOLOGIA ANIMAL**

**TESE**

**Estrutura de Metacomunidade de Morcegos**  
**Filostomídeos (Mammalia, Chiroptera) na Mata**  
**Atlântica Brasileira**

**Luiz Antonio Costa Gomes**

**2020**



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

**ESTRUTURA DE METACOMUNIDADE DE MORCEGOS  
FILOSTOMÍDEOS (MAMMALIA, CHIROPTERA) NA MATA  
ATLÂNTICA BRASILEIRA**

**Luiz Antonio Costa Gomes**

*Sob a orientação do Professor*  
**Dr. Adriano Lucio Peracchi**

*Sob a co-orientação do Professor*  
**Dr. Michael R. Willig**

Tese submetida como requisito parcial  
para obtenção do grau de **Doutor em  
Biologia Animal**, no Programa de Pós-  
Graduação em Biologia Animal, Área  
de Concentração em **Biodiversidade  
Animal**.

Seropédica, RJ

Fevereiro de 2020

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G633e Gomes, Luiz Antonio Costa, 1987-  
Estrutura de metacomunidade de morcegos  
filostomídeos (Mammalia, Chiroptera) na Mata Atlântica  
brasileira / Luiz Antonio Costa Gomes. - Rio de  
Janeiro, 2020.  
89 f.: il.

Orientador: Adriano Lucio Peracchi.  
Coorientador: Michael R. Willig.  
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro, Biologia Animal, 2020.

1. Ecologia de metacomunidades. 2. Elementos de  
estrutura de metacomunidades. 3. Gradientes  
ambientais. 4. Morcegos filostomídeos. 5. Mata  
Atlântica. I. Peracchi, Adriano Lucio, 1938-, orient.  
II. Willig, Michael R., -, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.  
Biologia Animal. IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de  
Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

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

LUIZ ANTONIO COSTA GOMES

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Biologia Animal**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, área de concentração em Biodiversidade Animal.

TESE APROVADA EM -----/-----/----- (Data da defesa)

---

Adriano Lúcio Peracchi. Dr. UFRRJ  
(Orientador)

---

Marcelo Rodrigues Nogueira. Dr. UENF

---

Caryne Aparecida de Carvalho Braga. Dra. NUPEM/UFRRJ

---

Ricardo Moratelli. Dr. FIOCRUZ

---

André Felipe Nunes-Freitas. Dr. UFRRJ

Dedico este estudo a todos os pesquisadores que foram ao campo e trouxeram resultados de seus estudos locais que me permitiram estudar regionalmente a distribuição dos morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil.

*In the ouden days, when you died, your data just went away. A major shift in ecology has been to say: it's not my data, it's everybody data.*

*Michael R. Willig*

## AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Adriano Lúcio Peracchi que desde o meu mestrado tem aceitado e confiado nas minhas propostas de pesquisas ecológicas no seu laboratório que é predominantemente voltado aos estudos sobre taxonomia de morcegos. Obrigado por acreditar, estar sempre a disposição e ceder o Laboratório de Mastozoologia (ICBS/UFRRJ) para o desenvolvimento desta tese.

Aos Drs. Steven J. Presley ('Steve') e Michael R. Willig ('Mike') por aceitarem a proposta do meu projeto de doutorado e me supervisionarem com toda dedicação durante minha estadia no *Center for Environmental Science and Engeneering, University of Connecticut* (UConn), Estados Unidos. Agradeço imensamente pelas reuniões semanais, discussões, críticas, ajuda nas análises dos dados e revisões do texto no desenvolver da tese. Foi uma experiência profissional bastante enriquecedora. Com Steve e Mike, pude aprofundar e ampliar meus conhecimentos teóricos e metodológicos sobre ecologia de metacomunidades e aprender um pouco mais a como ser um pesquisador com pensamento mais crítico. Hey Steve, I'm sorry. I know you don't read in (or speak) Portuguese but I am sure Mike will translate for you. Everything I wrote in Portuguese in this paragraph was just to thank you. I really appreciated every single help you and Mike gave me during this doctoral process to build this thesis. Thanks a bunch!

Aos membros da banca de qualificação (previamente intitulada 'Metacomunidade de morcegos filostomídeos no território brasileiro') e da banca final desta tese: Dr. Marcelo Rodrigues Nogueira (UENF), Dr<sup>a</sup>. Caryne Aparecida de Carvalho Braga (NUPEM/UFRRJ), Dr. Jayme Magalhães Santangelo (IF/UFRRJ), Dr. André Felipe Nunes-Freitas (IF/UFRRJ), Dr. Ricardo Moratelli (FIOCRUZ) e Dr. Ildemar Ferreira (ICBS/UFRRJ). Obrigado por aceitarem o convite para a composição das bancas desta tese. Suas contribuições foram valiosas para melhorar muitos pontos neste manuscrito.

À M.Sc. Ayesha Ribeiro Pedrozo, Dr. William Douglas de Carvalho e ao Dr. Helio Ricardo da Silva pela leitura crítica de algumas das versões que compuseram esta tese. Muito obrigado pelas observações construtivas sobre o texto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio financeiro durante o dourado no Brasil e nos Estados Unidos. Esses financiamentos foram através do Programa de Demanda Social (2015-2019) no Brasil e através do

Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (2018-2019) (processo nº: 88881.188998/2018-01) nos Estados Unidos. Ao coordenador do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA) da UFRRJ, Francisco Gerson Araújo, por permitir autorizações de pagamento para o custeio de tradução de artigos científicos e idas à eventos científicos. Ao secretário do PPGBA, José Antônio, pela prestatividade e por sempre estar a disposição na secretaria para solucionar problemas documentais.

À UFRRJ e aos professores que fui aluno durante o doutorado. Obrigado por contribuírem para o meu crescimento como profissional.

Aos integrantes e ex-integrantes do Laboratório de Mastozoologia do ICBS/UFRRJ pelas diversas conversas no lab e nos campos durante os anos do doutorado: Andrea Cecília Sicotti Maas, Juliana Cardoso de Almeida, Mayara Almeida Martins, Marcione Brito de Oliveira, Daniela Dias, Isaac Passos de Lima, Marcelo Rodrigues Nogueira e Karen Toledo.

À Dr<sup>a</sup>. Caryne Aparecida de Carvalho Braga (NUPEM/UFRRJ) pelo incentivo, paciência e esclarecimentos sobre as análises dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades. Agradeço desde o momento em que o Steve nos colocou em contato. Ao Dr. Thiago dos Santos Cardoso (UFRRJ/Fiocruz) pelas conversas preveitosas sobre estrutura de metacomunidades via Whatsapp ou Messenger durante muitas noites e madrugadas.

Aos amigos e companheiros de pesquisa da Rural: Vinicius Miranda, Taynara Pontes, Alex Iacone, Fernanda Camilo, Nathália Neves, William Carvalho, Elizabete Lourenço, Deize Abreu, Joana Gama, Helio Ricardo, Raoní Rebouças, Gustavo Colaço (dentre outros que provavelmente não lembrei agora) pelas conversas, sociais, ideias trocadas e risadas. Sem os momentos sociais, seria mais difícil passar pelo doutorado e manter uma boa sanidade mental (rs).

Ao pessoal que convivi em Storrs, Connecticut, Estados Unidos: Anna Sjodin, Jason Lech, Laura Cisneros, Therese Brehant, Laura Roxbury, Daniel Chen, Eduardo Schneider, and Tyler Brown. Thank you all for the conversations about ecology and life at lab or in other places inside or outside UConn. As a non-American citizen, with you guys, I never felt myself like an outlander.

À minha família, em especial a minha mãe Rosilda Santos Costa, por sempre me apoiar e incentivar nos estudos. Por entenderem minha ausência em épocas comemorativas por motivos de ‘doutorado’. Sigo com o ‘peso’ de ser o primeiro Doutor

da família ao mesmo tempo esperançoso que muitos outros possam também realizar um curso de graduação/pós-graduação.

À Ayesha Ribeiro Pedrozo pelo carinho, apoio constante, momentos de distrações, conversas motivadoras, revisões e discussões sobre as versões do texto da tese durante grande parte do doutorado. Muito Obrigado por compartilhar momentos incríveis e enriquecedores!



## RESUMO

GOMES, Luiz Antonio Costa. **Estrutura de metacomunidade de morcegos filostomídeos (Mammalia, Chiroptera) na Mata Atlântica brasileira.** 2020. 89p. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

A ecologia de metacomunidades permite avaliar como múltiplas espécies interagem, variam e estão organizadas em conjuntos de comunidades ao longo de gradientes ambientais. A composição das espécies é determinada por combinações de processos ambientais e espaciais, e as propriedades emergentes das distribuições das espécies formam padrões espaciais (estruturas de metacomunidade). Nós usamos 54 espécies de morcegos da família Phyllostomidae e 30 localidades (com  $\geq 19$  espécies) ao longo da Mata Atlântica no Brasil para: (1) determinar a distribuição das espécies, (2) caracterizar o padrão de metacomunidade e (3) identificar as características ambientais e espaciais que deram origem a tal padrão. Os Elementos de Estrutura de Metacomunidades (coerência, substituição de espécies e coincidência de limites) foram usados para determinar o melhor padrão idealizado de distribuição de espécies em relação à distribuição empírica dos morcegos. A Análise de Correspondência Canônica e a Partição de Variância foram usadas para determinar respectivamente o gradiente ambiental latente e a contribuição relativa das características da temperatura, da precipitação e do espaço na composição das espécies. Além disso, testamos o efeito da floresta Ombrófila e da floresta sazonal sobre os grupos de morcegos filostomídeos usando o teste de Kruskal-Wallis. Tanto o grupo formado por todas as espécies de morcegos filostomídeos como os grupos de morcegos animalívoros e de herbívoros exibiram padrões de metacomunidade com coerência positiva, indicando que a maioria das espécies de cada grupo de morcegos respondeu a um gradiente ambiental latente. Porém, a metacomunidade com todas as espécies mostrou um padrão quase-clementsiano, com os animalívoros exibindo uma estrutura quase-aninhada com perda aleatória de espécies e os herbívoros mostrando um padrão clementsiano. O gradiente ambiental detectado foi composto pela variação conjunta na temperatura, na precipitação e no espaço, e foi pervasivo em todos os grupos de morcegos. Esses fatores juntos explicaram de 48,3% a 66,2% da variação na composição das espécies entre as

localidades considerando os grupos de morcegos. Nenhum efeito puro das variáveis ambientais foi encontrado para todas as espécies ou para os morcegos animalívoros. Contudo, características isoladas do espaço e da precipitação foram significativas para os morcegos herbívoros. Os padrões quase-clementsiano e clementsiano evidenciados por todas as espécies e pelos morcegos herbívoros indicam que as espécies com distribuições similares compartilham características ecológicas e evolutivas formando grupos de espécies ao longo do gradiente observado. Os compartimentos clementsianos foram delimitados por processos históricos antropogênicos, como localidades contendo fragmentos originais de Mata Atlântica e localidades contendo alterações espaciais relacionadas ao uso da terra pelo homem. O padrão quase-aninhado com perda aleatória de espécies apresentado pelos animalívoros indica que os limites de distribuição das espécies foram determinados pela tolerância ambiental espécie-específica desses morcegos ao longo do gradiente observado. Morcegos filostomídeos apresentaram padrões não-aleatórios de distribuição que são moldados por um gradiente ambiental espacialmente estruturado ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. Analisar grupos funcionais de espécies fornece informações ecológicas adicionais sobre as distribuições das espécies que são obscurecidas quando é considerado apenas um grupo funcionalmente heterogêneo de espécies. Por fim, a fragmentação do habitat associada às atividades do homem provavelmente desempenham um papel crucial na distribuição atual das espécies de filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil.

**Palavras-chave:** Composição de espécies, gradiente climático espacialmente estruturado, grupos funcionais, padrões não-aleatórios de metacomunidade.

## **ABSTRACT**

GOMES, Luiz Antonio Costa. **Metacommunity structure of phyllostomid bats (Mammalia, Chiroptera) in Brazilian Atlantic Forest**. 2020. 89p. Thesis (Doctorate in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

Metacommunity ecology has provided the understanding of how multiple species interact, vary and are organized in suits of communities throughout ecological gradients. Community composition is determined by combinations of environmental and spatial processes, and the emergent properties of species distribution form spatial patterns (metacommunity structures). We used 54 species of phyllostomid bats and 30 sites (with  $\geq 19$  species) along the Atlantic Forest biome of Brazil to (1) determine the species distribution, (2) characterize the metacommunity pattern, and (3) identify environmental and spatial characteristics that give rise to such pattern. The Elements of Metacommunity Structure (coherence, range species turnover and range boundary clumping) were used to determine the best-fit idealized metacommunity pattern in relation to empirical distribution of bats. Canonical Correspondence Analysis and Variation Partitioning were used to determine the latent environmental gradient and the relative contribution of temperature, precipitation and space in structuring local species composition, respectively. We also tested the effect of Coastal and Seasonal forests on phyllostomid bat groups, using the Kruskal-Wallis test. Both the phyllostomid bat metacommunity, and animalivorous and herbivorous bats exhibited positive coherence, indicating that most species of each bat group responded to a latent environmental gradient. However, all phyllostomids showed a quasi-Clementsian structure, animalivores exhibited a quasi-nested structure with stochastic species loss, and herbivores showed a Clementsian structure. The detected environmental gradient comprised joint variation in temperature, precipitation, and space, and was pervasive in all bat groups. These three factors together explained from 48.3% to 66.2% of variation in species composition among sites regarding bat groups. No pure effect of suits of environmental variables was found for all phyllostomids or animalivorous bats. However, pure space and precipitation features were significant for herbivorous bats. The quasi-Clementsian and Clementsian patterns highlighted by all phyllostomids and herbivores indicate that species with similar distributions share evolutionary and

ecological characteristics forming groups of species along the observed gradient. Clementsian compartments were delimited by anthropogenic historical processes, such as sites comprising fragments of original Atlantic forests and sites comprising spatial alterations related to human land use. Conversely, the quasi-nested pattern with stochastic species loss presented by animalivores indicates that range boundaries of species were determined by species-specific environmental tolerances throughout the observed gradient. Phyllostomid bat species present non-random distributional patterns that are molded by a spatially-structured environmental gradients throughout the Atlantic forest biome in Brazil. Analysis of functional groups of species provided additional ecological information on species distributions that are obscured when considering a functionally heterogeneous group of species. Finally, habitat fragmentation associated with human activities likely plays a crucial role in modern phyllostomid species distributions throughout the Atlantic Forest of Brazil.

**Keywords:** Functional groups, non-random metacommunity structures, spatially structured climatic gradient, species composition.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Distribuição dos municípios (●) com ocorrência de espécies de morcegos da família Phyllostomidae no bioma Mata Atlântica no Brasil. A região em verde indica o domínio da Mata Atlântica. Mais de 90% dos municípios estavam sub amostrados (i.e., riqueza < 19 espécies) segundo os critérios de Bergallo et al. (2003). Veja o Anexo 1 do presente estudo para detalhes dos municípios..... 10
- Figura 2** – Procedimento de otimização dos dados para produzir localidades (círculos fechados pretos) bem amostradas (riqueza > 18 espécies; Bergallo et al. 2003) para a análise de estrutura de metacomunidade dos morcegos filostomídeos na Mata Atlântica no Brasil. (A) Classificação dos 279 municípios (pontos amostrais) em dois tipos de florestas (ombrófila [círculos abertos pretos] e estacional [círculos abertos azuis]) e otimização dos municípios por técnica de aglomeração para a criação de novas localidades amostrais. Cada município está representado por um ponto com uma área de influência de 25 km de raio e aqueles cujo os centros estiveram < 50 km de distância entre si foram combinados se ocorressem no mesmo tipo de floresta e se não estivessem bem amostrados (i.e., aqueles com < 19 espécies). (B) A aplicação do procedimento de otimização resultou na criação de 30 localidades (pontos) bem amostradas contendo de um a sete municípios. O asterísco acima dos números 15, 30 e 39 indica o número de espécies..... 11
- Figura 3** – Árvore de decisão que guia o procedimento analítico dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades (coerência, substituição de espécies e coincidência de limites). Os seis tipos de padrões idealizados de distribuição de espécies estão enumerados de 1 a 6 (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Três tipos de subconjunto aninhado\* podem surgir dependendo da natureza de suas perdas de espécies (PRESLEY et al., 2010). ‘NS’ = não significativo, ‘+’ = significativamente mais coerente, mais substituições de espécies ou mais limites de distribuições coincidentes, ‘-’ significativamente menos coerente, menos substituições de espécies ou menos limites de distribuições coincidentes e ‘IM’ = índice de Morisita. Para análises de substituição de espécies não significativas: ‘<’ = número observado de substituições foi menor do que o número médio baseado em randomizações, e ‘>’ = número observado de substituições foi maior do que o número médio baseado em randomizações. Nos plots: eixo X = espécies, eixo Y = pontos amostrais, e área em preto = presença de espécies. Esquema adaptado de Willig et al. (2011)..... 18
- Figura 4** – Distribuição quase-clementsiana da metacomunidade de morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica do Brasil baseada nas 30 localidades adequadamente amostradas (veja Tabela 1 e Apêndice 1 para detalhes). Os acrônimos das espécies representam as três primeiras letras do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico (veja Anexo 2 para detalhes). Cores das colunas: azul = espécies animalívoras, preto = espécies hematófagas e verde = 25

espécies herbívoras.....

**Figura 5** – Distribuição clementsiana dos morcegos herbívoros (barras verdes) e distribuição quase-aninhada com perda aleatória de espécies dos morcegos animalívoros (barras azuis) na Mata Atlântica no Brasil. O gradiente ambiental latente é composto pelas variações ambientais existentes nas 30 localidades. A identificação das localidades está disponível na Tabela 1 e no Anexo 1, e os acrônimos das espécies no Anexo 2 deste estudo. Fotos das espécies: *Carollia perspicillata* (herbívoros) e *Chrotopterus auritus* (animalívoro)..... 27

**Figura 6** – Correlação entre os gradientes ambientais latentes (eixos 1 da média recíproca dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades) para todas as espécies (todos filostomídeos), para as espécies herbívoras e para as espécies animalívoras da família Phyllostomidae ao longo da Mata Atlântica no Brasil. Teste de Correlação de Spearman:  $r_s$  = coeficiente de correlação e  $P$  = probabilidade..... 28

**Figura 7** – Distribuição espacial das localidades representando os compartimentos do padrão quase-clementsiano ou do padrão clementsiano para todos os filostomídeos (metacomunidade) ou para os filostomídeos herbívoros, respectivamente, na Mata Atlântica no Brasil. Para cada mapa, os compartimentos 1 e 2 estão indicados pelos círculos pretos e vermelhos respectivamente. A influência humana inclui áreas abertas sem florestas, plantações e áreas antrópicas, por exemplo. As descrições das 30 localidades aparecem na Tabela 1 (veja também o Anexo 1 para mais detalhes sobre as localidades). Os ‘shapefiles’ para a construção dos mapas foram extraídos do site do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG (<http://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>)..... 29

**Figura 8** – Efeito do tipo de floresta (i.e., ombrófila e estacional) sobre a composição da metacomunidade de todos os morcegos filostomídeos, dos morcegos animalívoros e dos morcegos herbívoros filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil, usando os escores das localidades do primeiro eixo extraído da Média Recíproca (RA, = ‘Reciprocal Averaging’) que caracteriza um gradiente ambiental latente para cada grupo de morcegos..... 34

**Figura 9** – Ordenação das 30 comunidades de morcegos filostomídeos ao longo de um gradiente ambiental estruturado espacialmente no bioma Mata Atlântica no Brasil usando a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Os códigos das localidades (números vermelhos) aparecem na Tabela 1 e Anexo 1. As descrições das oito variáveis climáticas e espaciais (abreviações em preto) aparecem na Tabela 6..... 35

**Figura 10** – Ordenação dos morcegos filostomídeos herbívoros (A) e animalívoros (B) nas 30 localidades ao longo de um gradiente climático espacialmente estruturado no bioma Mata Atlântica usando a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Os códigos das localidades (números vermelhos) aparecem na Tabela 1 e Anexo1. As descrições das oito variáveis climáticas e espaciais (abreviações em preto) aparecem na Tabela 6. Foto das espécies: *Platyrrhinus lineatus* (herbívoros) e *Phyllostomus hastatus* (animalívoro)..... 36

**Figura 11** – Diagrama de Venn mostrando as frações da variação na composição de espécies de morcegos filostomídeos explicada pela temperatura (círculo azul), precipitação (círculo verde) e espaço (círculo marrom), como determinadas pela partição de variância. Os números correspondem aos valores de  $R^2$  ajustado. ‘n’ significa fração não testável e asterisco indica valores significativos de  $R^2$  ( $P \leq 0,05$ ).. 37

**Figura 12** – Diagrama de Venn mostrando as frações da variação na composição de espécies de morcegos filostomídeos herbívoros (A) e animalívoros (B) explicada pela temperatura (círculo azul), precipitação (círculo verde) e espaço (círculo marrom), como determinadas pela partição de variância. Os números correspondem aos valores de  $R^2$  ajustado. ‘n’ significa fração não testável e asterisco indica valores significativos de  $R^2$  ( $P \leq 0,05$ ). Foto das espécies: *Glossophaga soricina* (herbívoros) e *Trachops cirrhosus* (animalívoro)..... 38

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Localidades obtidas através de uma otimização sistemática dos dados de municípios da Mata Atlântica no Brasil (veja Anexo 1). ‘CL’ significa o código da localidade. DP representa o desvio padrão da média. ‘Avanço’ representa a diferença entre a riqueza total de espécies da localidade e o município mais rico em espécie da localidade (i.e., Total – Máxima).....	9
<b>Tabela 2</b> – Representação ilustrativa de ausências embutidas (AE) em uma metacomunidade ordenada. 1 = presença da espécie, 0 = ausência da espécie e * = ausência embutida.....	14
<b>Tabela 3</b> – Exemplo ilustrativo de substituição de espécies ao longo de um gradiente ambiental latente (depois de preencher as ausências embutidas) representado por 4 locais (i.e., gradiente ambiental latente) e 2 espécies. A Espécie A é substituída pela Espécie B no local 4, assim como a espécie B é substituída pela espécie A no local 1. Portanto, substituição de espécies igual a 2. 1 = presença da espécie e 0 = ausência da espécie.....	15
<b>Tabela 4</b> – Variáveis climáticas extraídas do WorldClim (= <i>Global Climate Data</i> ; HIJMANS et al., 2005) para caracterizar o gradiente ambiental latente associado ao padrão de metacomunidade.....	22
<b>Tabela 5</b> – Resultado da análise dos três elementos de estrutura de metacomunidade para todas as espécies de morcegos filostomídeos no bioma Mata Atlântica no Brasil. Abreviações: AE = ausências embutidas, <i>P</i> = probabilidade, DP = desvio padrão e IM = índice de Morisita. Os números em negrito indicam valores significativos ( $P \leq 0.05$ ).....	26
<b>Tabela 6</b> – Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a metacomunidade contendo todos os morcegos filostomídeos na Mata Atlântica, Brasil. Essa análise avalia a extensão na qual a variação entre as localidades em composição de espécies (ausências embutidas preenchidas) correspondem à variação entre localidades em características climáticas e espaciais. Os escores em negrito ( $\geq 0,361$ ou $\leq -0,361$ ) indicam valores significativos ( $P \leq 0,050$ ).....	32
<b>Tabela 7</b> – Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para os morcegos filostomídeos herbívoros e animalívoros na Mata Atlântica, Brasil. Essa análise avalia a extensão a qual a variação entre as localidades em composição de espécies (ausências embutidas preenchidas) correspondem à variação entre localidades em características climáticas e espaciais. Os escores em negrito ( $\geq 0,361$ ou $\leq -0,361$ ) indicam valores significativos ( $P \leq 0,050$ ).....	32



## LISTA DE ANEXOS

<b>Anexo 1</b> – Localização dos 279 municípios com ocorrência de espécies de morcegos filostomídeos ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. Riqueza = número de espécies. Em ‘Fonte’, ALP = Coleção Adriano Lucio Peracchi.....	61
<b>Anexo 2</b> – Ocorrência das 54 espécies de morcegos filostomídeos nas 30 localidades ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. O código dos localidades estão descritos na Tabela 1.....	86

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução</b> .....	1
1.1. <i>Objetivos e hipóteses</i> .....	4
<b>2. Material e Métodos</b> .....	5
2.1. <i>Coleta e organização dos dados</i> .....	5
2.2. <i>Análise dos dados</i> .....	12
2.2.1. <i>Elementos de Estrutura de Metacomunidades: coerência, substituição de espécies e coincidência de limites</i> .....	12
2.2.2. <i>Análises complementares aos Elementos de Estrutura de Metacomunidades</i> .....	19
<b>3. Resultados</b> .....	23
3.1. <i>Elementos de Estrutura de Metacomunidades</i> .....	23
3.2. <i>Gradiente ambiental comum estruturador das espécies</i> .....	30
<b>4. Discussão</b> .....	39
4.1. <i>Otimização amostral e representatividade do gradiente ambiental latente</i> .....	39
4.2. <i>Estrutura de Metacomunidades de morcegos filostomídeos</i> .....	39
4.3. <i>Gradiente ambiental estruturando as espécies de morcegos filostomídeos</i> .....	43
4.4. <i>Metacomunidades de morcegos filostomídeos em uma Mata Atlântica fragmentada e implicações para a conservação</i> .....	45
4.5. <i>Conclusão</i> .....	49
<b>5. Referências bibliográficas</b> .....	50
<b>6. Estudos utilizados no Anexo 1 (Fonte)</b> .....	74

## 1. Introdução

O clima, o tipo de habitat, as interações interespecíficas e a dispersão dos organismos são os principais fatores que influenciam a distribuição das espécies; e a importância desses fatores pode variar dependendo da escala espacial considerada (MCGILL, 2010). Dessa forma, a abordagem de metacomunidades considera explicitamente esses fatores para entender as distribuições das espécies em múltiplas escalas (local e regional) (LEIBOLD et al., 2004). Mais especificamente, essa subdisciplina da ecologia investiga a distribuição de conjuntos de espécies locais (comunidades) em seus contextos regionais (metacomunidades) (HEINO et al., 2015), podendo se aliar as perspectivas da biologia evolutiva e da biogeografia histórica para explicar a variação na composição de espécies e na biodiversidade (BRASIL et al., 2017; DE LA SANCHA et al., 2014; LEIBOLD, 2011; URBAN et al., 2008). Conceitualmente, uma metacomunidade é um conjunto de comunidades ecológicas locais que estão potencialmente ligadas através da dispersão de espécies em escala regional (GONZALEZ, 2009; WILSON, 1992), enquanto uma comunidade ecológica é um conjunto de espécies que interagem afetando suas taxas demográficas em escala local (LEIBOLD et al., 2004). A variação na dispersão interespecífica entre comunidades afeta a estrutura de metacomunidades com níveis baixos e intermediários de dispersão, resultando em metacomunidades mais complexas por apresentarem um conjunto de características próprias conhecidas como estruturas ou padrões (GONZALEZ, 2009).

Dois abordagens são utilizadas para entender a distribuição de espécies em ecologia de metacomunidades. A primeira é uma abordagem mais mecânica que foca em processos que moldam a dinâmica da metacomunidade através de cinco mecanismos – dinâmica de manchas (*patch dynamics*), ‘sucessão de manchas alteradas’ (*patch disturbance-succession*), alocação de espécies (*species sorting*), efeito de massa (*mass-effect*) e neutro (*neutrality*) (GONZALEZ, 2009; LEIBOLD et al., 2004). Esses mecanismos se baseiam em diferentes combinações de processos ambientais (e.g., temperatura, precipitação) e espaciais (e.g., associados à dispersão) que funcionam de maneira tanto complementar como divergente (COTTENIE, 2005; GONZALEZ, 2009). A segunda abordagem foca em três características fundamentais da distribuição de espécies – coerência, substituição de espécies e coincidência de limites – que são conhecidas como os

Elementos de Estrutura de Metacomunidades (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Em geral, os três elementos são usados para identificar seis padrões idealizados de distribuição de espécies (i.e., aleatório, tabuleiro de damas, aninhado, igualmente espaçado, gleasoniano e clementsiano) e suas quase-estruturas (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). Essa caracterização pode ser estabelecida espacialmente (e.g., BRASIL et al., 2017; HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA; LINDO; PERES-NETO, 2013; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017; PRESLEY et al., 2012; PRESLEY; WILLIG, 2010; WILLIG et al., 2011) ou temporalmente (e.g., DELCIELLOS et al., 2018; FERNANDES et al., 2014; OCHOA-OCHOA; WHITTAKER, 2014; TONKIN et al., 2016). Além disso, essa abordagem facilita a identificação de gradientes ambientais latentes que sustentam a organização da metacomunidade (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Porém, técnicas analíticas complementares (e.g., análise de correspondência canônica, regressão, correlação) são requeridas para determinar a natureza das características ambientais e espaciais que estão correlacionadas ao gradiente ambiental latente (e.g., ALMEIDA; CETRA, 2016; CARDOSO et al., 2018; DE LA SANCHA et al., 2014; DELCIELLOS et al., 2018; FERNANDES et al., 2014; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017; MEYNARD et al., 2013; WILLIG et al., 2011; dentre outros). A integração dessas abordagens permite testar múltiplas hipóteses relacionadas aos processos ambientais e padrões ecológicos. Por exemplo, é possível inferir sobre os mecanismos (LEIBOLD et al., 2004) que estruturam as distribuições das espécies e as propriedades emergentes das metacomunidades (e.g. HEINO et al., 2015; PRESLEY et al., 2012). Entender tais dinâmicas é um passo importante para elaborar estratégias para a conservação e monitoramento de espécies em múltiplas escalas.

Depois da Floresta Amazônica, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta úmida das Américas, estando distribuída ao longo da zona costeira do Brasil e se estendendo interiormente pelo sul e leste do Paraguai e pelo nordeste da Argentina (TABARELLI et al., 2005). É um bioma com aproximadamente 150 milhões de hectares e muito heterogêneo por apresentar padrões climáticos regionalizados e tipos de florestas (ombrófila e estacional) com diferentes ecossistemas associados (mangues, restingas, campos rupestres e brejos) (MORELLATO; HADDAD, 2000; OLIVEIRA-FILHO;

FONTES, 2000; RIBEIRO et al., 2009; TABARELLI et al., 2005). Devido ao seu alto número de espécies endêmicas e ter seu território constantemente ameaçado por atividades do homem, a Mata Atlântica é considerada um dos 34 centros de biodiversidade (*hotspots*) mundiais (LAURANCE, 2009; MITTERMEIER et al., 2004; MYERS et al., 2000), com cinco áreas de endemismo (Brejos Nordestinos, Pernambuco, Bahia, Diamantina e Serra do Mar) baseadas na distribuição de pássaros, primatas e borboletas (SILVA; CASTELETI, 2003). Mais de 1.400 espécies de vertebrados ocorrem na região, incluindo 114 espécies de morcegos, das quais cinco são regionalmente endêmicas: *Dryadonycteris capixaba* Nogueira, Lima, Peracchi & Simmons, 2012, *Lonchophylla peracchii* Dias, Esbérard & Moratelli, 2013, *Eptesicus taddeii* Miranda, Bernardi & Passos, 2006, *Lasiurus ebenus* Fazzolari-Corrêa, 1994 e *Myotis izecksohni* Moratelli, Peracchi, Dias & Oliveira, 2011 (LAURANCE, 2009; NOGUEIRA et al., 2014, 2018; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016a).

Nas últimas décadas, a Mata Atlântica tem sido modificada cada vez mais pelas atividades do homem, como o desmatamento para a extração de madeira, cultivo de plantações, áreas de pasto para gado e construções (FONSECA, 1985; METZGER, 2009; RIBEIRO et al., 2011; TABARELLI et al., 2005, 2010). Atualmente, no território brasileiro, 28% do bioma são cobertos por vegetação nativa, 2% representam corpos d'água e 70% significam áreas desmatadas e alteradas por atividades do homem (REZENDE et al., 2018). Por exemplo, cerca de 60% da população urbana (125 milhões de pessoas) no Brasil está concentrada nos domínios do bioma Mata Atlântica (REZENDE et al., 2018; SCARANO; CEOTTO, 2015), evidenciando grande alteração na vegetação nativa que ocorreu em prol de áreas urbanizadas, como cidades. Esse desmatamento gera fragmentação e perda de habitat que ameaçam a estabilidade populacional de muitas espécies e altera a composição de comunidades (FAHRIG, 2003; FARIA, 2006; METZGER, 2009; MEYER; STRUEBIG; WILLIG, 2016).

Phyllostomidae é uma família endêmica de morcegos do Novo Mundo que ocorre do sudoeste dos Estados Unidos até o norte da Argentina (PERACCHI et al., 2011). Nessa região, é a família mais rica em espécies representando cerca de 60% das espécies de morcegos (175 de 302 espécies; DÍAZ et al., 2016). Quanto ao tipo de hábitos alimentares, Phyllostomidae também é a família de morcegos mais diversa, existindo espécies

herbívoras (frugívoras e nectarívoras) e animalívoras (carnívoras, insetívoras e onívoras). Consequentemente, são animais ecologicamente importantes por atuarem na manutenção de populações de espécies de plantas através da tríade ‘polinização, frugivoria e dispersão de sementes’ e de espécies de animais através do consumo de invertebrados e de pequenos vertebrados (KUNZ et al., 2011; KUNZ; PIERSON, 1994; MUSCARELLA; FLEMING, 2007). Além disso, algumas espécies são indicadoras de distúrbios ambientais, como fragmentação florestal e mudanças na paisagem (CUNTO; BERNARD, 2012), e podem estar presentes ou ausentes dependendo da qualidade do habitat (BOBROWIEC; GRIBEL, 2010; FARIA, 2006; JONES et al., 2009; LOURENÇO et al., 2014; MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000; MEYER; STRUEBIG; WILLIG, 2016). Esses morcegos também desempenham um importante papel na recuperação de florestas durante sua sucessão secundária (MUSCARELLA; FLEMING, 2007).

Em ampla escala, a tolerância ambiental e a especificidade do habitat determinam padrões de distribuição (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) que podem variar de acordo com a afiliação trófica ou taxonômica das espécies (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012). Por esse motivo e devido a sua grande diversidade taxonômica e funcional, os morcegos filostomídeos representam um táxon apropriado para investigar padrões de distribuição de espécies em múltiplas escalas. Além disso, 33% das espécies da família ocorrem na Mata Atlântica (58 espécies; NOGUEIRA et al., 2018; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016a) onde esses morcegos são relativamente bem estudados (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011), especialmente considerando as formas que sua riqueza de espécies e organização filogenética respondem a um gradiente de temperatura (STEVENS, 2013; STEVENS; GAVILANEZ, 2015). Contudo, a estrutura de metacomunidade dos filostomídeos na Mata Atlântica é desconhecida, e é incerto se a distribuição das espécies está fortemente associada apenas ao gradiente de temperatura ou se outros gradientes podem afetá-las também.

### **1.1. *Objetivos e hipóteses***

Os objetivos deste estudo foram (1) identificar as distribuições de espécies de morcegos filostomídeos ao longo do bioma Mata Atlântica, (2) caracterizar seus padrões de metacomunidade e (3) identificar as características espaciais e ambientais que originaram

tais padrões. Para alcançar esses objetivos, quatro hipóteses foram testadas. (Hipótese 1) Esperamos que as espécies de morcegos filostomídeos apresentem padrões não-aleatórios de distribuição, uma vez que a combinação de fatores bióticos (e.g., interações entre espécies e especificidade de habitat) e abióticos (e.g., clima e espaço) moldam as distribuições das espécies (MCGILL, 2010). Esses padrões não-aleatórios de distribuição sugerem que a maioria das espécies compartilha restrições ecológicas associadas as suas dimensões de nicho que as fazem responderem ao mesmo gradiente ambiental latente, que é formado pela combinação de fatores bióticos e abióticos (PRESLEY et al., 2011; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). (Hipótese 2) Se grupos de espécies com necessidades ecológicas similares (e.g., grupos funcionais) evidenciarem padrões de distribuições diferentes (e.g., LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012), então, todos os morcegos filostomídeos e os grupos funcionais (animalívoros e herbívoros) evidenciarão diferentes padrões de distribuição na Mata Atlântica. (Hipótese 3) Sabendo que as fitofisionomias da floresta Ombrófila e da floresta Estacional são floristicamente distintas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), é esperado que o tipo de floresta influencie a composição de espécies filostomíneas, principalmente as herbívoras, por estar associado à diferentes gradientes ambientais latentes. Por fim, (Hipótese 4) uma vez que filtros ambientais (e.g., temperatura, precipitação) têm uma grande influência sobre morcegos em macroescala (STEVENS, 2013), é esperado que a contribuição relativa de um filtro ambiental seja maior do que um filtro espacial na estruturação da metacomunidade de morcegos filostomídeos na Mata Atlântica.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Coleta e organização dos dados**

Este estudo foi desenvolvido através de uma compilação de dados de ocorrência de espécies de morcegos da família Phyllostomidae ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. Nós extraímos dados disponíveis da literatura (e.g., artigos científicos publicados em periódicos e capítulos de livros) através de buscas usando o ‘Google’ (<https://www.google.com/>), ‘Google Acadêmico’ (<https://www.scholar.google.com/>), ‘Science Direct’ (<https://www.sciencedirect.com/>) e ‘Researchgate’

(<https://www.researchgate.net/>). Utilizamos inúmeros termos (i.e., ‘morcegos’, ‘Phyllostomidae’, ‘filostomídeos’, ‘Mata Atlântica’, ‘Floresta Atlântica’ e o nome de cada estado brasileiro inserido na Mata Atlântica) e suas variações na língua inglesa como palavras-chave. Além disso, usamos informações sobre ocorrência de espécies baseadas em registros da Coleção Adriano Lúcio Peracchi, localizada no Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. Essa coleção é considerada uma das principais coleções científicas do país, reunindo mais de 11 mil exemplares de morcegos, representando cerca de 90% das espécies ocorrentes ao longo do território nacional (PERACCHI, 2016). Estudos não publicados, como relatórios de empreendimento ambiental, não foram considerados por existir informações dúbias quanto à identificação das espécies. Indivíduos registrados em estudos publicados sem identificação a nível específico foram desconsiderados. A nomenclatura e o arranjo taxonômico das espécies seguem NOGUEIRA et al. (2018). *Gardnerycteris crenulatum* foi considerada espécie válida no lugar de *Mimon crenulatum* (veja Hurtado & Pacheco 2014). Todos os estudos utilizados nesta tese estão listados no Anexo 1.

A utilização de matriz de incidência é a forma mais básica de resumir e descrever empiricamente padrões de distribuição de espécies de uma metacomunidade (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). No caso do filostomídeos na Mata Atlântica, as matrizes de incidências compostas por ‘municípios’ (i) e ‘espécies’ (j) representaram a entrada (*input*) para as análises subsequentes. Uma vez que informações acuradas são necessárias para definir apropriadamente os Elementos de Estrutura de Metacomunidades (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010), os municípios foram tratados como unidades amostrais. Neste sentido, os dados dos estudos realizados em um determinado município foram somados. Para assegurar um poder estatístico suficiente nas análises subsequentes, nós usamos os municípios como localidades. Consequentemente, o foco foi nas espécies de morcegos filostomídeos que estavam distribuídas em 279 municípios investigados ao longo de 13 estados dentro do domínio do bioma Mata Atlântica (Figura 1; Anexo 1).

Mais de 65% dos municípios contiveram  $\leq 10$  espécies (Figura 1), sugerindo amostragem inadequada baseando-se em Bergallo et al. (2003). Tendo isso em vista, realizamos uma otimização sistemática dos dados (Figura 2) para melhorar a acurácia e a



representatividade dos dados em relação a composição das espécies. Essa otimização foi estruturada seguindo critérios e restrições explícitos.

A primeira etapa foi classificar os 279 municípios em floresta ombrófila ou floresta estacional, que são os dois maiores tipos de florestas que compõem o bioma Mata Atlântica (MORELLATO; HADDAD, 2000; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) (Figura 2A). É importante ressaltar que os 279 municípios considerados são cobertos totalmente por um ou outro tipo de vegetação, ou seja, floresta ombrófila ou floresta estacional. Nós usamos um *shapefile* de vegetação da Mata Atlântica disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ([https://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_top.php](https://downloads.ibge.gov.br/downloads_top.php)) e as coordenadas geográficas (latitude e longitude) dos municípios para classificar os municípios como pertencentes à floresta ombrófila ou à floresta estacional. As coordenadas foram obtidas de três maneiras: usando a informação do estudo quando este foi o único realizado no município; usando as informações do estudo com maior riqueza de espécies no município quando o município apresentou mais de um estudo; e usando as coordenadas do ponto central do município quando as informações de latitude e longitude não eram disponibilizadas. A classificação dos municípios em florestas ombrófila ou estacional foi feita usando o programa QGIS versão 3.2.3-Bonn.

A segunda etapa foi avaliar a adequabilidade amostral dos municípios. Bergallo et al. (2003) quantificaram o esforço amostral mínimo necessário na Mata Atlântica para amostrar a maioria das espécies de morcegos filostomídeos e sugeriram que áreas com, ao menos, 19 espécies poderiam ser consideradas bem amostradas. Assim, estabelecemos que um município com número de espécies  $\geq 19$  estaria suficiente amostrado para ser incluído nas análises (Figura 1).

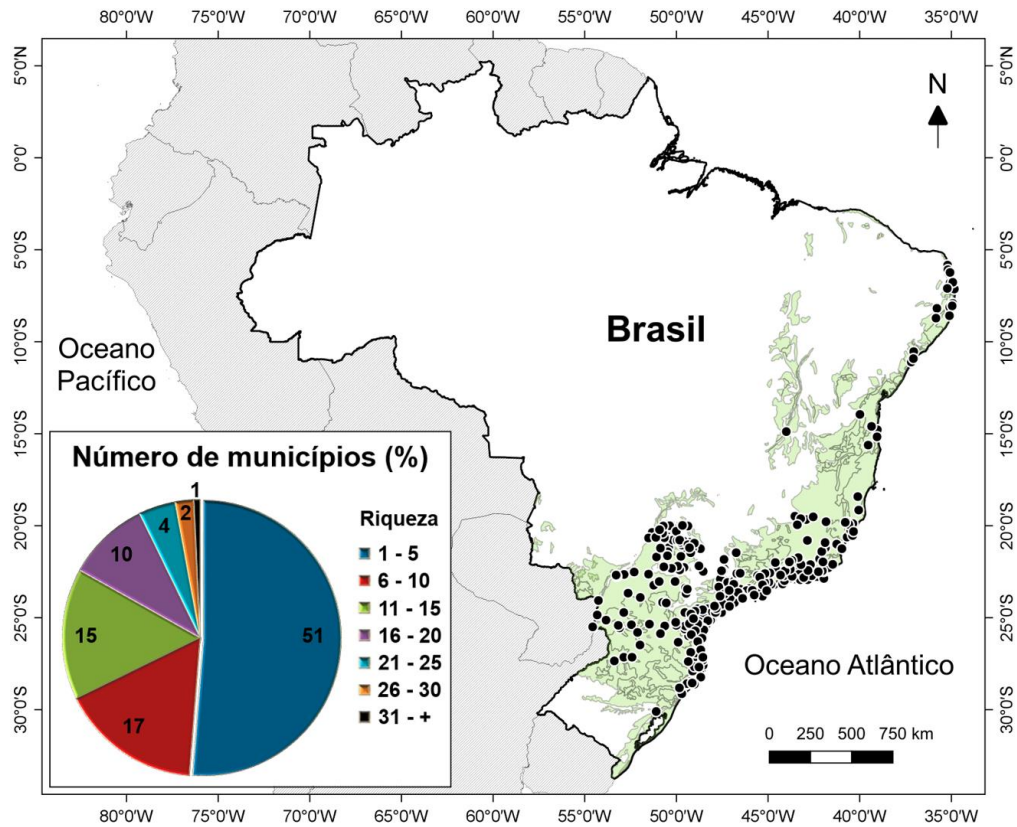
A terceira etapa foi maximizar o número de localidades bem amostradas usando uma técnica de aglomeração. No mapa, criamos uma área de influência (*buffer zone*) de 25 km de raio entorno dos 279 pontos (municípios) para posteriormente unir aqueles que tinham suas áreas sobrepostas espacialmente (Figura 2A). No entanto, os pontos foram somente unidos se apresentassem o mesmo tipo de floresta (i.e., ombrófila ou estacional), e os pontos bem amostrados (i.e., aqueles com  $\geq 19$  espécies) não foram unidos entre si. Com o intuito de visualizar melhor a relação de proximidade entre os pontos, construímos um dendograma usando o método de agrupamento UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method*

using *Arithmetic averages*) com índice de similaridade de Jaccard. Essa análise exploratória foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2018) com o pacote ‘vegan’ (OKSANEN et al., 2018). Assim, finalizamos com um total de 30 localidades bem amostradas (Figura 2B, Tabela 1) e 54 espécies de morcegos filostomídeos (Anexo 2) que representam 93% das espécies de morcegos filostomídeos registrados para o bioma Mata Atlântica (58 espécies; NOGUEIRA et al., 2018; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016a). Apenas *Lionycteris spurrelli*, *Glyphonycteris daviesi*, *Mesophylla macconnelli* e *Platyrrhinus incarum* não foram registradas nessas localidades. Apesar dessa otimização reduzir o número inicial de pontos para a análise em 89%, ela produz um número suficiente de amostras bem representativas (N = 30) para informar uma ampla análise de estrutura de metacomunidade. Como houve unificação de alguns ‘municípios’ para a formação de novas localidades, daqui para frente a unidade amostral será entendida como ‘localidade’, não mais como ‘município’.

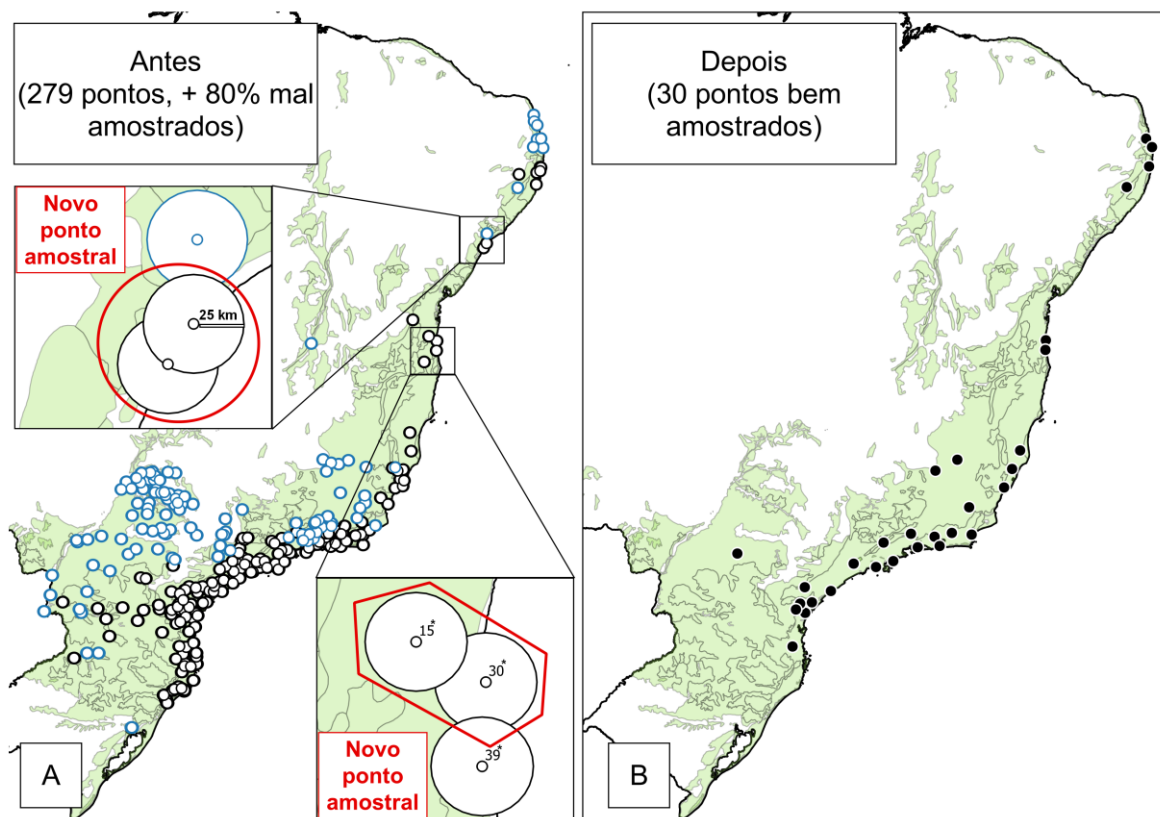
As análises de estrutura de metacomunidade foram baseadas em três escalas de diversidade: (1) todas as espécies de morcegos filostomídeos, (2) grupo funcional das espécies de morcegos animalívoros (= consumidores de pequenos vertebrados e insetos) e (3) grupo funcional das espécies de morcegos herbívoros (= consumidores de frutos, néctar e pólen). Como a sanquivoria representa uma dieta altamente especializada com adaptações que são distintas de outros animalívoros (PERACCHI et al., 2011), as espécies hematófagas foram excluídas do grupo dos animalívoros sendo consideradas apenas no grupo com todas as espécies de morcegos. Consideramos cada grupo funcional para representar uma categoria analítica representativa porque espécies ecologicamente diferentes podem responder de maneira distinta às variações ambientais em ampla escala. Ou seja, um grupo funcional pode apresentar padrão de distribuição de espécies diferente de outro ou até mesmo da metacomunidade (e.g., LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; PRESLEY; WILLIG, 2010). Os hábitos alimentares das espécies estão de acordo com Peracchi et al. (2011).

**Tabela 1** – Localidades obtidas através de uma otimização sistemática dos dados de municípios da Mata Atlântica no Brasil (veja Anexo 1). ‘CL’ significa o código da localidade. DP representa o desvio padrão da média. ‘Avanço’ representa a diferença entre a riqueza total de espécies da localidade e o município mais rico em espécie da localidade (i.e., Total – Máxima).

CL*	Código do município (Anexo 1)	Número de municípios	Tipo de floresta	Riqueza de species dos municípios					
				Mínima	Máxima	Média	DP	Total	Avanço
1	268, 269, 270	3	Ombrófila	10	16	14	3	21	5
2	267	1	Estacional	-	-	-	-	20	-
3	160	1	Ombrófila	-	-	-	-	37	-
4	206, 218	2	Estacional	11	21	16	7	21	-
5	7, 12, 18, 41	4	Estacional	1	23	9	10	24	1
6	168, 170, 171, 177	4	Estacional	9	17	12	4	23	6
7	175	1	Estacional	-	-	-	-	23	-
8	158, 164, 165	3	Ombrófila	1	23	9	12	24	1
9	155, 156, 157, 166	4	Ombrófila	2	14	9	6	20	6
10	230, 231, 235, 238, 246	5	Ombrófila	1	19	6	8	19	-
11	205, 207, 211, 215, 240, 243	6	Ombrófila	6	14	10	3	19	5
12	61, 204	2	Ombrófila	21	23	22	2	25	2
13	53, 69, 88	3	Ombrófila	4	27	12	13	29	2
14	82, 94, 97, 107, 117, 129, 146	7	Ombrófila	3	18	8	5	21	3
15	58, 70, 80, 139, 141	5	Ombrófila	1	17	7	7	19	2
16	54, 56, 79, 108, 133, 143	6	Ombrófila	1	16	6	6	22	6
17	62, 83, 152	3	Ombrófila	8	23	14	8	24	1
18	60, 124, 131	3	Ombrófila	6	24	12	10	24	-
19	1, 15	2	Ombrófila	27	29	28	1	32	3
20	3, 13, 29, 42, 43, 51	6	Estacional	3	16	8	7	23	7
21	9, 17, 20, 23, 24	5	Ombrófila	3	27	13	10	30	3
22	5, 10, 37, 38	4	Ombrófila	11	24	18	6	34	10
23	16, 19, 28, 32, 34	5	Ombrófila	1	29	13	11	33	4
24	4, 8, 14, 31, 36	5	Ombrófila	3	22	14	8	31	9
25	263, 264	2	Estacional	17	24	21	4	26	2
26	262, 265	2	Estacional	12	16	14	3	21	5
27	275, 279	2	Ombrófila	15	30	23	11	31	1
28	278	1	Ombrófila	-	-	-	-	39	-
29	183, 217	2	Ombrófila	4	20	12	11	20	-
30	181, 182, 184, 186, 187, 192, 195, 208, 212, 213, 220, 222, 225	13	Ombrófila	1	19	5	5	21	2



**Figura 1** – Distribuição dos municípios (●) com ocorrência de espécies de morcegos da família Phyllostomidae no bioma Mata Atlântica no Brasil. A região em verde indica o domínio da Mata Atlântica. Mais de 90% dos municípios estavam sub amostrados (i.e., riqueza < 19 espécies) segundo os critérios de Bergallo et al. (2003). Veja o Anexo 1 do presente estudo para detalhes dos municípios.



**Figura 2** – Procedimento de otimização dos dados para produzir localidades (círculos fechados pretos) bem amostradas (riqueza > 18 espécies; Bergallo et al. 2003) para a análise de estrutura de metacomunidade dos morcegos filostomídeos na Mata Atlântica no Brasil. (A) Classificação dos 279 municípios (pontos amostrais) em dois tipos de florestas (ombrófila [círculos abertos pretos] e estacional [círculos abertos azuis]) e otimização dos municípios por técnica de aglomeração para a criação de novas localidades amostrais. Cada município está representado por um ponto com uma área de influência de 25 km de raio e aqueles cujo os centros estiveram < 50 km de distância entre si foram combinados se ocorressem no mesmo tipo de floresta e se não estivessem bem amostrados (i.e., aqueles com < 19 espécies). (B) A aplicação do procedimento de otimização resultou na criação de 30 localidades (pontos) bem amostradas contendo de um a sete municípios. O asterísco acima dos números 15, 30 e 39 indica o número de espécies.

## 2.2. Análise dos dados

### 2.2.1. Elementos de Estrutura de Metacomunidades: coerência, substituição de espécies e coincidência de limites

Com o intuito de avaliar a distribuição das espécies de morcegos filostomídeos no bioma Mata Atlântica no Brasil, utilizamos a abordagem analítica baseada em três Elementos de Estrutura de Metacomunidades (EEM): coerência, substituição de espécies e coincidência de limites (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). Essa abordagem facilita a classificação de dados empíricos em padrões idealizados (modelos ou estruturas) de distribuição de espécies. Além disso, ela permite uma avaliação das circunstâncias ambientais que influenciam estruturas particulares ou os grupos particulares de organismos que exibem padrões similares ou diferentes baseados em suas afinidades filogenéticas ou funcionais (e.g., LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; PRESLEY et al., 2012). Uma vantagem do uso dos EEM é que esse método considera simultaneamente múltiplos modelos de distribuição de espécies em sua análise (Figura 3), enquanto que outros métodos (e.g., aninhamento) focam em avaliar isoladamente um único padrão de distribuição versus uma distribuição nula (HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA; LINDO; PERES-NETO, 2013; PRESLEY; WILLIG, 2010).

As matrizes foram ordenadas através do primeiro eixo da Média Recíproca (*Reciprocal Averaging*; i.e., Análise de Correspondência) a fim de diferenciar as mudanças na composição das espécies entre as localidades. A Média Recíproca ordena os locais de acordo com a similaridade de suas composições de espécies, e as espécies de acordo com a similaridade de suas distribuições entre locais (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). Esse procedimento permite identificar gradientes ambientais empíricos que estão associados à ordenação dos locais (PRESLEY; WILLIG, 2010). A ordenação influencia substancialmente os três EEM (1) por reduzir o número de ausências embutidas, tornando a metacomunidade mais coerente na análise da coerência, (2) por indicar se a metacomunidade tem distribuição aninhada ou não-aninhada na análise da substituição de espécies e (3) por definir os limites de distribuição de espécies, evidenciando se esses limites estão ou não estão dispostos de forma agrupada na análise de coincidência de limites (veja LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Por esse motivo, a ordenação de matrizes precede a análise individual de cada um dos três elementos. No

presente estudo, as terminologias dos EEM e das estruturas derivadas desses componentes na língua portuguesa seguem as sugeridas por Braga, Oliveira e Cerqueira (2017).

O primeiro elemento a ser analisado é a coerência (*coherence*) que é uma medida que indica se a maioria das espécies que compõe uma metacomunidade responde de maneira conjunta a um mesmo gradiente ambiental latente. Este gradiente representa as respostas das espécies da metacomunidade aos fatores bióticos (e.g. competição e especificidade ao habitat) e abióticos (e.g. precipitação, temperatura) que variam entre locais (PRESLEY et al., 2011; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). A coerência (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) foi quantificada através do número de ausências embutidas (“embedded absences”) que são interrupções na distribuição das espécies ao longo de um eixo de ordenação (Tabela 2). A significância para a coerência foi calculada comparando o número de ausências embutidas a uma distribuição associada a um algoritmo de modelo nulo. Esse modelo nulo mantém a riqueza de espécies de cada comunidade fixa (linhas fixas), porém permite que a identidade das espécies varie baseada em uma distribuição equiprovável de ocorrência (colunas equiprováveis). Comparado a outros algoritmos baseados em matrizes de incidência (e.g., linhas e colunas fixas, e linhas fixas e colunas equiprováveis; LEIBOLD; MIKKELSON, 2002), esse algoritmo de modelo nulo é apropriado porque é menos vulnerável tanto ao erro do tipo I (quando a hipótese nula é verdadeira e é rejeitada) quanto ao erro do tipo II (quando a hipótese nula é falsa e é aceita), além de ter sido utilizado com sucesso em estudos sobre estrutura de metacomunidades (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). A distribuição nula foi construída a partir de 1.000 matrizes geradas aleatoriamente que estiveram sujeitas a Média Recíproca. Se o número de ausências embutidas observadas não ocorrer em nenhuma das caudas da distribuição simulada (cada uma compreendendo  $\alpha/2$ ), a metacomunidade apresentará uma estrutura aleatória. Ou seja, a maioria das espécies não responde a um mesmo gradiente ambiental latente. Por outro lado, se o número de ausências embutidas observadas for maior ( $1 - \alpha/2$ ) do que os valores simulados (significativamente menos coerentes), a metacomunidade apresentará uma estrutura do tipo tabuleiro de damas (“checkerboard”) (veja PRESLEY; MELLO; WILLIG, (2019) para uma crítica da interpretação desse padrão). Se o número de ausências embutidas empíricas for menor do que os valores simulados (significativamente mais coerentes), a metacomunidade

apresentará uma estrutura não-aleatória. Nesse caso, é necessário avaliar subsequentemente os outros dois elementos – substituição de espécies e coincidência de limites – para a distinção dos demais padrões alternativos de metacomunidade (Figura 3). Metacomunidades significativamente coerentes indicam que a sequência dos locais na matriz ordenada representa um gradiente ambiental latente o qual a preponderância das espécies está respondendo (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010).

**Tabela 2** – Representação ilustrativa de ausências embutidas (AE) em uma metacomunidade ordenada. 1 = presença da espécie, 0 = ausência da espécie e \* = ausência embutida.

	Espécie 1	Espécie 4	Espécie 3	Espécie 3	Número de AE
Local 2	1	1	1	0	0
Local 4	1	0*	1	1	1
Local 3	1	1	0	0	0
Local 1	1	1	0	0	0
Total de AE	0	1	0	0	-

O segundo elemento é a substituição de espécies (*range species turnover*) que é uma medida que indica a extensão para qual as espécies estão se substituindo ao longo de um gradiente ambiental (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010), refletindo a natureza das mudanças na composição de espécies ao longo do gradiente (HENRIQUES-SILVA; LINDO; PERES-NETO, 2013). Esse elemento é apenas avaliado se a metacomunidade exibir coerência (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) e depois que todas as ausências embutidas forem preenchidas (0s viram 1s) resultando em cada espécie tendo uma distribuição contínua e ininterrupta ao longo do gradiente ambiental latente. Mais especificamente, uma substituição (*replacement*) ocorre em uma matriz ordenada preenchida quando o limite de distribuição de uma espécie se estende além do limite de outra em uma direção do gradiente e quando o limite de distribuição desta outra espécie se estende além do limite da primeira espécie no sentido contrário do gradiente (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) (Tabela 3). Nesse



sentido, a substituição de espécies foi quantificada através do número de substituições ao longo do gradiente ambiental latente (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). A significância do elemento substituição de espécies foi determinada comparando o número de substituições observadas na matriz ordenada com um modelo nulo (riqueza de espécies de cada localidade preservada e a identidade das espécies tendo ocorrências equiprováveis). Se o número de substituições observadas for significativamente menor do que o de esperadas ao acaso (significativamente menos substituições de espécies), a metacomunidade apresentará um padrão aninhado. Se o número de substituições observadas for significativamente maior do que o de esperadas ao acaso, a metacomunidade exibirá significativamente mais substituições de espécies que podem assumir distintas formas (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) dependendo do elemento coincidência de limites (i.e., padrão igualmente espaçado, gleasoniano ou clementsiano) (Figura 3).

**Tabela 3** – Exemplo ilustrativo de substituição de espécies ao longo de um gradiente ambiental latente (depois de preencher as ausências embutidas) representado por 4 locais (i.e., gradiente ambiental latente) e 2 espécies. A Espécie A é substituída pela Espécie B no local 4, assim como a espécie B é substituída pela espécie A no local 1. Portanto, substituição de espécies igual a 2. 1 = presença da espécie e 0 = ausência da espécie.

	Espécie A	Espécie B
Local 1	1	0
Local 2	1	1
Local 3	1	1
Local 4	0	1

O terceiro elemento é a coincidência de limites (*range boundary clumping*) que é uma medida que quantifica a coincidência entre os limites de distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental latente (MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017). Assim como a substituição de espécies, a coincidência de limites só é analisada se a metacomunidade exibir coerência (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002; PRESLEY;

HIGGINS; WILLIG, 2010). Mais especificamente, a coincidência de limites é avaliada pelo índice de Morisita (IM), que quantifica os limites de distribuição na matriz ordenada. A significância desse elemento é avaliada pelo teste de Qui-quadrado ( $X^2$ ) que compara a distribuição observada com uma distribuição uniforme (os limites de distribuição são equiprováveis ao longo do gradiente ambiental latente). Se  $X^2$  não for significativo, o valor do IM é igual a 1 e os limites estão aleatoriamente distribuídos ao longo do gradiente ambiental latente, resultando no padrão gleasoniano. Se  $X^2$  for significativo e o valor do MI  $< 1$ , os limites estão regularmente dispersados, resultando no padrão igualmente espaçado. Se  $X^2$  for significativo e o valor do MI  $> 1$ , os limites estão agrupados e são consistentes com o padrão clementsiano (HOAGLAND; COLLINS, 1997; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010) (Figura 3).

Quando a metacomunidade evidencia um padrão clementsiano, espécies com distribuições similares formam grupos (i.e., compartimentos) que podem ser determinados via inspeção visual do número de limites de distribuição das espécies que se coincidem em cada local ao longo do gradiente ambiental latente (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). A investigação dos compartimentos é importante porque pode revelar áreas de relevância ecológica e biogeográfica (e.g., DE LA SANCHA et al., 2014).

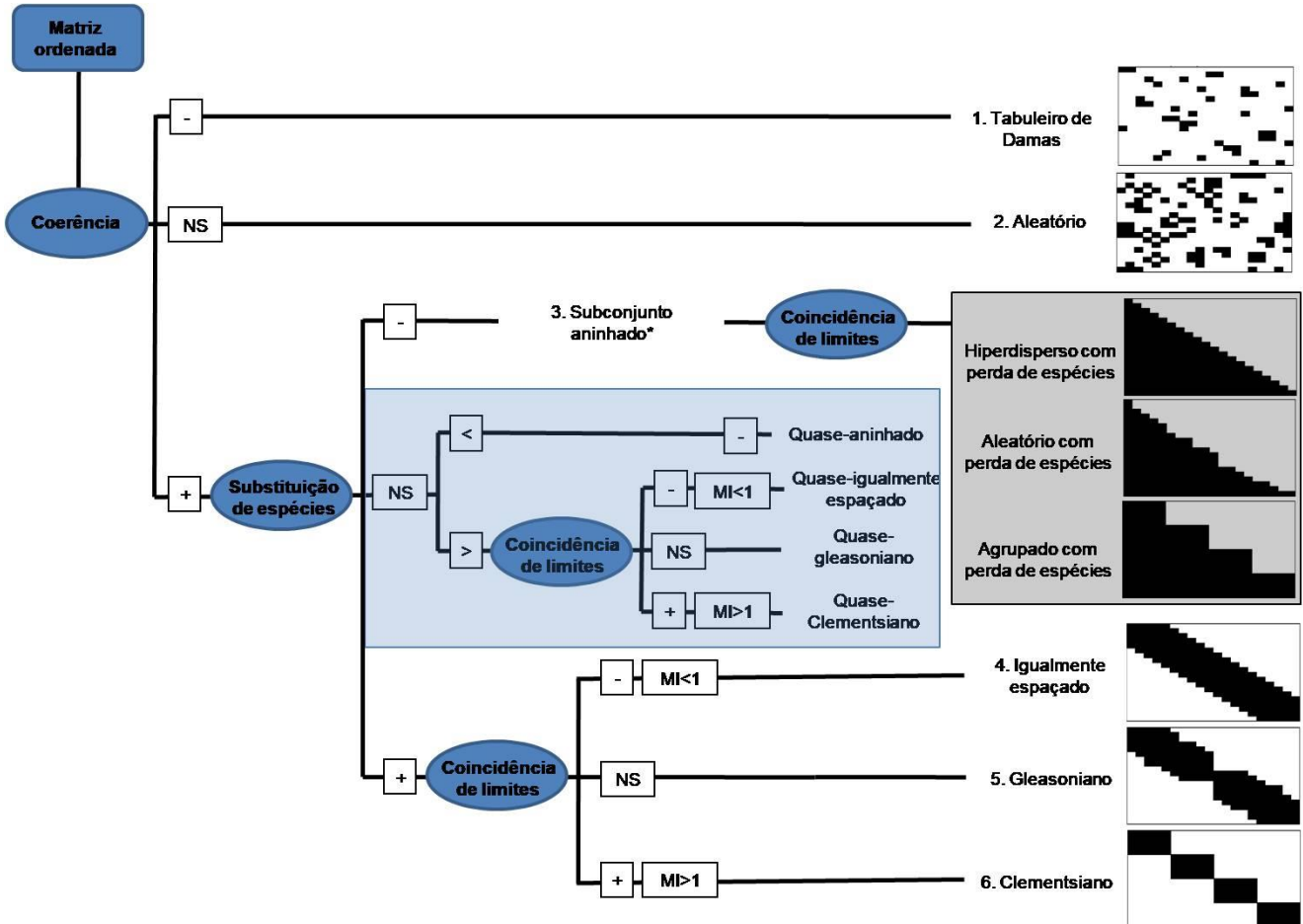
Em metacomunidades aninhadas, a natureza da perda de espécies pode ser caracterizada considerando o grau de agrupamento dos limites de distribuição das espécies (Figura 3):

- (1) Limites estatisticamente agrupados em metacomunidades aninhadas indicam perda de espécies de maneira agrupada ao longo do gradiente (i.e., padrão aninhado com perda agrupada de espécies).
- (2) Limites estatisticamente aleatórios indicam perda de espécies de forma aleatória ao longo do gradiente (i.e., padrão aninhado com perda aleatória de espécies).
- (3) Limites estatisticamente hiperdispersos indicam perda de espécies de maneira regular ou uniforme ao longo do gradiente (i.e., padrão aninhado com perda hiperdispersa de espécies).

Por fim, quatro quase-estruturas (i.e., quase-aninhado, quase-igualmente espaçado, quase-gleasoniano ou quase-clementsiano) podem ser reconhecidas mesmo que a substituição de espécies não seja significativa em metacomunidades coerentes (Figura 3),

pois cada quase-estrutura tem o mesmo conceito básico que suporta um dos quatro padrões idealizados (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010). Por exemplo, se a metacomunidade apresentar coerência positiva e o número de substituições de espécies observadas for menor do que o de esperadas ao acaso (porém,  $p \geq 0,050$ ), ela terá um padrão quase-aninhado. O surgimento de uma quase-estrutura está relacionado as maiores amplitudes de nicho das espécies, às baixas variações ambientais existentes ao longo do gradiente investigado ou à amostragem parcial do mesmo (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010).

Todas as análises dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades foram feitas no programa R (R CORE TEAM, 2018) usando o pacote “metacom” (DALLAS, 2014) e “devtools” (WICKHAM; HESTER; CHANG, 2018). O algoritmo do modelo nulo para a análise da substituição de espécies do pacote “metacom” foi recentemente atualizado, sendo necessária a ativação prévia do comando “devtools::install\_github('taddallas/metacom')” no pacote “devtools” para a execução das análises (Caryne A. C. Braga, comunicação pessoal).



**Figura 3** – Árvore de decisão que guia o procedimento analítico dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades (coerência, substituição de espécies e coincidência de limites). Os seis tipos de padrões idealizados de distribuição de espécies estão enumerados de 1 a 6 (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Três tipos de subconjunto aninhado\* podem surgir dependendo da natureza de suas perdas de espécies (PRESLEY et al., 2010). ‘NS’ = não significativo, ‘+’ = significativamente mais coerente, mais substituições de espécies ou mais limites de distribuições coincidentes, ‘-’ significativamente menos coerente, menos substituições de espécies ou menos limites de distribuições coincidentes e ‘IM’ = índice de Morisita. Para análises de substituição de espécies não significativas: ‘<’ = número observado de substituições foi menor do que o número médio baseado em randomizações, e ‘>’ = número observado de substituições foi maior do que o número médio baseado em randomizações. Nos plots: eixo X = espécies, eixo Y = pontos amostrais, e área em preto = presença de espécies. Esquema adaptado de Willig et al. (2011).

### 2.2.2. Análises complementares aos elementos de estrutura de metacomunidades

Os EEM avaliam apenas o padrão de distribuição de espécies ao longo de um gradiente ambiental latente sem identificar as características ambientais particulares associadas à esse gradiente (LEIBOLD; MIKKELSON, 2002). Por este motivo, análises complementares são necessárias para identificar as características ambientais ou espaciais que moldam as distribuições das espécies (DE LA SANCHA et al., 2014; MEYNARD et al., 2013; WILLIG et al., 2011). Com os escores das localidades extraídos da Média Recíproca, realizamos dois testes não paramétricos. O primeiro foi o teste de Correlação de Spearman, que foi usado para determinar se pares de grupos de espécies (todos os filostomídeos versus animalívoros, todos os filostomídeos versus herbívoros, e animalívoros versus herbívoros) responderam à conjuntos similares de características ambientais latentes na Mata Atlântica no Brasil. O segundo foi o teste de Kruskal-Wallis que foi usado para verificar se o tipo de floresta (ombrófila ou estacional) pode influenciar a composição de espécies, de cada um dos três grupos de morcegos, por estar associado aos gradientes ambientais latentes. Nesse caso, o tipo de floresta foi utilizado como variável preditora, os escores das localidades da Média Recíproca como variável resposta e as localidades como réplicas.

No presente estudo, as análises a seguir foram executadas usando matrizes de incidência depois de terem suas ausências embutidas preenchidas. Nós usamos matrizes preenchidas por dois motivos. Primeiro, porque elas correspondem aos dados que informam avaliações mais realistas da substituição de espécies e da coincidência de limites. Segundo, porque essas matrizes são produtos análogos de modelos ocupacionais (MIHALJEVIC; JOSEPH; JOHNSON, 2015) que corrige a incidência de espécies por detectabilidade ou falsas ausências. Ou seja, falhas em detectar um espécie em locais dentro de seu limite de distribuição não significa que a espécie não ocorre nestes locais (MACKENZIE et al., 2006). Nesse sentido, as ausências embutidas representam falsas ausências que influenciariam inapropriadamente as percepções da substituição de espécies (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010).

Variáveis climáticas e espaciais foram utilizadas para a identificação do gradiente ambiental estruturador das comunidades de morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil. Extraímos 19 variáveis climáticas do WorldClim (= *Global Climate*

Data, disponível em <http://www.worldclim.org>; HIJMANS et al., 2005) (Tabela 4), com cerca de 1 km<sup>2</sup> de resolução espacial, usando o programa QGIS versão 3.2.3-Bonn. Para a extração desses dados, usamos a coordenada do estudo mais rico em espécies de cada uma das 30 localidades otimizadas (Tabela 1) como georreferenciamento. Além disso, a latitude e a longitude foram usadas para criar novas variáveis espaciais (MEMs: *Moran's Eigenvectors Maps*) que representassem variações em ampla e fina escalas (DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006) que, por sua vez, são resultado de relações espaciais entre os pontos de amostragem (PERES-NETO; LEGENDRE, 2010). Em geral, o primeiro autovetor (MEM1) descreve um padrão espacial mais amplo do que o segundo (MEM2) que por sua vez modela um padrão maior do que o terceiro autovetor (MEM3) e assim por diante (BAUMAN et al., 2018; DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006). Para a construção das variáveis MEMs, usamos uma matriz de conectividade elaborada com o critério de Triangulação de Delaunay, que é indicado quando os pontos amostrais estão distribuídos de maneira irregular (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), como é o caso das 30 localidades na Mata Atlântica.

Os números de variáveis climáticas e espaciais foram reduzidos através da seleção de variáveis pelo método 'forward' com critério de parada dupla (= *forward selection with double stopping criterion*; veja BAUMAN et al., 2018; BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008). Essa redução no número das variáveis preditoras foi realizada para remover a dependência linear existente entre as variáveis e selecionar aquelas que mais explicam a variação nas variáveis respostas (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011; PERES-NETO; LEGENDRE, 2010) (i.e., distribuições dos morcegos).

Após a seleção das variáveis climáticas e espaciais, utilizamos a Análise de Correspondência Canônica (ACC) (TER BRAAK, 1986) com o intuito de identificar a composição do gradiente ambiental. A ACC é um método multivariado de análise de gradiente direto, pois detecta variações na composição da comunidade através de um conjunto de variáveis ambientais pré-estabelecidas (TER BRAAK, 1986). Essa análise tem sido promissora aplicada nos estudos sobre estrutura de metacomunidades (e.g., DALLAS; PRESLEY, 2014; DE LA SANCHA et al., 2014; HEINO et al., 2015; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017), sendo apropriada a sua utilização. A significância da ACC, que envolve a relação entre a matriz

de distribuição das espécies e a matriz de composição do gradiente, foi conferida através do teste de Monte Carlo usando 1000 iterações (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Usamos também a técnica de Partição de Variância (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011; PERES-NETO et al., 2006) para quantificar a contribuição relativa das variáveis climáticas e espaciais na estruturação da metacomunidade para todos os filostomídeos e para cada grupo funcional. Para isso, as variáveis foram categorizadas em três grupos: grupo da temperatura que representa variações na temperatura, grupo da precipitação que representa as variações na precipitação (Tabela 4) e grupo do espaço que representa as variáveis MEMs. Dessa forma, a explicação da variação total na composição dos locais pode ser particionada para avaliar a contribuição exclusiva de cada grupo de variáveis, a contribuição partilhada pelos três grupos e a porcentagem da variação explicada por fatores desconhecidos (resíduo). É importante ressaltar que as variáveis MEMs são apenas construções matemáticas, sem significado ecológico. Assim, toda variação na metacomunidade explicada por essas variáveis espaciais pode ser atribuída a algum efeito do espaço (i.e, dispersão) e à efeitos de variáveis ambientais espacialmente estruturadas que não foram incluídas no modelo (PRESLEY et al., 2012).

O teste de Correlação de Spearman e o teste de Kruskal-Wallis foram executados usando o programa PAST versão 3.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Todas as análises posteriores foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2018): as variáveis MEMs foram obtidas usando os pacotes “adespatial” (DRAY et al., 2018) e “spdep” (BIVAND; WONG, 2018), e a ACC e a Partição de Variância foram executadas com o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2018). O nível de significância adotado para todas as análises e testes foi o de 0,050.

**Tabela 4** – Variáveis climáticas extraídas do WorldClim (= *Global Climate Data*; HIJMANS et al., 2005) para caracterizar o gradiente ambiental latente associado ao padrão de metacomunidade.

<b>Variáveis climáticas</b>		<b>Código</b>
Temperatura	Temperatura anual média	Temp1
	Variação diurna média (média mensal (temp. max. - temp. min.))	Temp2
	Isotermalidade (Temp2/Temp7) (* 100)	Temp3
	Sazonalidade na temperatura	Temp4
	Temperatura máxima do mês mais quente	Temp5
	Temperatura mínima do mês mais frio	Temp6
	Variação anual da temperatura (Temp5-Temp6)	Temp7
	Temperatura média do trimestre mais chuvoso	Temp8
	Temperatura média do trimestre mais seco	Temp9
	Temperatura média do trimestre mais quente	Temp10
	Temperatura média do trimestre mais frio	Temp11
Precipitação	Precipitação anual	Precip1
	Precipitação do mês mais chuvoso	Precip2
	Precipitação do mês mais seco	Precip3
	Sazonalidade na precipitação	Precip4
	Precipitação do trimestre mais chuvoso	Precip5
	Precipitação do trimestre mais seco	Precip6
	Precipitação do trimestre mais quente	Precip7
	Precipitação do trimestre mais frio	Precip8



### 3. Resultados

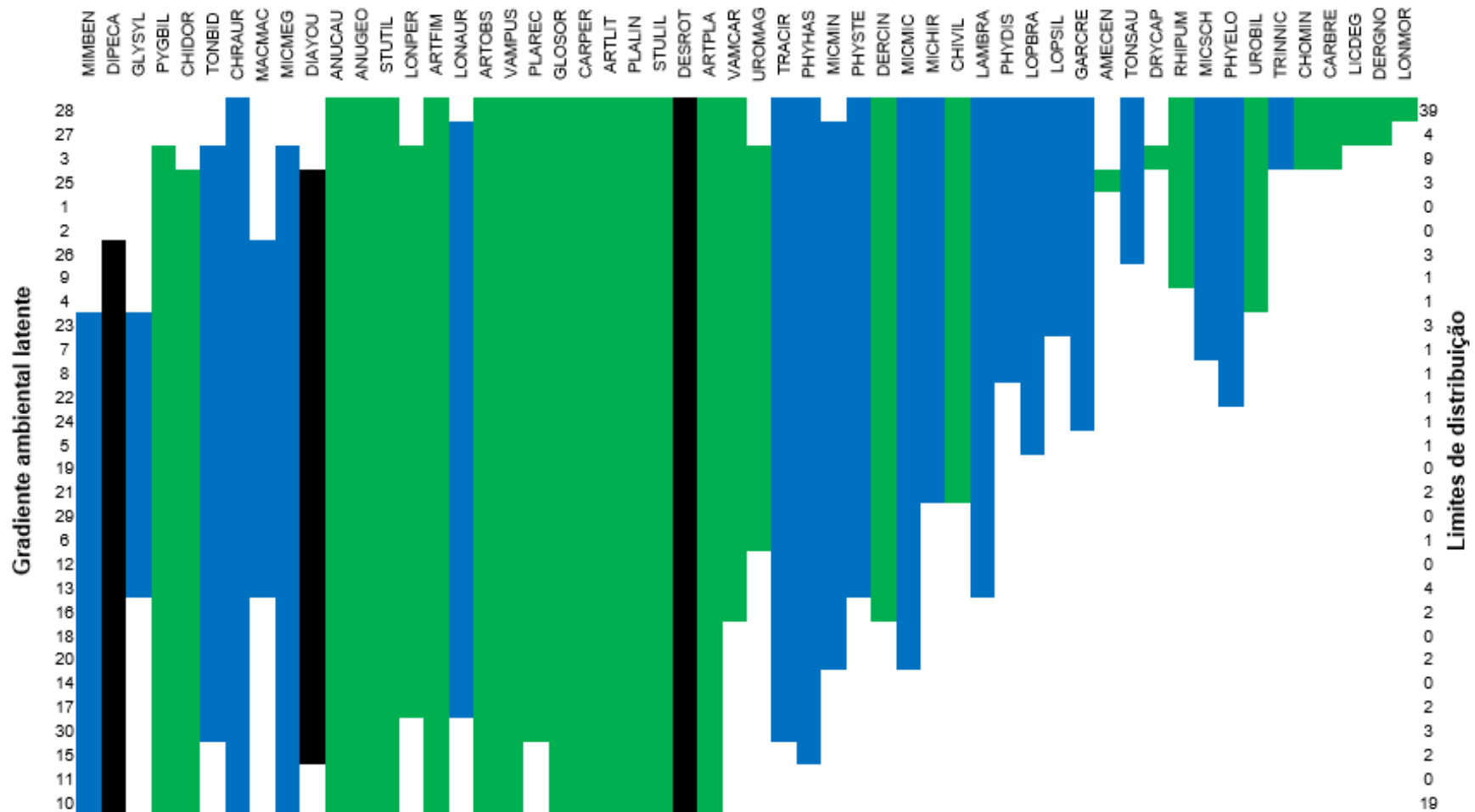
Um total de 124 artigos publicados em revistas científicas, sete capítulos de livro e um livro foi utilizado para a compilação de dados de ocorrência de espécies de morcegos da família Phyllostomidae ao longo do bioma Mata Atlântica. Baseado em uma otimização sistemática, dos 279 municípios compilados, apenas 112 foram utilizados para obter as 30 localidades bem amostradas na Mata Atlântica. Dessas 30 localidades, 26 compreenderam mais de dois municípios (variação de dois a 13 municípios). Sessenta por cento dos municípios (N = 167) não foram usados nas análises subsequentes porque ou estavam localizados distantes do município mais próximo (> 25 km) ou apresentaram número de espécies inferior a 19. Um total de 54 espécies de morcegos filostomídeos foi identificado das 30 localidades analisadas. A riqueza média das localidades foi de 25 ( $\pm 1$ ) espécies, com uma riqueza mínima de 19 espécies e máxima de 39 espécies (Tabela 1).

Cinco espécies, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus lituratus*, *Platyrrhinus lineatus* e *Sturnira lilium*, apresentaram as maiores frequências na metacomunidade com todos os filostomídeos, estando presentes em todas as 30 localidades. Por outro lado, as espécies menos frequentes foram *Dryadonycteris capixaba*, *Lonchophylla mordax* e *Ametrida centurio* que ocorreram cada uma em apenas uma localidade, e *Lichonycteris degener* e *Dermanura gnoma* que ocorreram apenas em duas localidades. Essas 10 espécies citadas anteriormente pertencem também ao grupo funcional dos morcegos herbívoros. Esse grupo funcional apresentou maior riqueza de espécies (S = 29) do que o grupo funcional dos morcegos animalívoros (S = 22). *Phyllostomus hastatus*, *Chrotopterus auritus*, *Micronycteris megalotis* e *Trachops cirrhosus* foram as espécies animalívoras mais frequentes, com a primeira ocorrendo em 23 localidades e as demais em 22 localidades. *Trinycteris nicefori* foi a espécie de morcego animalívoro menos frequente, ocorrendo apenas em duas localidades (Anexo 2).

#### 3.1. Elementos de Estrutura de Metacomunidades

A metacomunidade de morcegos filostomídeos contendo todas as espécies exibiu um padrão quase-clementsiano (Figura 4, Tabela 5). Os morcegos herbívoros e animalívoros evidenciaram diferentes padrões de metacomunidade. O primeiro grupo funcional exibiu um padrão clementsiano, enquanto o segundo apresentou padrão quase-

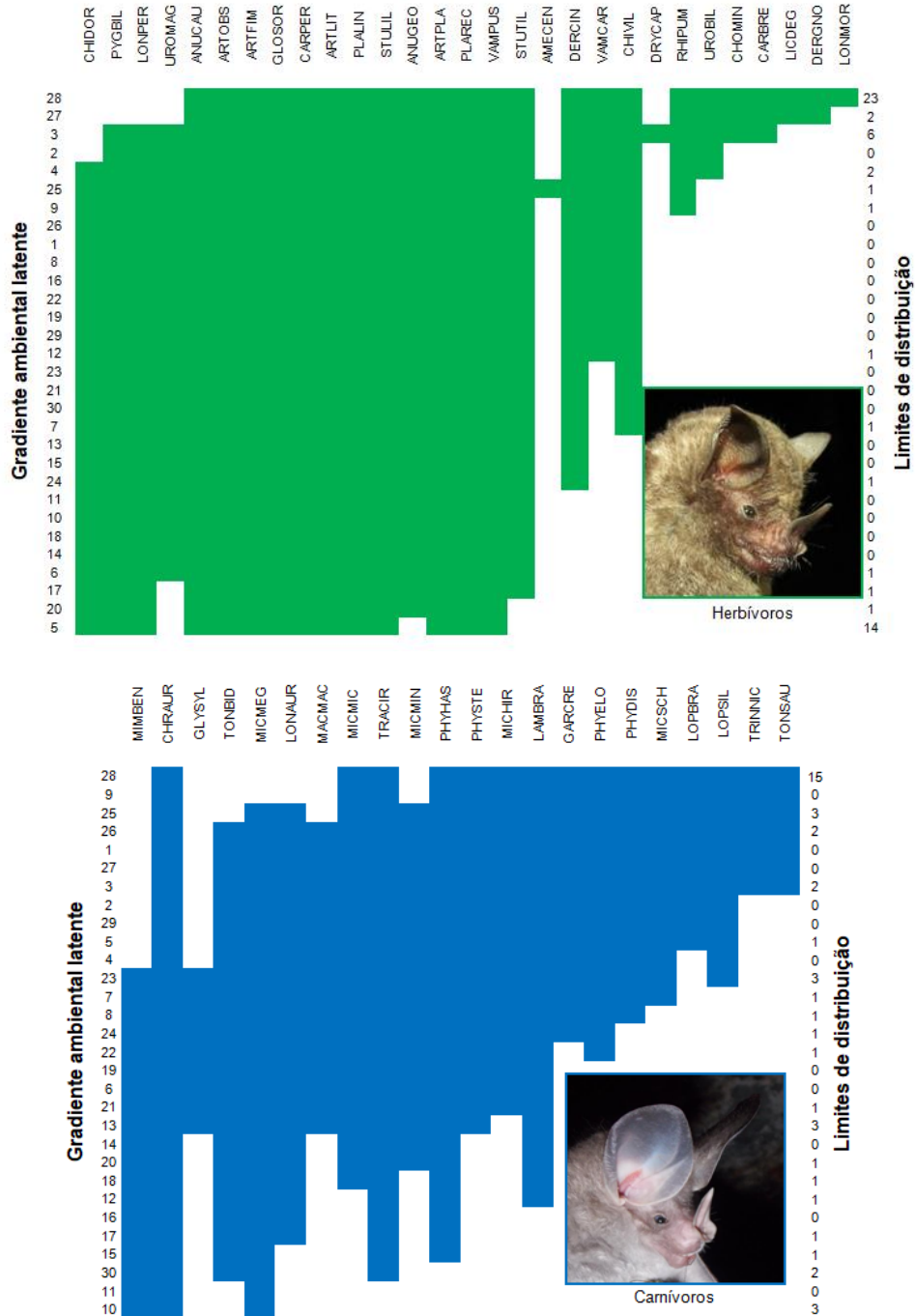
aninhado com perda aleatória de espécies (Figura 5, Tabela 5). Apesar das diferenças nos padrões de metacomunidade, a coerência positiva caracterizou cada um dos três grupos de morcegos, sugerindo que gradientes ambientais latentes estruturam as distribuições de filostomídeos na Mata Atlântica no Brasil. Além disso, esses gradientes estiveram correlacionados uns aos outros indicando que todos os filostomídeos, os herbívoros e os animalívoros responderam à conjuntos similares de características ambientais latentes (Figura 6). Tanto o padrão quase-clementsiano como o padrão clementsiano apresentaram dois compartimentos que foram determinados através de inspeção visual do número de limites de distribuição das espécies nas matrizes ordenadas de todos os filostomídeos e dos herbívoros respectivamente. Utilizando um mapa de influencia humana e remanescentes originais da Mata Atlântica para localizar os compartimentos clementsianos (Figura 6), observamos que eles representaram processos históricos antropogênicos. Um compartimento esteve mais associado à Mata Atlântica nativa (i.e., fragmentos florestais nativos), contendo espécies com ampla distribuição espacial (e.g., *Chrotopterus auritus*, *Glossophaga soricina*, *Artibeus lituratus* e *Sturnira lilium*) e espécies com distribuição espacial mais restrita (e.g., *Phylloiderma stenops*, *Dryadonycteris capixaba*, *Chiroderma doriae* e *Rhinophylla pumilio*). O outro compartimento esteve mais associado às áreas alteradas espacialmente pelo homem (e.g., uso do solo para urbanização, agricultura e criação de gado), contendo apenas espécies com ampla distribuição espacial (Figura 7).



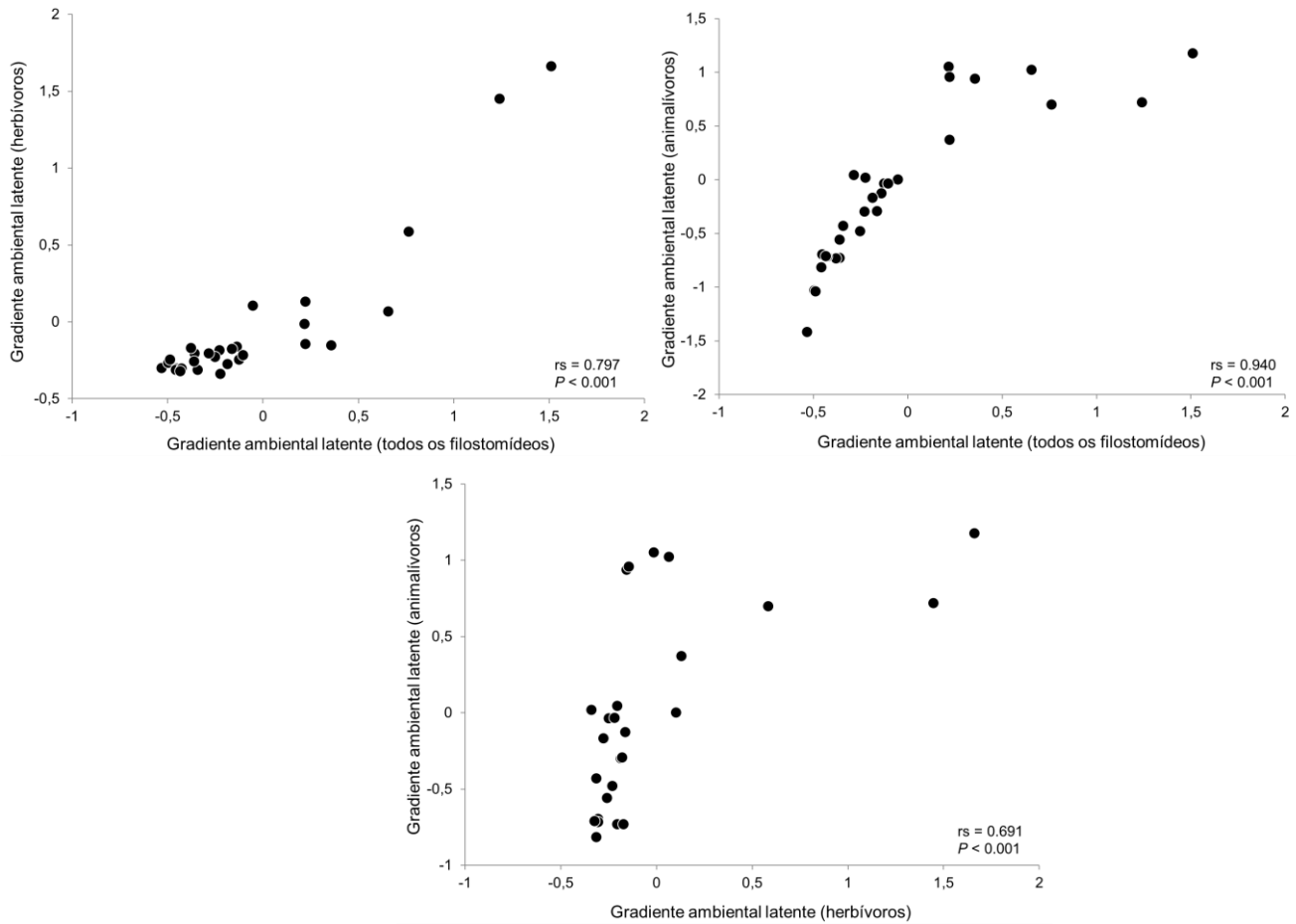
**Figura 4** – Distribuição quase-clementsiana da metacomunidade de morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica do Brasil baseada nas 30 localidades adequadamente amostradas (veja Tabela 1 e Apêndice 1 para detalhes). Os acrônimos das espécies representam as três primeiras letras do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico (veja Anexo 2 para detalhes). Cores das colunas: azul = espécies animalívoras, preto = espécies hematófagas e verde = espécies herbívoras.

**Tabela 5** – Resultado da análise dos três elementos de estrutura de metacomunidade para todas as espécies de morcegos filostomídeos no bioma Mata Atlântica no Brasil. Abreviações: AE = ausências embutidas, *P* = probabilidade, DP = desvio padrão e IM = índice de Morisita. Os números em negrito indicam valores significativos ( $P \leq 0.05$ ).

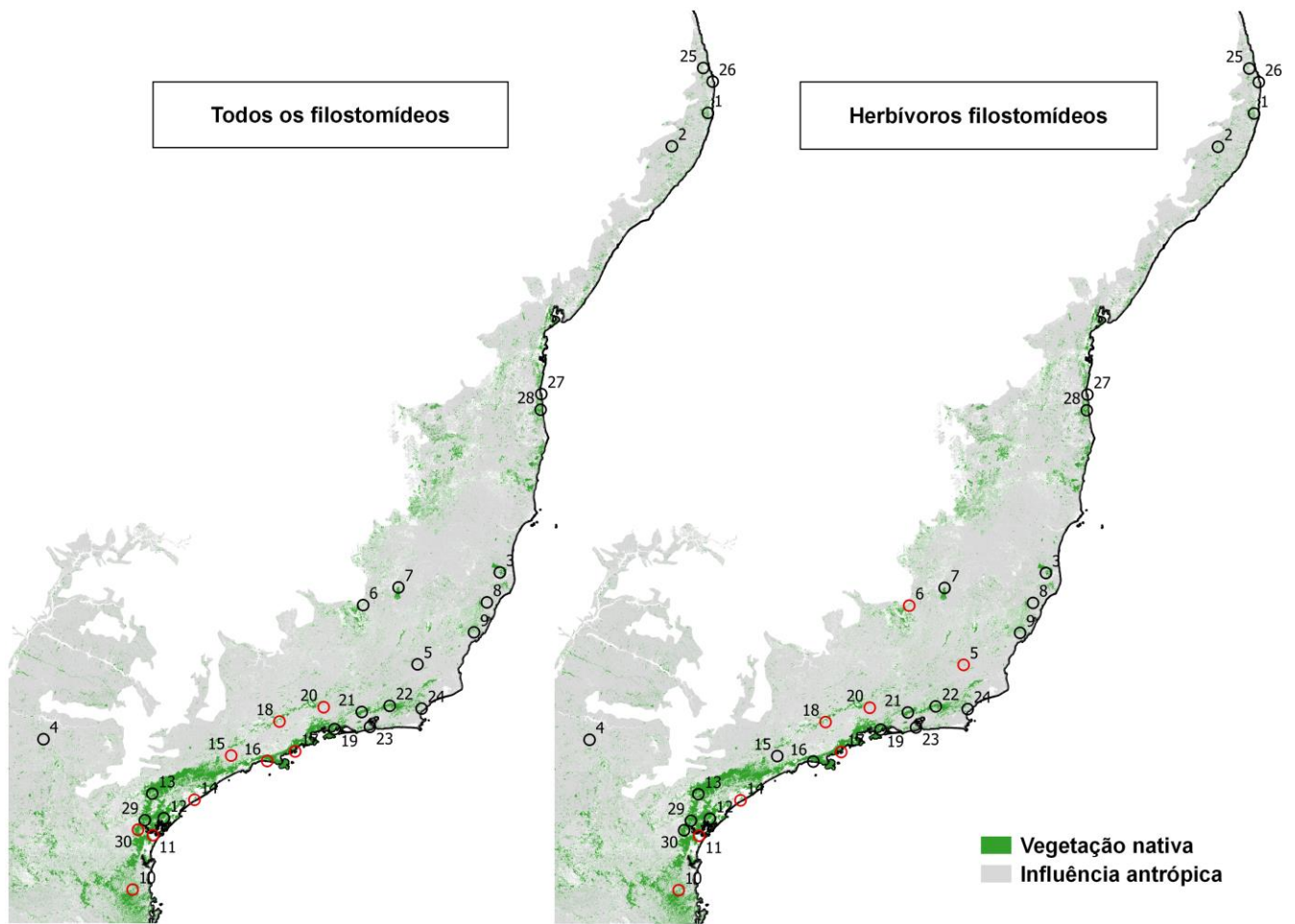
Filostomídeos	Coerência				Substituição de espécies				Coincidência de limites		Padrão de metacomunidade
	AE	Média simulada	DP simulado	<i>P</i>	Substituição	Média simulada	DP simulado	<i>P</i>	IM	<i>P</i>	
Todos	409	767	24	<b>&lt;0,001</b>	12.537	10.363	2.010	0,280	1,830	<b>&lt;0,001</b>	Quase-Clementsiano
Animalívoros	226	369	15	<b>&lt;0,001</b>	4.014	4.154	1.100	0,900	1,030	0,419	Quase-aninhado, perda aleatória de espécies
Herbívoros	142	347	18	<b>&lt;0,001</b>	1.871	953	303	<b>&lt;0,001</b>	3,540	<b>&lt;0,001</b>	Clementsiano



**Figura 5** – Distribuição clementsiana dos morcegos herbívoros (barras verdes) e distribuição quase-aninhada com perda aleatória de espécies dos morcegos animalívoros (barras azuis) na Mata Atlântica no Brasil. O gradiente ambiental latente é composto pelas variações ambientais existentes nas 30 localidades. A identificação das localidades está disponível na Tabela 1 e no Anexo 1, e os acrônimos das espécies no Anexo 2 deste estudo. Fotos das espécies: *Carollia perspicillata* (herbívoros) e *Chrotopterus auritus* (animalívora).



**Figura 6** – Correlação entre os gradientes ambientais latentes (eixos 1 da média recíproca dos Elementos de Estrutura de Metacomunidades) para todas as espécies (todos filostomídeos), para as espécies herbívoras e para as espécies animalívoras da família Phyllostomidae ao longo da Mata Atlântica no Brasil. Teste de Correlação de Spearman:  $r_s$  = coeficiente de correlação e  $P$  = probabilidade.



**Figura 7** – Distribuição espacial das localidades representando os compartimentos do padrão quase-clementsiano ou do padrão clementsiano para todos os filostomídeos (metacomunidade) ou para os filostomídeos herbívoros, respectivamente, na Mata Atlântica no Brasil. Para cada mapa, os compartimentos 1 e 2 estão indicados pelos círculos pretos e vermelhos respectivamente. A influência humana inclui áreas abertas sem florestas, plantações e áreas antrópicas, por exemplo. As descrições das 30 localidades aparecem na Tabela 1 (veja também o Anexo 1 para mais detalhes sobre as localidades). Os ‘shapefiles’ para a construção dos mapas foram extraídos do site do Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento – LAPIG (<http://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>).

### 3.2. Gradiente ambiental comum estruturador das espécies

Não foi detectada diferença significativa entre a floresta ombrófila e a floresta estacional para todos os filostomídeos ( $H = 1.850$ ,  $P = 0.174$ ), para os animalívoros ( $H = 2.695$ ,  $P = 0.101$ ) ou para os herbívoros ( $H = 0.035$ ,  $P = 0.851$ ) (Figura 8). Este resultado indica que o tipo de floresta não teve efeito sobre a composição de espécies de morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil.

Cinco das 19 variáveis climáticas não estiveram correlacionadas entre si, sendo selecionadas e incluídas nas análises de determinação dos gradientes ambientais para a metacomunidade de todos os morcegos filostomídeos (resultado da seleção de variáveis). As variáveis retidas foram a sazonalidade na temperatura (Temp4), a variação anual da temperatura (Temp7), a precipitação anual (Precip1), a precipitação do mês mais seco (Precip3) e a precipitação do trimestre mais quente (Precip7). Das 29 variáveis espaciais MEMs consideradas, apenas cinco foram selecionadas: MEM1, MEM2, MEM4, MEM5 e MEM7. Essas variáveis representam padrões em ampla escala espacial ( $MEM1 > MEM2 > MEM4 > MEM5 > MEM7$ ) e foram retidas nas análises subsequentes. Para os morcegos herbívoros, apenas três variáveis climáticas não estiveram suficientemente correlacionadas entre si: Temp7, sazonalidade na precipitação (Precip4) e Precip7. Considerando as 29 variáveis MEMs para esse grupo funcional, apenas três variáveis foram selecionadas: MEM1, MEM2 e MEM7. Por fim, para os morcegos animalívoros, apenas quatro das 19 variáveis climáticas e três das 29 variáveis MEMs não estiveram correlacionadas entre si: variação diurna média (Temp2), temperatura média do trimestre mais seco (Temp9), Precip1, Precip7, MEM1, MEM2 e MEM5.

De maneira geral, as matrizes de incidência preenchidas dos grupos de morcegos filostomídeos (todos os filostomídeos, herbívoros e animalívoros) apresentaram inter-relação significativa com suas respectivas matrizes que compreenderam as variáveis climáticas e espaciais retidas (Validação da CCA – todos os filostomídeos:  $F = 3,727$ ,  $P = 0,001$ ; herbívoros:  $F = 3,629$ ,  $P = 0,001$ ; e animalívoros:  $F = 2,934$ ,  $P = 0,001$ ). A relação entre as matrizes preenchidas das espécies e as matrizes abióticas explicaram 66,2% da variação na composição das espécies para todos os filostomídeos, e 48,6% e 48,3% da variação nos morcegos herbívoros e animalívoros respectivamente. O primeiro e o segundo eixos canônicos juntos contribuíram para 53% da variação na composição das espécies



entre as localidades na metacomunidade com todos os filostomídeos, e 45,1% e 44,2% da variação nos morcegos herbívoros e animalívoros respectivamente. Para todos os grupos de morcegos, esses eixos canônicos estiveram altamente associados às variações nas características da temperatura, da precipitação e do espaço (Tabela 6 e 7, Figura 9 e 10).

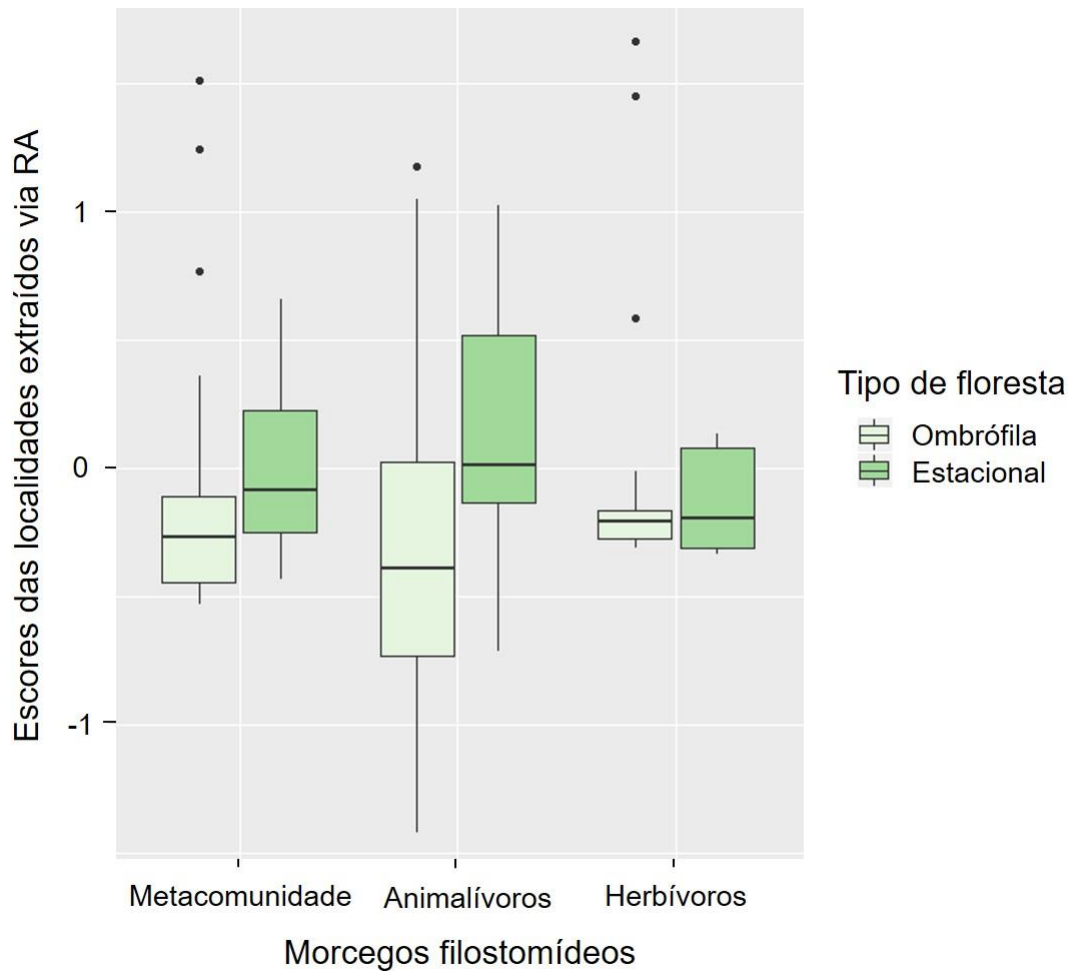
Variáveis de temperatura, de precipitação e do espaço juntas tiveram um efeito significativo em todos os filostomídeos, nos animalívoros e nos herbívoros ao longo da Mata Atlântica no Brasil, contribuindo, respectivamente, para 49,6%, 41,5% e 32,2% da variação na composição das espécies entre as localidades amostradas. Não houve um efeito isolado da temperatura, da precipitação ou do espaço sobre todos os filostomídeos ou sobre os morcegos animalívoros. Contudo, um efeito isolado significativo da temperatura e do espaço existiu sobre os morcegos herbívoros. Neste caso, o espaço sozinho explicou 8,3% e a precipitação sozinha explicou 5,1% da variação na composição de espécies de morcegos herbívoros (Figura 11 e 12). Este efeito isolado do espaço representa provavelmente algum efeito de dispersão das espécies e efeitos de variáveis ambientais espacialmente estruturadas que não foram mensuradas no presente estudo.

**Tabela 6** – Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para a metacomunidade contendo todos os morcegos filostomídeos na Mata Atlântica, Brasil. Essa análise avalia a extensão na qual a variação entre as localidades em composição de espécies (ausências embutidas preenchidas) correspondem à variação entre localidades em características climáticas e espaciais. Os escores em negrito ( $\geq 0,361$  ou  $\leq -0,361$ ) indicam valores significativos ( $P \leq 0,050$ ).

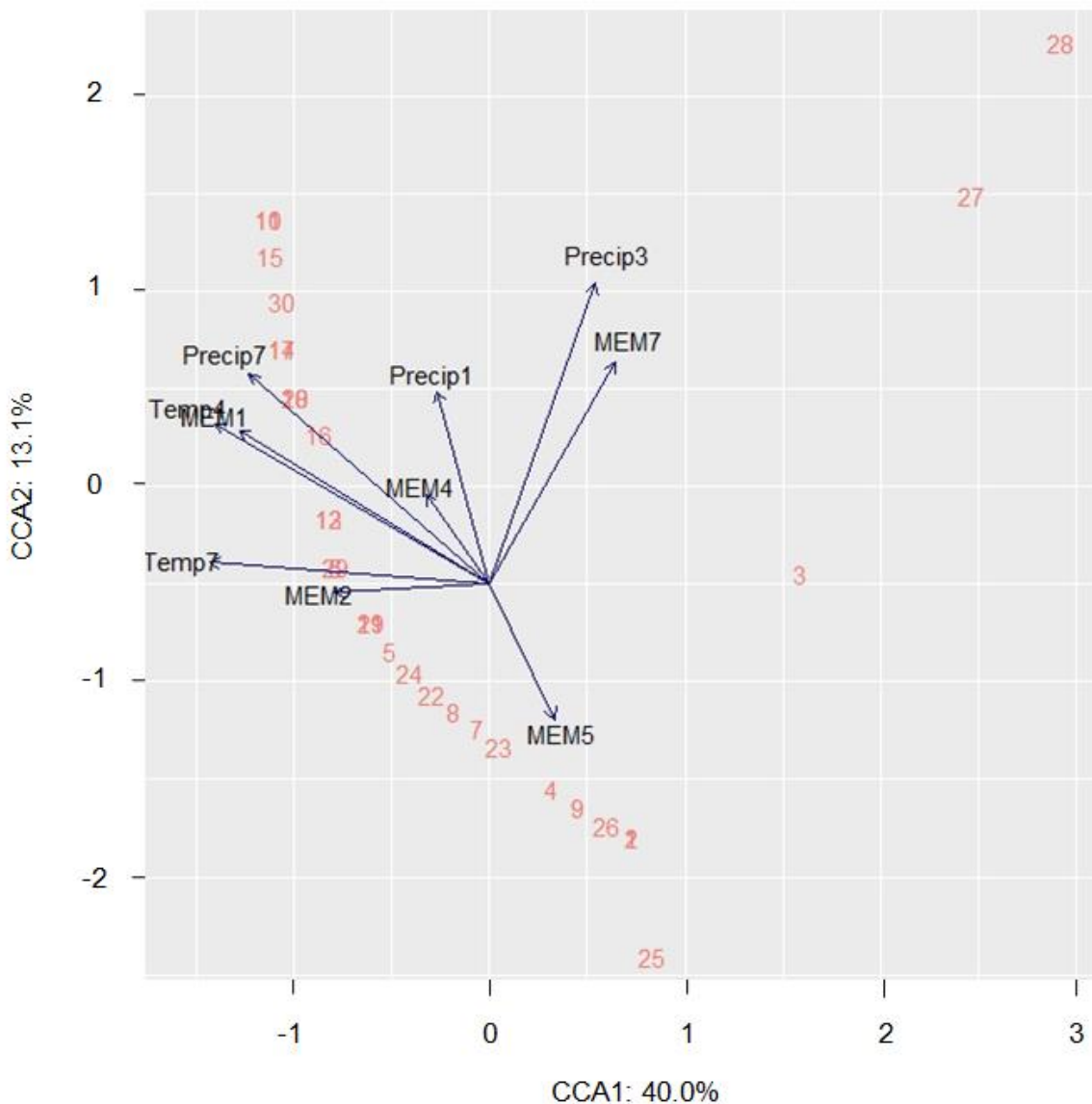
Variáveis climáticas e espaciais		Código da variável	CCA 1	CCA 2
Temperatura	Sazonalidade na temperatura	Temp4	<b>-0,759</b>	<b>0,444</b>
	Variação anual da temperatura	Temp7	<b>-0,772</b>	0,060
Precipitação	Precipitação anual	Precip1	-0,144	<b>0,530</b>
	Precipitação do mês mais seco	Precip3	0,293	<b>0,831</b>
	Precipitação do trimestre mais quente	Precip7	<b>-0,664</b>	<b>0,581</b>
Espaço	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM1	<b>-0,690</b>	<b>0,422</b>
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM2	<b>-0,427</b>	-0,024
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM4	-0,175	0,246
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM5	0,181	<b>-0,374</b>
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM7	0,349	<b>0,614</b>
Porcentagem da variação total explicada (%)		-	40	13
Porcentagem da variação explicada sem resíduo (%)		-	60	20
Inércia total (%)		-	66	
Validação da CCA		F = 3,727, P = 0,001		

**Tabela 7** – Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para os morcegos filostomídeos herbívoros e animalívoros na Mata Atlântica, Brasil. Essa análise avalia a extensão a qual a variação entre as localidades em composição de espécies (ausências embutidas preenchidas) correspondem à variação entre localidades em características climáticas e espaciais. Os escores em negrito ( $\geq 0,361$  ou  $\leq -0,361$ ) indicam valores significativos ( $P \leq 0,050$ ).

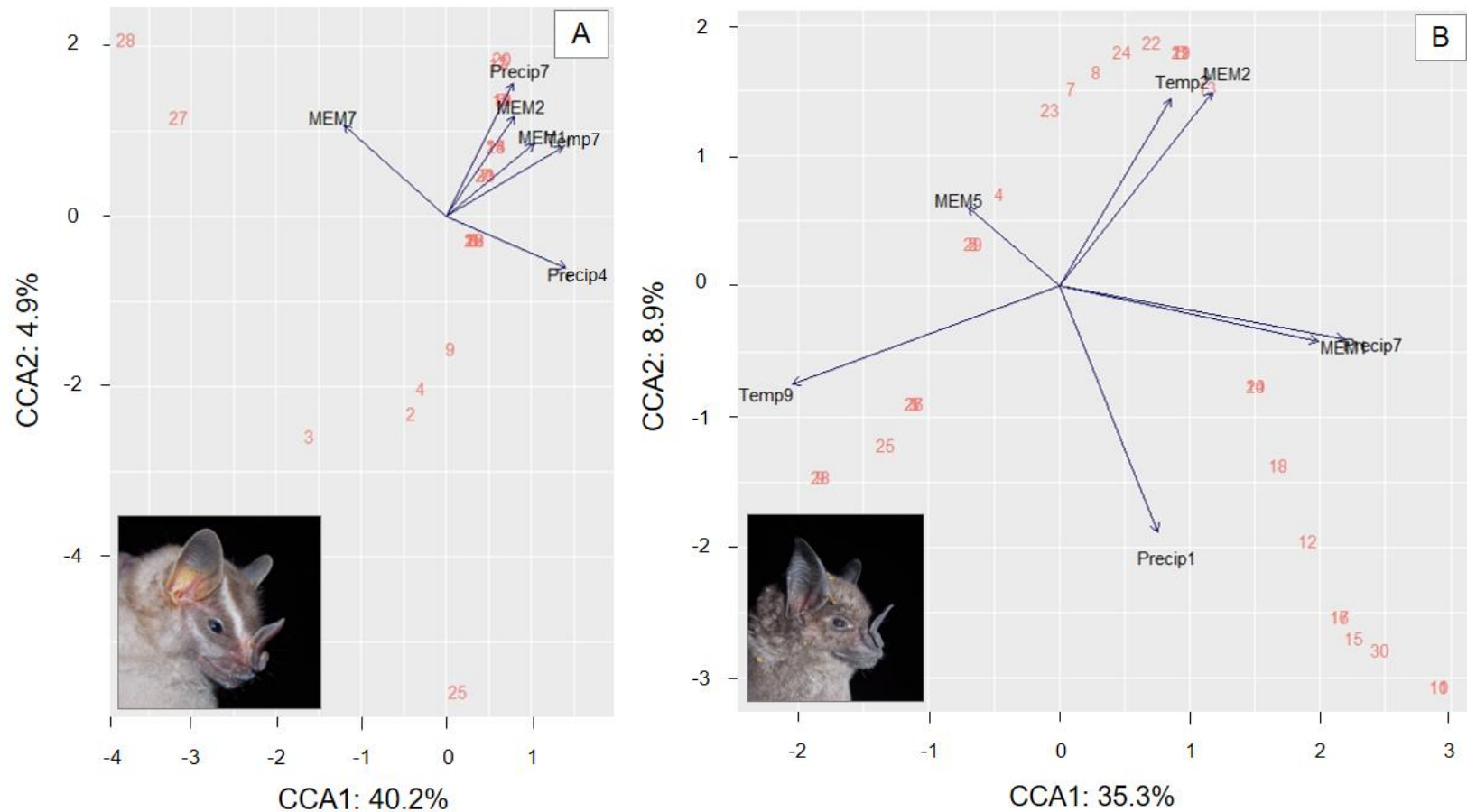
Variáveis climáticas e espaciais		Código da variável	Herbívoros		Animalívoros	
			CCA 1	CCA 2	CCA 1	CCA 2
Temperatura	Varição diurna média	Temp2	-	-	0,348	<b>0,581</b>
	Varição anual da temperatura	Temp7	<b>0,665</b>	<b>0,397</b>	-	-
	Temperatura média do trimestre mais seco	Temp9	-	-	<b>-0,828</b>	-0,304
Precipitação	Precipitação anual	Precip1	-	-	0,307	<b>-0,763</b>
	Precipitação do mês mais seco	Precip4	<b>0,683</b>	-0,298	-	-
	Precipitação do trimestre mais quente	Precip7	<b>0,382</b>	<b>0,758</b>	<b>0,887</b>	-0,162
Espaço	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM1	<b>0,502</b>	<b>0,412</b>	<b>0,805</b>	-0,170
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM2	<b>0,390</b>	<b>0,567</b>	<b>0,477</b>	<b>0,603</b>
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM5	-	-	-0,283	0,246
	Mapas de autovetores de Moran (latitude x longitude)	MEM7	<b>-0,586</b>	<b>0,516</b>	-	-
Porcentagem da variação total explicada (%)		-	40,180	4,884	35,330	8,890
Porcentagem da variação explicada sem resíduo (%)		-	82,620	10,042	73,170	18,416
Inércia total (%)		-	48,63		48,28	
Validação da CCA		-	F = 3,629, P = 0,001		F = 2,934, P = 0,001	



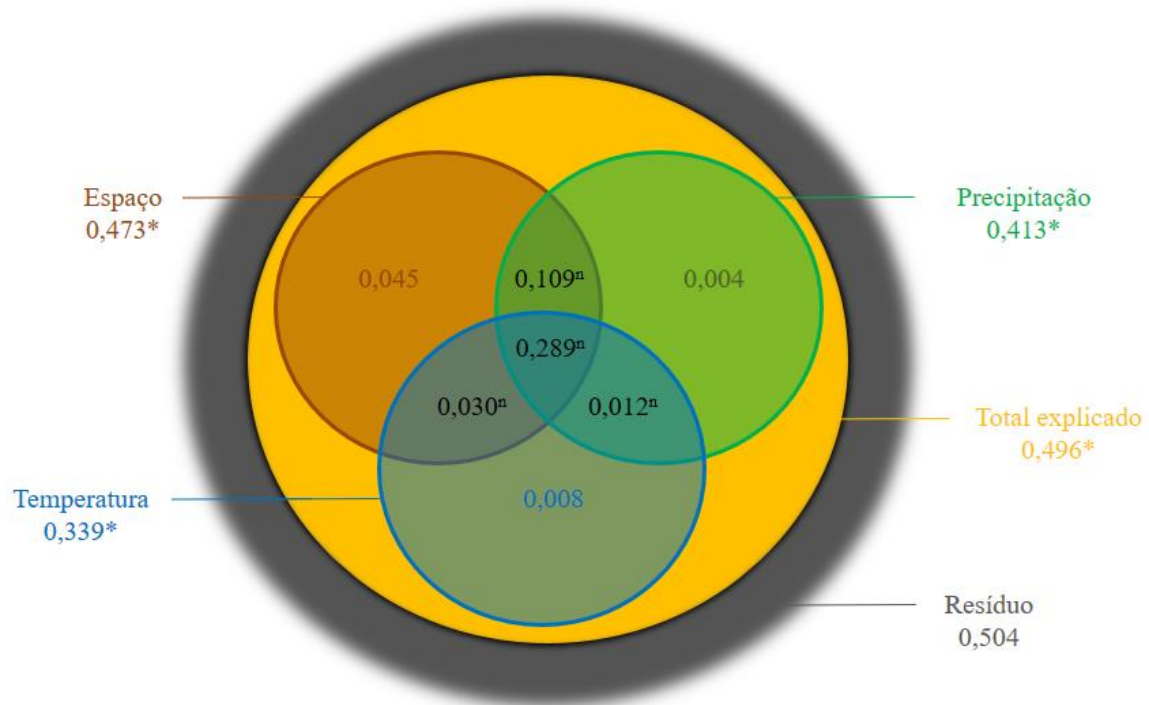
**Figura 8** – Efeito do tipo de floresta (i.e., ombrófila e estacional) sobre a composição da metacomunidade de todos os morcegos filostomídeos, dos morcegos animalívoros e dos morcegos herbívoros filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil, usando os escores das localidades do primeiro eixo extraído da Média Recíproca (RA, = ‘Reciprocal Averaging’) que caracteriza um gradiente ambiental latente para cada grupo de morcegos.



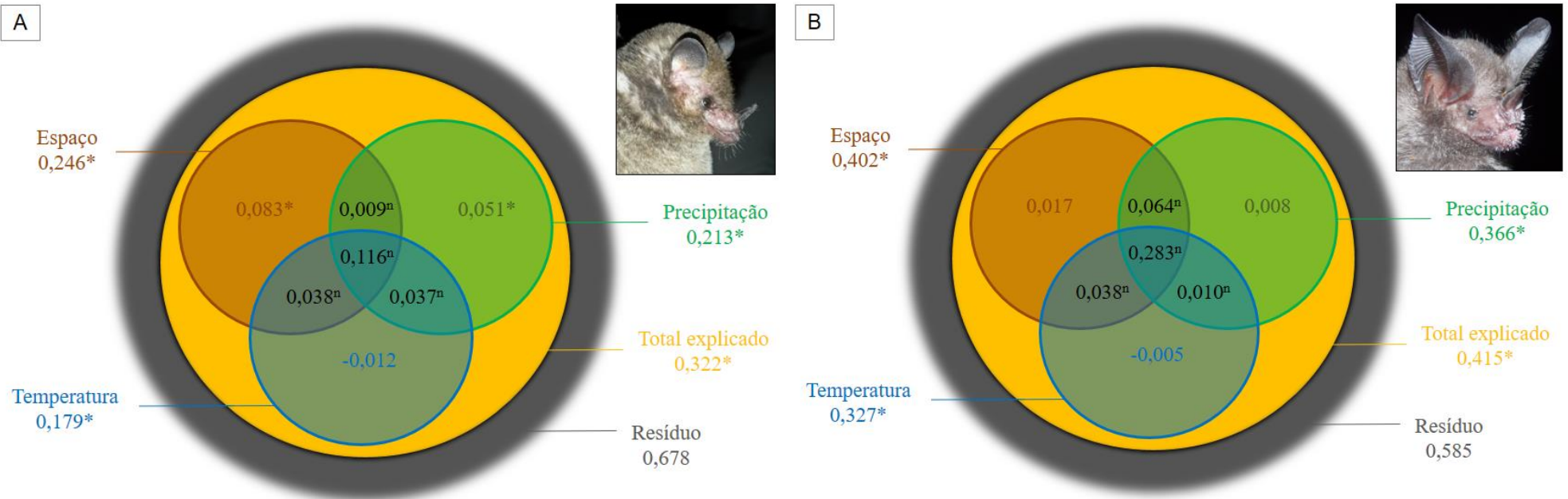
**Figura 9** – Ordenação das 30 comunidades de morcegos filostomídeos ao longo de um gradiente ambiental estruturado espacialmente no bioma Mata Atlântica no Brasil usando a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Os códigos das localidades (números vermelhos) aparecem na Tabela 1 e Anexo 1. As descrições das oito variáveis climáticas e espaciais (abreviações em preto) aparecem na Tabela 6.



**Figura 10** – Ordenação dos morcegos filostomídeos herbívoros (A) e animalívoros (B) nas 30 localidades ao longo de um gradiente climático espacialmente estruturado no bioma Mata Atlântica usando a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Os códigos das localidades (números vermelhos) aparecem na Tabela 1 e Anexo1. As descrições das oito variáveis climáticas e espaciais (abreviações em preto) aparecem na Tabela 6. Foto das espécies: *Platyrrhinus lineatus* (herbívoros) e *Phyllostomus hastatus* (animalívoros).



**Figura 11** – Diagrama de Venn mostrando as frações da variação na composição de espécies de morcegos filostomídeos explicada pela temperatura (círculo azul), precipitação (círculo verde) e espaço (círculo marrom), como determinadas pela partição de variância. Os números correspondem aos valores de R<sup>2</sup> ajustado. ‘n’ significa fração não testável e asterísco indica valores significativos de R<sup>2</sup> ( $P \leq 0,05$ ).



**Figura 12** – Diagrama de Venn mostrando as frações da variação na composição de espécies de morcegos filostomídeos herbívoros (A) e animalívoros (B) explicada pela temperatura (círculo azul), precipitação (círculo verde) e espaço (círculo marrom), como determinadas pela partição de variância. Os números correspondem aos valores de  $R^2$  ajustado. ‘n’ significa fração não testável e asterisco indica valores significativos de  $R^2$  ( $P \leq 0,05$ ). Foto das espécies: *Glossophaga soricina* (herbívoros) e *Trachops cirrhosus* (animalívora).



## 4. Discussão

### 4.1. Otimização amostral e representatividade do gradiente ambiental latente

A Mata Atlântica tem sido o bioma mais extensivamente amostrado para espécies de morcegos dentre todos os outros existentes no Brasil (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011), embora o conhecimento sobre a distribuição desses mamíferos ainda seja insuficiente nessa região (VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016a). No presente estudo, compilamos *a priori* dados de ocorrência de espécies de morcegos filostomídeos de 279 municípios distribuídos ao longo da Mata Atlântica no Brasil, dos quais cerca de 90% representaram comunidades inadequadamente amostradas (< 19 espécies). Esses municípios com baixo número de espécies apresentaram uma ou mais características, como pouca amostragem, amostragens direcionadas a captura de determinadas espécies (e.g., redes montadas próximas às plantas frutíferas ou aos abrigos), amostragens restritas a uma estação sazonal (e.g., apenas na estação seca ou na estação chuvosa) ou amostragens restritas apenas a uma parte da noite. Amostragens como estas, apesar de importante para responder perguntas específicas, talvez tenham diminuído a detectabilidade das espécies (e.g., MEYER et al., 2011), resultando em estimativas enviesadas da representatividade das espécies nesses municípios. Mais especificamente, a inclusão de municípios inadequadamente amostrados poderia aumentar o número de ausências embutidas e diminuir a estimativa de coerência, resultando em uma falsa impressão de que a metacomunidade teve um padrão não-coerente (aleatório) ou um padrão significativamente menos coerente (tabuleiro-de-damas). Para contornar essa problemática, realizamos *a posteriori* uma otimização sistemática dos dados para que as unidades amostrais (localidades) pudessem representar mais acuradamente a composição de cada comunidade dos morcegos filostomídeos e os padrões emergentes de metacomunidade.

### 4.2. Estrutura de Metacomunidades de morcegos filostomídeos

Independentemente do grupo dos morcegos filostomídeos (i.e., todos os morcegos, morcegos animalívoros ou morcegos herbívoros), as espécies exibiram distribuições coerentes, indicando que cada grupo foi estruturado por fatores bióticos (i.e., especificidade do habitat) e abióticos (e.g., temperatura ou precipitação) associados a um gradiente ambiental latente. Isso suporta a Hipótese 1: a maioria das espécies dentro de cada grupo de

morcegos compartilhou restrições ecológicas, que embora nicho-específicas, resultam em uma resposta comum ao mesmo gradiente ambiental latente (i.e., combinações de características ambientais). Porém, os três diferentes grupos de morcegos evidenciaram diferentes padrões organizacionais (todas as espécies: quase-clementsiano; espécies animalívoras: quase-aninhado com perda aleatória de espécies; e espécies herbívoras: clementsiano). Isso suporta a Hipótese 2: os grupos de espécies podem apresentar diferentes respostas a um mesmo gradiente ambiental dependendo de sua filiação trófica ou taxonômica (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015; DALLAS; PRESLEY, 2014; LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2012; MEDINA TORRES; HIGGINS, 2016; PRESLEY et al., 2012; PRESLEY; WILLIG, 2010). Devido ao fato das espécies de filostomídeos animalívoros serem evolutivamente mais próximas (BAKER et al., 2016; CIRRANELLO et al., 2016), elas possivelmente compartilham níveis similares de tolerância ambiental e de necessidade de recursos (PRESLEY; WILLIG, 2010), resultando em resposta comum ao gradiente ambiental latente. De maneira semelhante, tal conservação de nicho também caracteriza as espécies de filostomídeos herbívoros, fazendo com que elas também exibam um resposta comum ao gradiente ambiental latente. É importante ressaltar que apesar de cada grupo de espécies apresentar um padrão coerente de estrutura de metacomunidade com respeito ao seu respectivo gradiente ambiental latente, os três gradientes estiveram correlacionados entre si, indicando que os três grupos de morcegos responderam à conjuntos similares de características ambientais latentes.

A única distinção entre o padrão clementsiano de metacomunidade dos morcegos herbívoros e o padrão quase-clementsiano de todos os morcegos filostomídeos foi o grau de significância do elemento substituição de espécies (mais forte para os herbívoros [ $P < 0,001$ ] do que para todos os filostomídeos [ $P = 0.419$ ]), o qual não é uma característica essencial dos padrões compartimentalizados. Esta resposta é similar a da metacomunidade de pequenos mamíferos da Mata Atlântica, que também apresentou uma estrutura clementsiana (DE LA SANCHA et al., 2014). Tal compartimentalização surge porque conjuntos de espécies estão relacionados ecológica e evolutivamente por características que variam ao longo de um gradiente ambiental (DE LA SANCHA et al., 2014; PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010; PRESLEY; WILLIG, 2010). Para os pequenos mamíferos, as localizações dos compartimentos em padrões clementsianos na Mata Atlântica estão mais

associados à biogeografia histórica (e.g., áreas de endemismo) do que à processos históricos causados por atividades antropogênicas (e.g., perda de habitat e fragmentação) (DE LA SANCHA et al., 2014). As localizações dos dois compartimentos que caracterizaram as metacomunidades (quase-)clementsianas de morcegos filostomídeos nesta região no Brasil, porém, foram consistentes apenas com processos históricos antropogênicos, como a persistência de floresta nativa (i.e., cobertura de fragmentos remanescentes) e a influência espacial da interferência do homem (e.g., uso do solo para a urbanização, agricultura e criação de gado). Ou seja, um compartimento esteve mais associado aos remanescentes florestais nativos e o outro mais associado às áreas impactadas pelo homem. No presente estudo, usamos como auxílio um mapa de cobertura de vegetação nativa com áreas alteradas pelo homem, pois divisões (bio)geográficas são ferramentas úteis que ajudam a identificar compartimentos em padrões clementsiano de metacomunidade (PRESLEY; HIGGINS; WILLIG, 2010).

No Brasil, a Mata Atlântica é uma região bastante heterogênea e fragmentada (MORELLATO; HADDAD, 2000; REZENDE et al., 2018; RIBEIRO et al., 2011), com 28% de seu domínio ocupado por 245.173 remanescentes florestais nativos de diferentes tamanhos, conectividade e estágios sucessionais, e 70% de seu domínio ocupado por áreas alteradas pelo homem (REZENDE et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). A configuração da paisagem nesse bioma influencia as variações na abundância de espécies e estrutura as assembléas de morcegos filostomídeos, que, por sua vez, estão de fato respondendo espacialmente à fragmentação do habitat (GORRESEN; WILLIG, 2004). Sobre a perspectiva de estrutura de metacomunidades, nosso resultado da análise dos compartimentos suporta a ideia de que a configuração espacial (neste caso: localidades associadas à cobertura da vegetação nativa versus localidades associadas à influência do homem) é um *proxy* da fragmentação do habitat (veja FAHRIG, 2018) que afeta a distribuição dos morcegos filostomídeos, especialmente os herbívoros, na Mata Atlântica. Essa suposição é baseada nos limites de distribuição das espécies observadas nos compartimentos que incluiu tanto espécies com distribuição espacial ampla quanto restrita (da mais tolerante/generalista a menos tolerante/generalista) no compartimento composto pelos fragmentos florestais nativos (= compartimento 1) como espécies com apenas distribuição espacial ampla (espécies mais generalistas) no

compartimento dominado pela influência do homem (= compartimento 2). Em uma região fragmentada como a Mata Atlântica, remanescentes florestais originais são importantes porque podem manter grande porções da biodiversidade, permitindo a persistência das espécies menos tolerantes/especialistas ou espécies com baixa capacidades de dispersão (GORRESEN; WILLIG, 2004; METZGER et al., 2009; TABARELLI et al., 2010). Espécies mais tolerante/especialistas ou espécies com alta capacidade de dispersão são mais oportunistas e menos associadas à remanescentes florestais, ocorrendo frequentemente em uma variedade de áreas de florestas não originais dentro da região (e.g., FARIA, 2006; LOURENÇO et al., 2014). Neste sentido, as espécies do compartimento 1 apresentaram diferentes níveis de tolerância ambiental e foram capazes de persistir em áreas com fragmentos florestais originais de vários tamanhos e conectividades, e as espécies do compartimento 2 tiveram nichos ecológicos mais amplos dentro da região de estudo. Portanto, os compartimentos clementsianos indicaram um papel crucial da fragmentação do habitat em delimitar a distribuição da metacomunidade e dos morcegos herbívoros filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil, além de evidenciar a importância das localidades contendo remanescentes florestais nativos para a persistência de morcegos. Esses dados reforçam os achados de Cisneros, Fagan e Willig (2015) que constataram que locais dominados por florestas e por áreas modificadas agem como potenciais estruturadores de metacomunidade de morcegos filostomídeos em mesoescala.

O grupo funcional dos animalívoros exibiu padrão quase-aninhado com perda aleatória de espécies. Na Mata Atlântica, o padrão aninhado em metacomunidades já foi observado em plantas lenhosas (MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017), indicando que perda de espécies ao longo do bioma ocorre para além de espécies animais. Similarmente, um padrão aninhado foi registrado para morcegos na porção sul do bioma Mata Atlântica (VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016b), porém este estudo não considerou todo o conjunto de possibilidades de padrões de distribuição de espécies e apenas avaliou os padrões de aninhamento e aleatório. O padrão quase-aninhado com perda aleatória de espécies apresentado pelos morcegos animalívoros pode ser explicado pela hipótese da qualidade do habitat aninhado. Segundo essa hipótese, as espécies diferem em como elas toleram a disponibilidade de recursos críticos e as variações ambientais locais, sendo os locais com melhor qualidade de habitat aqueles que abrigam maior número de

espécies pouco tolerantes (HYLANDER et al., 2005). Nesse sentido, os limites de distribuição das espécies menos tolerantes, as quais estão menos distribuídas ao longo dos locais, estão aninhadas dentro dos limites de distribuição das espécies mais tolerantes (HENRIQUES-SILVA; LINDO; PERES-NETO, 2013). Dentre os morcegos filostomídeos, as espécies animalívoras são majoritariamente pouco tolerantes às mudanças no ambiente, podendo ser consideradas indicadoras da qualidade do habitat (BOBROWIEC; GRIBEL, 2010; FARIA, 2006; JONES et al., 2009; LOURENÇO et al., 2014; MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000; MEYER; STRUEBIG; WILLIG, 2016). Na Mata Atlântica no Brasil, o nível de tolerância dos morcegos animalívoros foi espécie-específico, resultando em uma metacomunidade quase-aninhada com perda aleatória de espécies ao longo de um gradiente ambiental latente.

#### **4.3. *Gradiente ambiental estruturando as espécies de morcegos filostomídeos***

O tipo de floresta não influenciou a composição de todos os morcegos, dos morcegos animalívoros e dos morcegos herbívoros ao longo da Mata Atlântica no Brasil. Este resultado é inconsistente com a nossa Hipótese 3: diferenças fitofisionômicas entre as florestas ombrófila e estacional influenciariam a composição de espécies de morcegos filostomídeos, principalmente os herbívoros, por estarem associadas aos gradientes ambientais latentes. Comparativamente, as florestas estacionais têm menor riqueza de espécies vegetais e são menos diversa filogeneticamente do que as florestas ombrófilas na Mata Atlântica brasileira (DUARTE et al., 2014; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Além disso, existe uma clara evidência de sazonalidade no clima nas florestas estacionais em comparação com as ombrófilas, onde o clima varia durante o ano, porém, sem sazonalidade definida (MORELLATO; HADDAD, 2000). No entanto, essas diferenças não foram fortes o suficiente para determinar os limites de distribuição das espécies ao longo dos gradientes ambientais latentes na região de estudo. Considerando que florestas ombrófilas e estacionais compartilham 50% de suas espécies de plantas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) e que espécies de morcegos filostomídeos se deslocam entre essas florestas (e.g., ESBÉRARD et al., 2017), nossos resultados sugerem que esses dois tipos de florestas apresentam fontes de recursos básicos para morcegos, principalmente herbívoros, o que permite a persistência das mesmas espécies em ambas as florestas. É importante

ressaltar que, devido às questões metodológicas, utilizamos uma classificação mais conservadora (ampla) da vegetação da Mata Atlântica no presente estudo, desconsiderando os tipos de fitofisionomias existentes dentro da floresta ombrófila e da floresta estacional (veja IBGE, 2012). Talvez essas diferentes fitofisionomias dessas duas florestas tenham um papel mais evidente na composição dos morcegos ao longo da região estudada.

As distribuições das espécies de morcegos filostomídeos na região de estudo foram moldadas por um gradiente composto por variações na temperatura, na precipitação e no espaço. A temperatura tem sido indicada como a maior responsável pela variação na composição de espécies de metacomunidades de pequenos mamíferos não-voadores e de plantas lenhosas no bioma Mata Atlântica (DE LA SANCHA et al., 2014; MARCILIO-SILVA; ZWIENER; MARQUES, 2017). Para os morcegos filostomídeos, tanto a temperatura como a precipitação têm influenciado a riqueza de espécies em escala local (GOMES et al., 2015) e regional (STEVENS, 2013), sendo a temperatura responsável também pela estruturação filogenética de comunidades na região de estudo (STEVENS; GAVILANEZ, 2015). Em termos de mudanças na composição de espécies, o presente estudo enfatiza a importância da variação no clima em múltipla escala e também evidencia a relevância do espaço (i.e., características ambientais não mensuradas, mas estruturadas espacialmente; PERES-NETO; LEGENDRE, 2010) para a composição de morcegos filostomídeos. Na região de estudo, as variáveis espaciais (MEMs) que foram mais importantes na estruturação das metacomunidades foram aquelas que representaram variabilidade espacial mais ampla. Em outras palavras, padrões espaciais em escala regional influenciaram as distribuições das espécies de morcegos filostomídeos. Algumas características ambientais espacialmente estruturadas que provavelmente afetam as espécies de morcegos filostomídeos (e.g., modificações na paisagem induzidas pelas atividades do homem; veja CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015; FARIA, 2006; GORRESEN; WILLIG, 2004; LOURENÇO et al., 2014) não foram exploradas e, conseqüentemente, não foram incluídas em nossas análises. Assim, a influência espacial sobre a distribuição dos morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil pode ser atribuída a essas características ambientais. Por exemplo, nós não mensuramos a fragmentação e a conversão do habitat na região de estudo, contudo, a análise dos compartimentos clementsianos

mostrou consideráveis evidências que as metacomunidades de morcegos filostomídeos são influenciadas por esses fatores ambientais.

Analisando a contribuição da temperatura, da precipitação e do espaço na estruturação das metacomunidades de morcegos filostomídeos, nossos dados enfatizam a importância desses três conjuntos de variáveis, reforçando que múltiplos grupos de mamíferos respondem aos gradientes ambientais (e.g., clima) que estão espacialmente estruturados na Mata Atlântica (DE LA SANCHA et al., 2014). Baseado nesse resultado, nossa Hipótese 4 não foi confirmada: filtros climáticos teriam mais influência na ocorrência de morcegos filostomídeos do que filtros espaciais na região de estudo. Geralmente, morcegos respondem diretamente à variação biótica (e.g., disponibilidade de recursos) mais do que à variação climática (resposta indireta) (veja GOMES, 2013). Por exemplo, a produção de flores e de frutos e a diversidade e a abundância de insetos são geralmente influenciadas por variações climáticas (MIKICH; SILVA, 2001; MORELLATO et al., 2000; PURESWARAN; ROQUES; BATTISTI, 2018; SANGLE et al., 2015) que também afetam indiretamente a dinâmica predador-presa (SHERWIN; MONTGOMERY; LUNDY, 2013). Nesse sentido, portanto, as espécies de morcegos herbívoros compartilharam recursos alimentares similares, favorecendo suas distribuições parecidas e a formação de limites agrupados de distribuição ao longo do gradiente ambiental espacialmente estruturado na Mata Atlântica. Por outro lado, os morcegos animalívoros foram menos tolerantes quanto a oferta de alimentos (e.g., insetos e pequenos mamíferos), resultando em perda previsível de espécies da parte mais produtiva para a menos produtiva do gradiente na região de estudo. É importante ressaltar que a diversidade e a abundância de recursos alimentares são contingentes com o tipo de habitat que, por sua vez, favorece a preferência e a especialização alimentar pelos morcegos (PRESLEY et al., 2012), refletindo especialmente nos diferentes usos de habitat ou na diversidade de ambientes em mesoescala (STEVENS; LÓPEZ-GONZÁLEZ; PRESLEY, 2007).

#### **4.4. *Metacomunidades de morcegos filostomídeos em uma Mata Atlântica fragmentada e implicações para a conservação***

A Mata Atlântica é internacionalmente considerada um dos mais importantes centros de biodiversidade (*hotspots*) em termos de ameaça e conservação de espécies

(LAURANCE, 2009; METZGER, 2009). A maior porção (~90%) de seu domínio está dentro do território brasileiro, no qual restam apenas 12% de sua cobertura original (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Especificamente, no Brasil, este bioma tem um longo histórico de desmatamento que vem resultando em expressiva fragmentação florestal e conversão do habitat que influenciam a composição local de espécies (METZGER, 2009; TABARELLI et al., 2010). Apesar de não avaliarmos explicitamente a fragmentação e conversão do habitat como fatores estruturadores de metacomunidades de morcegos, nós observamos evidências que sugerem que esses fatores afetam a composição local de espécies de morcegos filostomídeos. A perda de habitat e a fragmentação influenciam a ocorrência de espécies de morcegos (JONES et al., 2009; LOURENÇO et al., 2014; MEYER; STRUEBIG; WILLIG, 2016; MUYLAERT; STEVENS; RIBEIRO, 2016), resultando em padrões de distribuição de espécies não-aninhadas (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015) e aninhadas (MEYER; KALKO, 2008). A fragmentação florestal não tem grande influência sobre os padrões de metacomunidade de pequenos mamíferos não-voadores na Mata Atlântica. Em vez disso, os sinais históricos associados aos locais de refúgios glaciais e aos eventos de vicariância relacionados aos grandes rios que são mais importantes em delimitar a distribuição de espécies desses pequenos mamíferos (DE LA SANCHA et al., 2014). Diferente dos pequenos mamíferos, os morcegos filostomídeos podem se locomover através de longas distâncias (> 16 km), cruzando rios, voando entre ilhas e continente, e entre tipos de florestas (e.g., ombrófila e estacional) na Mata Atlântica (ESBÉRARD et al., 2017; MENEZES JR. et al., 2008). Conseqüentemente, são esperadas diferentes respostas aos fatores históricos pela limitada dispersão dos pequenos mamíferos não-voadores comparadas com a grande capacidade de dispersão dos morcegos. Em geral, as distribuições dos morcegos são maiores do que as dos pequenos mamíferos, e suas habilidades de seguir as mudanças induzidas pelo homem no ambiente talvez sejam maiores do que as dos pequenos mamíferos.

Em mesoescala, as respostas dos morcegos aos ambientes impactados pelo homem podem ser guilda-específicas, com os grupos funcionais respondendo à diferentes graus de modificações antropogênicas da paisagem (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015). Considerando a fragmentação florestal e a conversão do habitat como parte dos gradientes ambientais espacialmente estruturados na região de estudo, os morcegos herbívoros



responderam de maneira diferente a esses fatores em comparação com os morcegos animalívoros (padrão clementsiano versus padrão quase-aninhado, respectivamente). Em geral, morcegos herbívoros são mais tolerantes à fragmentação do que os morcegos animalívoros (MEYER et al., 2008). Além disso, os primeiros são oportunistas, pois se alimentam frequentemente de plantas pioneiras (MUSCARELLA; FLEMING, 2007) cuja a abundância e produtividade são influenciadas pelo nível de desmatamento local (GORRESEN; WILLIG, 2004). Além disso, algumas espécies de morcegos herbívoros podem se adaptar forrageando sobre plantas que são comuns em áreas alteradas (CARVALHO et al., 2016; LUZ; COSTA; ESBÉRARD, 2015). Por esse motivo, os morcegos herbívoros forrageiam em diferentes habitats em busca de frutos e flores que não ocorrem somente em florestas bem preservadas (GOMES, 2013; PEDROZO et al., 2016), mas também em áreas com altos níveis de alteração humana (BREDT; UIEDA; PEDRO, 2012). Na Costa Rica, a estrutura de metacomunidade de herbívoros filostomídeos é mais associada às áreas modificadas pelo homem do que às áreas com florestas bem preservadas (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015). Na Mata Atlântica no Brasil, inspeções dos compartimentos clementsianos revelaram que os dois tipos de áreas são importantes; contudo, as espécies com distribuição espacial restrita (e.g., *Dryadonycteris capixaba*, *Chiroderma doriae* e *Rhinophylla pumilio*) estão mais associadas às localidades que contêm remanescentes florestais nativos. Geralmente, a difusão da fragmentação e a conversão do habitat na Mata Atlântica parecem favorecer a ocorrência da maioria das espécies de morcegos herbívoros na maioria das localidades, homogeneizando a composição das comunidades ao longo da região de estudo. É importante destacar que essa homogeneização das comunidades ocorre porque um grupo de espécies com características similares substituiu um outro grupo de espécies as quais compartilham um conjunto distinto de características ao longo do gradiente (DEVICTOR; JULLIARD; JIGUET, 2008).

Enquanto os morcegos herbívoros são afetados positivamente por uma Mata Atlântica fragmentada, os morcegos animalívoros foram negativamente afetados, mostrando uma perda previsível de espécies associada às atividades antropogênicas na região de estudo. Em uma paisagem fragmentada, morcegos animalívoros são negativamente afetados pela borda da floresta, que é uma característica da perda do habitat e da fragmentação (FARIA, 2006). Esses morcegos são geralmente considerados como

dependentes de florestas, com estratégias especializadas de forrageio capturando suas presas sobre muitas superfícies, como sobre folhagens, sobre o solo e sobre a superfície da água (KALKO; HANDLEY-JR; HANDLEY, 1996). A disponibilidade de presas para os animalívoros é maior em habitat florestados, onde eles também podem encontrar mais disponibilidade de abrigos naturais (GORRESEN; WILLIG, 2004). Além disso, morcegos animalívoros não são naturalmente abundantes e mantêm menores áreas de vida evitando áreas abertas. Essas duas características combinadas com sua sensibilidade à borda de florestas os tornam mais vulneráveis à conversão do habitat e à fragmentação (MEYER et al., 2008). Essa vulnerabilidade causa extinção de espécies em habitats fragmentados (depauperados), que não fornecem recursos básicos para as espécies persistirem, resultando potencialmente em comunidades aninhadas (GANZHORN; EISENBEISS, 2001; MEYER; KALKO, 2008; PATTERSON; ATMAR, 1986). Portanto, a vulnerabilidade das espécies à fragmentação do habitat ocasionada pelas atividades do homem (e.g., FARIA, 2006; MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000) talvez explique a emergência do padrão quase-aninhado de metacomunidade exibido pelos morcegos animalívoros na Mata Atlântica no Brasil. Embora apresentamos evidências de mudanças na composição de espécies de filostomídeos na região de estudos, informações sobre como os efeitos da fragmentação e da conversão do habitat agem sobre as estruturas de metacomunidade são ainda escassas (PRESLEY et al., 2019; veja também CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015; DE LA SANCHA et al., 2014; DELCIELLOS et al., 2018), representando um campo promissor para futuros estudos em regiões antropogenicamente modificadas.

Nós apontamos a relevância da Mata Atlântica original (fragmentos florestais nativos) para a conservação de morcegos filostomídeos, mostrando que a persistência de algumas espécies dependem desses habitats florestados. Esse achado corrobora outros estudos com morcegos (GORRESEN; WILLIG, 2004) e com outros táxons (TABARELLI et al., 2010) que demonstraram a importância de fragmentos florestais nativos para a manutenção da biodiversidade regional no bioma Mata Atlântica. Em geral, as espécies especialistas (e.g., dependentes de florestas) respondem negativamente à fragmentação e à paisagem modificada (DEVICTOR; JULLIARD; JIGUET, 2008) e são mais associadas aos habitats com florestas maduras do que as espécies generalistas, que também podem persistir ou prosperar em habitats alterados (PARDINI et al., 2009). Com as altas taxas de

desmatamento causados pelo homem resultando em perda de habitat na Mata Atlântica (METZGER et al., 2009), as espécies dependentes de florestas tornam-se propensas ao declínio populacional e, conseqüentemente, à extinção em fragmentos florestais. Isso ocorre devido à alta sensibilidade as bordas de florestas por esses morcegos (MEYER et al., 2008) e devido à falta de suporte estrutural para essas espécies pelos habitats alterados (TABARELLI et al., 2010). Por esse motivo e considerando que extinções podem ser não apenas imediatas mas também ocorrer com atraso (KRAUSS et al., 2010; KUUSSAARI et al., 2009), medidas de conservação para resguardar habitats de Mata Atlântica nativa são urgentemente requeridas a fim de proteger os organismos dependentes de florestas (e.g., morcegos) e mitigar futuras perdas de biodiversidade. As mudanças na composição de espécies de morcegos dentro de fragmentos de florestas sugerem que a fragmentação compromete as interações ecológicas, como as interações mutualística e predador-presa, alterando significativamente a manutenção de comunidades de plantas (COSSON; PONS; MASSON, 1999) e de animais. No pior dos cenários, essas mudanças ecológicas talvez favoreçam as cascatas de extinção e colapso das teias alimentares devido às perdas de interações espécie-específicas (HARRISON; BRUNA, 1999).

#### **4.5. Conclusão**

Na Mata Atlântica brasileira, as espécies de morcegos filostomídeos apresentaram distribuições coerentes ao longo de um gradiente climático espacialmente estruturado. Porém, diferentes padrões de metacomunidade foram observados quando considerados grupos de espécies: um padrão quase-clementsiano para a metacomunidade, um padrão clementsiano para os morcegos herbívoros e um padrão quase-aninhado com perda aleatória de espécies para os morcegos animalívoros. Esses distintos padrões de distribuição de espécies estão provavelmente relacionados às características ecológicas e evolutivas compartilhadas entre as espécies dentro de cada grupo de morcegos, e as suas tolerâncias ambientais e disponibilidade de recurso ao longo do gradiente ambiental. O foco em grupos de espécies definidos por características filogenética e de nicho compartilhadas (e.g., grupos funcionais, clados) em estudos de metacomunidades é mais apropriado para entender como gradientes ambientais moldam as distribuições de espécies e os padrões em mesoescala. Além disso, analisar grupos de espécies fornece informações ecológicas

adicionais sobre as distribuições das espécies que são obscurecidas quando é considerado apenas um grupo funcionalmente heterogêneo de espécies. Por fim, a localização dos compartimentos clementsianos sugerem que a fragmentação do habitat causada por atividades do homem desempenha um papel crucial nas distribuições de morcegos filostomídeos ao longo da Mata Atlântica no Brasil.

## 5. Referências bibliográficas

- ALMEIDA, R. S.; CETRA, M. Longitudinal gradient effects on the stream fish metacommunity. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 112–119, 2016.
- BAKER, R. J. et al. Higher level classification of phyllostomid bats with a summary of DNA synapomorphies. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 1, p. 1–38, 2016.
- BAUMAN, D. et al. Disentangling good from bad practices in the selection of spatial or phylogenetic eigenvectors. **Ecography**, v. 41, p. 1–12, 2018.
- BERGALLO, H. G. et al. Bat species richness in Atlantic Forest: What is the minimum sampling effort? **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 278–288, 2003.
- BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? **Mammal Review**, v. 41, n. 1, p. 23–39, 2011.
- BIVAND, R. S.; WONG, D. W. S. Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. **TEST**, v. 27, n. 3, p. 716–748, 2018.
- BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623–2632, 2008.
- BOBROWIEC, P. E. D.; GRIBEL, R. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, n. 2, p. 204–216, 2010.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. New York: Springer, 2011.
- BRAGA, C.; OLIVEIRA, J. A.; CERQUEIRA, R. Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, p. 108–118, 2017.
- BRASIL, L. S. et al. Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. **Ecology and**

**Evolution**, v. 00, p. 1–11, 2017.

BREDT, A.; UIEDA, W.; PEDRO, W. A. **Plantas e Morcegos, na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2012.

CARDOSO, T. S. et al. Helminth metacommunity structure of wild rodents in a preserved area of the Atlantic Forest, Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Veterinary Parasitology**, v. 27, n. 4, p. 495–504, 2018.

CARVALHO, W. D. et al. Fruit consumption of *Prosopis juliflora* (Fabacea) and *Anacardium occidentale* (Anacardiaceae) by *Artibeus* (Phyllostomidae) in the Caatinga biome. p. 154–157, 2016.

CIRRANELLO, A. et al. Morphological diagnoses of higher-level phyllostomid taxa (Chiroptera: Phyllostomidae). **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 1, p. 39–71, 2016.

CISNEROS, L. M.; FAGAN, M. E.; WILLIG, M. R. Season-specific and guild-specific effects of anthropogenic landscape modification on metacommunity structure of tropical bats. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 2, 2015.

COSSON, J. F.; PONS, J. M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p. 515–534, 1999.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1175–1182, 2005.

CUNTO, G. C.; BERNARD, E. Neotropical bats as indicators of environmental disturbance: what is the emerging message? **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 143–151, 2012.

DALLAS, T. metacom: an R package for the analysis of metacommunity structure. **Ecography**, v. 37, p. 402–405, 2014.

DALLAS, T.; PRESLEY, S. J. Relative importance of host environment, transmission potential and host phylogeny to the structure of parasite metacommunities. **Oikos**, v. 123, n. 7, p. 866–874, 2014.

DE LA SANCHA, N. U. et al. Metacommunity structure in a highly fragmented forest: has deforestation in the Atlantic Forest altered historic biogeographic patterns? **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 9, p. 1058–1070, 2014.

DELICIELLOS, A. C. et al. Seasonality in metacommunity structure: an empirical test in

the Atlantic Forest. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 10, p. 1769–1783, 2018.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, p. 507–514, 2008.

DIAS, D.; ESBÉRARD, C. E. L.; MORATELLI, R. A new species of *Lonchophylla* (Chiroptera, Phyllostomidae) from the Atlantic Forest of southeastern Brazil, with comments on *L. Bokermanni*. **Zootaxa**, v. 3722, n. 3, 2013.

DÍAZ, M. M. et al. **Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica**. 1a edición ed. Yerba Buena: Rubén Marcos Barquez, 2016.

DRAY, S. et al. **adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis.**, 2018.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling**, v. 196, p. 483–493, 2006.

DUARTE, L. D. S. et al. Phylobetadiversity among forest types in the Brazilian Atlantic Forest complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. 1–10, 2014.

ESBÉRARD, C. E. L. et al. Novel long-distance movements by Neotropical bats (Mammalia: Chiroptera: Phyllostomidae) evidenced by recaptures in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, n. 1, p. 75–80, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 00, p. 1–9, 2018.

FARIA, D. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 531–542, 2006.

FERNANDES, I. M. et al. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. **Ecography**, v. 37, p. 464–475, 2014.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 34, p. 17–34, 1985.

GANZHORN, J. U.; EISENBEISS, B. The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. **Basic and Applied Ecology**, v. 2,

n. 1, p. 87–95, 2001.

GOMES, L. A. C. **Morcegos Phyllostomidae (Mammalia, Chiroptera) em um remanescente de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil: composição de espécies, sazonalidade e frugivoria. Dissertação de mestrado (Biologia Animal)** Seropédica, 2013.

GOMES, L. A. C. et al. Species composition and seasonal variation in abundance of Phyllostomidae bats (Chiroptera) in an Atlantic Forest remnant, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 79, n. 1, p. 61–68, 2015.

GONZALEZ, A. Metacommunities: Spatial community ecology. In: **Encyclopedia of Life Sciences (ELS)**. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2009. p. 1–8.

GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 4, p. 688–697, 2004.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST. **Paleontologia Electronica**, v. 4, p. 1–9, 2001.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? **Ecography**, v. 22, n. 3, p. 225–232, 1999.

HEINO, J. et al. Elements of metacommunity structure and community-environment relationships in stream organisms. **Freshwater Biology**, p. 1–16, 2015.

HENRIQUES-SILVA, R.; LINDO, Z.; PERES-NETO, P. R. A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. **Ecology**, v. 94, n. 3, p. 627–639, 2013.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HOAGLAND, B. W.; COLLINS, S. L. Gradient models, gradient analysis, and hierarchical structure in plant communities. **Oikos**, v. 78, n. 1, p. 23–30, 1997.

HURTADO, N.; PACHECO, V. Análisis filogenético del género *Mimon* Gray, 1847 (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) con la descripción de un nuevo género. **Therya**, v. 5, n. 3, p. 751–791, 2014.

HYLANDER, K. et al. Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. **Oikos**, v. 108, p. 351–361, 2005.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistemas fitogeográfico, inventário das formações florestais e campetres, técnicas e manejo de coleções botânicas e**

**procedimentos para mapeamentos.** Rio de Janeiro: [s.n.].

JONES, G. et al. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, p. 93–115, 2009.

KALKO, E. K. V.; HANDLEY-JR, C. O.; HANDLEY, D. Organization, diversity, and long-term dynamics of a Neotropical bat community. **Long-Term Studies of Vertebrate Communities**, p. 503–553, 1996.

KRAUSS, J. et al. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. **Ecology Letters**, v. 13, n. 5, p. 597–605, 2010.

KUNZ, T. H. et al. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 1–38, 2011.

KUNZ, T. H.; PIERSON, E. D. Bats of the world: An introduction. In: NOWAK, R. M. (Ed.). . **Walkwer's bats of the wordl**. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press, 1994. p. 1–46.

KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 10, p. 564–571, 2009.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Second Eng ed. ELSEVIER: Amsterdam, Boston, London, New York, Oxford, Paris San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo: Developments in Environmental Modelling, 20, 1998.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601–613, 2004.

LEIBOLD, M. A. The metacommunity concept and its theoretical underpinnings. In: SCHEINER, S. M.; WILLIG, M. R. (Eds.). . **The Theory of ecology**. Chicago: University of Chicago Press, 2011. p. 163–183.

LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. **Oikos**, v. 97, n. 2, p. 237–250, 2002.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. et al. Metacommunity analysis of Mexican bats: environmentally mediated structure in an area of high geographic and environmental complexity. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 177–192, 2012.

LOURENÇO, E. C. et al. Composition of bat assemblages (Mammalia : Chiroptera) in



tropical riparian forests. **Zoologia**, v. 31, n. 4, p. 361–369, 2014.

LUZ, J. L.; COSTA, L. D. M.; ESBÉRARD, C. E. L. Variação de recursos alimentares e abundância de morcegos em plantações de banana. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 244–260, 2015.

MACKENZIE, D. I. et al. **Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence**. Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Paris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo: Academic Press, 2006.

MARCILIO-SILVA, V.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M. C. M. Metacommunity structure, additive partitioning and environmental drivers of woody plants diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 10, p. 1110–1119, 2017.

MCGILL, B. J. Matters of scale. **Science**, v. 328, n. 5978, p. 575–576, 2010.

MEDELLÍN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1666–1675, 2000.

MEDINA TORRES, K. M.; HIGGINS, C. L. Taxonomic and functional organization in metacommunity structure of stream-fish assemblages among and within river basins in Texas. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 2, p. 247–259, 2016.

MENEZES JR., L. F. et al. Deslocamento de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (Mammalia, Chiroptera) entre ilha e continente no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 243–245, 2008.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1138–1140, 2009.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MEYER, C. F. J. et al. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 381–391, 2008.

MEYER, C. F. J. et al. Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 777–787, 2011.

MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Bat assemblages on Neotropical land-bridge islands: nested subsets and null model analyses of species co-occurrence patterns. **Diversity and Distributions**, v. 14, p. 644–654, 2008.

- MEYER, C. F. J.; STRUEBIG, M. J.; WILLIG, M. R. Responses of tropical bats to habitat fragmentation, logging, and deforestation. In: VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. (Eds.). . **Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World**. New York: Springer, 2016. p. 63–103.
- MEYNARD, C. N. et al. Disentangling the drivers of metacommunity structure across spatial scales. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 8, p. 1560–1571, 2013.
- MIHALJEVIC, J. R.; JOSEPH, M. B.; JOHNSON, P. T. J. Using multispecies occupancy models to improve the characterization and understanding of metacommunity structure. **Ecology**, v. 96, n. 7, p. 1783–1792, 2015.
- MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 1, p. 89–113, 2001.
- MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revised: Earth’s biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City: CEMEX/Agrupación Serra Madre, 2004.
- MORATELLI, R.; DIAS, D. A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). **ZooKeys**, v. 514, p. 73–91, 2015.
- MORELLATO, L. P. C. et al. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 811–823, 2000.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.
- MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The role of frugivorous bats in Tropical forest succession. **Biological Reviews**, v. 82, p. 573–590, 2007.
- MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, M. C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. **Ecological Applications**, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NOGUEIRA, M. R. et al. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. **Check List**, v. 10, n. 4, p. 808–821, 2014.

NOGUEIRA, M. R. et al. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Disponível em: <<https://www.sbeq.net/updatelist>>.

OCHOA-OCHOA, L. M.; WHITTAKER, R. J. Spatial and temporal variation in amphibian metacommunity structure in Chiapas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 30, n. 6, p. 537–549, 2014.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community ecology package**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178–1190, 2009.

PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 28, p. 65–82, 1986.

PEDROZO, A. R. et al. Quiroptero fauna da Fazenda Santo Antônio dos Ipês, Jaú, estado de São Paulo, Brasil. **Biotemas**, v. 29, n. Março 2016, p. 97–107, 2016.

PERACCHI, A. L. et al. Ordem Chiroptera. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina: Nélío R. Reis, 2011. p. 135–234.

PERACCHI, A. L. História da quiropterologia no Brasil. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, v. 77, p. 172–177, 2016.

PERES-NETO, P. R. et al. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2614–2625, 2006.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 2, p. 174–184, 2010.

PRESLEY, S. J. et al. A complex metacommunity structure for gastropods along an elevational gradient. **Biotropica**, v. 43, n. 4, p. 480–488, 2011.

PRESLEY, S. J. et al. Vertebrate metacommunity structure along an extensive elevational gradient in the tropics: A comparison of bats, rodents and birds. **Global Ecology and**

- Biogeography**, v. 21, n. 10, p. 968–976, 2012.
- PRESLEY, S. J. et al. Landscape ecology of mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 3, p. 1044–1068, 2019.
- PRESLEY, S. J.; HIGGINS, C. L.; WILLIG, M. R. A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 908–917, 2010.
- PRESLEY, S. J.; MELLO, J. H. F.; WILLIG, M. R. Checkerboard metacommunity structure: an incoherent concept. **Oecologia**, v. 190, n. 2, p. 323–331, 2019.
- PRESLEY, S. J.; WILLIG, M. R. Bat metacommunity structure on Caribbean islands and the role of endemics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 185–199, 2010.
- PURESWARAN, D. S.; ROQUES, A.; BATTISTI, A. Forest insects and climate change. **Current Forestry Reports**, v. 4, p. 35–50, 2018.
- R, C. T. **R: A language and environment for statistical computing**. **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2018.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Verlag, Berlin, Heidelberg: Springer, 2011. p. 405–434.
- SANGLE, P. M. et al. Impact of climate change on insects. **Impact of climate change on insects**, v. 8, n. 14, p. 3579–3582, 2015.
- SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319–2331, 2015.
- SHERWIN, H. A.; MONTGOMERY, W. I.; LUNDY, M. G. The impact and implications of climate change for bats. **Mammal Review**, v. 43, n. 3, p. 171–182, 2013.
- SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds.). . **The Atlantic Forest of South**

**America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook.** Washington, Covelo, London: Island Press, 2003. p. 43–59.

SOS MATA ATLÂNTICA, (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA); INPE, (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2016-2017. Relatório técnico**São PauloSOS Mata Atlântica & INPE, , 2018.

STEVENS, R. D. Gradients of bat diversity in Atlantic Forest of South America: Environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 1–7, 2013.

STEVENS, R. D.; GAVILANEZ, M. M. Dimensionality of community structure: phylogenetic, morphological and functional perspectives along biodiversity and environmental gradients. **Ecography**, v. 38, p. 861–875, 2015.

STEVENS, R. D.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, C.; PRESLEY, S. J. Geographical ecology of Paraguayan bats: Spatial integration and metacommunity structure of interacting assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 6, p. 1086–1093, 2007.

TABARELLI, M. et al. Challenges and opportunities for Biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695–700, 2005.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167–1179, 1986.

TONKIN, J. D. et al. Elements of metacommunity structure of river and riparian assemblages: Communities, taxonomic groups and deconstructed trait groups. **Ecological Complexity**, v. 25, p. 35–43, 2016.

URBAN, M. C. et al. The evolutionary ecology of metacommunities. **Trens in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 6, p. 311–317, 2008.

VARZINCZAK, L. H.; BERNARDI, I. P.; PASSOS, F. C. Is the knowledge of bat distribution in the Atlantic Rainforest sufficient? Comments about new findings and a case study in the Paraná State coastal area, Brazil. **Mammalia**, v. 80, n. 3, p. 263–269, 2016a.

VARZINCZAK, L. H.; BERNARDI, I.; PASSOS, F. C. Null model analysis on bat species

co-occurrence and nestedness patterns in a region of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Mammalia**, v. 80, n. 2, p. 171–179, 2016b.

WICKHAM, H.; HESTER, J.; CHANG, W. **devtools: Tools to make developin R packages easier**, 2018.

WILLIG, M. R. et al. Tropical metacommunities along elevational gradients: effects of forest type and other environmental factors. **Oikos**, v. 120, p. 1497–1508, 2011.

WILSON, D. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1984–2000, 1992.

**Anexo 1** – Localização dos 279 municípios com ocorrência de espécies de morcegos filostomídeos ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. Riqueza = número de espécies. Em ‘Fonte’, ALP = Coleção Adriano Lucio Peracchi.

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
1	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Angra dos Reis	23	10	44	12	27	BOLZAN et al., 2010; ESBÉRARD et al., 2006; FERNANDEZ; CERQUEIRA; TRIBE, 1988
2	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Barra do Pirai	22	27	43	50	5	DIAS et al., 2010
3	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Barra Mansa	22	32	44	10	3	DIAS et al., 2010; PERACCHI; ALBUQUERQUE, 1971
4	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Cabo Frio	22	52	41	57	3	FERNANDEZ; CERQUEIRA; TRIBE, 1988
5	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Cachoeiras de Macacu	22	25	42	45	24	SOUZA et al., 2015
6	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Comendador Levy Gasparian	22	1	43	12	2	DIAS et al., 2010
7	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Cantagalo	21	48	42	11	5	NOVAES et al., 2015
8	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Casimiro de Abreu	22	29	41	58	22	COSTA et al., 2008; ESBÉRARD; COSTA; LUZ, 2013; ESBÉRARD; FARIA, 2005; MENEZES-JR et al., 2015a
9	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Engenheiro Paulo de Frontin	22	29	43	34	18	DIAS et al., 2010; ALP
10	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Guapimirim	22	19	42	54	22	COSTA et al., 2008; ESBÉRARD, 2004, 2007; ESBÉRARD; FARIA, 2005
11	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Itaguaí	22	51	43	46	10	BOLZAN et al., 2010
12	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Itaperuna	21	12	41	52	1	ALP
13	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Itatiaia	22	27	44	22	16	ÁVILLA-PIRES; GOUVÊA, 1977; DIAS et al., 2010; MARTINS et al., 2015
14	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Macaé	22	17	41	42	10	FERNANDEZ; CERQUEIRA; TRIBE, 1988; LUZ et al., 2011
15	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Mangaratiba	22	59	44	6	29	COSTA; PERACCHI, 2005; COSTA et al., 2008; LOURENÇO et al., 2010
16	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Maricá	22	56	42	50	6	GOMES et al., 2016
17	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Miguel Pereira	22	31	43	30	3	DIAS et al., 2010
18	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Miracema	21	24	42	4	23	ESBÉRARD et al., 2010

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
19	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Niterói	22	52	43	18	17	TEIXEIRA; PERACCHI, 1996
20	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Nova Iguaçu	22	34	43	26	27	DIAS; PERACCHI, 2008; LOURENÇO et al., 2014
21	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Paracambi	22	35	43	42	20	BOLZAN et al., 2010; GOMES et al., 2015
22	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Paraty	23	11	44	50	17	BOLZAN et al., 2010; DELCIELLOS et al., 2012
23	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Paty do Alferes	22	25	43	25	4	DIAS et al., 2010
24	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Petrópolis	22	25	43	19	14	ESBÉRARD et al., 1996
25	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Piraí	22	37	43	54	12	DIAS et al., 2010
26	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Quissamã	22	6	41	28	7	COSTA et al., 2008; LUZ et al., 2011
27	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Resende	22	22	44	35	11	DIAS et al., 2010; LUZ et al., 2013
28	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Rio Bonito	22	43	42	37	10	MELLO; SCHITTINI, 2005
29	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Rio Claro	22	43	44	8	2	DIAS et al., 2010
30	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Rio das Flores	22	10	43	35	2	DIAS et al., 2010
31	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Rio das Ostras	22	27	42	2	19	MELLADO et al., 2018
32	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Rio de Janeiro	22	56	43	14	29	COSTA et al., 2008; ESBÉRARD, 2003; MENEZES-JR et al., 2015b
33	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Santa Maria Madalena	21	58	42	0	12	MODESTO et al., 2008a
34	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	São Gonçalo	22	49	43	3	1	ALP
35	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Seropédica	22	45	43	41	18	BOLZAN et al., 2010; GOMES; ESBÉRARD, 2017
36	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Silva Jardim	22	30	42	15	16	BAPTISTA; MELLO, 2001; BRITO; OLIVEIRA; MELLO, 2004
37	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Sumidouro	22	7	42	41	11	NOVAES et al., 2015
38	Sudeste	Rio de Janeiro	Ombrófila	Teresópolis	22	26	42	49	14	MORATELLI; PERACCHI, 2007; PERACCHI; ALBUQUERQUE, 1971; ALP
39	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Três Rios	22	7	43	12	3	COSTA et al., 2008; DIAS et al., 2010
40	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Valença	22	22	43	47	11	MODESTO et al., 2008b; DIAS et al., 2010
41	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Varre-Sai	20	55	41	53	8	COSTA et al., 2008; NOVAES et al., 2015



Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
42	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Vassouras	22	27	44	4	4	DIAS et al., 2010
43	Sudeste	Rio de Janeiro	Estacional	Volta Redonda	22	27	44	4	16	COSTA et al., 2008; DIAS et al., 2010; PEREIRA et al., 2013
44	Sudeste	São Paulo	Estacional	Adamantina	21	42	51	5	1	GARBINO, 2016
45	Sudeste	São Paulo	Estacional	Alvinlândia	22	26	49	45	4	GARBINO, 2016
46	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Amparo	22	42	46	45	1	GARBINO, 2016
47	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Apiáí	24	31	48	50	5	GARBINO, 2016
48	Sudeste	São Paulo	Estacional	Araçatuba	21	12	50	25	2	GARBINO, 2016
49	Sudeste	São Paulo	Estacional	Araras	22	21	47	23	1	GARBINO, 2016
50	Sudeste	São Paulo	Estacional	Bady Bassitt	20	55	49	26	3	GARBINO, 2016
51	Sudeste	São Paulo	Estacional	Bananal	22	41	44	19	5	GARBINO, 2016
52	Sudeste	São Paulo	Estacional	Barra Bonita	22	29	48	32	3	GARBINO, 2016
53	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Barra do Turvo	24	45	48	30	4	GARBINO, 2016
54	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Bertioga	23	46	46	2	9	GARBINO, 2016
55	Sudeste	São Paulo	Estacional	Bilac	21	25	50	28	2	GARBINO, 2016
56	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Biritiba-Mirim	23	34	46	2	2	GARBINO, 2016
57	Sudeste	São Paulo	Estacional	Boracéia	22	11	48	46	17	GARBINO, 2016
58	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Caieiras	23	22	46	43	1	GARBINO, 2016
59	Sudeste	São Paulo	Estacional	Campinas	22	54	47	36	15	GARBINO, 2016
60	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Campos do Jordão	22	43	45	34	6	GARBINO, 2016
61	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Cananéia	25	8	48	8	21	VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016; GARBINO, 2016
62	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Caraguatatuba	23	37	45	25	8	GARBINO, 2016
63	Sudeste	São Paulo	Estacional	Catanduva	21	8	48	58	1	GARBINO, 2016
64	Sudeste	São Paulo	Estacional	Cedral	20	54	49	16	1	GARBINO, 2016
65	Sudeste	São Paulo	Estacional	Cordeirópolis	22	28	47	27	1	GARBINO, 2016

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
66	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Cotia	23	37	46	55	3	MIRANDA; BERNARDI; PASSOS, 2011; GARBINO, 2016
67	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Cubatão	23	52	46	25	3	GARBINO, 2016
68	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Cunha	23	4	44	57	1	GARBINO, 2016
69	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Eldorado	24	31	48	18	6	GARBINO, 2016
70	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Embu-Guaçu	23	49	46	48	1	MIRANDA; BERNARDI; PASSOS, 2011
71	Sudeste	São Paulo	Estacional	Estrela d'Oeste	20	17	50	24	2	GARBINO, 2016
72	Sudeste	São Paulo	Estacional	Fartura	23	23	49	30	1	GARBINO, 2016
73	Sudeste	São Paulo	Estacional	Fernandópolis	20	17	50	14	5	GARBINO, 2016
74	Sudeste	São Paulo	Estacional	Fernando Prestes	21	15	48	41	2	GARBINO, 2016
75	Sudeste	São Paulo	Estacional	Floreal	20	40	50	8	1	GARBINO, 2016
76	Sudeste	São Paulo	Estacional	Gália	22	16	49	35	14	GARBINO, 2016
77	Sudeste	São Paulo	Estacional	Gastão Vidigal	20	47	50	11	1	GARBINO, 2016
78	Sudeste	São Paulo	Estacional	Guarani d'Oeste	20	4	50	20	2	GARBINO, 2016
79	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Guararema	23	25	46	1	1	GARBINO, 2016
80	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Guarulhos	23	27	46	31	10	GARBINO, 2016
81	Sudeste	São Paulo	Estacional	Guzolândia	20	39	50	39	1	GARBINO, 2016
82	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Iguape	24	43	47	32	18	GARBINO, 2016
83	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Ilhabela	23	50	45	18	12	GARBINO, 2016
84	Sudeste	São Paulo	Estacional	Ilha Solteira	20	22	51	19	2	GARBINO, 2016
85	Sudeste	São Paulo	Estacional	Indaiatuba	23	5	47	12	1	GARBINO, 2016
86	Sudeste	São Paulo	Estacional	Indiaporã	19	58	50	17	2	GARBINO, 2016
87	Sudeste	São Paulo	Estacional	Iperó	23	20	47	41	11	GARBINO, 2016; ALP
88	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Iporanga	24	34	48	34	27	GARBINO, 2016
89	Sudeste	São Paulo	Estacional	Irapuã	21	16	49	24	12	PERACCHI; NOGUEIRA, 2008; GARBINO, 2016

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
90	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Itanhaém	24	11	46	50	2	GARBINO, 2016
91	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Itaporanga	23	41	49	28	2	GARBINO, 2016
92	Sudeste	São Paulo	Estacional	Itapura	20	40	51	31	5	GARBINO, 2016
93	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Itatiba	23	0	46	50	3	GARBINO, 2016
94	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Jacupiranga	24	41	48	2	11	GARBINO, 2016; ALP
95	Sudeste	São Paulo	Estacional	José Bonifácio	21	3	49	41	4	GARBINO, 2016
96	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Jundiaí	23	11	46	52	8	GARBINO, 2016
97	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Juquiá	24	19	47	37	4	GARBINO, 2016
98	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Juquitiba	23	55	47	4	10	GARBINO, 2016
99	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Lagoinha	23	5	45	11	1	GARBINO, 2016
100	Sudeste	São Paulo	Estacional	Lavrinhas	22	34	44	54	1	GARBINO, 2016
101	Sudeste	São Paulo	Estacional	Lins	21	40	49	45	2	GARBINO, 2016
102	Sudeste	São Paulo	Estacional	Lupércio	22	24	49	49	1	GARBINO, 2016
103	Sudeste	São Paulo	Estacional	Macaubal	20	48	49	57	5	GARBINO, 2016
104	Sudeste	São Paulo	Estacional	Macedônia	20	8	50	11	2	GARBINO, 2016
105	Sudeste	São Paulo	Estacional	Marapoama	21	15	49	7	2	GARBINO, 2016
106	Sudeste	São Paulo	Estacional	Marília	22	12	49	56	2	GARBINO, 2016
107	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Miracatu	24	16	47	28	3	GARBINO, 2016
108	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Mogi das Cruzes	23	32	46	10	9	GARBINO, 2016
109	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Monte Alegre do Sul	22	40	46	40	5	GARBINO, 2016
110	Sudeste	São Paulo	Estacional	Narandiba	22	38	51	31	1	GARBINO, 2016
111	Sudeste	São Paulo	Estacional	Neves Paulista	20	50	49	37	6	GARBINO, 2016
112	Sudeste	São Paulo	Estacional	Nipoã	20	54	49	46	1	GARBINO, 2016
113	Sudeste	São Paulo	Estacional	Novo Horizonte	21	28	49	13	4	GARBINO, 2016
114	Sudeste	São Paulo	Estacional	Oscar Bressane	22	19	50	16	1	GARBINO, 2016

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
115	Sudeste	São Paulo	Estacional	Ouroeste	20	0	50	22	1	GARBINO, 2016
116	Sudeste	São Paulo	Estacional	Palmeira d'Oeste	20	24	50	45	1	GARBINO, 2016
117	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Pariquera-Açu	24	43	47	52	8	GARBINO, 2016
118	Sudeste	São Paulo	Estacional	Parisi	20	18	50	0	1	GARBINO, 2016
119	Sudeste	São Paulo	Estacional	Paulo de Faria	20	1	49	22	4	GARBINO, 2016
120	Sudeste	São Paulo	Estacional	Pereira Barreto	20	38	51	7	3	GARBINO, 2016
121	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Peruíbe	24	23	47	6	7	GARBINO, 2016
122	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Piedade	23	43	47	23	9	GARBINO, 2016
123	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Pilar do Sul	23	50	47	37	2	GARBINO, 2016
124	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Piquete	22	36	45	10	7	GARBINO, 2016
125	Sudeste	São Paulo	Estacional	Poloni	20	47	49	49	1	GARBINO, 2016
126	Sudeste	São Paulo	Estacional	Porto Ferreira	21	50	47	24	14	MUYLAERT; STEVENS; RIBEIRO, 2016
127	Sudeste	São Paulo	Estacional	Potirendaba	21	2	49	22	1	GARBINO, 2016
128	Sudeste	São Paulo	Estacional	Quatá	22	14	50	41	3	GARBINO, 2016
129	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Registro	24	30	47	50	6	GARBINO, 2016
130	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Ribeira	24	39	49	0	5	GARBINO, 2016
131	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Ribeirão Grande	22	48	45	27	24	GARBINO, 2016
132	Sudeste	São Paulo	Estacional	Riolândia	19	59	49	40	2	GARBINO, 2016
133	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Salesópolis	23	31	45	51	1	GARBINO, 2016
134	Sudeste	São Paulo	Estacional	Santa Albertina	20	1	50	43	2	GARBINO, 2016
135	Sudeste	São Paulo	Estacional	Santa Fé do Sul	20	13	50	55	3	GARBINO, 2016
136	Sudeste	São Paulo	Estacional	Santa Gertrudes	22	27	47	32	3	GARBINO, 2016
137	Sudeste	São Paulo	Estacional	Santópolis do Aguapeí	21	38	50	29	1	GARBINO, 2016
138	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Santos	23	56	46	19	7	GARBINO, 2016
139	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Bernardo do Campo	23	41	46	33	4	GARBINO, 2016

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
140	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Luís do Paraitinga	23	13	45	18	1	GARBINO, 2016
141	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Paulo	23	38	46	38	17	GARBINO, 2016
142	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Roque	23	31	47	7	1	GARBINO, 2016
143	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Sebastião	23	46	45	45	16	PERACCHI; NOGUEIRA, 2008; GARBINO, 2016
144	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	São Vicente	23	57	46	23	1	ALP
145	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Serra Negra	22	36	46	42	1	GARBINO, 2016
146	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Sete Barras	24	22	47	55	4	GARBINO, 2016
147	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Socorro	22	35	46	31	1	GARBINO, 2016
148	Sudeste	São Paulo	Estacional	Tabapuã	20	57	49	1	1	GARBINO, 2016
149	Sudeste	São Paulo	Estacional	Taguaí	23	27	49	24	3	GARBINO, 2016
150	Sudeste	São Paulo	Estacional	Tapiratiba	21	28	46	44	2	GARBINO, 2016
151	Sudeste	São Paulo	Estacional	Teodoro Sampaio	22	31	52	18	10	GARBINO, 2016
152	Sudeste	São Paulo	Ombrófila	Ubatuba	23	32	45	4	23	GARBINO, 2016
153	Sudeste	São Paulo	Estacional	Urupês	21	12	49	17	11	GARBINO, 2016
154	Sudeste	São Paulo	Estacional	Valparaíso	21	13	50	52	1	GARBINO, 2016
155	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Alfredo Chaves	20	37	40	41	14	VIEIRA et al., 2010
156	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Cariacica	20	16	40	29	2	ZORTÉA, 1995; ZORTÉA; BRITO, 2000
157	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Guarapari	20	32	40	23	13	OPREA et al., 2007, 2009
158	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Ibiraçu	19	53	40	22	23	MENDES et al., 2014
159	Sudeste	Espírito Santo	Estacional	Itaguaçu	19	48	40	41	1	SCABELLO et al., 2009
160	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Linhares	19	9	40	3	37	NOGUEIRA et al., 2012; PERACCHI; NOGUEIRA; LIMA, 2011
161	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Muqui	21	0	41	15	14	SCABELLO et al., 2008
162	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Pinheiros	18	25	40	6	18	MENDES et al., 2010
163	Sudeste	Espírito Santo	Ombrófila	Presidente Kennedy	21	15	40	58	10	LUZ et al., 2009

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
164	Sudeste	Espírito Santo	Omrófila	Santa Teresa	19	56	40	35	4	PASSOS; PASSAMANI, 2003; ZORTEA, 1993; ZORTÉA; MENDES, 1993
165	Sudeste	Espírito Santo	Omrófila	São Roque do Canaã	19	49	40	47	1	SCABELLO et al., 2009
166	Sudeste	Espírito Santo	Omrófila	Vitória	20	19	40	20	5	OPREA et al., 2007, 2009
167	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Aiuruoca	22	0	44	36	11	XAVIER et al., 2018
168	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Antônio Dias	19	40	42	55	13	GARCIA; REZENDE; AGUIAR, 2000; TAVARES et al., 2010
169	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Caratinga	19	47	41	50	18	AGUIAR; MARINHO-FILHO, 2004, 2007; PERACCHI; NOGUEIRA, 2008; TAVARES et al., 2010
170	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Ipatinga	19	29	43	32	9	TAVARES et al., 2010; ALP
171	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Itabira	19	37	43	13	9	SILVA; PERINI; OLIVEIRA, 2005
172	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Juiz de Fora	21	44	43	21	10	BARROS; BISAGGIO; BORGES, 2006; NOBRE et al., 2009
173	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Lima Duarte	21	53	43	42	12	MELLO et al., 2016; TAVARES et al., 2010
174	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Manga	14	53	44	0	12	FALCÃO; LEITE; ESPÍRITO SANTO, 2011; TAVARES et al., 2010
175	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Marliéria	19	31	42	32	23	STALLINGS et al., 1991; TAVARES et al., 2010
176	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Rio Preto	22	1	43	52	12	NOBRE et al., 2009
177	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Santa Bárbara	19	57	43	24	17	TAVARES et al., 2010
178	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Santa Bárbara do Monte Verde	21	58	43	50	12	NOBRE et al., 2009
179	Sudeste	Minas Gerais	Estacional	Viçosa	20	48	42	51	15	NASCIMENTO; STUMPP; LESSA, 2013; TAVARES et al., 2010
180	Sul	Paraná	Omrófila	Adrianópolis	24	39	48	59	10	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
181	Sul	Paraná	Omrófila	Agudos do Sul	25	59	49	20	1	MIRETZKI, 2003
182	Sul	Paraná	Omrófila	Almirante Tamandaré	25	12	49	13	3	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
183	Sul	Paraná	Omrófila	Antonina	25	13	48	45	20	MIRETZKI, 2003; SCULTORI; DIAS; PERACCHI, 2009a, 2009b; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016
184	Sul	Paraná	Omrófila	Araucária	25	37	49	32	1	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
185	Sul	Paraná	Estacional	Cambará	23	2	50	4	1	MIRETZKI, 2003
186	Sul	Paraná	Omrófila	Campina Grande do Sul	25	18	49	3	1	MIRETZKI, 2003
187	Sul	Paraná	Omrófila	Campo Largo	25	27	49	31	1	MIRETZKI, 2003
188	Sul	Paraná	Omrófila	Castro	24	43	49	32	3	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
189	Sul	Paraná	Omrófila	Cerro Azul	24	48	49	12	3	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
190	Sul	Paraná	Omrófila	Céu Azul	25	8	53	50	1	MIRETZKI, 2003
191	Sul	Paraná	Estacional	Cianorte	23	40	52	38	13	ORTÊNCIO-FILHO et al., 2005; REIS; LIMA; MIRETZKI, 2008
192	Sul	Paraná	Omrófila	Colombo	25	17	49	13	6	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
193	Sul	Paraná	Omrófila	Coronel Domingos Soares	26	29	51	59	1	MIRETZKI, 2003
194	Sul	Paraná	Estacional	Cruzeiro do Iguaçu	25	33	53	6	1	MIRETZKI, 2003
195	Sul	Paraná	Omrófila	Curitiba	25	25	49	13	8	MIRETZKI, 2003
196	Sul	Paraná	Estacional	Diamante do Norte	22	39	52	51	8	MIRETZKI, 2003; MIRETZKI; MARGARIDO, 1999
197	Sul	Paraná	Estacional	Fênix	23	54	51	58	11	BIANCONI; MIKICH; PEDRO, 2004; MIRETZKI, 2003
198	Sul	Paraná	Omrófila	Fernandes Pinheiro	25	27	50	38	5	MIRETZKI, 2003
199	Sul	Paraná	Estacional	Foz do Iguaçu	25	30	54	34	12	MIRETZKI, 2003; SEKIAMA et al., 2001
200	Sul	Paraná	Omrófila	Foz do Jordão	25	23	52	27	1	MIRETZKI, 2003
201	Sul	Paraná	Estacional	Guaíra	24	4	54	15	6	MIRETZKI, 2003
202	Sul	Paraná	Estacional	Guaraniaçu	24	43	52	52	1	MIRETZKI, 2003
203	Sul	Paraná	Omrófila	Guarapuava	25	21	51	28	3	MIRANDA; ZAGO, 2015

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
204	Sul	Paraná	Ombrófila	Guaraqueçaba	25	10	48	17	23	CARVALHO et al., 2014; MIRETZKI, 2003; PASSOS et al., 2010; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016
205	Sul	Paraná	Ombrófila	Guaratuba	25	45	48	43	13	RUBIO et al., 2014
206	Sul	Paraná	Estacional	Londrina	23	14	51	14	21	REIS et al., 1998, 2003; REIS; MULLER, 1995; REIS; PERACCHI; ONUKI, 1993
207	Sul	Paraná	Ombrófila	Matinhos	25	35	48	35	10	FOGAÇA; REIS, 2008; MIRETZKI, 2003; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016
208	Sul	Paraná	Ombrófila	Morretes	25	27	48	55	19	MIRETZKI, 2003; PASSOS et al., 2010; VARZINCZAK; BERNARDI; PASSOS, 2016
209	Sul	Paraná	Ombrófila	Ortigueira	24	10	50	45	2	MIRETZKI, 2003
210	Sul	Paraná	Ombrófila	Palmeira	25	25	50	0	7	MIRETZKI, 2003
211	Sul	Paraná	Ombrófila	Paranaguá	25	35	48	33	14	FOGAÇA; REIS, 2008; RUBIO et al., 2014
212	Sul	Paraná	Ombrófila	Pinhais	25	26	49	11	2	MIRETZKI, 2003
213	Sul	Paraná	Ombrófila	Piraquara	25	26	49	3	5	MIRETZKI, 2003
214	Sul	Paraná	Ombrófila	Ponta Grossa	25	15	50	2	10	MIRETZKI, 2003; REIS; LIMA; MIRETZKI, 2008; ZANON; REIS, 2008
215	Sul	Paraná	Ombrófila	Pontal do Paraná	25	40	48	30	7	MIRETZKI, 2003
216	Sul	Paraná	Estacional	Porto Rico	22	45	53	15	13	ORTÊNCIO-FILHO; REIS, 2009
217	Sul	Paraná	Ombrófila	Quatro Barras	25	20	48	50	4	MIRETZKI, 2003
218	Sul	Paraná	Estacional	Rancho Alegre	23	2	50	56	11	GALLO et al., 2008; GALLO; REIS, 2010
219	Sul	Paraná	Ombrófila	Reserva do Iguçu	25	48	52	7	3	MIRETZKI, 2003
220	Sul	Paraná	Ombrófila	Rio Branco do Sul	25	19	49	17	5	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
221	Sul	Paraná	Estacional	Santa Helena	24	51	54	19	2	MIRETZKI, 2003
222	Sul	Paraná	Ombrófila	São José dos Pinhais	25	43	48	58	7	MIRETZKI, 2003
223	Sul	Paraná	Ombrófila	São Mateus do Sul	25	52	50	52	3	MIRETZKI, 2003



Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
224	Sul	Paraná	Ombrófila	Telêmaco Borba	24	12	50	33	11	MIRETZKI, 2003; REIS; LIMA; MIRETZKI, 2008; REIS; PERACCHI; SEKIAMA, 1999
225	Sul	Paraná	Ombrófila	Tijucas do Sul	25	55	49	11	2	MIRETZKI, 2003
226	Sul	Paraná	Estacional	Três Barras do Paraná	25	25	53	10	2	MIRETZKI, 2003
227	Sul	Paraná	Ombrófila	Tunas do Paraná	25	3	49	4	4	MIRETZKI, 2003; PINTO-DA-ROCHA, 1995
228	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Angelina	27	34	48	59	1	CHEREM et al., 2004
229	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Anitápolis	27	54	49	7	1	CHEREM et al., 2004
230	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Blumenau	26	55	49	3	19	CHEREM et al., 2004; GRUENER; DALLACORTE, 2012
231	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Botuverá	27	11	49	4	1	CHEREM et al., 2004
232	Sul	Santa Catarina	Estacional	Caxambu do Sul	27	9	52	52	1	CHEREM et al., 2004
233	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Criciúma	28	40	49	2	2	CARVALHO; ZOCCHÉ, 2007
234	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Florianópolis	27	35	48	32	11	CHEREM et al., 2004
235	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Gaspar	26	55	48	57	6	CHEREM et al., 2004
236	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Governador Celso Ramos	27	18	48	33	16	CHEREM et al., 2004
237	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Imbituba	28	14	48	40	1	CHEREM et al., 2004
238	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Indaial	26	53	49	13	1	CHEREM et al., 2004
239	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Itaiópolis	26	20	49	54	3	CHEREM et al., 2004
240	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Itapoá	26	7	48	36	8	SIPINSKI; REIS, 1995
241	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Jacinto Machado	28	59	49	45	2	CHEREM et al., 2004
242	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Jaguaruna	28	37	49	1	7	BÔLLA et al., 2017a; CARVALHO; ZOCCHÉ; MENDONÇA, 2009
243	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Joinville	26	18	48	50	6	CHEREM et al., 2004
244	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Nova Veneza	28	38	49	29	5	CHEREM et al., 2004
245	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Pedras Grandes	28	29	49	15	16	CARVALHO; FABIÁN, 2011; CARVALHO; FABIÁN; MENEGHETI, 2013
246	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Balneário Piçarras	26	45	48	40	1	CHEREM et al., 2004

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
247	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Porto Belo	27	9	48	33	6	CHEREM et al., 2004
248	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Rancho Queimado	27	40	49	1	2	CHEREM et al., 2004
249	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Santa Rosa do Sul	29	8	49	42	3	CHEREM et al., 2004
250	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Santo Amaro da Imperatriz	27	41	48	46	6	CHEREM et al., 2004
251	Sul	Santa Catarina	Estacional	Seara	27	9	52	25	2	CHEREM et al., 2004
252	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Siderópolis	28	35	49	25	3	CHEREM et al., 2004
253	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Timbé do Sul	28	49	49	50	10	BÔLLA et al., 2017b
254	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Treze de Maio	28	33	49	8	2	CHEREM et al., 2004
255	Sul	Santa Catarina	Ombrófila	Vidal Ramos	27	23	49	21	1	CHEREM et al., 2004
256	Sul	Rio Grande do Sul	Ombrófila	Frederico Westphalen	27	21	53	23	7	BERNARDI et al., 2009
257	Sul	Rio Grande do Sul	Estacional	Porto Alegre	30	6	51	6	5	CADEMARTORI et al., 2010
258	Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Estacional	Batayporã	22	41	53	17	11	ZANON; REIS, 2010
259	Nordeste	Rio Grande do Norte	Estacional	Natal	5	50	35	12	5	VARGAS-MENA et al., 2018
260	Nordeste	Rio Grande do Norte	Estacional	Nísia Floresta	6	5	35	11	12	BARROS et al., 2017
261	Nordeste	Rio Grande do Norte	Estacional	Tibau do Sul	6	14	35	4	5	SOARES et al., 2018
262	Nordeste	Paraíba	Estacional	João Pessoa	7	8	34	50	12	FEIJÓ; LANGGUTH, 2011; LEAL et al., 2013a
263	Nordeste	Paraíba	Estacional	Mamanguape	6	48	35	4	24	FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH, 2016; FEIJÓ; LANGGUTH, 2011; LEAL et al., 2013a; VILAR et al., 2015; ZEPPELINI; REGO; LOPEZ, 2017
264	Nordeste	Paraíba	Estacional	Rio Tinto	6	46	34	55	17	FEIJÓ; NUNES; LANGGUTH, 2016; LEAL et al., 2013a
265	Nordeste	Paraíba	Estacional	Sapé	7	6	35	13	16	FEIJÓ; LANGGUTH, 2011; LEAL et al., 2013a
266	Nordeste	Pernambuco	Ombrófila	Bezerros	8	11	35	47	11	SOUSA; LANGGUTH; GIMENEZ, 2004

Código	Região	Estado	Tipo de floresta	Município	Coordenadas geográficas				Riqueza	Fonte
					S (°)	S (')	O (°)	O (')		
267	Nordeste	Pernambuco	Estacional	Jaqueira	8	43	35	50	20	SILVA et al., 2010
268	Nordeste	Pernambuco	Omrófila	Moreno	8	7	35	5	16	SOARES et al., 2017
269	Nordeste	Pernambuco	Omrófila	Paulista	7	55	34	55	16	ANDRADE et al., 2010; SILVA; FARIAS, 2004
270	Nordeste	Pernambuco	Omrófila	Recife	8	3	34	57	10	LEAL et al., 2013b; MONTES et al., 2012
271	Nordeste	Pernambuco	Omrófila	Sirinhaém	8	35	35	6	11	SOARES et al., 2011
272	Nordeste	Sergipe	Estacional	Capela	10	32	37	3	16	BRITO; BOCCHIGLIERI, 2012; LEAL et al., 2013c; ROCHA et al., 2014
273	Nordeste	Sergipe	Omrófila	Itaporanga d'Ajuda	11	6	37	11	10	BOMFIM et al., 2017; ROCHA et al., 2017
274	Nordeste	Sergipe	Omrófila	São Cristóvão	10	55	37	4	13	FEIJÓ; NUNES, 2010; ROCHA et al., 2010
275	Nordeste	Bahia	Omrófila	Ilhéus	14	47	39	2	30	FARIA, 2006; FARIA; BAUMGARTEN, 2007
276	Nordeste	Bahia	Omrófila	Itapebi	15	37	39	32	13	FARIA; SOARES-SANTOS; SAMPAIO, 2006
277	Nordeste	Bahia	Omrófila	Jequié	13	57	39	59	15	LAPENTA; BUENO, 2015
278	Nordeste	Bahia	Omrófila	Una	15	10	39	3	39	ESBÉRARD; FARIA, 2005; FARIA; BAUMGARTEN, 2007; FARIA; SOARES-SANTOS; SAMPAIO, 2006
279	Nordeste	Bahia	Omrófila	Uruçuca	14	36	39	21	15	LAPENTA; BUENO, 2015

## 6. Estudos utilizados no Anexo 1 (Fonte):

- AGUIAR, L. M. S.; MARINHO-FILHO, J. Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 385–390, 2004.
- AGUIAR, L. M. S.; MARINHO-FILHO, J. Bat frugivory in a remnant of Southeastern Brazilian Atlantic forest. **Acta Chiropterologica**, v. 9, n. 1, p. 251–260, 2007.
- ANDRADE, L. P. et al. Quiropterofauna da Estação Ecológica de Caetés, Paulista, Pernambuco, Brasil: atualização do inventário 10 anos depois. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 74–76, 2010.
- ÁVILLA-PIRES, F. D.; GOUVÊA, E. Mamíferos do Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim do Museu Nacional**, v. 1, n. 291, p. 1–29, 1977.
- BAPTISTA, M.; MELLO, M. A. R. Preliminary inventory of the bat species of the Poço das Antas Biological Reserve, RJ. **Chiroptera Neotropical**, v. 7, n. 1–2, p. 133–135, 2001.
- BARROS, M. A. S. et al. Bats (Mammalia, Chiroptera) from the Nísia Floresta National Forest, with new records for the state of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 2, p. 1–8, 2017.
- BARROS, R. S. M.; BISAGGIO, E. L.; BORGES, R. C. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 1, p. 1–6, 2006.
- BERNARDI, I. P. et al. Morcegos de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil (Mammalia: Chiroptera): Riqueza e utilização de abrigos. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 349–354, 2009.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 943–954, 2004.
- BÔLLA, D. A. S. et al. Assembleia de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em ambiente de Restinga alterada no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 12, n. 2, p. 135–142, 2017a.
- BÔLLA, D. A. S. et al. Mastofauna terrestre do sul de Santa Catarina: Mamíferos de médio e grande porte e voadores. **Revista Tecnologia e Ambiente**, v. 23, p. 61–78, 2017b.

- BOLZAN, D. P. et al. Morcegos da região da Costa Verde e adjacências, litoral sul do estado do Rio de Janeiro. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 586–595, 2010.
- BOMFIM, S. S. et al. *Phylloderma stenops* Peters, 1865 (Chiroptera, Phyllostomidae): first record for the state of Sergipe, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, p. 213–218, 2017.
- BRITO, D.; OLIVEIRA, L. C.; MELLO, M. A. R. An overview of mammalian conservation at Poço das Antas Biological Reserve, southeastern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 12, p. 219–228, 2004.
- BRITO, D. V.; BOCCHIGLIERI, A. Comunidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, Sergipe, nordeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 3, p. 1–9, 2012.
- CADEMARTORI, C. V. et al. Quiropterofauna registrada em um remanescente florestal do Domínio Mata Atlântica no Rio Grande do Sul, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 53–55, 2010.
- CARVALHO, F. et al. First record of *Vampyroides caraccioli* (Thomas, 1889) (Chiroptera: Phyllostomidae) for the state of Paraná, and range extension to southern region of Brazil. **Check List**, v. 10, n. 5, p. 1189–1194, 2014.
- CARVALHO, F.; FABIÁN, M. E. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus* (O. Thomas, 1901): First confirmed record in the state of Santa Catarina, southern Brazil. **Check List**, v. 7, n. 2, p. 139–141, 2011.
- CARVALHO, F.; FABIÁN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Vertical structure of an assemblage of bats (Mammalia: Chiroptera) in a fragment of Atlantic Forest in Southern Brazil. **Zoologia**, v. 30, n. 5, p. 491–498, 2013.
- CARVALHO, F.; ZOCHE, J. J. Morcegos (Mammalia; Chiroptera) do campus e entorno da Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Tecnologia e Ambiente**, p. 1–15, 2007.
- CARVALHO, F.; ZOCHE, J. J.; MENDONÇA, R. A. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em restinga no município de Jaguaruna, sul de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 193–201, 2009.
- CHEREM, J. J. et al. Lista dos mamíferos do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 11, n. 2, p. 151–184, 2004.

- COSTA, B. N.; PERACCHI, A. L. Morcegos da Ilha da Marambaia. In: MENEZES, L. F. T.; PEIXOTO, A. L.; ARAÚJO, D. S. D. (Eds.). . **História Natural da Marambaia**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do RIO de Janeiro, 2005. p. 169–194.
- COSTA, L. M. et al. Ocorrência de *Diaemus youngi* (Jentink 1893), Chiroptera, no Estado do Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 217–220, 2008.
- DELICIELLOS, A. C. et al. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 675–692, 2012.
- DIAS, D. et al. Quirópteros das regiões Centro-Sul e Médio Paraíba do estado do Rio de Janeiro (Mammalia, Chiroptera). **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 579–585, 2010.
- DIAS, D.; PERACCHI, A. L. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 333–369, 2008.
- ESBÉRARD, C. E. L. et al. Levantamento de Chioptera na Reserva Biológica de Araras, Petrópolis/RJ. I - Riqueza de espécies. **Revista Científica**, v. 1, n. 2, p. 67–83, 1996.
- ESBÉRARD, C. E. L. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 5, n. 2, p. 189–204, 2003.
- ESBÉRARD, C. E. L. Novo registro de *Micronycteris hirsuta* (Peters) (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) na Mata Atlântica, estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 403–404, 2004.
- ESBÉRARD, C. E. L. et al. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil. **zociências**, v. 8, n. 2, p. 147–153, 2006.
- ESBÉRARD, C. E. L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 97, n. 1, p. 81–85, 2007.
- ESBÉRARD, C. E. L. et al. Morcegos de Paraíso do Tobias, Miracema, Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 249–255, 2010.
- ESBÉRARD, C. E. L.; COSTA, L. M.; LUZ, J. L. Morcegos de Morro de São João, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 2, p. 449–457, 2013.
- ESBÉRARD, C. E. L.; FARIA, D. Novos registros de *Phylloderma stenops* Peters na Mata Atlântica, Brasil (Chiroptera, Phyllostomidae). **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1–5,

2005.

- FALCÃO, L. A. D.; LEITE, L. O.; ESPÍRITO SANTO, M. M. Efeito da sucessão secundária sobre a atividade de morcegos em uma floresta estacional decidual no norte de Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 17, n. 1, p. 82–85, 2011.
- FARIA, D. Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 531–542, 2006.
- FARIA, D.; BAUMGARTEN, J. Shade cacao plantations (*Theobroma cacao*) and bat conservation in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 291–312, 2007.
- FARIA, D.; SOARES-SANTOS, B.; SAMPAIO, E. Bats from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1–13, 2006.
- FEIJÓ, A.; NUNES, H.; LANGGUTH, A. Mamíferos da Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 24, n. 1, p. 57–74, 2016.
- FEIJÓ, J. A.; LANGGUTH, A. Lista de quirópteros da Paraíba, Brasil com 25 novos registros. **Chiroptera Neotropical**, v. 17, n. 2, p. 1055–1062, 2011.
- FEIJÓ, J. A.; NUNES, H. L. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Artibeus planirostris* (Spix, 1823): First record for the state of Sergipe, northeastern Brazil. **Check List**, v. 1, n. 1, p. 15–16, 2010.
- FERNANDEZ, F. A. S.; CERQUEIRA, R.; TRIBE, C. J. On the mammals collected on coastal islands of Rio de Janeiro state, Brazil. **Mammalia**, v. 52, n. 2, p. 219–224, 1988.
- FOGAÇA, F. N. O.; REIS, N. R. Análise comparativa da quiropterofauna da restinga paranaense e adjacências. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Eds.). . **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2008. p. 87–96.
- GALLO, P. H. et al. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) encontrados em fragmento de mata nativa e reflorestamento no município de Rancho Alegre - PR. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Eds.). . **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2008. p. 97–108.
- GALLO, P. H.; REIS, N. R. Aspectos reprodutivos de morcegos capturados em mata nativa e reflorestamento no norte do estado do Paraná, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v.

- 16, n. 1, p. 15–17, 2010.
- GARBINO, G. S. T. Research on bats (Chiroptera) from the state of São Paulo, southeastern Brazil: annotated species list and bibliographic review. **Arquivos de Zoologia**, v. 47, n. 3, p. 43–128, 2016.
- GARCIA, Q. S.; REZENDE, J. L. P.; AGUIAR, L. M. S. Seed dispersal by bats in a disturbed area of southeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 48, n. 1, p. 125–128, 2000.
- GOMES, L. A. C. et al. Species composition and seasonal variation in abundance of Phyllostomidae bats (Chiroptera) in an Atlantic Forest remnant, southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 79, n. 1, p. 61–68, 2015.
- GOMES, L. A. C. et al. Morcegos em área de restinga de unidade de conservação no estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 11, n. 1, p. 31–37, 2016.
- GOMES, L. A. C.; ESBÉRARD, C. E. L. Long-term bat study on an island in the southeastern Brazilian coast with comparison of richness and composition of species among sites. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, n. 1, p. 43–52, 2017.
- GRUENER, C. G.; DALLACORTE, F. Efeito da fragmentação floresta sobre as comunidades de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do município de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. **REA - Revista de estudos ambientais (Online)**, v. 14, n. 4, p. 6–19, 2012.
- LAPENTA, M. J.; BUENO, A. D. A. Checklist of bats (Mammalia, Chiroptera) from Tocantins and Bahia, Brazil: a gradient from Cerrado, Caatinga and Atlantic Forest. **Check List**, v. 11, n. 4, p. 32–37, 2015.
- LEAL, E. B. et al. Morcegos (Chiroptera) do estado da Paraíba: distribuição e disponibilidade de material testemunho em coleções com base em trabalhos publicados e citações na chamada “literatura cinza”. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 15, n. 1,2,3, p. 27–68, 2013a.
- LEAL, E. S. B. et al. Inventário da quiropterofauna (Mammalia: Chiroptera) do campus da Universidade Federal de Pernambuco, nordeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)**, v. 32, p. 53–70, 2013b.



- LEAL, E. S. B. et al. Updated compilation of bat species (Chiroptera) for the Brazilian state of Sergipe, including new records. **Chiroptera Neotropical**, v. 19, n. 1, p. 1163–1178, 2013c.
- LOURENÇO, E. C. et al. Bat diversity of Ilha da Marambaia, Southern Rio de Janeiro State, Brazil (Chiroptera, Mammalia). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 511–519, 2010.
- LOURENÇO, E. C. et al. Composition of bat assemblages (Mammalia : Chiroptera) in tropical riparian forests. **Zoologia**, v. 31, n. 4, p. 361–369, 2014.
- LUZ, J. L. et al. Bats from the Restinga of Praia das Neves, state of Espírito Santo, Southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 364–369, 2009.
- LUZ, J. L. et al. Morcegos (Chiroptera) capturados em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 161–168, 2011.
- LUZ, J. L. et al. Morcegos em area de Floresta Montana, Visconde de Maua, Resende, Rio de Janeiro. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 190–195, 2013.
- MARTINS, M. A. et al. Bat species richness (Mammalia, Chiroptera) along an elevational gradient in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 401–409, 2015.
- MELLADO, B. et al. Diversity and seasonality of a phyllostomid assemblage from the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mastozoología Neotropical**, v. 25, n. 2, p. 363–377, 2018.
- MELLO, M. A. R.; SCHITTINI, G. M. Ecological analysis of three bat assemblages from conservation units in the lowland Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1–2, p. 206–210, 2005.
- MELLO, R. M. et al. Phyllostomidae assemblage (Chiroptera: Mammalia) in altitudinal forests at the Parque Estadual do Ibitipoca, Southeast of Minas Gerais, Brazil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 106, p. 1–7, 2016.
- MENDES, P. et al. O conhecimento sobre morcegos (Chiroptera: Mammalia) do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 50, n. 22, p. 363–373, 2010.
- MENDES, P. et al. Diferentes métodos de regeneração florestal podem interferir na

- comunidade local de morcegos? **Mastozoología Neotropical**, v. 21, n. 2, p. 231–240, 2014.
- MENEZES-JR, L. F. et al. Comparação da quiropterofauna em área florestada e área aberta da RPPN Fazenda Bom Retiro, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 105, n. 3, p. 271–275, 2015a.
- MENEZES-JR, L. F. et al. Lista de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Parque Natural Municipal da Serra do Mendanha, município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. In: PONTES, J. A. L. (Ed.). . **Biodiversidade Carioca**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2015b. p. 238–245.
- MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; PASSOS, F. C. **Chave ilustrada para a determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil**. Curitiba: [s.n.].
- MIRANDA, J. M. D.; ZAGO, L. Assembleia de morcegos em remanescente de Floresta Ombrófila Mista no Planalto de Guarapuava, Paraná, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 22, n. 1, p. 55–62, 2015.
- MIRETZKI, M. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 43, n. 6, p. 101–138, 2003.
- MIRETZKI, M.; MARGARIDO, T. C. C. Morcegos da Estação Ecológica do Caiuá, Paraná (sul do Brasil). **Chiroptera Neotropical**, v. 5, n. 1–2, p. 105–108, 1999.
- MODESTO, T. C. et al. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 153–159, 2008a.
- MODESTO, T. C. et al. Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check list**, v. 4, n. 3, p. 341–348, 2008b.
- MONTES, M. A. et al. Primeiro registro de *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821) (mammalia: Chiroptera) para os municípios de Recife e Itamaraca, Pernambuco, nordeste do Brasil. **Revista Nordestina de Zoologia**, v. 6, n. 2, p. 19–34, 2012.
- MORATELLI, R.; PERACCHI, A. L. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In: CRONEMBERGER, C.; CASTRO, E. B. V (Eds.). . **Ciência e Conservação na Serra dos Órgãos**. 1. ed. Brasília, DF: IBAMA, 2007. p. 193–210.
- MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, M. C. Threshold effect of habitat loss

- on bat richness in cerrado-forest landscapes. **Ecological Applications**, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.
- NASCIMENTO, M. C.; STUMPP, R.; LESSA, G. Bats (Mammalia: Chiroptera) of Mata do Paraíso research station, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 6, p. 1406–1409, 2013.
- NOBRE, P. H. et al. Similaridade da fauna de Chiroptera (Mammalia), da Serra Negra, municípios de Rio Preto e Santa Bárbara do Monte Verde, Minas Gerais, com outras localidades da Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 151–156, 2009.
- NOGUEIRA, M. R. et al. New genus and species of nectar-feeding bat from the Atlantic Forest of southeastern Brazil (Chiroptera: Phyllostomidae: Glossophaginae). **American Museum Novitates**, v. 3747, n. 3747, p. 1–30, 2012.
- NOVAES, R. L. et al. Bat assemblages from three Atlantic Forest fragments in Rio de Janeiro state, Southeastern Brazil. **Biodiversity Data Journal**, v. 3, p. 1–12, 2015.
- OPREA, M. et al. A note on the diet and foraging behavior of *Artibeus lituratus* (Chiroptera, Phyllostomidae) in an urban park in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 0–0, 2007.
- OPREA, M. et al. Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 2361–2371, 2009.
- ORTÊNCIO-FILHO, H. et al. Levantamento dos morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Parque Municipal do Cinturão Verde de Cianorte, Paraná, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1–2, p. 211–215, 2005.
- ORTÊNCIO-FILHO, H.; REIS, N. R. Species richness and abundance of bats in fragments of the stational semideciduous forest, Upper Paraná River, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 727–734, 2009.
- PASSOS, F. C. et al. Morcegos da região sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 1, p. 25–34, 2010.
- PASSOS, J. G.; PASSAMANI, M. *Artibeus lituratus* (Chiroptera, Phyllostomidae): biologia e dispersão de sementes no Parque do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa (ES). **Natureza on line**, v. 1, n. 1, p. 1–6, 2003.
- PERACCHI, A. L.; ALBUQUERQUE, S. T. Lista provisória dos quirópteros dos Estados

- do Rio de Janeiro e Guanabara, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 31, n. 3, p. 405–413, 1971.
- PERACCHI, A. L.; NOGUEIRA, M. R. Quirópteros da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. In: PACHECO, S. M.; MARQUES, R. V; ESBÉRARD, C. E. L. (Eds.). . **Morcegos no Brasil: biologia, sistemática, ecologia e conservação**. Porto Alegre: Editora Armazém Digital, 2008. p. 1–67.
- PERACCHI, A. L.; NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P. Novos achegos a lista dos quirópteros do município de Linhares, estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Chiroptera Neotropical**, v. 17, n. 1, p. 842–852, 2011.
- PEREIRA, S. N. et al. Mamíferos de um fragmento florestal em Volta Redonda, estado do Rio de Janeiro. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 4, 2013.
- PINTO-DA-ROCHA, R. Sinopse da fauna cavernícola do Brasil (1907- 1994). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 39, n. 6, p. 61–173, 1995.
- REIS, N. R. et al. Updated list of the chiropterians of the city of Londrina, Paraná, Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 4, n. 2, p. 96–98, 1998.
- REIS, N. R. et al. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 225–230, 2003.
- REIS, N. R.; LIMA, I. P.; MIRETZKI, M. Morcegos do Paraná. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Eds.). . **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2008. p. 143–148.
- REIS, N. R.; MULLER, M. F. Bat diversity of forests and open areas in a subtropical region of South Brazil. **Ecología Austral**, v. 5, p. 31–36, 1995.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; ONUKI, M. K. Quirópteros de Londrina, Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Nordestina de Zoologia**, v. 10, n. 3, p. 371–381, 1993.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SEKIAMA, M. L. Morcegos da Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 501–505, 1999.
- ROCHA, P. A. et al. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) capturados no Campus da Universidade Federal de Sergipe, com oito novos registros para o estado. **Biota**

- Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 183–188, 2010.
- ROCHA, P. A. et al. Major extension of the known range of the capixaba nectar-feeding bat *Dryadonycteris capixaba* (Chiroptera, Phyllostomidae). Is this rare species widely distributed in eastern Brazil? **Mastozoología Neotropical**, v. 21, n. 2, p. 361–366, 2014.
- ROCHA, P. A. et al. Rapid surveys as a key tool for the inventory of the bat fauna of Brazil: New records for the coastal restinga. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 12, n. 2, p. 91–99, 2017.
- RUBIO, M. B. G. et al. Bats from two sites of the Paraná state coastal area, southern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 20, n. 1, p. 1255–1263, 2014.
- SCABELLO, M. et al. Quirópteros da região de Serra das Torres, sul do Espírito Santo, Brasil. **Revista Científica FAESA**, v. 4, n. 1, p. 63–69, 2008.
- SCABELLO, M. et al. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Chiroderma doriae*: First record for the state of Espírito Santo, Brazil, and distribution map. **Check List**, v. 5, n. 3, p. 539–541, 2009.
- SCULTORI, C.; DIAS, D.; PERACCHI, A. L. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Artibeus cinereus*: First record in the state of Paraná, Southern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 325–329, 2009a.
- SCULTORI, C.; DIAS, D.; PERACCHI, A. LÚCIO. Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Platyrrhinus recifinus*: first record in the state of Paraná, southern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 238–242, 2009b.
- SEKIAMA, M. L. et al. Morcegos do Parque Nacional do Iguaçu, Paraná (Chiroptera, Mammalia). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 3, p. 749–754, 2001.
- SILVA, L. A. M. et al. Morcegos da Reserva Particular do Patrimônio Natural Frei caneca, nordeste do Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 86–89, 2010.
- SILVA, L. A. M.; FARIAS, A. M. I. Quiropterofauna (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica de Caetés, Paulista, Pernambuco. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 18, n. 1, p. 55–61, 2004.
- SILVA, R.; PERINI, F. A.; OLIVEIRA, W. R. Bats from the city of Itabira, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 11, n. 1–2, p. 216–219, 2005.
- SIPINSKI, E. A. B.; REIS, N. R. Dados ecológicos dos quirópteros da Reserva Volta

- Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 519–528, 1995.
- SOARES, F. et al. Note on bats (Mammalia, Chiroptera) in a Restinga area of Rio Grande do Norte, Brazil. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, v. 2, n. 1, p. 17–22, 2018.
- SOARES, F. A. M. et al. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em área de manguezal do sul do estado de Pernambuco, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 17, n. 1, p. 73–77, 2011.
- SOARES, F. A. M. et al. Bats (Mammalia: Chiroptera) from a remnant of Atlantic Forest in Pernambuco, northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 18, n. 1, p. 53–66, 2017.
- SOUSA, M. A.; LANGGUTH, A.; GIMENEZ, E. DO A. Mamíferos dos brejos de altitude Paraíba e Pernambuco. In: PORTO, K.; CABRAL, J.; TABARELLI, M. (Eds.). . **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 229–254.
- SOUZA, R. F. et al. Bats (Mammalia, Chiroptera) in a remnant of Atlantic Forest, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 1, p. 9–14, 2015.
- STALLINGS, J. R. et al. Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 7, n. 4, p. 663–677, 1991.
- TAVARES, V. C. et al. Bats of the state of Minas Gerais, southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 675–705, 2010.
- TEIXEIRA, S. C.; PERACCHI, A. L. Morcegos do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 13, n. 1, p. 61–66, 1996.
- VARGAS-MENA, J. C. et al. The bats of Rio Grande do Norte state, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 1–13, 2018.
- VARZINCZAK, L. H.; BERNARDI, I.; PASSOS, F. C. Null model analysis on bat species co-occurrence and nestedness patterns in a region of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Mammalia**, v. 80, n. 2, p. 171–179, 2016.
- VIEIRA, T. B. et al. Quirópteros (Mammalia, Chiroptera) do município de Alfredo Chaves,

- Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 12, n. 1, p. 95–102, 2010.
- VILAR, E. M. et al. Distribution extension of *Ametrida centurio* Gray, 1847 (Chiroptera, Phyllostomidae): First record in the Brazilian Atlantic Forest. **Check List**, v. 11, n. 1, p. 1–5, 2015.
- XAVIER, B. S. et al. Bat richness (Mammalia: Chiroptera) in an area of montane Atlantic Forest in the Serra da Mantiqueira, state of Minas Gerais, southeast Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 1–8, 2018.
- ZANON, C. M. V.; REIS, N. R. O efeito de borda sobre morcegos (Mammalia, Chiroptera) em um fragmento florestal - Fazenda Unidas - Mato Grosso do Sul, BR. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SANTOS, G. A. S. D. (Eds.). . **Ecologia de Morcegos**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2008. p. 33–40.
- ZANON, C. M. V.; REIS, N. R. A importância do tamanho do núcleo em fragmentos para manter a riqueza de espécies de morcegos. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 36–39, 2010.
- ZEPPELINI, C. G.; REGO, K. M. C.; LOPEZ, L. C. S. Bats in settlements from an Atlantic Forest area in northeastern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 57, n. 31, p. 405–411, 2017.
- ZORTÉA, M. Folivory in *Platyrrhinus (Vampyrops) lineatus*. **Bat Research News**, v. 34, n. 2–3, p. 59–60, 1993.
- ZORTÉA, M. Observations on tent-using in the Carolline bat *Rhinophylla pumilio* in southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 1, n. 1, p. 2–4, 1995.
- ZORTÉA, M.; BRITO, B. F. A. Tends used by *Vampyressa pusilla* (Chiroptera: Phyllostomidae) in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 475–480, 2000.
- ZORTÉA, M.; MENDES, S. L. Folivory in the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 117–120, 1993.

**Anexo 2** – Ocorrência das 54 espécies de morcegos filostomídeos nas 30 localidades ao longo do bioma Mata Atlântica no Brasil. O código das localidades estão descritos na Tabela 1.

<b>Família Phyllostomidae</b>	<b>Acrônimo</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Ocorrência</b>	<b>Código das localidades</b>
<b>Subfamília Micronycterinae</b>				
<i>Lamproncyteris brachyotis</i> (Dobson, 1879)	LAMBRA	Animalívoro	6	3, 12, 13, 25, 28, 29
<i>Micronycteris hirsuta</i> (peters, 1869)	MICHIR	Animalívoro	6	3, 5, 8, 21, 22, 28
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	MICMEG	Animalívoro	22	1, 2, 3, 4, 5, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 18, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 29, 30
<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	MICMIC	Animalívoro	10	3, 13, 18, 19, 20, 21, 23, 24, 27, 28
<i>Micronycteris minuta</i> (Gervais, 1856)	MICMIN	Animalívoro	12	2, 3, 5, 6, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 27
<i>Micronycteris schmidtorum</i> Sanborn, 1935	MICSCH	Animalívoro	4	7, 25, 27, 28
<b>Subfamília Desmodontinae</b>				
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	DESROT	Hematófago	29	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 30
<i>Diaemus youngii</i> (Jentink, 1893)	DIAYOU	Hematófago	12	2, 4, 13, 15, 16, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	DIPECA	Hematófago	21	4, 5, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 29, 30
<b>Subfamília Phyllostominae</b>				
<i>Lonchorrina aurita</i> Tomes, 1863	LONAUT	Animalívoro	14	1, 6, 8, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 21, 22, 24, 25, 27
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	CHRAUR	Animalívoro	22	3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 28, 30
<i>Gardnerycteris crenulatum</i> (É. Geoffroy, 1803)	GARCRE	Animalívoro	5	3, 23, 24, 27, 28
<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	LOPBRA	Animalívoro	8	1, 2, 3, 5, 9, 25, 26, 28
<i>Lophostoma silvicola</i> d'Orbigny, 1836	LOPSIL	Animalívoro	5	1, 23, 25, 26, 28
<i>Macrophyllum macrophyllum</i> (Schinz, 1821)	MACMAC	Animalívoro	6	6, 7, 13, 19, 22, 26
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	MIMBEN	Animalívoro	13	10, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 30
<i>Phylloderma stenops</i> (Peters, 1865)	PHYSTE	Animalívoro	8	1, 2, 13, 19, 21, 22, 24, 28
<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner, 1843)	PHYDIS	Animalívoro	11	1, 2, 3, 4, 8, 9, 23, 25, 26, 27, 28



<b>Família Phyllostomidae</b>	<b>Acrônimo</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Ocorrência</b>	<b>Código das localidades</b>
<b>Subfamília Phyllostominae</b>				
<i>Phyllostomus elongatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	PHYELO	Animalívoro	3	22, 27, 28
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	PHYHAS	Animalívoro	23	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28
<i>Tonatia bidens</i> (Spix, 1823)	TONBID	Animalívoro	19	2, 3, 5, 7, 8, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 30
<i>Tonatia saurophila</i> Koopman & Williams, 1951	TONSAU	Animalívoro	5	1, 3, 25, 26, 28
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	TRACIR	Animalívoro	22	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 22, 23, 24, 25, 27, 28, 30
<b>Subfamília Glossophaginae</b>				
<i>Anoura caudifer</i> (É. Geoffroy, 1818)	ANUCAU	Herbívoro	26	3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30
<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	ANUGEO	Herbívoro	24	3, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30
<i>Choeroniscus minor</i> (Peters, 1868)	CHOMIN	Herbívoro	3	3, 27, 28
<i>Dryadonycteris capixaba</i> Nogueira, Lima, Peracchi & Simmons, 2012	DRYCAP	Herbívoro	1	3
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	GLOSOR	Herbívoro	30	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Lichonycteris degener</i> Miller, 1931	LICDEG	Herbívoro	2	27, 28
<b>Subfamília Lonchophyllinae</b>				
<i>Lonchophylla mordax</i> Thomas, 1903	LONMOR	Herbívoro	1	28
<i>Lonchophylla peracchi</i> Dias, Esbérard & Moratelli, 2013	LONPER	Herbívoro	8	3, 5, 17, 19, 21, 22, 23, 24
<b>Subfamília Carollinae</b>				
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	CARBRE	Herbívoro	3	3, 27, 28
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	CARPER	Herbívoro	30	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<b>Subfamília Glyphonycterinae</b>				
<i>Glyphonycteris sylvestris</i> Thomas, 1896	GLYSYL	Animalívoro	3	6, 13, 23

<b>Família Phyllostomidae</b>	<b>Acrônimo</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Ocorrência</b>	<b>Código das localidades</b>
<b>Subfamília Rhinophyllinae</b>				
<i>Trinycteris nicefori</i> (Sanborn, 1949)	TRINIC	Animalívoro	2	3, 28
<i>Rhinophylla pumilio</i> Peter, 1865	RHIPUM	Herbívoro	6	2, 3, 9, 25, 27, 28
<b>Subfamília Stenodermatinae</b>				
<i>Ametrida centurio</i> Gray, 1847	AMECEN	Herbívoro	1	25
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	ARTFIM	Herbívoro	28	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	ARTLIT	Herbívoro	30	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	ARTOBS	Herbívoro	29	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	ARTPLA	Herbívoro	26	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	CHIDOR	Herbívoro	24	1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 29
<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	CHIVIL	Herbívoro	14	1, 3, 4, 7, 8, 9, 19, 21, 22, 23, 25, 26, 27, 28
<i>Dermanura cinerea</i> Gervais, 1856	DERCIN	Herbívoro	18	1, 2, 3, 8, 9, 12, 13, 16, 19, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29
<i>Dermanura gnoma</i> (Handley, 1987)	DERGNO	Herbívoro	2	27, 28
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	PLALIN	Herbívoro	30	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	PLAREC	Herbívoro	21	3, 5, 6, 7, 8, 12, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 30

<b>Família Phyllostomidae</b>	<b>Acrônimo</b>	<b>Grupo funcional</b>	<b>Ocorrência</b>	<b>Código das localidades</b>
<b>Subfamília Stenodermatinae</b>				
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	PYGBIL	Herbívoro	23	3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 29, 30
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	STULIL	Herbívoro	30	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959	STUTIL	Herbívoro	18	3, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	UROBIL	Herbívoro	3	4, 27, 28
<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	UROMAG	Herbívoro	6	3, 6, 7, 9, 19, 24
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	VAMPUS	Herbívoro	22	3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30
<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)	VAMCAR	Herbívoro	6	12, 16, 19, 22, 28, 29