

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA

MUDANÇAS NÃO-LINEARES NA ABUNDÂNCIA DE GUILDAS TRÓFICAS E NA
COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES COM A DISTÂNCIA AO RIACHO DETERMINAM A
LARGURA DA ZONA RIPÁRIA PARA MORCEGOS

LUCAS GABRIEL DO AMARAL PEREIRA

Manaus, AM

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA

LUCAS GABRIEL DO AMARAL PEREIRA

MUDANÇAS NÃO-LINEARES NA ABUNDÂNCIA DE GILDAS TRÓFICAS E NA
COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE MORCEGOS COM A DISTÂNCIA AO RIACHO
DETERMINAM A LARGURA DA ZONA RIPÁRIA PARA MORCEGOS

Apoio: FAPEAM – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas

PPBio – Programa de Pesquisa em Biodiversidade

CENBAM – Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Diversidade Biológica da Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Diversidade Biológica.

Linha de pesquisa: Conservação e manejo biológico.

Orientador: Dr. Fabricio Beggiato Baccaro

Co-orientador: Dr. Paulo Estefano Dineli Bobrowiec

Manaus, AM

2015

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

P436m Pereira, Lucas Gabriel do Amaral
Mudanças não-lineares na abundância de guildas tróficas e na
composição de espécies com a distância ao riacho determinam a
largura da zona ripária para morcegos / Lucas Gabriel do Amaral
Pereira. 2015
31 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Fabrício Beggiato Baccaro
Coorientador: Paulo Estefano Dineli Bobrowiec
Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) - Universidade
Federal do Amazonas.

1. zonas ripárias. 2. Código Florestal brasileiro. 3. limiares
ecológicos. 4. floresta primária contínua. 5. Chiroptera. I. Baccaro,
Fabrício Beggiato II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABELAS.....	6
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	7
RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO.....	10
MATERIAL E MÉTODOS.....	12
Área de Estudo.....	12
Amostragem de morcegos	13
ANÁLISE DOS DADOS	14
RESULTADOS	15
DISCUSSÃO	24
Aplicações para conservação.....	26
AGRADECIMENTOS	27
REFERÊNCIAS	27

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Reserva Ducke na região nordeste de Manaus, Amazonas, Brasil, destacando o sistema de trilhas modelo RAPELD, cotas altitudinais, e hidrologia. Os pontos indicam as parcelas ripárias (n=24) e não-ripárias (n=25).

Figura 2. Modelos *piecewise* de abundância de morcegos animalívoros (A) e frugívoros (B) em função do gradiente de distância ao riacho mais próximo em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. A abundância de morcegos frugívoros foi logaritimizada ($\log +1$) para normalizar os resíduos. A linha segmentada representa a regressão *piecewise* e a linha abaixo do eixo x representa o intervalo de confiança de 95% da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão.

Figura 3. Modelos de regressão *piecewise* entre composição qualitativa (A) e quantitativa (B) de espécies e composição de guildas tróficas de morcegos (C) e a distância ao riacho mais próximo em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. A linha segmentada representa a regressão *piecewise* e a linha abaixo do eixo x representa o intervalo de confiança de 95% da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão.

Figura 4. Relação entre abundância relativa por espécie de morcego agrupada segundo sua guilda trófica e o gradiente de distância ao riacho mais próximo representado pelas parcelas ordenadas. As linhas verticais em cada gráfico representam o limite ecológico de 114 m correspondente ao ponto de quebra da linha da regressão *piecewise* entre composição qualitativa de morcegos e distância ao riacho mais próximo na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de capturas, número de espécies de morcegos por família e subfamília e esforço e noites de captura em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Amazônia Central, Brasil. As espécies de morcego foram classificadas em 6 guildas tróficas segundo o tipo de habitat, modo de forrageio e ecolocalização reportados na literatura.

Tabela 2. Resultado dos modelos das regressões lineares e *piecewise* entre abundância e número total de espécies e guildas tróficas, composição quantitativa e qualitativa de espécies e composição de guildas tróficas de morcegos e a distância ao riacho mais próximo na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. (Δ_{AIC} : Akaike differences; w_i : Akaike weights; bp: estimativa do ponto de quebra das retas de regressão; DP: desvio padrão da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão dos modelos *piecewise*).

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP – Área de Preservação Permanente

CFB – Código Florestal Brasileiro

DEM – *Digital Elevation Model*

NMDS – *Nonmetric multidimensional scaling*

PPBio – Programa de Pesquisa em Biodiversidade

RAPELD - *Rapid Assessment Program*/Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

RFAD – Reserva Florestal Adolpho Ducke

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

RESUMO

A largura das zonas ripárias e sua conservação tem sido assunto de discussões no meio científico e político. O Código Florestal Brasileiro (CFB), que regulamenta a criação de Áreas de Proteção Permanente, determina a proteção de até 30 m de vegetação ripária em ambos os lados de pequenos riachos. Estudos realizados na Amazônia Central verificaram que esta largura não é eficiente em preservar a biodiversidade de alguns grupos animais e vegetais e processos ecossistêmicos associados a eles. Nós investigamos a influência da distância ao riacho sobre a abundância, número e composição de espécies e guildas tróficas de morcegos. A nossa hipótese é que a assembleia de morcegos muda com a distância ao riacho. Nós acreditamos que essa mudança se dê no nível de composição de espécies com o aumento da abundância, principalmente dos morcegos frugívoros e nectarívoros, nas áreas próximas aos riachos. Morcegos foram capturados com redes de neblina em 24 parcelas ripárias e 25 parcelas não-ripárias inseridas em uma grade de trilhas em uma floresta primária de terra firme a nordeste de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil. Cada parcela foi amostrada três vezes, totalizando 7.056 horas-rede. Ao total foram capturados 1.138 morcegos, distribuídos em cinco famílias e 51 espécies, compondo cinco guildas tróficas. Utilizamos seleção de modelos por AIC (*Akaike Information Criterion*) nas regressões lineares e *piecewise* para estimar a existência de um limiar ecológico para a assembleia de morcegos. Para abundância de animalívoros e frugívoros, composição quantitativa e qualitativa de espécies e composição de guildas tróficas os modelos *piecewise* com um ponto de quebra foram mais parcimoniosos e tiveram maior peso do que os modelos lineares. A abundância dos morcegos animalívoros foi maior na região próxima ao riacho até 181 m e a abundância de morcegos frugívoros diminuiu até 50 m. Essa mudança na abundância de animalívoros sugere que áreas de forrageio mais afastadas do riacho devem fornecer alimento suficiente para manter maior número de indivíduos dessa guilda trófica e o inverso deve acontecer para os frugívoros. A largura da zona ripária reconhecida pelas espécies de morcegos foi de 114 m de distância ao riacho e foi dada pelo modelo de composição qualitativa. Considerando essa largura, as prescrições do CFB para proteção de 30 m de floresta em APP's ripárias com riachos de até 10 m não incorporam a composição das espécies de morcegos de áreas ripárias. O desmatamento da vegetação depois de 30 m permitido pela legislação reduz 380% do habitat de floresta ripária necessário para a manutenção da assembleia de morcegos em zonas ripárias. Limiares ecológicos obtidos de estudos de comunidades em florestas primárias, combinados com descritores da paisagem apropriados à ecologia de espécies vegetais e animais devem constituir uma estratégia eficiente para prever a largura de habitats ripários necessária à preservação da biodiversidade.

PALAVRAS-CHAVE: zonas ripárias; Código Florestal Brasileiro; limiares ecológicos; floresta primária contínua; Chiroptera; Amazônia Central.

ABSTRACT

The width of riparian zones and its conservation has been topic of discussion in political and scientific circles. The Brazilian Forest Code (BFC), which regulates creation of Permanent Protection Areas (PPA) prescribes protection of riparian vegetation up to 30 m on both stream sides. Studies conducted in Central Amazon showed that this width is not efficient in maintaining plant and animal biodiversity and ecosystem processes associated to them. We investigated the influence of distance to the stream on bat guild and species abundance, number and composition. We hypothesize that bat assemblage changes with distance to the stream. We believe that this change occurs at species composition level with increasing abundance, mainly of frugivorous and nectarivorous bats in areas close to streams. Bats were captured with mist-nets in 24 riparian plots and 25 non-riparian plots within a trail grid in a primary terra-firme forest at northeast of Manaus, Amazonas State, Brazil. Each plot was sampled thrice in 7056 net-hours. A total of 1.138 bats were captured, composing 51 species, five families and five trophic guilds. We used model selection by AIC (Akaike Information Criterion) in linear and piecewise regressions to estimate existence of ecological threshold for bat assemblage. For animalivorous and nectarivorous bat abundance, quantitative and qualitative species composition and guild composition, piecewise models with one breakpoint were more parsimonious and had greater Akaike weights than linear models. Animalivorous bat abundance was higher close to the stream up to 181 m and frugivorous bat abundance decreased up to 50 m of distance to the stream. The change on animalivorous bat abundance suggests that feeding areas away from streams may provide enough food to maintain more individuals of that guild and the opposite of that may occur for frugivorous bat abundance. The width of riparian zone recognized by bat species was up to 114 m of distance to the stream and was given by qualitative composition model. Given this width, requirements of 30 m for forest protection in riparian PPAs with streams of up to 10 m do not incorporate composition of bat species in riparian areas. Clearing of vegetation after 30 m allowed by law reduces 380% of riparian forest habitat that is necessary for conservation of bat assemblage in riparian zones. Ecological thresholds obtained from studies in primary forests at community level, combined with landscape descriptors suitable to animal and plant species ecology should be an effective strategy to predict width of riparian habitats necessary for biodiversity preservation.

KEYWORDS: riparian zones; Brazilian Forest Code; ecological thresholds; continuous primary forest; Chiroptera; Central Amazon.

INTRODUÇÃO

Zonas ripárias são áreas que se estendem desde o maior nível d'água do rio até a porção do terreno sob influência da elevação do lençol freático e do regime de inundação (NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). De modo geral, zonas ripárias abrigam maior abundância e número de espécies do que as áreas adjacentes (SABO et al., 2005), contribuindo para a manutenção da biodiversidade e de processos ecossistêmicos (LOURENÇO et al., 2014; NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993). Por esses motivos a degradação de florestas ripárias é um problema mundial que vem afetando o abastecimento de água, afeta serviços ecossistêmicos, intensifica outros distúrbios ambientais, afeta o escoamento de produção, aumenta conflitos agrários pela proteção de bacias e delimitação de florestas ripárias (NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993; SILVA et al., 2011; SOARES-FILHO; RAJÃO; MACEDO, 2014).

Nas últimas décadas, zonas ripárias entraram na pauta de discussões no meio científico e político brasileiro envolvendo aspectos relacionados à proteção da vegetação nativa em florestas ao redor de cursos d'água inseridos em Áreas de Preservação Permanente (APPs) (CASATTI, 2010; METZGER, 2010; SILVA et al., 2011; SOARES-FILHO; RAJÃO; MACEDO, 2014). Recentemente, o governo brasileiro elaborou políticas de conservação (Código Florestal, Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012) que prescrevem a proteção de áreas ao redor de corpos d'água como ferramenta de conservação. O Código Florestal Brasileiro (CFB) prescreve a proteção de áreas de vegetação ripária em APPs conforme a largura do curso d'água. As áreas protegidas variam de 30 m de distância das margens em cursos d'água menores que 10 m de largura até 500 m para cursos d'água maiores que 600 m de largura. Esses valores foram determinados em função do conhecimento científico da época em que o CFB foi criado em 1965 (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, com alterações na Lei nº 7.803, de 18 de julho de 1989, e recentemente na Lei nº 12.651). Contudo, as larguras de APP's são definidas somente em função do estrato vegetativo da paisagem, não incluindo outros organismos no planejamento de conservação que também são diretamente influenciados pelos corpos d'água (LAURANCE; GASCON, 1997; NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993).

Inventários florestais utilizam a distância ao riacho para medir a largura da zona ripária. De fato, 90% da variação na composição de espécies de árvores e palmeiras ocorre nos primeiros 200 m em relação às margens de riachos de primeira ordem (SCHIETTI et al., 2013). A composição de espécies de ervas de sub-bosque de zonas ripárias difere daquela encontrada em áreas mais altas e bem drenadas, com fortes mudanças a partir de 100 m de

distância da margem do riacho (DRUCKER; COSTA; MAGNUSSON, 2008). Na Amazônia Central a largura da zona ripária também influencia a abundância de indivíduos, o número e a composição de espécies e guildas tróficas de alguns grupos de animais (LEES; PERES, 2008; MARQUES; PEREIRA; PALMEIRIM, 2012; RIBEIRO; LIMA; MAGNUSSON, 2012). Por exemplo, a composição de espécies de serpentes é diferente a partir de 100 m do riacho (FRAGA; LIMA; MAGNUSSON, 2011), já para aves de sub-bosque mudanças na composição de espécies podem ser detectadas em até 200 m (BUENO et al., 2012). No entanto, algumas assembleias de animais podem não ser diretamente afetadas pela distância ao riacho *per se*, mas por outras características da paisagem e pela distribuição de recursos que por sua vez, podem estar correlacionados com a distância ao riacho (BACCARO et al., 2013; LAM et al., 2014; LOURENÇO et al., 2014; MARQUES; PEREIRA; PALMEIRIM, 2012).

Morcegos possuem uma alta diversidade de espécies e hábitos alimentares entre mamíferos de uma mesma localidade. Espécies de Phyllostomidae pertencem a um clado altamente diversificado de morcegos, tanto em número de espécies quanto em quantidade de interações ecológicas que participam (ADAMS; PEDERSEN, 2013; KALKO; HANDLEY-JR; HANDLEY, 1996). A distribuição espacial de morcegos frugívoros e nectarívoros, por exemplo, é influenciada por variações na disponibilidade de alimento (FLEMING; GEISELMAN; KRESS, 2009; GORCHOV et al., 1993), que estão correlacionadas com a composição florística do sub-bosque (FLEMING; HEITHAUS, 1981; VAN SCHAIK; TERBORGH; WRIGHT, 1993), complexidade da paisagem (AUGUST, 1983; MARCIENTE; BOBROWIEC; MAGNUSSON, 2015) e proximidade do riacho (MARQUES; PEREIRA; PALMEIRIM, 2012). Já morcegos animalívoros são afetados pela variação na distribuição espacial de artrópodes e pequenos vertebrados (FENTON, 1990; FUKUI et al., 2006) e pela complexidade da vegetação (AUGUST, 1983; MARCIENTE; BOBROWIEC; MAGNUSSON, 2015; OLIVEIRA, 2014).

A largura da zona ripária prescrita pelo CFB pode não ser adequada à preservação de todos os grupos faunísticos. Embora se saiba que a distribuição espacial de espécies e guildas tróficas de morcegos são afetadas indiretamente pela proximidade com corpos d'água de diferentes larguras (BOBROWIEC et al., 2014; FUKUI et al., 2006; MARQUES; PEREIRA; PALMEIRIM, 2012), ainda não foi avaliado como a distância ao riacho influencia a abundância, o número e a composição de espécies e guildas tróficas. Também não se sabe a largura da zona ripária reconhecida por morcegos. Neste estudo, nós avaliamos a influência da distância ao riacho sobre a abundância, o número e a composição de espécies e guildas

tróficas de morcegos em uma floresta contínua de terra-firme na Amazônia Central. A nossa hipótese é que a comunidade de morcegos muda com a distância ao riacho. Nós acreditamos que essa mudança se dê no nível de composição de espécies, com o aumento da abundância e do número de espécies, principalmente dos morcegos animalívoros, frugívoros e nectarívoros de Phyllostomidae e Mormoopidae, nas áreas próximas aos riachos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD, 02°55' – 03°01' S, 59°53' – 59°59' W), localizada na região nordeste do município de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil. A Reserva possui 10.000 ha de floresta primária onde foi instalado um sistema de trilhas do tipo RAPELD (acrônimo de *Rapid Assessment Program*/Pesquisas Ecológicas de Longa Duração). O sistema RAPELD consiste em uma série de trilhas no sentido norte-sul e leste-oeste espaçadas entre si a cada 1 km formando uma grade (MAGNUSSON et al., 2013). A porção oeste da grade possui 6 trilhas norte-sul e 9 trilhas leste-oeste, cobrindo uma área de 25 km² (2.500 ha, Figura 1) (OLIVEIRA et al., 2008). Nas trilhas leste-oeste da grade há um sistema de parcelas regularmente espaçadas a cada 1 km. Essas parcelas seguem a curva de nível do terreno para minimizar variações edáficas e topográficas da paisagem e distam de 31 m a 429 m dos riachos (COSTA; MAGNUSSON, 2010; MAGNUSSON et al., 2005). Associado a essas parcelas de distribuição uniforme, foram instaladas 24 parcelas ripárias ao longo de igarapés de primeira ordem. As parcelas ripárias estão orientadas paralelamente ao longo dos riachos (~2 m de distância da margem). Todas as parcelas possuem 250 m de comprimento e as distâncias mínimas entre parcelas variaram de 100 m (entre uma parcela ripária e uma parcela não ripária) a 1 km.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da RFAD é tropical de monções, com umidade relativa variando de 75 a 86% e média anual de temperatura de 26 °C, com pouca variação térmica ao longo do ano (COSTA; ESPINELLI; FIGUEIREDO, 2008; OLIVEIRA et al., 2008; PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). A estação chuvosa ocorre de novembro a maio e a estação seca ocorre de junho a outubro, com precipitação anual variando de 1750 a 2500 mm (MARQUES-FILHO et al., 1981; OLIVEIRA et al., 2008).

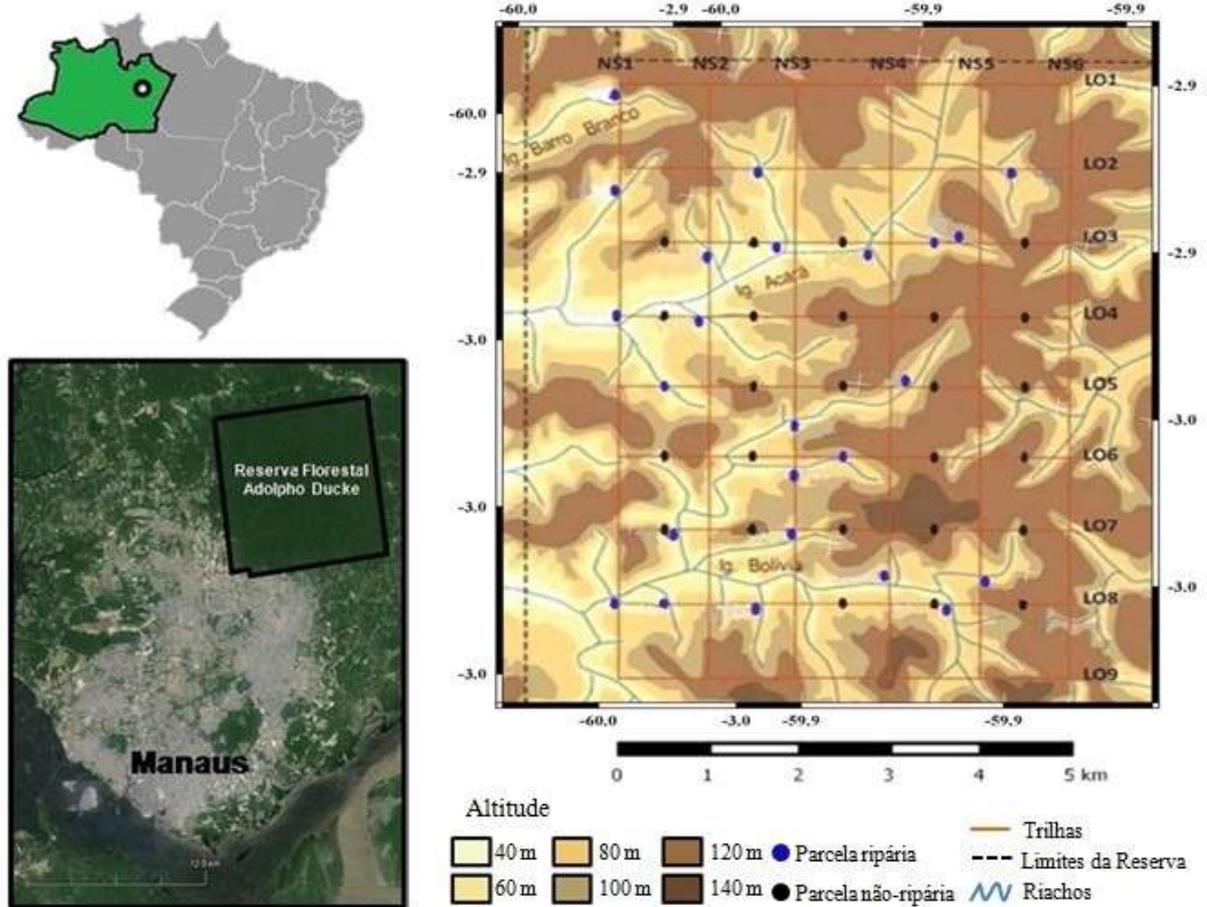


Figura 1. Localização da Reserva Ducke na região nordeste de Manaus, Amazonas, Brasil, destacando o sistema de trilhas modelo RAPELD, cotas altitudinais, e hidrologia. Os pontos indicam as parcelas ripárias (n=24) e não-riparárias (n=25).

Nós usamos imagens de Modelos Digitais de Elevação (DEM, da sigla em inglês) do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução horizontal de 90 m e resolução vertical de 1 m para obter as distâncias horizontais ao riacho mais próximo de cada parcela. A distância ao riacho mais próximo é a menor distância euclidiana entre a parcela e o riacho. Nós usamos as coordenadas geográficas das parcelas para marcá-las na imagem *raster* e medir a distância euclidiana em metros entre a parcela e o riacho mais próximo. A distância horizontal do riacho mais próximo das parcelas ripárias recebeu valor zero.

Amostragem de morcegos

Os morcegos foram capturados entre outubro de 2013 e fevereiro de 2014, cobrindo o final da estação seca e início da estação chuvosa. Nós amostramos 24 parcelas ripárias e 25 parcelas não-riparárias. Cada parcela foi visitada três vezes, com intervalo de aproximadamente 30 dias entre cada visita. Em cada parcela, nós usamos oito redes de neblina (12 m x 3 m, malhas de 19 mm, seis bolsas, Ecotone[®]) dispostas continuamente à altura do chão. Para

evitar o efeito de corredor das trilhas principais da grade, as redes foram armadas a 20 m do início da parcela. As redes foram mantidas abertas de 18:00 até 00:00 h e foram vistoriadas em intervalos de 15 minutos. Nós usamos hora-rede como unidade de esforço amostral, no qual 1 hora-rede corresponde a uma rede aberta por uma hora.

Os morcegos capturados foram marcados com um colar de alumínio tipo ball-chain com uma anilha numerada (SISCAPRI[®]) e soltos no mesmo local da captura. Os morcegos recapturados (3,5% das capturas, 35 indivíduos) não foram incluídos nas análises. As identificações taxonômicas foram baseadas nas chaves dicotômicas de Lim & Engstrom (2001), Miranda et al. (2011), Gardner (2007), com auxílio das descrições de Simmons & Voss (1998) e Charles-Dominique et al. (2001). A nomenclatura taxonômica utilizada foi a sugerida por Gardner (2007). Morcegos que não puderam ser identificados em campo foram coletados (91 indivíduos) para confirmação em laboratório e depositados na Coleção de Mamíferos do INPA.

ANÁLISE DOS DADOS

Nós restringimos as análises aos morcegos da família Phyllostomidae e à espécie de Mormoopidae *Pteronotus parnellii*, pois morcegos das outras famílias não são comumente capturados em redes de neblina à altura do chão (PECH-CANCHE et al., 2011; SIMMONS; VOSS, 1998). Nós classificamos os morcegos capturados em uma guilda trófica com base no tipo de habitat, modo de forrageio e ecolocalização reportado na literatura: frugívoro, nectarívoro, hematófago, insetívoro aéreo e animalívoro catador (WILSON, 1973).

Nós usamos a abundância total e número de espécies de morcegos, abundância e número de espécies de animalívoros, frugívoros e nectarívoros, composição quantitativa e qualitativa de espécies e composição de guildas tróficas como variáveis resposta. Nós usamos a distância ao riacho mais próximo de cada parcela como variável preditora. A abundância total de morcegos e a abundância de morcegos frugívoros foi logaritimizada ($\log+1$) para normalizar os resíduos do modelo.

As composições das espécies e de guildas tróficas de morcegos foram calculadas como o primeiro eixo de uma ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) usando dados de abundância (composição quantitativa) e presença/ausência das espécies (composição qualitativa). Para obtenção do eixo de composição quantitativa de espécies, padronizamos a abundância das espécies pela abundância total de cada parcela para minimizar possíveis efeitos de espécies muito abundantes sobre os padrões da comunidade. O

NMDS foi calculado usando o índice de Bray-Curtis para dados quantitativos e o índice de Sørensen para dados qualitativos (BRAY; CURTIS, 1957).

Para avaliar a relação entre as variáveis resposta e a distância ao riacho, nós ajustamos modelos de regressão linear e *piecewise* (Toms & Lesperance 2003). Regressão *piecewise* é uma análise robusta e usada na determinação de limiares ecológicos entre variáveis contínuas. A análise de regressão *piecewise* avalia a posição e os desvios superior e inferior da estimativa de pontos de quebra de duas ou mais linhas de regressão que caracterizam os desvios da variável resposta em relação a uma variável preditora (BACON; WATTS, 1971; FICETOLA; DENOEL, 2009; TOMS; LESPERANCE, 2003). As segmentações da linha de regressão *piecewise* representam mudanças fortes na distribuição dos desvios da variável resposta em relação à variável preditora.

Nós usamos o critério de seleção de modelos por AIC (*Akaike Information Criterion*) para determinar o modelo (linear ou *piecewise*) que melhor representa a relação entre as variáveis resposta e a distância ao riacho. A seleção de modelos consiste em avaliar a máxima verossimilhança entre o modelo ajustado e os dados originais (AKAIKE, 1992; RICHARDS, 2005). Os modelos com menor AIC possuem melhor ajuste, controlando o efeito da complexidade do modelo (modelos mais complexos, como *piecewise*, são menos parcimoniosos). Os melhores modelos para cada variável dependente foi aquele com $\Delta_{AIC} < 2,0$, que é uma regra de corte simples geralmente utilizada para comparar modelos (BURNHAM; ANDERSON, 2001).

Nós realizamos todas as análises no programa R versão 3.12 (R Development Core Team 2013). Nós usamos as funções *metaMDS* e *vegdist* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2015) para obter os eixos multivariados, as funções *davies.test* e *segmented* do pacote *segmented* (MUGGEO, 2015) para desenvolver as regressões *piecewise* e a função *model.sel* do pacote *MuMIn* (BARTÓN, 2015) para a seleção de modelos por AIC.

RESULTADOS

Durante 147 noites (7.056 horas-rede), nós capturamos 1.138 morcegos de 51 espécies distribuídas em cinco famílias e cinco guildas (Tabela 1). Morcegos Phyllostomidae teve maior número de capturas ($n = 1.062$; 93,3%) e de espécies ($n = 38$; 74,5%). Dentre os Phyllostomidae, os frugívoros foram mais capturados ($n = 771$; 72,6%), seguido pelos animalívoros catadores ($n = 180$; 16,9%) e nectarívoros ($n = 110$; 10,4%). As guildas com maior riqueza de espécies foram frugívoros e animalívoros catadores, com 16 espécies cada.

As dez espécies de Phyllostomidae mais capturadas representaram 83,8% do total de capturas. *Carollia perspicillata* foi a espécie mais comum (n = 453; 42,7% das capturas de Phyllostomidae), seguida por *C. brevicauda* (n = 138; 13%), *Hsunycteris thomasi* (n = 76; 7,2%), *Rhinophylla pumilio* (n = 66; 6,2%) e *Phyllostomus elongatus* (n = 58; 5,5%). Somente a espécie *C. perspicillata* foi capturada em todas as 49 parcelas, enquanto a maioria dos Phyllostomidae ocorreu em ≤ 10 parcelas (29 espécies; 74,4%).

Tabela 1. Número de capturas, número de espécies de morcegos por família e subfamília e esforço e noites de captura em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Amazônia Central, Brasil. As espécies de morcego foram classificadas em 6 guildas tróficas segundo o tipo de habitat, modo de forrageio e ecolocalização reportados na literatura.

Espécies de morcego	Parcelas ripárias		Parcelas não-ripárias		Total de capturas	Total de parcelas	Guilda
	Número de parcelas	Número de capturas	Número de parcelas	Número de capturas			
Emballonuridae							
<i>Cormura brevirostris</i>	3	2	0	4	6	3	Insetívoro aéreo
<i>Peropteryx leucoptera</i>	0	0	2	3	3	2	Insetívoro aéreo
<i>Peropteryx macrotis</i>	0	0	1	1	1	1	Insetívoro aéreo
<i>Saccopteryx bilineata</i>	1	1	1	3	4	2	Insetívoro aéreo
<i>Saccopteryx leptura</i>	0	0	3	3	3	3	Insetívoro aéreo
Mormoopidae							
<i>Pteronotus parnellii</i>	8	8	7	20	28	15	Insetívoro aéreo
Phyllostomidae							
Carolliinae							
<i>Carollia benkeithi</i>	13	22	3	15	37	16	Frugívoro
<i>Carollia brevicauda</i>	21	88	15	50	138	36	Frugívoro
<i>Carollia perspicillata</i>	24	247	25	206	453	49	Frugívoro
<i>Rhinophylla fischeriae</i>	3	3	2	2	5	5	Frugívoro
<i>Rhinophylla pumilio</i>	15	19	17	47	66	32	Frugívoro
Desmodontinae							
<i>Desmodus rotundus</i>	0	0	1	1	1	1	Hematófago
Glossophaginae							
<i>Anoura caudifera</i>	13	20	4	9	29	17	Nectarívoro
<i>Anoura geoffroyi</i>	0	0	1	1	1	1	Nectarívoro
<i>Choeroniscus</i> sp.	1	1	1	1	2	2	Nectarívoro
<i>Hsunycteris thomasi</i>	15	26	19	50	76	34	Nectarívoro
<i>Lonchophylla</i> sp.	0	0	2	2	2	2	Nectarívoro
Phyllostominae							
<i>Chrotopterus auritus</i>	0	0	1	1	1	1	Animalívoro catador

Tabela 1. Continuação.

Espécies de morcego	Parcelas ripárias		Parcelas não-riparias		Total de capturas	Total de parcelas	Guilda
	Número de parcelas	Número de capturas	Número de parcelas	Número de capturas			
<i>Glyphonycteris sylvestris</i>	2	3	2	2	5	4	Animalívoro catador
<i>Lamproncycteris brachyotis</i>	1	1	0	0	1	1	Animalívoro catador
<i>Lophostoma carrikeri</i>	1	1	0	0	1	1	Animalívoro catador
<i>Lophostoma schulzi</i>	2	1	2	3	4	4	Animalívoro catador
<i>Lophostoma silvicolum</i>	1	0	3	4	4	4	Animalívoro catador
<i>Micronycteris hirsuta</i>	1	1	4	4	5	5	Animalívoro catador
<i>Micronycteris megalotis</i>	4	3	4	5	8	8	Animalívoro catador
<i>Micronycteris microtis</i>	2	2	5	5	7	7	Animalívoro catador
<i>Micronycteris schmidtorum</i>	1	1	0	0	1	1	Animalívoro catador
<i>Mimon crenulatum</i>	4	3	15	40	43	19	Animalívoro catador
<i>Phylloderma stenops</i>	0	0	3	3	3	3	Animalívoro catador
<i>Phyllostomus elongatus</i>	11	16	16	42	58	27	Animalívoro catador
<i>Tonatia saurophila</i>	5	3	11	23	26	16	Animalívoro catador
<i>Trachops cirrhosus</i>	5	4	4	6	10	9	Animalívoro catador
<i>Trinycteris nicefori</i>	3	2	0	1	3	3	Animalívoro catador
Stenodermatinae							
<i>Artibeus concolor</i>	2	1	2	3	4	4	Frugívoro
<i>Artibeus lituratus</i>	3	2	2	4	6	5	Frugívoro
<i>Artibeus obscurus</i>	1	6	2	2	8	3	Frugívoro
<i>Artibeus planirostris</i>	2	1	8	18	19	10	Frugívoro
<i>Chiroderma villosum</i>	1	1	0	0	1	1	Frugívoro
<i>Dermanura gnoma</i>	7	6	1	2	8	8	Frugívoro
<i>Mesophylla macconnelli</i>	1	0	3	7	7	4	Frugívoro
<i>Sturnira tildae</i>	1	1	1	1	2	2	Frugívoro
<i>Uroderma bilobatum</i>	1	1	0	0	1	1	Frugívoro
<i>Vampyriscus bidens</i>	9	8	1	5	13	10	Frugívoro
<i>Vampyriscus brocki</i>	0	0	2	3	3	2	Frugívoro
Thyropteridae							
<i>Thyroptera devivoi</i>	0	0	1	1	1	1	Insetívoro aéreo
<i>Thyroptera lavalii</i>	2	2	0	0	2	2	Insetívoro aéreo
<i>Thyroptera tricolor</i>	3	2	1	2	4	4	Insetívoro aéreo

Tabela 1. Continuação.

Espécies de morcego	Parcelas ripárias		Parcelas não-ripárias		Total de capturas	Total de parcelas	Guildas
	Número de parcelas	Número de capturas	Número de parcelas	Número de capturas			
Vespertilionidae							
<i>Eptesicus brasiliensis</i>	1	1	0	0	1	1	Insetívoro aéreo
<i>Myotis albescens</i>	1	0	4	7	7	5	Insetívoro aéreo
<i>Myotis nigricans</i>	4	3	2	4	7	6	Insetívoro aéreo
<i>Myotis riparius</i>	1	1	7	8	9	8	Insetívoro aéreo
Total de Capturas		514		624		1138	
Número de espécies		38		44		51	
Esforço de captura							
(hora-rede)		3456		3600		7056	
Noites de captura		72		75		147	

Para as variáveis abundância total, abundância e número de espécies de nectarívoros e número de espécies de frugívoros os modelos lineares foram mais parcimoniosos e tiveram maior peso ($w_i \geq 0,50$) do que os modelos *piecewise* (Tabela 2). Contudo, a variância explicada nessas relações foi fraca (Tabela 2). Não foi possível realizar seleção de modelos por AIC com número total de espécies e número de espécies de animalívoros, pois os pontos de quebra das retas de regressão dos modelos *piecewise* dessas relações ultrapassaram a amplitude do gradiente amostrado (Tabela 2). Os dois modelos para abundância de animalívoros foram igualmente parcimoniosos, porém o modelo *piecewise* teve maior peso do que o modelo linear, e a variância explicada do modelo *piecewise* foi mais alta (Tabela 2), apresentando ponto de quebra das retas de regressão a partir de 181 m de distância ao riacho ($\pm 70,2$, Tabela 2, Figura 2). Somente o modelo *piecewise* foi selecionado para abundância de frugívoros, com ponto de quebra da reta de regressão do modelo a $50 \pm 27,7$ m de distância ao riacho (Figura 2).

Tabela 2. Resultado dos modelos das regressões lineares e *piecewise* entre abundância e número total de espécies e guildas tróficas, composição quantitativa e qualitativa de espécies e composição de guildas tróficas de morcegos e a distância ao riacho mais próximo na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. (Δ_{AIC} : Akaike differences; w_i : Akaike weights; bp: estimativa do ponto de quebra das retas de regressão; DP: desvio padrão da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão dos modelos *piecewise*).

Variável resposta	Modelo	Δ_{AIC}	w_i	r^2	lim	DP	B
Abundância total de morcegos	Linear	0,00	0,50	0,03			-0,0007
	<i>Piecewise</i>	0,02	0,50	0,09	106,3	77,8	
Abundância de animalívoros	<i>Piecewise</i>	0,00	0,69	0,23	181	70,2	
	Linear	1,59	0,31	0,16			0,007
Abundância de frugívoros	<i>Piecewise</i>	0,00	0,77	0,19	50,6	27,7	
	Linear	2,44	0,22	0,10			-0,001
Abundância de nectarívoros	Linear	0,00	0,75	0,01			-0,002
	<i>Piecewise</i>	2,19	0,25	0,02	159,2	108,8	
Número total de espécies	Linear	-	-	0,003			0,002
	<i>Piecewise</i>	-	-	-	-	-	
Número de espécies de animalívoros	Linear	-	-	0,18			0,004
	<i>Piecewise</i>	-	-	-	-	-	
Número de espécies de frugívoros	Linear	0,0	0,70	0,01			-0,002
	<i>Piecewise</i>	1,7	0,30	0,03	159,2	99,8	
Número de espécies de nectarívoros	Linear	0,00	0,69	0,02			-0,0003
	<i>Piecewise</i>	1,56	0,31	0,008	296,7	98,9	
Composição de espécies (dados quantitativos)	<i>Piecewise</i>	0,00	0,68	0,24	43,9	26,6	
	Linear	1,55	0,32	0,17			-0,001
Composição de espécies (dados qualitativos)	<i>Piecewise</i>	0,00	0,92	0,24	114,3	60,4	
	Linear	4,93	0,08	0,11			0,0006
Composição das guildas	<i>Piecewise</i>	0,00	0,81	0,28	46,2	25,2	
	Linear	2,94	0,19	0,18			0,001

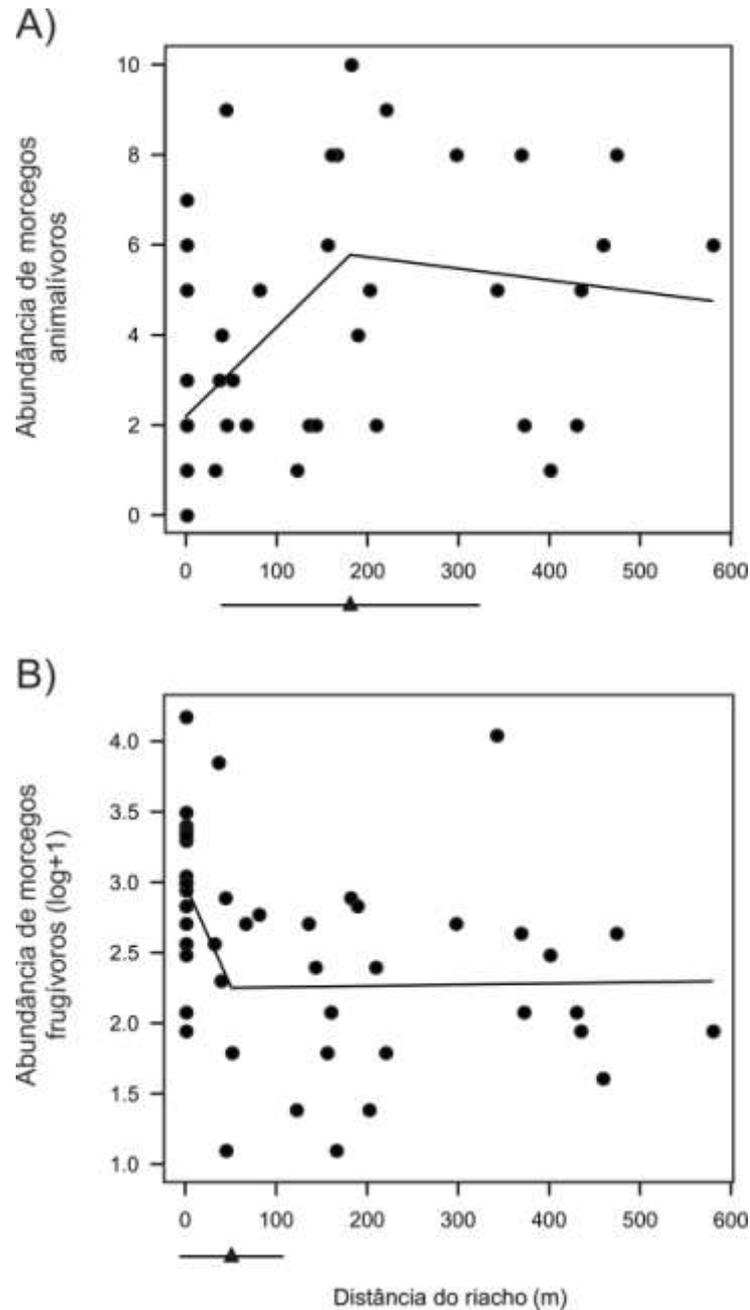


Figura 2. Modelos *piecewise* de abundância de morcegos animalívoros (A) e frugívoros (B) em função do gradiente de distância ao riacho mais próximo em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. A abundância de morcegos frugívoros foi logaritimizada ($\log + 1$) para normalizar os resíduos. A linha segmentada representa a regressão *piecewise* e a linha abaixo do eixo x representa o intervalo de confiança de 95% da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão.

O eixo de ordenação NMDS dos dados quantitativos explicou 34,6% da variação das distâncias originais entre as parcelas, enquanto o eixo do NMDS dos dados qualitativos explicou 30,6% da variação e o eixo do NMDS dos dados de guildas tróficas explicou 27,8%. Os modelos *piecewise* para composição de espécies e guildas tróficas foram mais parcimoniosos e tiveram maior peso ($w_i \geq 0,68$) do que os modelos lineares (Tabela 2). As

variâncias explicadas dos modelos *piecewise* foram maiores que 0,24 e apresentaram apenas um ponto de quebra (Tabela 2). Os modelos de regressão *piecewise* da composição quantitativa de espécies e composição de guildas indicaram mudança da composição da assembleia de morcegos a 45 m de distância ao riacho mais próximo ($\pm 26,6$ m; Figura 3). Já para a composição qualitativa das espécies de morcegos, o ponto de quebra foi de 114 m ($\pm 60,4$ m; Figura 3).

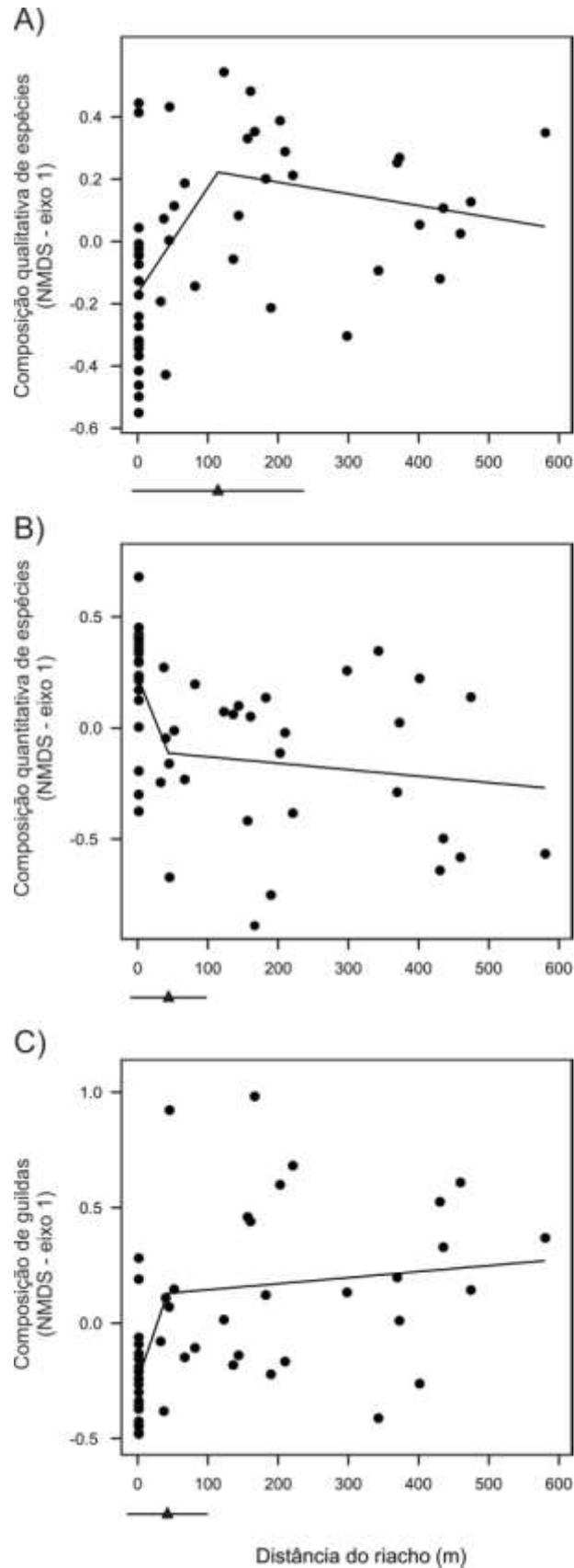


Figura 3. Modelos de regressão *piecewise* entre composição qualitativa (A) e quantitativa (B) de espécies e composição de guildas tróficas de morcegos (C) e a distância ao riacho mais próximo em 49 parcelas na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil. A linha segmentada representa a regressão *piecewise* e a linha abaixo do eixo x representa o intervalo de confiança de 95% da estimativa do ponto de quebra das retas de regressão.

De acordo com o limiar ecológico obtido pelo modelo *piecewise* de composição qualitativa de espécies, algumas espécies de morcegos possuem maior parte de sua distribuição espacial em habitats ripários ou não ripários. As espécies frugívoras *Carollia benkeithi*, *C. brevicauda*, *C. perspicillata*, *Vampyriscus bidens*, *Artibeus lituratus* e *Dermanura gnoma*, e a espécie nectarívora *Anoura caudifera* estão mais associadas às áreas próximas ao riacho (Figura 4). Por outro lado, morcegos animalívoros como *Phylloderma stenops* e *Mimon crenulatum* estão mais associados às áreas distantes do riacho, com maior parte de sua distribuição espacial além do limiar ecológico da assembleia de morcegos (Figura 4).

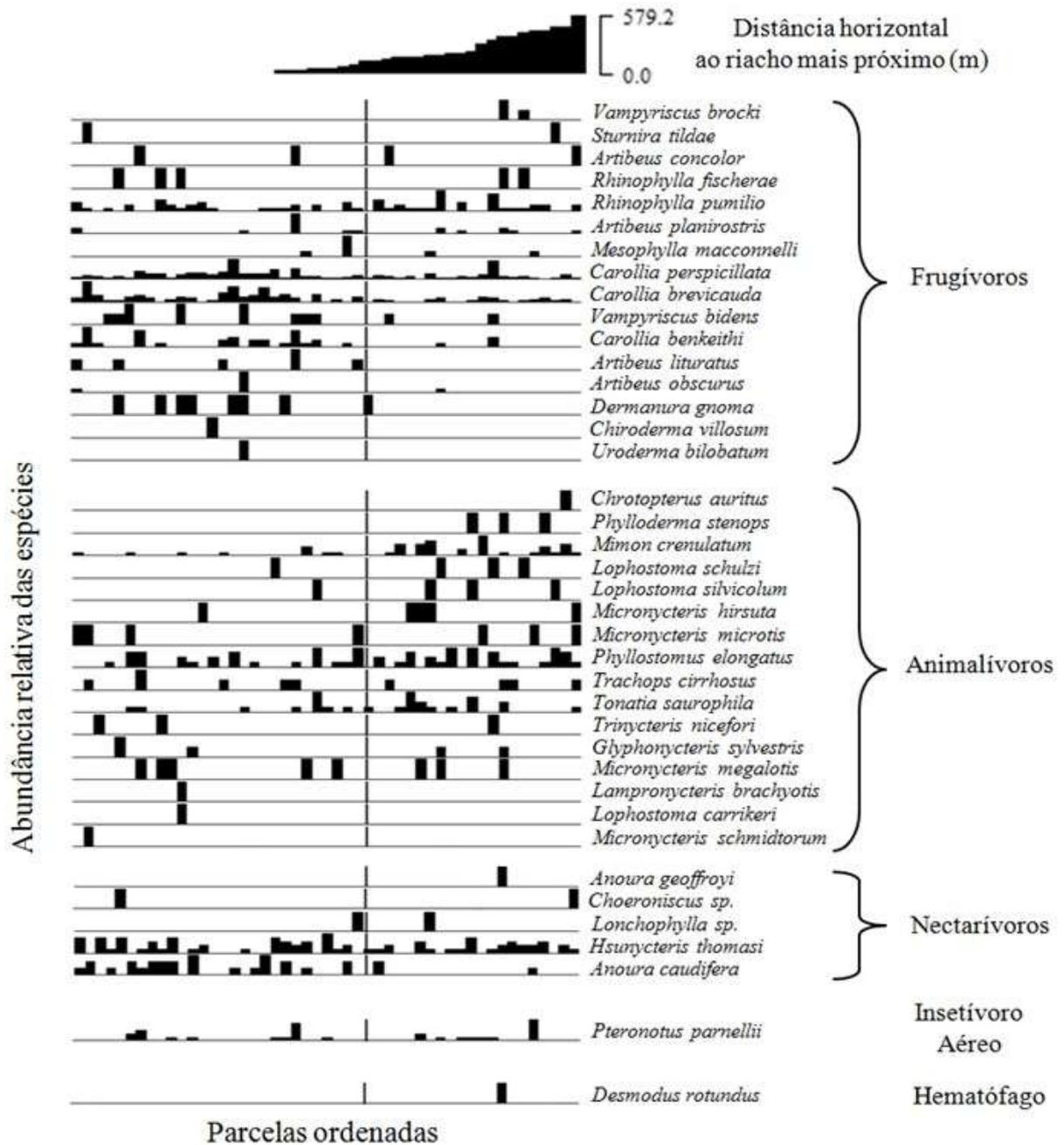


Figura 4. Relação entre abundância relativa por espécie de morcego agrupada segundo sua guilda trófica e o gradiente de distância ao riacho mais próximo representado pelas parcelas ordenadas. As linhas verticais em cada gráfico representam o limite ecológico de 114 m correspondente ao ponto de quebra da linha de regressão *piecewise* entre composição qualitativa de morcegos e distância ao riacho mais próximo na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brasil.

DISCUSSÃO

As respostas das espécies e guildas tróficas de morcegos ao gradiente de distância ao riacho variam conforme o tipo de variável da assembleia considerado. Nossos resultados sugerem que modelos *piecewise* com um ponto de quebra das retas de regressão foram mais

adequados para avaliar relações entre abundância de frugívoros e animalívoros e variáveis multivariadas da comunidade (composição de espécies e guildas tróficas) e distância ao riacho. Nossos resultados indicam que após 114 m de distância ao riacho é possível encontrar assembleias de morcegos diferentes daquelas encontradas próximas aos riachos.

As espécies de morcegos capturadas possuem o mesmo padrão observado em outras localidades neotropicais, com alta representatividade de filostomídeos, muitas espécies raras e poucas dominantes (BOBROWIEC; GRIBEL, 2010; BOBROWIEC et al., 2014; STEVENS; WILLIG, 2002). A abundância total de morcegos Phyllostomidae foi associada com a distância ao riacho em uma escala espacial local, refletindo mais fortemente respostas específicas de algumas espécies muito abundantes ou estritamente distribuídas ao longo da paisagem, como *Carollia perspicillata* e *Chrotopterus auritus* (ESTRADA-VILLEGAS; MCGILL; KALKO, 2012; GORRESEN; WILLIG; STRAUSS, 2005).

A abundância dos morcegos animalívoros aumenta da margem do riacho até 181 m. Por outro lado, a abundância de morcegos frugívoros diminui até 50 m. Morcegos animalívoros são associados à distribuição espacial de artrópodes (ARLETTAZ; JONES; RACEY, 2001; AUGUST, 1983; FENTON, 1990; PATTERSON; WILLIG; STEVENS, 2003). Na RFAD a biomassa e o tamanho de insetos aumentam com a distância ao riacho (OLIVEIRA, 2014). Morcegos frugívoros utilizam as áreas ao redor de riachos para forragear por causa da maior disponibilidade de frutos de sub-bosque, nessas áreas em relação aos habitats de floresta distante dos riachos (MARQUES; PEREIRA; PALMEIRIM, 2012; VAN SCHAİK; TERBORGH; WRIGHT, 1993). Por esses motivos, a mudança na abundância de animalívoros a 181 m de distância ao riacho sugere que áreas de forrageio mais afastadas do riacho devem fornecer alimento suficiente para manter maior número de indivíduos dessa guilda trófica e o inverso deve acontecer para os frugívoros.

A relação entre composição quantitativa de espécies e composição de guildas tróficas e a distância ao riacho mais próximo mostrou que a maior parte da variação dessas variáveis se estende até 45 m do riacho. Esse padrão deve refletir mais fortemente a distribuição de morcegos frugívoros e nectarívoros, que representaram 83% das capturas de Phyllostomidae no presente estudo. O ponto de quebra do modelo *piecewise* de composição qualitativa de espécies ($114 \pm 60,4$ m) é uma estimativa conservadora do limiar ecológico das assembleias de morcegos ao longo do gradiente de distância ao riacho, pois a composição qualitativa de espécies diminui o efeito de espécies comuns e aumenta o peso de espécies raras sobre o maior padrão da assembleia.

Aplicações para conservação

A largura da zona ripária reconhecida neste estudo para as espécies de morcegos foi de 114 m de distância ao riacho mais próximo. Considerando essa largura, as prescrições do CFB para proteção de 30 m de floresta em APP's ripárias com riachos de até 10 m não incorporam a composição das espécies de morcegos em áreas ripárias. O desmatamento da vegetação depois de 30 m permitido pela legislação reduz 380% do habitat de floresta ripária necessário para a manutenção da assembleia de morcegos na zona ripária.

Estudos de impacto ambiental tendem a utilizar variáveis univariadas para caracterização da comunidade, como abundância e número de espécies. Como identificamos no presente estudo, variáveis multivariadas de composição de espécies foram mais informativas e robustas. Essa característica é útil na determinação de limiares ecológicos de comunidades em estudos aplicados (BUENO et al., 2012; FICETOLA; DENOEL, 2009; GUÉNETTE; VILLARD, 2004; TOMS; LESPERANCE, 2003). Os morcegos representam um grupo-chave por causa das relações ecológicas com diversos organismos e por desempenharem funções cruciais para o funcionamento do ecossistema, como fluxo gênico pela polinização e dispersão de sementes e controle da população de insetos (FLEMING; GEISELMAN; KRESS, 2009; GORCHOV et al., 1993; LAW; CHIDEL, 2002). Como indicadores de qualidade do habitat (FENTON et al., 1992; MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000; SCHULZE; SEAVY; WHITACRE, 2000), morcegos constituem um grupo adequado às necessidades de gestores ambientais, que geralmente procuram por métricas fáceis e com boa relação custo-benefício para avaliar a saúde dos ecossistemas e obter respostas razoáveis em curto prazo.

O uso de corredores ripários tem sido empregado como ferramenta de conservação *ad hoc* para manutenção de processos e funções naturais de riachos (LAURANCE; GASCON, 1997; MARCZAK et al., 2010). Entretanto, as prescrições do CFB para preservação de APP's em zonas ripárias são baseadas unicamente na vegetação ou em sua amplitude de influência no ambiente, que podem representar apenas uma pequena parte da biodiversidade da zona ripária (METZGER, 2010; NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993). Portanto, limiares ecológicos obtidos de estudos de comunidades em florestas primárias, combinados com descritores da paisagem apropriados à ecologia de espécies vegetais e animais devem constituir uma estratégia eficiente para prever a largura de habitats ripários necessária à preservação da biodiversidade.

As propostas de modificações de aspectos-chave do CFB devem influenciar gravemente a dinâmica do uso da terra nas florestas amazônicas. Regulamentações atualmente

em negociação, que propõem a substituição da referência do nível mais alto pelo nível mais baixo do riacho na definição de zonas ripárias em APP's (GARCIA, 2012; LEWINSOHN, 2010), devem representar a perda de cerca de 60% de vegetação protegida em todo o Brasil. Esse cenário é especialmente preocupante em áreas privadas, onde APP's ripárias representam somente cerca de 7% da área da propriedade (SILVA et al., 2011).

AGRADECIMENTOS

Nós somos gratos pelo suporte financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, através da concessão da bolsa de mestrado. Agradecemos ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) pela permissão e suporte no acesso à área de estudo, ao Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica (CENBAM) pelo apoio em recursos para o trabalho de campo e aos assistentes de campo pelo grande auxílio nas capturas dos morcegos. Os dados de coordenadas geográficas e de distância ao riacho mais próximo das parcelas de distribuição uniforme foram fornecidos pela pesquisadora Juliana Schietti e as coordenadas geográficas das parcelas ripárias foram fornecidas pelo pesquisador Rafael Jorge.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. Nova Iorque: Springer, 2013. p. 547
- AKAIKE, H. **Information theory and an extension of the maximum likelihood principle**. 1. ed. London: Springer-Verlag, 1992. p. 599–609
- ARLETTAZ, R.; JONES, G.; RACEY, P. A. Effect of acoustic clutter on prey detection by bats. **Nature**, v. 414, n. 6865, p. 742–5, 2001.
- AUGUST, P. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495–1507, 1983.
- BACCARO, F. B. et al. Changes in Ground-dwelling Ant Functional Diversity are Correlated with Water-Table Level in an Amazonian Terra Firme Forest. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 755–763, 2013.
- BACON, D. W.; WATTS, D. G. Estimating the transition between two intersecting straight lines. **Biometrika**, v. 58, p. 525–534, 1971.
- BARTÓN, K. Package “MuMIn.” **R package version 1.15.1**, 2015.

BOBROWIEC, P. E. D. et al. Phyllostomid Bat Assemblage Structure in Amazonian Flooded and Unflooded Forests. **Biotropica**, v. 46, n. 3, p. 312–321, 2014.

BOBROWIEC, P. E. D.; GRIBEL, R. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. **Animal Conservation**, v. 13, p. 204–216, 2010.

BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v. 27, n. 4, p. 325–349, 1957.

BUENO, A. S. S. et al. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian forest. **Ecological Applications**, v. 22, n. 2, p. 722–734, 2012.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. **Wildlife Research**, v. 28, p. 111–119, 2001.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31–34, 2010.

CHARLES-DOMINIQUE, P.; BROSSET, A.; JOUARD, S. **Atlas des chauves-souris de Guyane**. Paris: Muséum national d'Histoire naturelle, 2001. v. 49p. 172

COSTA, F. R. C.; ESPINELLI, F. P.; FIGUEIREDO, F. O. G. **Guia de marantáceas da Reserva Ducke e da Reserva Biológica do Uatumã**. Manaus: INPA, 2008. p. 154

COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. The Need for Large-Scale, Integrated Studies of Biodiversity - the Experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. **Natureza & Conservação**, v. 08, n. 01, p. 3–12, 2010.

DRUCKER, D. P.; COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 65–74, 2008.

ESTRADA-VILLEGAS, S.; MCGILL, B. J.; KALKO, E. K. V. Climate, habitat, and species interactions at different scales determine the structure of a Neotropical bat community. **Ecology**, v. 93, n. 5, p. 1183–1193, 2012.

FENTON, M. B. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. **Canadian Journal of Zoology**, v. 68, p. 411–422, 1990.

FENTON, M. B. et al. Phyllostomid Bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as Indicators of Habitat Disruption in the Neotropics. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 440–446, 1992.

FICETOLA, G. F.; DENOEL, M. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. **Ecography**, v. 32, p. 1075–1084, 2009.

FLEMING, T. H.; GEISELMAN, C.; KRESS, W. J. The evolution of bat pollination: A phylogenetic perspective. **Annals of Botany**, v. 104, p. 1017–1043, 2009.

- FLEMING, T.; HEITHAUS, E. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. **Biotropica**, v. 13, n. 2, p. 45–53, 1981.
- FRAGA, R. DE; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. **Herpetological Journal**, v. 21, p. 51–57, 2011.
- FUKUI, D. et al. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 1252–1258, 2006.
- GARCIA, Y. M. O Código Florestal Brasileiro e suas alterações no Congresso Nacional. **GeoAtos**, v. 1, n. 12, p. 54–74, 2012.
- GARDNER, A. L. **Mammals of South America, Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.
- GORCHOV, D. L. et al. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio**, v. 107-108, p. 339–349, 1993.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R.; STRAUSS, R. E. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. **Ecological Applications**, v. 15, n. 6, p. 2126–2136, 2005.
- GUÉNETTE, J.-S.; VILLARD, M.-A. Do Empirical Thresholds Truly Reflect Species Tolerance to Habitat Alteration? **Ecological Bulletins**, n. 51, p. 163–171, 2004.
- KALKO, E. K. V.; HANDLEY-JR, C. O.; HANDLEY, D. Organization, Diversity, and Long-Term Dynamics of a Neotropical Bat Community. In: CODY, M. L.; SMALLWOOD, J. A. (Eds.). **Long-Term Studies of Vertebrate Communities**. [s.l.] Academic Press, Inc., 1996. p. 503–553.
- LAM, T. Y. et al. Using Habitat Characteristics to Predict Faunal Diversity in Tropical Production Forests. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 50–57, 2014.
- LAURANCE, W. F.; GASCON, C. How to Creatively Fragment a Landscape. **Conservation Biology**, v. 11, n. 2, p. 577–579, 1997.
- LAW, B.; CHIDEL, M. Tracks and riparian zones facilitate the use of Australian regrowth forest by insectivorous bats. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 605–617, 2002.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439–449, 2008.
- LEWINSOHN, T. M. A ABECO e o Código Florestal Brasileiro. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 100–101, 2010.
- LIM, B. K.; ENGSTROM, M. D. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in Iwokrama Forest, Guyana, and the Guianan subregion: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 613–657, 2001.

- LOURENÇO, E. C. et al. Composition of bat assemblages (Mammalia: Chiroptera) in tropical riparian forests. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, n. 4, p. 361–369, 2014.
- MAGNUSSON, W. E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 21 – 26, 2005.
- MAGNUSSON, W. E. et al. **Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrado**. Manaus: Áttema Design Editorial, 2013. p. 356
- MARCIENTE, R.; BOBROWIEC, P. E. D.; MAGNUSSON, W. E. Ground-Vegetation Clutter Affects Phyllostomid Bat Assemblage Structure in Lowland Amazonian Forest. **Plos One**, v. 10, n. 6, p. 16, 2015.
- MARCZAK, L. B. et al. Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna ? An assessment using meta-analysis. **Ecological Applications**, v. 20, n. 1, p. 126–134, 2010.
- MARQUES, J. T.; PEREIRA, M. J. R.; PALMEIRIM, J. M. Availability of Food for Frugivorous Bats in Lowland Amazonia: The Influence of Flooding and of River Banks. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 183–194, 2012.
- MARQUES-FILHO, A. DE O. et al. Estudos Climatológicos da Reserva Florestal Ducke- Manaus, AM. IV-Precipitação. **Acta Amazonica**, v. 11, n. 4, p. 759–768, 1981.
- 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.
- METZGER, J. P. O Código Florestal Tem Base Científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92–99, 2010.
- MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; PASSOS, F. C. **Chave ilustrada para determinação dos morcegos da Região Sul do Brasil**. Curitiba: João M. D. Miranda, 2011. p. 51
- MUGGEO, V. M. R. Package “segmented.” **R package version 0.5-1.1**, 2015.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 209–212, 1993.
- OKSANEN, J. et al. Package “vegan.” **R package version 2.3-0**, 2015.
- OLIVEIRA, L. Q. DE. **Activity of an Amazonian aerial insectivorous bat depends more of food resources than vegetation structural complexity**. Manaus: [s.n.]. p. 39
- OLIVEIRA, M. L. DE et al. **Reserva Ducke: A biodiversidade amazônica através de uma grade**. Manaus: Áttema Design Editorial, 2008. p. 168

- PATTERSON, B. D.; WILLIG, M. R.; STEVENS, R. D. Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: **Bat Ecology**. Chicago: University of Chicago Press, 2003. p. 536–579.
- PECH-CANCHE, J. M. et al. Complementarity and efficiency of bat capture methods in a lowland tropical dry forest of Yucatán, Mexico. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 82, n. 3, p. 896–903, 2011.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrological Earth Systems Science Discussion**, v. 4, n. 11, p. pp. 439–473, 2007.
- RIBEIRO, J. W.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E. The Effect of Riparian Zones on Species Diversity of Frogs in Amazonian Forests. **Copeia**, n. 3, p. 375–381, 2012.
- RICHARDS, S. A. Testing ecological theory using the information-theoretic approach: Examples and cautionary results. **Ecology**, v. 86, n. 1, p. 2805–2814, 2005.
- SABO, J. L. et al. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. **Ecology**, v. 86, n. 1, p. 56–62, 2005.
- SCHIETTI, J. et al. Vertical distance from drainage drives floristic composition changes in an Amazonian rainforest. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 241–253, 2013.
- SCHULZE, M. D.; SEAVY, N. E.; WHITACRE, D. F. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in petén , Guatemala. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 174–184, 2000.
- SILVA, J. A. A. et al. **O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o Diálogo**. São Paulo, Brasil: SBPC, 2011. p. 124
- SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. The Mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical Lowland Rainforest Fauna-Part 1. Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 237, p. 219, 1998.
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M. Cracking Brazil’s Forest Code. **Science**, v. 344, p. 363–364, 2014.
- STEVENS, R. D.; WILLIG, M. R. Geographical ecology at the community level: Perspectives on the diversity of new world bats. **Ecology**, v. 83, n. 2, p. 545–560, 2002.
- TOMS, J. D.; LESPERANCE, M. L. Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 2034–2041, 2003.
- VAN SCHAIK, C. P.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The Phenology of Tropical Forests: Adaptive Significance and Consequences for Primary Consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 353–377, 1993.
- WILSON, D. E. Bat Faunas: A trophic Comparison. **Systematic Zoology**, v. 22, n. 1, p. 14–29, 1973.