
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)

PADRÕES DE MOVIMENTAÇÃO DE SABIÁS (*TURDUS SSP. TURDIDAE*) EM
PAISAGENS FRAGMENTADAS

NATÁLIA STEFANINI DA SILVEIRA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zooologia)

Janeiro - 2015

NATÁLIA STEFANINI DA SILVEIRA

Padrões de movimentação de sabiás (*Turdus ssp. Turdidae*) em paisagens fragmentadas

Orientador: Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira

Co-orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia)

**Rio Claro
2015**

598.2 Silveira, Natália Stefanini da
S587p Padrões de movimentação de sabiás (*Turdus ssp. Turdidae*)
em paisagens fragmentadas / Natália Stefanini da Silveira. -
Rio Claro, 2015
110 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira
Coorientador: Milton Cezar Ribeiro

1. Ave. 2. Ecologia de movimento. 3. Dispersão. 4.
Sementes. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Agradecimentos

Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, principalmente ao meu pai (Caio) e meu irmão (Fabio) pelo apoio desde o começo, pelos feriados em campos e por toda a ajuda.

Gostaria de agradecer também meu orientador Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo pela confiança, suporte e amizade e ao meu coorientador Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro por toda a ajuda na elaboração do projeto e nas análises e por me abraçar com todo o carinho em seu Laboratório.

Também gostaria de agradecer aos órgãos financiadores Cnpq e Capes, pelo suporte durante toda a pesquisa.

Agradeço ao meu amigo e co-autor Bernardo, por toda a ajuda, pela camaradagem, pelas horas de discussões sobre os meus dados, sem ele esse trabalho não seria o mesmo. Tem toda a minha gratidão e a minha amizade.

Agradeço as minhas grandes amigas Renata, Paula, Milene, Laura, Julia e Patrícia por todas as risadas, por todo o apoio, pela ajuda. Obrigada por deixaram meus dois anos muito mais leves e felizes. Amo vocês de todo coração.

Agradeço a toda à família Leec (Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação) por toda a força, ajuda nas horas difíceis, pelas risadas e principalmente pela amizade de todos.

Agradeço as tantas pessoas que me acompanharam em campo, me ajudaram nas coletas, se disponibilizaram a passar o fim de semana comigo em campo. Minha gratidão! Todos vocês tem participação nesse trabalho.

E finalmente agradeço a todos os amigos que direta e indiretamente me ajudaram durante esses anos em Rio Claro, sem todo apoio que tive tudo teria sido muito mais difícil! Obrigada às pessoas que tornaram meus dias mais leves e mais felizes!



“Where you invest your love,
you invest your life.”
(Mumford & Sons)

Resumo Geral

Os dois processos de maior ameaça à diversidade das espécies em áreas florestais são a fragmentação e a perda de habitats, pois geram grandes alterações no ecossistema, afetando as populações presentes e criando fragmentos cada vez menores que modificam a conectividade da paisagem influenciando na movimentação dos organismos. As espécies de aves frugívoras estão entre as maiores dispersoras de sementes em áreas fragmentadas devido aos seus padrões de movimentação. Dentre estas, os sabiás estão entre as espécies que mais dispersam sementes nestas áreas. Esse estudo teve como objetivo investigar o padrão de movimentação de sabiás (*Turdus* spp.) utilizando a metodologia de radio-telemetria em áreas rurais no município de Itatiba, estado de São Paulo. Foram abordadas questões relacionadas à frequência com que os sabiás se movimentam entre os fragmentos, quais as distâncias de deslocamento dos sabiás entre fragmentos e como as estruturas das paisagens influenciam no padrão de movimentação dos sabiás. Pretendeu-se assim inferir sobre o movimento das sementes em paisagens alteradas.

Palavras chave: Fragmentação, sabiás, movimento, dispersão, sementes.

Abstract

Large changes in ecosystems caused by fragmentation and habitat loss are the main threats to biodiversity in forested areas. They affect the populations that are already present and create even smaller fragments that change the landscape connectivity, which in turn influence the movement of the organisms. Frugivorous birds are among the main seed dispersers in fragmented areas due to their movement patterns. Thrushes are particularly important because they disperse many seed species. Using radio telemetry, this research investigated the movement patterns of thrushes (*Turdus* spp.) in rural areas of Itatiba, São Paulo. The aim was to infer about seed dispersal in altered landscapes focusing on the frequency with which thrushes move among fragments, the offset distances between those fragments, the landscape structures, and how those structures influence thrushes' movement pattern.

Keywords: Fragmentation, thrushes, movement, dispersion, seeds.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1.

- FIGURA 1** – Localização da área de estudo na região sudeste do Brasil, na qual avaliamos a movimentação de espécies de *Turdus* spp. A área em verde representa os remanescentes florestais..... 22
- FIGURA 2** – Sítios de coleta na área de estudos localizada no município de Itatiba, estado de São Paulo..... 23
- FIGURA 3** – *Turdus rufiventris* marcado com um radiotransmissor..... 24
- FIGURA 4** – Classificação da área de estudo baseada em imagens de 2004 fornecidas pelo Google Earth e observação de campo..... 30
- FIGURA 5** – Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 1203, 12212, 1361 e 1421, os quais são da espécie *Turdus leucomelas*..... 33
- FIGURA 6** – Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 1351 e 1461, os quais são da espécie *Turdus rufiventris*..... 34
- FIGURA 7** – Área acumulada (ha) em função do número de amostras do indivíduo 1512(*Turdus rufiventris*).....34
- FIGURA 8** – Curva de rarefação do número de dias de coleta em função do número de pontos coletados (localização) para todos os indivíduos, em uma área rural, no município de Itatiba, São

Paulo. As letras indicam cada individuo separadamente e as informações mais detalhadas de cada indivíduo se encontram nas tabelas 1 e 2. As linhas vermelhas correspondem à relação entre o número de pontos amostrados e os dias de coleta e as linhas azuis ao intervalo de confiança (desvio padrão)..... 35

FIGURA 9 – Sítio de coleta 1. Distribuição dos pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) do indivíduo G (representada pela linha vermelha) e do indivíduo C (representada pela linha azul). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos dois indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2..... 36

FIGURA 10 – Sítio de coleta 2. Distribuição dos pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) dos indivíduos F (representado pela linha laranja), H (representado pela linha verde) e I (representado pela linha azul clara). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos três indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2..... 37

FIGURA 11 – Sítio de coleta 3. Distribuição de pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) dos indivíduos B (representado pela linha verde), D (representado pela linha azul clara), E (representado pela linha amarela) e indivíduo J (representado pela linha vermelha). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos quatro indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2..... 38

FIGURA 12 – Raster com os valores das distâncias referentes à classificação geral dos habitats em Floresta e não Florestas. Os pontos no mapa são as localizações coletadas com a radiotelemetria..... 40

FIGURA 13 – Curvas de distribuição da frequência em função da distância dos pontos coletados em relação à vegetação (em azul) e de pontos aleatórios (em vermelho) na área de estudo, zona rural da cidade de Itatiba/SP. Os valores negativos do gráfico referem-se aos pontos mais próximos das áreas de vegetação, quanto maior o número negativo mais dentro da vegetação e quanto maior o número positivo mais distante da vegetação..... 41

Capítulo 2

FIGURA 1 – Sítios onde foram monitorados movimentos de *T. rufiventris* e *T. leucomelas* em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil..... 59

FIGURA 2 – Violin plot para velocidades médias de *T. leucomelas* e *T. rufiventris* em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, Brasil, considerando cada sitio estudado, e os dois principais tipos de ambientes (Áreas florestais e áreas não florestais). Os pequenos segmentos horizontais mostram cada observação de velocidade média nos deslocamentos; os segmentos mais longos representam o valor esperado da velocidade segundo o ajuste exponencial do modelo M6, o qual considera os parâmetros sendo influenciados pelas variáveis da paisagem (classes binárias). Nota-se que velocidades mais elevadas ocorrem nas matas e nos sítios 2 (próximo a áreas urbanas) e 3 (área aberta cercada de pasto e pequenos fragmentos florestais)..... 66

FIGURA 3 – Gráfico circular representando os ângulos de virada mais observados. Os pontos de cor preta em volta do círculo representam os pontos de coleta e seus ângulos relativos. Nota-se uma maior distribuição para os ângulos com $+180^\circ$ ou -180° (π ou $-\pi$ radianos), o que demonstra viradas mais bruscas..... 68

FIGURA 4 – Distribuição dos ângulos de virada. Nota-se uma maior distribuição para os ângulos com $+180^\circ$ ou -180° (π ou $-\pi$ radianos), o que demonstra viradas mais bruscas. A linha vermelha representa a distribuição dos pontos de virada..... 69

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

TABELA 1 – Indivíduos de *Turdus leucomelas* e *Turdus rufiventris* seguidos por radiotelemetria no período de Junho de 2013 a Junho de 2014, na zona rural do município de Itatiba, São Paulo..... 29

TABELA 2 – Estimativas de área de vida de 10 indivíduos do gênero *Turdus sp.* (*T.leucomelas* e *T. rufiventris*) de Junho de 2013 a Junho de 2014, na zona rural de Itatiba, interior do estado de São Paulo. A metodologia empregada foi a de radiotelemetria e as datas representam o primeiro e o ultimo dia de marcação de cada individuo..... 32

TABELA 3 – Uso do habitat por *T. leucomelas* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. Os valores observados correspondem ao número total de rádio-localizações coletadas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo..... 42

TABELA 4 – Intervalo de Confiança de Bailey para seleção de habitat de *T. leucomelas* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. *Pi*: proporção real de uso de cada tipo de habitat; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado..... 42

TABELA 5 – Uso do habitat por *T. rufiventris* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. Os valores observados correspondem ao número total de rádio-localizações coletadas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo..... 43

TABELA 6 – Intervalo de Confiança de Bailey para seleção de habitat de *T. rufiventris* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. *P_i*: proporção real de uso de cada tipo de habitat; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado..... 43

Capítulo 2

TABELA 1 - Modelos concorrentes de distribuição em ordem de melhor ajuste utilizando a variável velocidade média para as trajetórias das espécies *T. leucomelas* e *T. rufiventris*, em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para comparar modelos concorrentes. Também foi considerado que as diferenças dos valores de AICc menores que dois ($\Delta AICc \leq 2,1$) foram igualmente plausíveis para explicar os padrões observados.....63

TABELA 2 - Lista com os modelos concorrentes de distribuição em ordem de melhor ajuste utilizando a variável ângulos de virada para as trajetórias das espécies *T. leucomelas* e *T. rufiventris*, em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil.. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para comparar modelos concorrentes. Também foi considerado que as diferenças dos valores de AICc menores que dois ($\Delta AICc \leq 2,1$) foram igualmente plausíveis para explicar os padrões observado..... 67

Sumário

	Páginas
INTRODUÇÃO GERAL.....	12
CAPITULO 1 - Área de vida, uso e seleção de habitat por sabiás (<i>Turdus spp.</i> <i>Turdidae</i>) em paisagens fragmentadas.....	17
Resumo.....	18
Abstract.....	19
1. Introdução.....	20
2. Material e métodos.....	21
2.1 Área de estudo.....	21
2.2 Capturar e marcação eletrônica.....	22
2.3 Telemetria.....	24
2.4 Análise de dados.....	25
3.Resultados.....	28
4.Discussão.....	44
5.Conclusão.....	48
6. ReferênciasBibliográficas.....	48
CAPITULO 2 - Padrões de movimentação de duas espécies de sabiás (<i>Turdus ssp.</i> , <i>Turdidae</i>) em áreas fragmentadas.....	53
Resumo.....	54
Abstract.....	55
1. Introdução.....	56
2. Material e métodos.....	58
2.1 Área de estudo.....	58
2.2 Telemetria.....	58

2.3 Análise de dados.....	60
3. Resultados.....	63
4. Discussão.....	69
5. Conclusão.....	71
6. Referências Bibliográficas.....	72
CONCLUSÃO GERAL.....	75
ANEXOS.....	77

Introdução geral

A fragmentação e a perda de habitats são os dois fatores de maior ameaça à biodiversidade (RANTA et al., 1998; FAHRIG, 2003; EWERS, DIDHAM, 2006). A combinação entre perda e fragmentação de habitat provoca grandes alterações nos ecossistemas florestais, como a redução da área de floresta, que aumenta o grau de isolamento dos fragmentos florestais remanescentes e leva à diminuição da conectividade da paisagem para organismos florestais (FAHRIG, 2003; EWERS, DIDHAM, 2006). Além disso, ocorre a criação de bordas que ficam em contato com ambientes alterados e mudanças nas condições abióticas, como redução da umidade relativa (BRUNA et al., 2002; KUPFER et al., 2006).

Entre as interações planta-animal afetadas pela perda e fragmentação de habitats está a dispersão de sementes, muito importante para a dinâmica florestal, pois os movimentos dos dispersores levam à distribuição das sementes pelo ambiente determinando assim o recrutamento e distribuição espacial das populações de plantas (JANSEN, 1970; WESTCOTT, GRAHAM, 2000), a colonização de novas áreas (WILLSON, CROME, 1989; WESTCOTT, GRAHAM, 2000) e o fluxo gênico via sementes (HOWE, 1989; HAMIRICK et al., 1993; LOISELLE et al., 1995). Todos estes processos ecológicos são influenciados pelo tamanho dos fragmentos e a conectividade das paisagens que afetam o movimento dos dispersores entre os fragmentos (TAYLOR et al., 1993; ÅBERG et al., 1995; RENJIFO, 2001; BAUM et al., 2004).

Em paisagens fragmentadas, os movimentos dos dispersores de sementes e polinizadores são essenciais para promover o fluxo gênico entre populações de plantas isoladas nos fragmentos. Sem tais movimentos, estas populações estariam ameaçadas de extinção devido a fatores estocásticos de natureza demográfica e genética (TRAKHTENBROT et al., 2005). Os movimentos de sementes entre populações de plantas isoladas são realizados por dispersão de longa distância ou DLD, que pode ser definida como a dispersão que acontece além da distância que separa as populações (TRAKHTENBROT et al., 2005). DLD ajuda a conectar biologicamente áreas que não estão mais fisicamente ligadas em paisagens fragmentadas. Espera-se que a importância de DLD para as populações de plantas seja cada vez maior, pois as distâncias que separam os fragmentos tendem a

aumentar com a contínua perda de ambientes naturais (RIBEIRO et al., 2009). O número de dispersores de sementes capazes de promover DLD é reduzido em paisagens fragmentadas, pois animais frugívoros de grande porte, que possuem grandes áreas de vida e podem dispersar as sementes a grandes distâncias são frequentemente escassos nestas paisagens (SILVA, TABARELLI, 2000). Portanto, identificar os dispersores capazes de promover DLD para as plantas e seus padrões de movimentação é importante para prever a dinâmica das populações de plantas em paisagens fragmentadas, inclusive a capacidade de migração destas populações em resposta às mudanças climáticas globais (CORLETT, 2009).

Sabiás do gênero *Turdus* (Turdidae) estão entre as aves mais comumente encontradas em ambientes alterados em todo o mundo, inclusive em áreas urbanas (PIZO, 2007; GASPERIN, PIZO, 2009). São onívoras e frequentemente se alimentam de frutos e também invertebrados (DEL HOYO et al., 2005; SNOW, SNOW, 1988). Os sabiás normalmente comem uma grande variedade de frutos e engolem sementes inteiras para, posteriormente, regurgitá-las ou defecá-las intactas, contribuindo assim para a dispersão das sementes (FOSTER, 1987).

A família Turdidae (Aves: Passeriformes) possui aproximadamente 300 espécies distribuídas ao redor mundo, ocorrendo nas Américas, África e Eurásia (CLEMENT, 2000). No Brasil são registradas 18 espécies de turdídeos e são relativamente abundantes (CBRO, 2014).

Nesse estudo observamos duas espécies de sabias do gênero *Turdus* ssp, *Turdus leucomelas* (VIEILLOT, 1818) e *Turdus rufiventris* (VIEILLOT, 1818). Ambas as espécies possuem distribuição e características morfológicas e comportamentais muito semelhantes (SICK, 1997; CLEMENT, 2000; COLLAR, 2005) e ampla distribuição no Brasil (COLLAR, 2005). Possuem tamanhos corporais relativamente grandes em comparação com as demais espécies sintópicas e congênicas (SICK, 1997). *Turdus leucomelas* é espécie semiflorestal com aproximadamente 22 cm de comprimento e vasta distribuição geográfica. A coloração geral é marrom, com bico cinza escuro. É possível observá-los em locais de matas ciliares e também cruzando áreas abertas em voos diretos com altitude média (SICK, 1997; SIGRIST, 2006). *Turdus rufiventris* é um pouco maior que *T. leucomelas* com aproximadamente 25 cm de comprimento, plumagem ferrugínea alaranjada na região ventral e ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde o nordeste do Brasil até o sul da Bolívia e nordeste da Argentina (SICK, 1997; SIGRIST, 2006).

Dados sobre alguns aspectos ecológicos importantes para a dispersão das sementes como a área de vida e padrões de deslocamento destas espécies de sabiás são escassos.

Objetivos gerais:

Aqui será estudado o padrão de movimentação de sabiás do gênero *Turdus* em áreas fragmentadas para responder às seguintes questões: (1) quais as áreas de uso dos sabiás, (2) com que frequência os sabiás se movimentam entre os fragmentos, (3) quais as distâncias de deslocamento dos sabiás entre fragmentos e (4) como as estruturas das paisagens influenciam no padrão de movimentação e na seleção e uso do habitat pelos sabiás.

Referências bibliográficas

- ÅBERG, J. et al. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasai*) in isolated habitat fragments. *Oecologia*, v.103, p.265–269, 1995.
- BAUM, K.A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, v.85, p.2672–2675, 2004.
- BRUNA, E. M. et al. Experimental assessment of *Heliconia acuminata* growth in a fragmented Amazonian landscape. *Journal of Ecology*, v.90, p.639-649, 2002.
- CLEMENT, P. *Thrushes*. Princeton University Press, Princeton. 2000.
- COLLAR, N.J.. Family Turdidae (Thrushes). In: J. Del Hoyo, A. Elliot & D.A. Christie (eds), *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 10. Lynx Edicions, Barcelona. 2005.
- CORLETT, R.T. Seed dispersal distances and plant migration potential in tropical East Asia. *Biotropica*, v.41, p.592-598, 2009.

- DEL HOYO, J., ELLIOT, A., CHRISTIE, D.A. *Handbook of the birds of the world: Cuckoo-shrikes to thrushes*. Barcelona, Spain: Lynx Edicions, 2005. v. 10.
- EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review*, v.81, p.117-142, 2006.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v.34, p.487-515, 2003.
- FOSTER, M.S. Feeding methods and efficiencies of selected frugivorous birds. *Condor*, v.89, p.566–580, 1987.
- GASPERIN, G.; PIZO, M.A. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp., Turdidae) in a suburban area in south Brazil. *Urban Ecosystems*, v.12, p.425–436, 2009.
- HOWE, H.F. Scatter-dispersal and clump-dispersal and seedling demography hypothesis and implications. *Oecologia*, v.79, p.417-426, 1989.
- HAMRICK, J.L., MURAWSKI, D.A., NASON, J.D. The importance of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of tropical tree populations. *Vegetation*, v.107-108, p.281-297, 1993.
- JANSEN, D.H. *Herbivores and the number of tree species in tropical forests*. *Am Nat*, v.104, p.501-528. 1970.
- KUPFER, J.A., MALANSON, G.P., FRANKLIN, S.B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on the forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, v.15, p.8-20, 2006.
- LOISELLE, B.A.; SORK, V.L.; GRAHAM, C. Comparison of genetic variation in bird-dispersed shrubs of a tropical wet forest. *Biotropica*, v.27, p.487-494, 1995.
- PIZO, M.A. The relative contribution of fruits and arthropods to the diet of three trogon species (Aves, Trogonidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Revista Brasileira de Zoologia, São Leopoldo*, v.24, p.515–517, 2007.
- RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, v.7, p.385-403, 1998.
- RIBEIRO, C. M. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p.1141-1153, 2009.
- RENJIFO, L.M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecol Appl*, v.11, p.14–31, 2001.

- SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 pp. 1997.
- SIGRIST, T. *Aves do Brasil. Uma visão artística*. Fوسفertil, São Paulo. 2006.
- SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, v.404, p.72-74, 2000.
- SNOW B.; SNOW D. *Birds and berries*. Carlton, UK: T. & A. D. Poyser, 1988.
- TAYLOR, P.D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v.69, p.571–573, 1993.
- TRAKHTENBROT, A. et al. The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distribution*, v.11,p.173-181, 2005.
- WILLSON, M.F.; CROME, F.H.J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. *J Trop Bio*, v.15, p.301-308, 1989.
- WESTCOTT, D.A.; GRAHAM, D.L. Pattern of movement and seed dispersal of a tropical frugivore. *Oecologia*, v.122, p.249-257, 2000

Capítulo 1

Área de vida, uso e seleção de habitat por sabiás (*Turdus spp.*, *Turdidae*) em paisagens fragmentadas

Resumo

O tamanho da área de vida de um animal pode ter uma forte influência sobre a densidade populacional, além de ser um aspecto crucial que determina a conectividade da população e influencia a dinâmica populacional. Padrões de seleção e uso do habitat estão relacionados com o comportamento dos indivíduos, considerando que essa escolha terá influência tanto na sua sobrevivência como na sua reprodução. Nesse trabalho avaliamos a área de vida e o uso e seleção do habitat de duas espécies de sabiás (*Turdus* sp.) em uma área fragmentada no município de Itatiba, interior do Estado de São Paulo, Brasil. Para captura dos indivíduos foram utilizadas redes de neblina no período de Julho de 2013 a Julho de 2014. Os radiotransmissores foram acoplados nos indivíduos através de “mochilas” e ao todo foram capturados e marcados 14 indivíduos, sete *Turdus rufiventris* e sete *Turdus leucomelas*. Para análise de área de vida foram utilizados os métodos de Mínimo Polígono Convexo (95%) e Kernel (UD) 95% e 50%. Dos 14 indivíduos capturados foi possível obter dados de 10 sabiás e no total foram registrados 336 pontos por triangulação otimizada. Em média o valor de MCP foi de $13,25 \pm 11,7$ ha. Para o método de Kernel (UD) a média foi de $17,7 \pm 7,3$ ha para 95% e de $3,2 \pm 0,82$ ha para 50%.

O teste G indicou que não houve de seleção de habitat durante a movimentação dos indivíduos coletados, porém quando foi empregado o Intervalo de Confiança de Bailey observou-se que ambas as espécies selecionaram áreas de Mata Estacional Semidecidual (13,6% da área total) e áreas urbanizadas (11,95% da área total), ainda que a disponibilidade de pastagem (51% da área total) tenha sido maior que ambas as classes de habitat na região. Estudos como esse, que consideram aves generalistas, ajudam a compreender e delimitar estratégias para processos ecológicos como a perda de habitat e fragmentação, além de contribuir para o estudo de dispersão de sementes tanto em áreas naturais como em áreas urbanas.

Abstract

The size of an animal's home range can have a strong influence on the population density and is crucial to the connectivity of the population and population dynamics. Habitat selection and habitat use patterns are related to individual behavior, which influences their survival and reproduction success. Here we analyzed the home range and habitat use and selection by two species of thrushes (*Turdus* sp.) in a fragmented area in the municipality of Itatiba, São Paulo State, Brazil. We used mist nets to capture individuals from July/2013 to July/2014. Radio transmitters were coupled in individuals through "backpacks". A total of 14 thrushes, seven *Turdus rufiventris* and seven *Turdus leucomelas* were captured. For home range analysis, we used the Minimum Convex Polygon (95%) and Kernel (UD) 95% and 50%. We successfully collected data of 10 out of the 14 individuals captured. In total we recorded 336 points through equitable triangulation. On average MCP value was 13.25 ± 0.82 ha. For the Kernel method (UD) average value was 17.7 ± 7.3 ha to 95% and 3.2 ± 0.82 ha to 50%. The G test did not indicate any kind of habitat selection in the movement of individuals collected, but the Bailey confidence interval indicated that both species selected areas of Semideciduous forest (13.6%) and urban areas (11.95%), even though the availability of pasture (51%) was greater than both habitat types in the region. Studies which consider generalist birds help define strategies for ecological processes such as habitat fragmentation and losses, and contribute to the study of seed dispersal in both natural and urban areas.

1. Introdução

O conceito de área de vida possui muitas definições, as quais sofreram alterações ao longo dos anos desde Burt (1943), White e Garrot (1990) até Millspaugh e Marzuluff (2001). Uma das mais antigas e mais bem aceitas é de que a área de vida de um animal pode ser definida como sendo a área utilizada por ele durante suas atividades normais, como forrageio em busca de alimento e reprodução, tanto na busca de parceiros como no cuidado com a prole (BURT, 1943). Para grande parte desses autores, como White e Garrot (1990) e Millspaugh e Marzuluff (2001), a área de vida de um indivíduo é a área utilizada por ele durante grande parte de suas atividades, e não a área utilizada em toda a sua vida.

A área de vida individual e os tamanhos dos territórios são importantes para estudos em ecologia de populações, pois podem exercer forte influência sobre a densidade populacional (HANSBAUER et al., 2008; CARPENTER, 1987). Além disso, os movimentos de dispersão de um indivíduo podem ser cruciais para a conectividade da população, fluxo gênico e dinâmica populacional (DANIELS, WALTERS, 2000; WALTERS, 2000).

A seleção de habitat consiste em uma resposta comportamental dos indivíduos em relação ao uso e disponibilidade do habitat e resulta na análise do ambiente disponível em função do uso deste mesmo pelo animal, considerando que esta seleção terá influência tanto na sua sobrevivência como na sua reprodução (HUTTO, 1998; BLOCK, BRENNAM, 1993). No caso dos dispersores de sementes, o estudo sobre a seleção e o uso do habitat disponível pode ser importante para responder questões ambientais, tanto em relação à conservação das espécies como em relação à dispersão das sementes por essas espécies.

Atualmente grandes partes das áreas florestais, principalmente as florestas tropicais, estão sendo rapidamente convertidas em áreas antropizadas e dando espaço para pastagens agrícolas e outros usos do solo (COHEN, LINDELL, 2005; SKOLE et al., 1994; WHITMORE, 1997; DEFRIES et al., 2002).

Estudos de uso de habitat com espécies de aves tropicais que podem utilizar mais de um tipo de habitat podem auxiliar no delineamento de estratégias para conservação tanto de espécies mais florestais como para espécies que podem contar com paisagens mais heterogêneas (VEGA RIVERA ET AL. 1998).

Sabiás do gênero *Turdus* (Turdidae) estão entre as aves mais comumente encontradas em ambientes alterados em todo o mundo, inclusive em áreas urbanas (PIZO, 2007; GASPERIN, PIZO, 2009). Entre os sabiás encontramos, espécies que utilizam vários tipos de habitat e apresentam tanto espécies susceptíveis a modificações ecológicas como espécies resistentes (VOGEL, 2012). Contudo, poucos são os estudos direcionados a essas espécies para, por exemplo, responder sobre como utilizam os diversos habitat disponíveis.

Nesse primeiro capítulo utilizamos dados sobre a movimentação de sabiás para responder às seguintes questões: 1) quais as áreas de vida dos sabiás e (2) como a estrutura da paisagem influencia na seleção e uso do habitat pelos sabiás. Também foi testada a hipótese nula de que a movimentação dos indivíduos e a seleção do habitat estão relacionadas com a quantidade de habitat disponível. Levando em conta sua característica generalista em relação ao uso de habitat, esperava-se que os sabiás se comportassem de forma não seletiva em relação ao ambiente florestal.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma área localizada no interior do estado de São Paulo, região sudeste do Brasil (figura 1). A área inclui o Sítio Moinho Velho (22° 57'S, 46° 44'W) e propriedades adjacentes no município de Itatiba, em uma área com cerca de 80 ha. A região era originalmente coberta por Mata Atlântica semidecidual (*sensu* MORELLATO, HADDAD, 2000), que foi fragmentada durante décadas para dar lugar a pastagens e campos agrícolas. Nessa área podemos encontrar dois habitats distintos: fragmentos florestais (<1-20 ha; alguns totalmente isolados e outros conectados entre si) em estágios sucessionais diferentes e cercas vivas naturais, formadas por fileiras de árvores nativas localizadas nas diversas propriedades. O clima da região é o tropical de altitude, com temperaturas oscilando entre 18°C e 25°C; a média anual é de 20,6°C e o relevo é montanhoso, formado principalmente pela Serra da Jurema, com solo massapé em sua maioria.

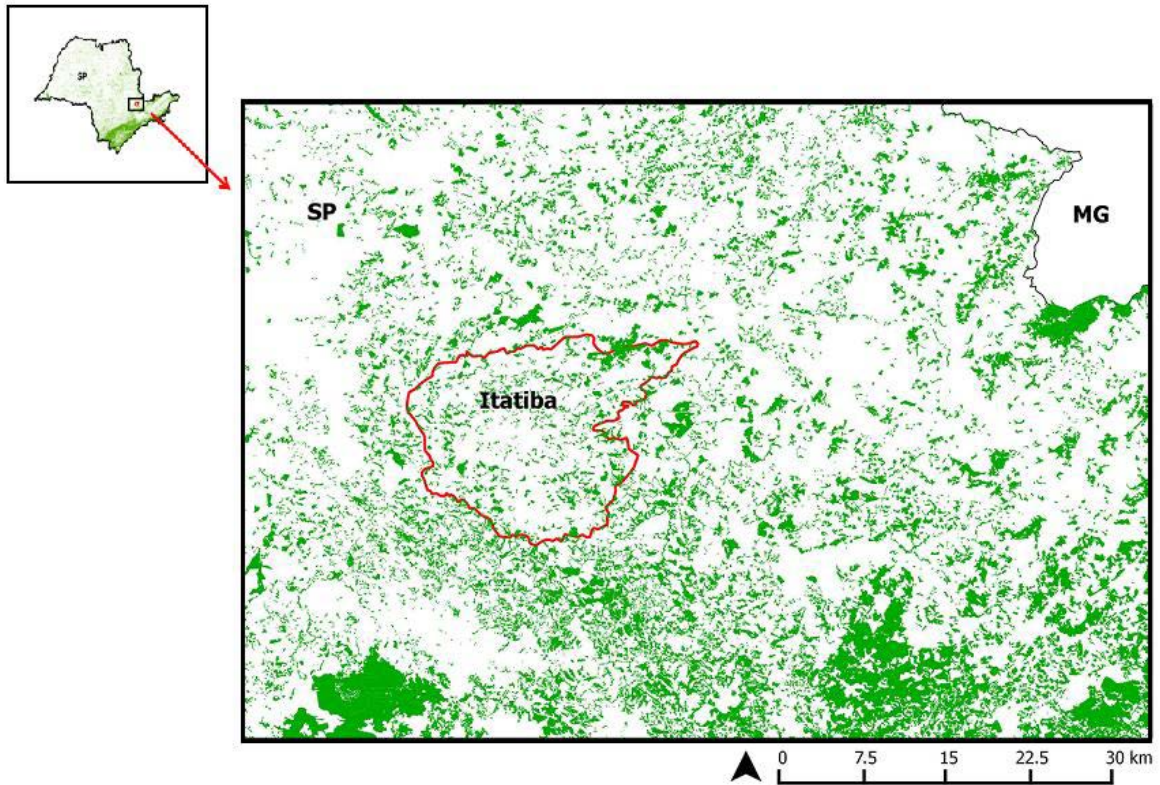


Figura 1: Localização da área de estudo na região sudeste do Brasil, na qual avaliamos a movimentação de espécies de *Turdus* spp. A área em verde representa os remanescentes florestais.

2.2. Captura e marcação eletrônica

As coletas foram realizadas entre os meses de Junho/2013 a Junho/2014 focando nas espécies *Turdus rufiventris* e *Turdus leucomelas*. Foram selecionados três sítios de coleta dentro da área de estudo com distância de mais de 1 km entre eles, e os limites de cada sítio foram de quase 1 km de diâmetro cada (figura 2). O primeiro está localizado em uma região mais aberta, com presença quase exclusivamente de pastagens, alguns fragmentos pequenos e cercas vivas intercalando esses fragmentos. O segundo sítio localiza-se próxima a regiões mais urbanizadas, enquanto o terceiro sítio contém um grande fragmento florestal semidecidual secundária (223 ha). Os indivíduos foram capturados nos fragmentos de cada sítio de coleta, com redes de neblina (Nylon multifilament nets). Foram utilizadas três redes de neblina com 3x12 m com malha de 20 mm, as quais foram montadas nos três sítios de coleta dentro da área de estudo, na região da borda dos fragmentos selecionados, e abertas no período da manhã e da tarde, ao todo

foram registradas 302 horas/rede (figura 2). As coletas foram realizadas separadamente (um sítio por vez) e em ordem, do primeiro ao terceiro sítio.

Apenas os sabiás das duas espécies selecionadas foram marcados e pesados, os demais indivíduos que ficavam presos nas redes de neblina foram soltos logo após a retirada da rede.

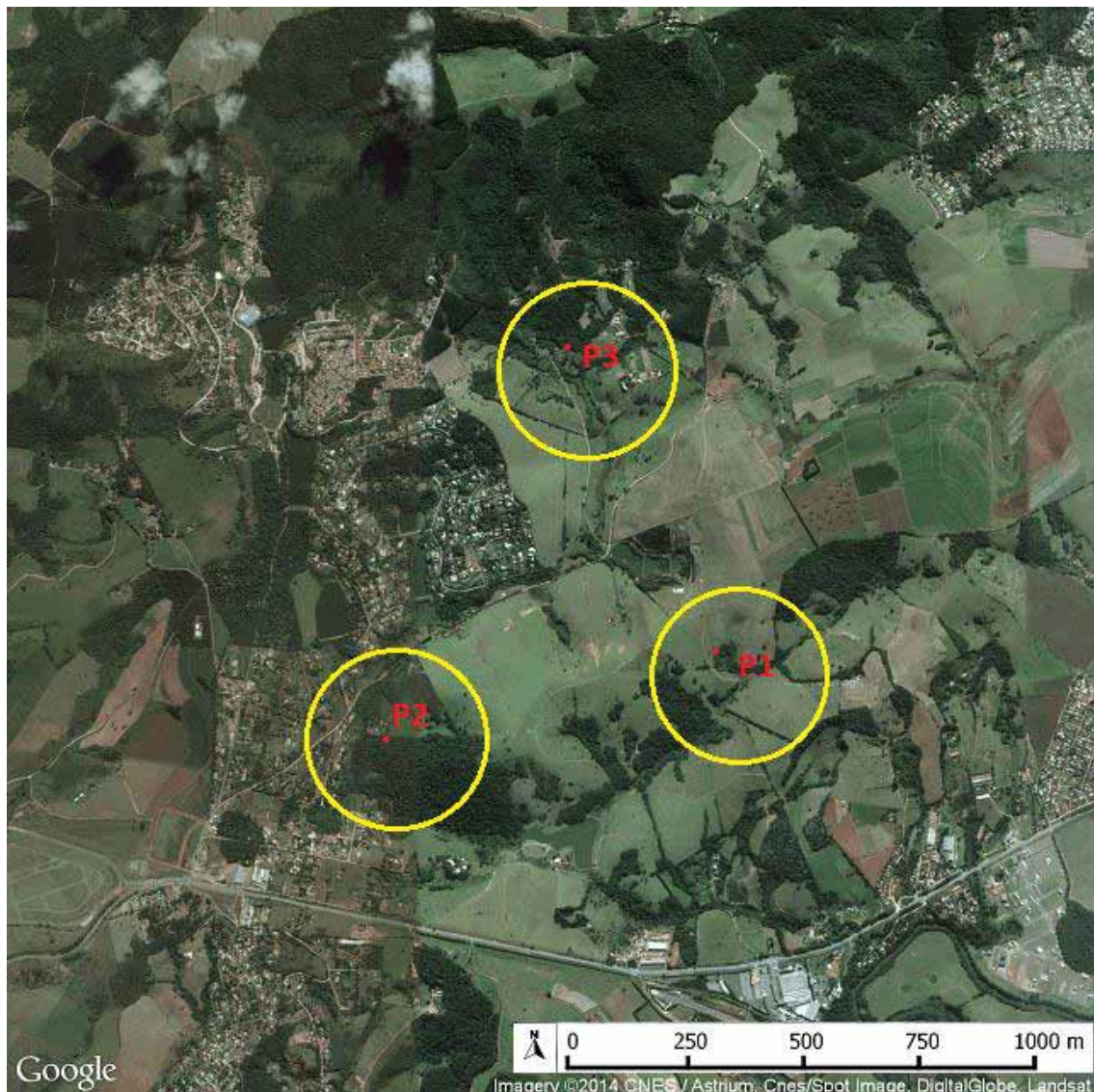


Figura 2: Sítios de coleta na área de estudo localizada no município de Itatiba, estado de São Paulo. Aos indivíduos capturados foram acoplados radiotransmissores (modelo A1080 fornecido pela empresa ATS Advanced Telemetry Systems - www.atstrack.com) pesando 1,9 g, não ultrapassando 5% do peso corpóreo do animal (WILSON, MCMAHON, 2006) e fixados nas aves como “mochila” (figura 3). Foram coletadas amostras de sangue para sexagem dos indivíduos capturados. O sangue foi

coletado através de um pequeno corte na unha do animal, foi retirada apenas uma gota de sangue e as análises de sexagem foram realizadas pelo Laboratório UNIGEN- Tecnologia do DNA, situado na cidade de São Paulo.

O trabalho de campo foi autorizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (SISBIO nº 11093-2). Também contei com a aprovação da Comissão de Ética no Uso de Animal – CEUA - do Instituto de Biociências da UNESP – Campus de Rio Claro (nº 53/2009) e autorizações de acesso às propriedades particulares onde foram coletados os dados



Figura 3. *Turdus rufiventris* marcado com um radiotransmissor. Foto de Milene Alves-Eigenheer.

2.3 Telemetria

Após a fixação do transmissor em cada indivíduo, ocorreu a emissão de uma frequência específica recebida pelo receptor que permitiu o acompanhamento direto do deslocamento do indivíduo no campo pelo observador. Nesse trabalho foram utilizados duas antenas e dois receptores (modelo Advanced Telemetry Systems) para biangular e triangular os pontos geográficos que foram registrados com ajuda

de dois *gps* de alta recepção Garmin 60CSx (para o uso em ambientes fechados) e duas bússolas. Após correção da declinação magnética no programa GeoMag (Versão 3.0) dos azimutes obtidos com bússola em campo, os dados brutos obtidos foram analisados por radiotelemetria no software LOAS 4.0, o qual informou quais as localizações trianguladas. Todas as localizações foram coletadas no sistema UTM, WGS 84, zona 23S.

A maioria das localizações coletadas foi estimada a partir de biangulações e por observações diretas. As observações diretas foram baseadas nas localizações observadas a partir de contato visual com os indivíduos marcados (WHITE, GARROT, 1990).

As melhores biangulações foram estimadas pelo software Loas 4.0, o qual realiza o cálculo automaticamente quando há no mínimo dois azimutes disponíveis e viáveis. O método de Melhor Biangulação calcula todos os ângulos intra-azimutes e seleciona os azimutes cujo ângulo é mais próximo de 90°; que é aqui definido como o "melhor" ângulo.

A questão de quantos azimutes utilizar para localizar um sinal é um assunto discutível. Geralmente a decisão deve ser baseada na compreensão íntima das limitações inerentes ao equipamento de telemetria e o local de estudo (WHITE, GARROT, 1990). No caso desse trabalho, avaliamos o local de coletada, que tem um relevo muito acidentado tornando o trânsito entre os fragmentos difíceis, além dos transmissores serem pequenos, o que diminuiu a distância de alcance do sinal. Além disso, também contávamos apenas com duas antenas e dois receptores de sinal, o que também dificultava a marcação de mais de dois azimutes por vez, pois as aves se movimentavam muito rapidamente.

2.4. Análise dos dados

Classificação da Área. - A seleção e classificação da área de estudo foram realizadas no software Quantum Gis 1.8 utilizando como base imagens de satélite fornecidas pelo Google Earth. A princípio utilizou-se uma escala mais ampla (1:50.000) para selecionar os locais de coleta. O passo seguinte foi refinar a classificação da área em uma escala mais fina (1:8.000), baseando-se nas imagens

de satélite fornecidas pelo Google Earth e pela validação em campo. O refinamento da classificação dos mapas e as análises espaciais foram realizados utilizando o software Arcgis 10.1.

Área de vida. - As estimativas de áreas de vida dos sabiás foram realizadas com o uso dos métodos do Mínimo Polígono Convexo (MPC) e Kernel. O primeiro deriva dos pontos mais periféricos das localizações das coordenadas geográficas, enquanto o segundo descreve padrões de intensidade de uso do espaço através de modelos baseados na distribuição das coordenadas geográficas (JACOB, RUDRAN, 2003). Os contornos de 100 % e 95 % da distribuição dos pontos de utilização dos sabiás foram empregados em MPC e Kernel (UD), respectivamente.

Foram empregados os dois métodos de estimativa de área de vida para efeito de comparação, pois apesar de estudos demonstrarem uma maior eficiência no uso do método de Kernel (UD) para cálculos de área de vida (WORTON, 1989; 1995; SEAMAN ET AL., 1999; MILLSPAUGH, MARZLUFF, 2001), o MCP é mais comumente utilizado em estudos de populações simples (PREATANI et al., 2005), além de ser o mais antigo método de estimativa de área de vida, o que permite a comparação com resultados já publicados (SEAMAN et al, 1999).

Para verificar se o número de amostras foi suficiente para determinar a área de vida, foi calculada a curva de acumulação a partir dos valores obtidos pelo MCP 95% para cada indivíduo (ODUM, KUENZLER, 1995; LEARY et al., 1998). Primeiramente foi calculada a área de vida dos primeiros cinco pontos coletados utilizando o MCP 95%, em seguida foram adicionados mais cinco pontos (levando em consideração a ordem cronológica dos pontos) e calculado novamente a área de vida, e assim sucessivamente. A adição de cinco pontos foi repetida até que todos os pontos fossem incluídos. O ponto da curva de acumulação onde a adição de novos dados representou menos que 1% de aumento da área vida foi considerado como o ponto de estabilização da curva (LEARY ET AL., 1998).

Também foi realizado um teste t de Student a fim de testar se a média das áreas de vida das duas espécies estudadas possuem diferenças significativas quando utilizada os métodos de Kernel 95% e MCP 95%.

Para estimar as áreas de vida dos sabiás foi utilizado o pacote Adhabitat HR do software R 3.0. O parâmetro utilizado para as análises de Kernel (UD) foi o LSCV (Least Square Cross Validation). O Adhabitat HR possui ferramentas que lidam com

análises de área de vida, as quais foram inicialmente disponíveis pelo pacote Adhabitat (CALENGE, 2006). Os mapas foram gerados utilizando o software Arcgis 9.0.

Seleção de habitat. - A princípio foi realizada uma análise prévia da distribuição dos pontos amostrados a partir da rasterização da área de estudo devidamente classificada. O processo de rasterização consiste em transformar uma imagem, no caso uma imagem vetorizada, em uma imagem com pixels, também conhecida como raster.

Foi gerada uma imagem de raster com valores das áreas que eram classificadas como vegetação, no caso quase totalmente formado pela Floresta Estacional Semidecidual secundária, algumas Matas Ripárias e alguns aglomerados de eucaliptos associados à mata nativa, áreas sem vegetação e demais áreas, como pasto, plantações e áreas urbanizadas.

Para comparar os dois modelos da distribuição dos pontos (localizações), isto é, as possíveis divergências entre os modelos de distribuição das frequências observadas e esperadas, foi utilizado o teste G, um teste baseado na razão de probabilidade de verossimilhança, que expressa a maior probabilidade dos dados estarem sob um modelo do que o outro. Este teste é semelhante ao teste Qui-quadrado, porém com melhor resultado para pequenas amostras (HOEY, 2012). Esse teste se destina a encontrar um valor da dispersão para duas variáveis nominais avaliando a associação existente entre variáveis qualitativas. Ele foi realizado com duas amostras de distribuição dos pontos, uma observada em campo e uma aleatória, a fim de verificar se a frequência com que um determinado acontecimento observado em uma amostra se desvia significativamente ou não da frequência com que ele é esperado (SOKAL, ROHLF, 1981). Em seguida, para análise de seleção de habitat em uma escala mais fina foi realizado o método de uso-disponibilidade a partir cálculos propostos por Neu et al. (1974) e Canavelli et al. (2003). Nessa análise consideramos as áreas de vida médias delimitadas pelo MPC 100% de cada espécie como habitat disponível. Esse método consiste em comparar a proporção dos indivíduos observados em um determinado tipo de habitat com a proporção dos indivíduos esperados nesse mesmo habitat, levando em consideração a disponibilidade do mesmo. No caso deste estudo foram considerados os valores dos

pontos de amostragem (localizações) fornecidos pelo método de radiotelemetria em todos os habitat.

Para amostras não muito grandes, é indicado o uso do Intervalo de Confiança de Bailey para calcular as proporções de cada tipo de habitat (CANAVELLI, et al., 2003), pois é mais robusto e seu erro é menor comparado a outros intervalos de confiança, como o de Bonferroni (CHERRY, 1996).

Para este estudo consideramos que todas as matrizes da área de estudo são consideradas habitat para as espécies estudadas, devido à sua plasticidade no uso do ambiente, principalmente em épocas reprodutivas durante as quais foram observados menos animais em matas nativas (VOGEL et al., 2012).

3. Resultados

Captura e marcação eletrônica. - Foram realizadas 14 capturas de sabiás adultos e 14 marcações eletrônicas com radiotransmissores. Dos 14 indivíduos marcados eletronicamente, três retiraram o equipamento logo nos primeiros dias, quatro retiraram semanas depois e um não foi novamente encontrado. Foram coletados dados de 10 indivíduos (tabela 1) totalizando 336 pontos/localizações.

Durante o período de coleta percebeu-se que nos meses de Outubro a Janeiro de 2014 a captura e marcação dos indivíduos foram mais difíceis. Três dos sabiás capturados estavam com placas de incubação e, portanto, possivelmente com ninhos e filhotes. Esses sabiás retiravam os radiotransmissores alguns dias após a marcação eletrônica. Percebeu-se também uma maior dificuldade de capturar esses animais nessa época do ano e uma maior escassez dessas espécies de sabiás nas áreas de mata onde as redes de neblina foram abertas, o que não ocorreu no restante dos meses.

Na figura 4 temos a classificação simplificada da área de estudo. Podemos perceber pequenas manchas florestais e outras manchas maiores com remanescentes de Mata Estacional Semidecidual em estágio secundário de regeneração, áreas de matas ciliares e até áreas de Cerrado florestal, também em estágio secundário de regeneração. As áreas urbanizadas referem-se principalmente a áreas residenciais das propriedades rurais e ao condomínio residencial próximo (aproximadamente

103,58ha). Durante as coletas foi possível observar que frequentemente as aves marcadas estavam próximas a essas áreas residenciais, junto a árvores com frutos.

Tabela1: Indivíduos de *Turdus leucomelas* e *Turdus rufiventris* seguidos por radiotelemetria no período de Junho de 2013 a Junho de 2014, na zona rural do município de Itatiba, São Paulo.

Indivíduos	Peso (g)	Espécie	Sexo
1.163f (A)	89	<i>Turdus rufiventris</i>	Fêmea
1.203f (B)	84	<i>Turdus leucomelas</i>	Fêmea
1.2212f (C)	69	<i>Turdus leucomelas</i>	Macho
1.351f (D)	98	<i>Turdus rufiventris</i>	Fêmea
1.361f (E)	83	<i>Turdus leucomelas</i>	Fêmea
1.421f (F)	76	<i>Turdus leucomelas</i>	Macho
1.461f (G)	73	<i>Turdus rufiventris</i>	Macho
1.512f (H)	78	<i>Turdus rufiventris</i>	Macho
1.5122f (I)	94	<i>Turdus leucomelas</i>	Macho
1.5123f (J)	70	<i>Turdus rufiventris</i>	Macho
1.221f *	69	<i>Turdus rufiventris</i>	Macho
1441f *	79	<i>Turdus rufiventris</i>	Macho
1.432f *	85	<i>Turdus leucomelas</i>	Indeterminado
1.592f *	85	<i>Turdus leucomelas</i>	Macho

*Indivíduos que retiraram os transmissores ou sumiram para os quais não há dados coletados

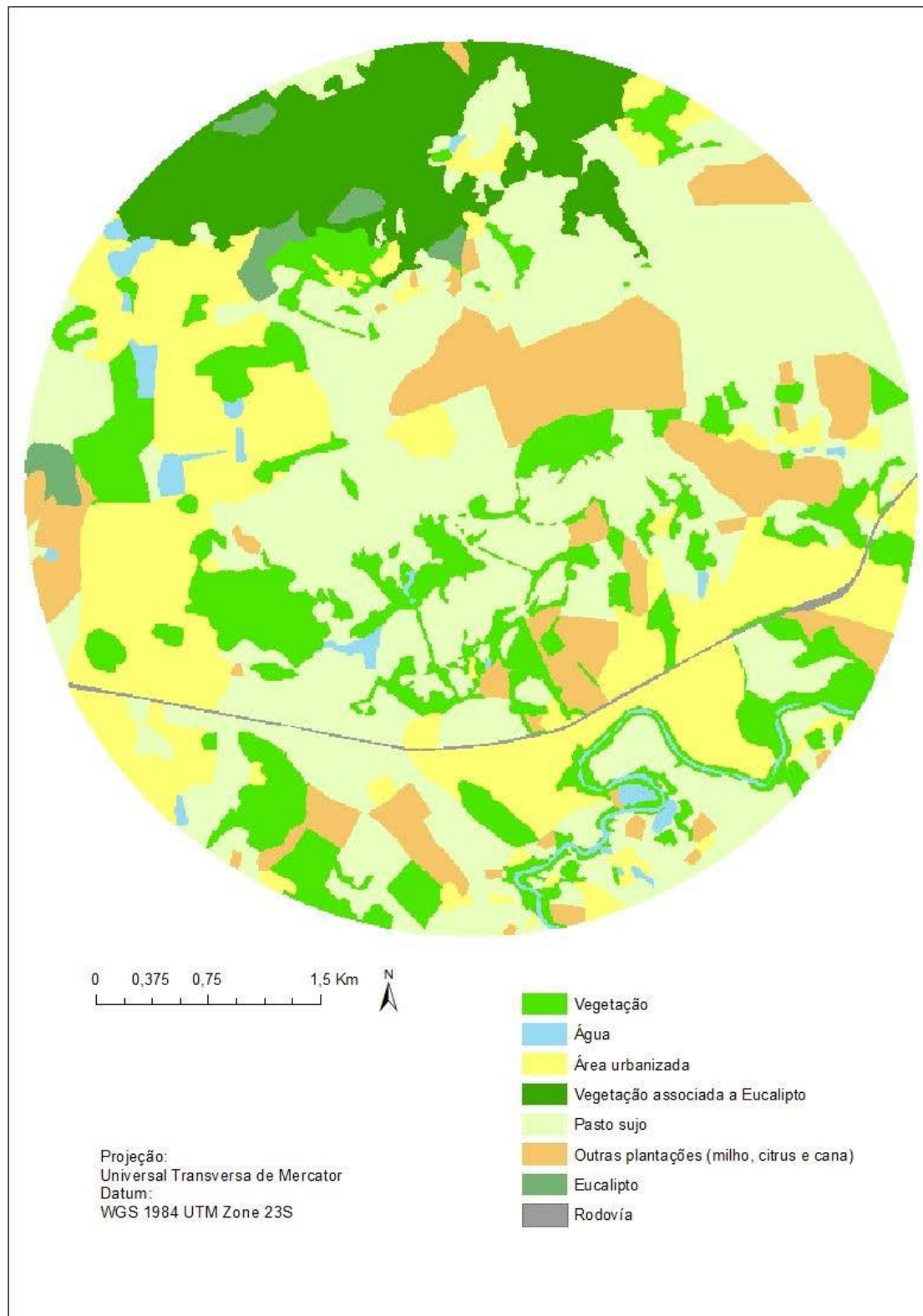


Figura 4. Classificação da área de estudo baseada em imagens de 2004 fornecidas pelo Google Earth e observação de campo.

Área de vida. Em média o valor de MCP foi de $13,25 \pm 11,7$ ha para os 10 indivíduos amostrados. Para o método de Kernel (UD) a média foi de $17,7 \pm 7,3$ ha para 95% e de $3,2 \pm 0,82$ ha para 50% (tabela 2). As maiores áreas de vida registradas foram referentes a dois indivíduos de *Turdus leucomelas*, um macho e uma fêmea, com 30,9 e 30,7 ha (Kernel 95%), respectivamente. Comparando as duas espécies estudadas, o valor médio de área de vida para *T. leucomelas* (n=5) foi de $20,48 \pm 9,5$ ha (Kernel 95%) e de $19,70 \pm 11,59$ ha (MCP 95%), já para *T. rufiventris* (n=5) o valor médio foi de $15,03 \pm 3,5$ ha (Kernel 95%) e de $6,81 \pm 2,87$ ha (MPC 95%).

Apesar de uma pequena diferença numérica, não ocorreu diferença significativa entre os valores médios das áreas de vida das duas espécies (MPC 95%: $t=2,01$, $p = 0,08$; Kernel 95%: $t=1,2$, $p = 0,26$).

Para indivíduos com menos de 20 localizações não foi possível estabelecer uma curva de acumulação das áreas de vida em relação aos pontos coletados (figuras 5 e 6). O indivíduo 1512 (H) teve 20 pontos (localizações) coletados, mas sua curva mostrou que esse número foi insuficiente para estabilizar sua curva (figura 7).

As curvas que estabilizaram foram as dos indivíduos 1203(B), 1351(D), 1421(F) E 1461(G) (figuras 5 e 6). O indivíduo 122212(C), apesar de possuir um maior número de dias de coleta e 35 pontos (localizações) coletados, não estabilizou sua curva de acumulação. O indivíduo 1361 (E) parece estar caminhando para uma estabilização, porém parece suficiente para cálculo de área de vida (figura 5).

Tabela 2: Estimativas de área de vida de 10 indivíduos do gênero *Turdus* (*T.lecomelas* e *T. rufiventris*) de Junho de 2013 a Junho de 2014, na zona rural de Itatiba, interior do estado de São Paulo. A metodologia empregada foi a de radiotelemetria e as datas representam o primeiro e o último dia de marcação de cada indivíduo.

Indivíduos	Espécie	Período de coleta	Dias monitorados	Nº de localizações *	Área de vida (ha)		
					Kernel 95%	Kernel 50%	MCP
1.163f (A)	<i>T. rufiventris</i>	29/11/2013	1	2+6	11,37	2,44	1,08
1.203f (B)	<i>T. leucomelas</i>	22/02/2014 a 30/04/2014	7	104	30,76	4,52	30,18
1.2212f (C)	<i>T. leucomelas</i>	18/07/2013 a 09/09/2013	8	35	30,95	3,75	38,19
1.351f (D)	<i>T. rufiventris</i>	05/05/2014 a 30/04/2014	5	32	12,51	2,88	5,51
1.361f (E)	<i>T. leucomelas</i>	05/04/2014 a 30/04/2014	3	29	14,57	2,57	13,02
1.421f (F)	<i>T. leucomelas</i>	08/08/2013 a 15/12/2013	10	36+1	12,58	1,89	10,33
1.461f (G)	<i>T. rufiventris</i>	24/06/2103 a 09/07/2013	4	42+5	16,79	3,83	8,85
1.512f (H)	<i>T. rufiventris</i>	23/08/2013 a 25/08/2013	3	20	14,21	3,12	6,64
1.5122f (I)	<i>T. leucomelas</i>	20/09/2013 a 15/11/2013	4	10+3	13,51	2,96	6,76
1.5123f (J)	<i>T. rufiventris</i>	22/02/2014 a 02/03/2014	2	11	20,24	4,12	11,97
					18+-7,35	3,21 ± 0,83	13,25 ± 11,7

* Triangulações + observações diretas.

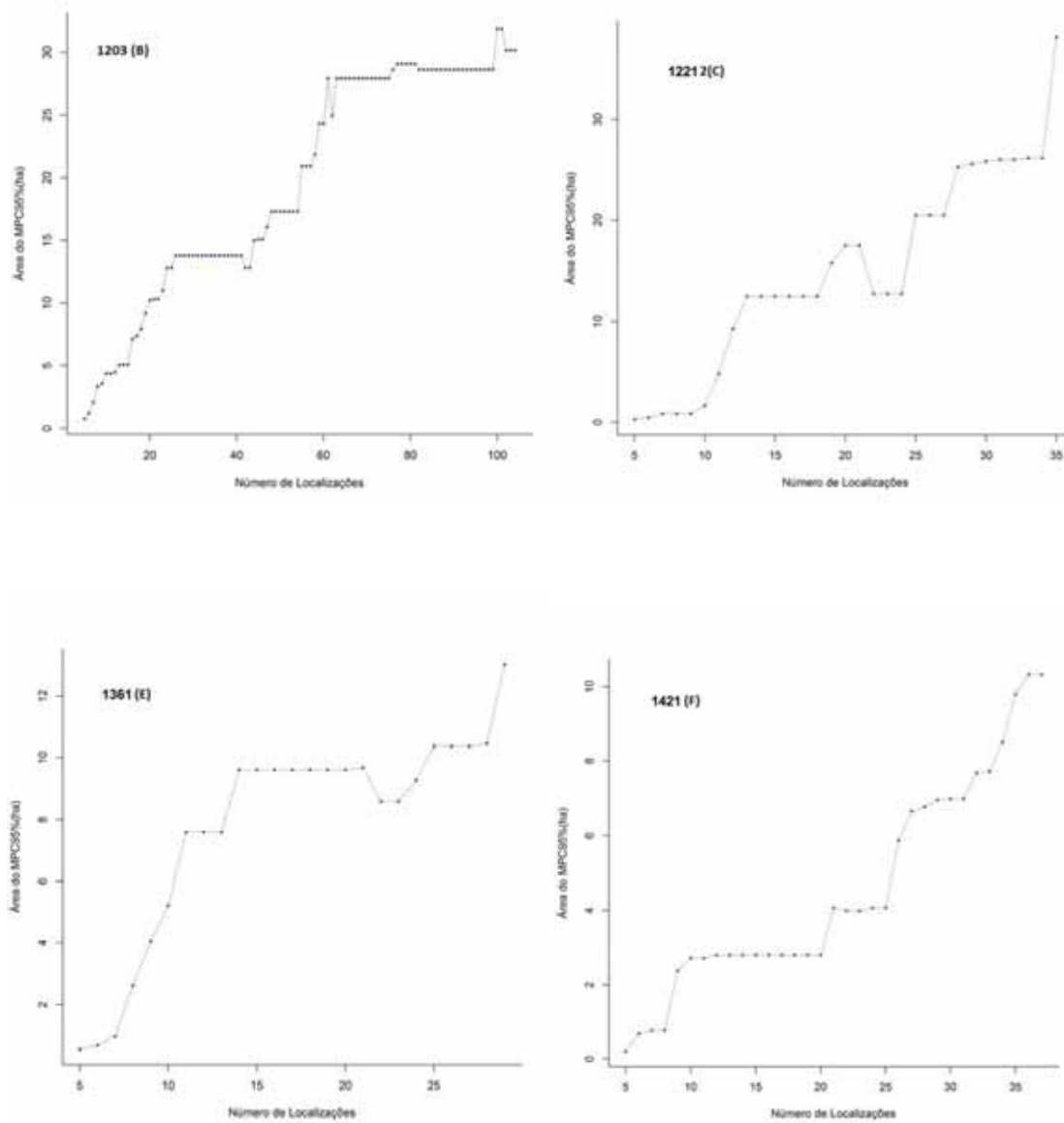


Figura. 5. Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 1203, 12212, 1361 e 1421, os quais são da espécie *Turdus leucomelas*.

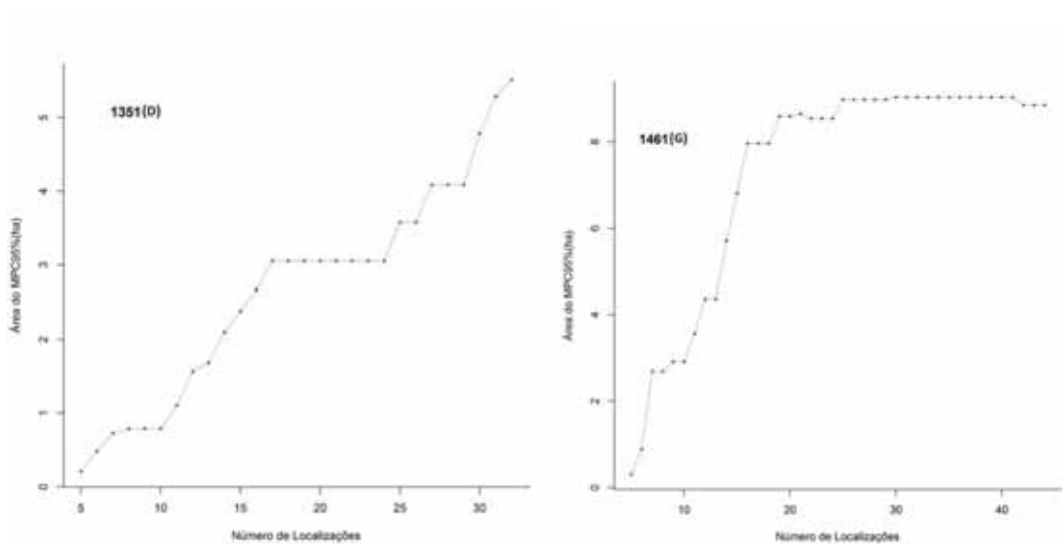


Figura 6. Área acumulada (ha) em função do número de amostras dos indivíduos 1351 e 1461, os quais são da espécie *Turdus rufiventris*.

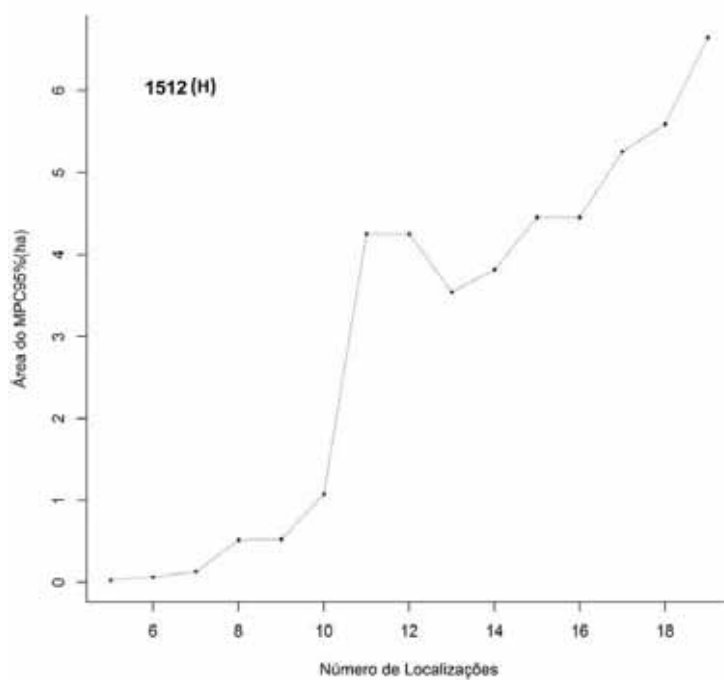


Figura 7. Área acumulada (ha) em função do número de amostras do indivíduo 1512 (*Turdus rufiventris*).

No geral, apenas indivíduos com mais de 35 localizações conseguiram estabilizar a curva do coletor. A estabilização da curva de rarefação parece estar relacionada com o número de dias de coleta em relação ao número de pontos coletados (figura 8). Alguns dos indivíduos com maior número de dias de coleta necessitariam de um maior número de pontos para estabilização da curva. A curva do indivíduo C não estabilizou apesar do mesmo possuir um grande número de dias de coleta, pois o número de pontos (localizações) não foi suficiente. Portanto, para esse caso, o número de pontos (localizações) coletados por dia apresentou-se mais importante para a estabilização das áreas de vida do que o número de dias de coleta.

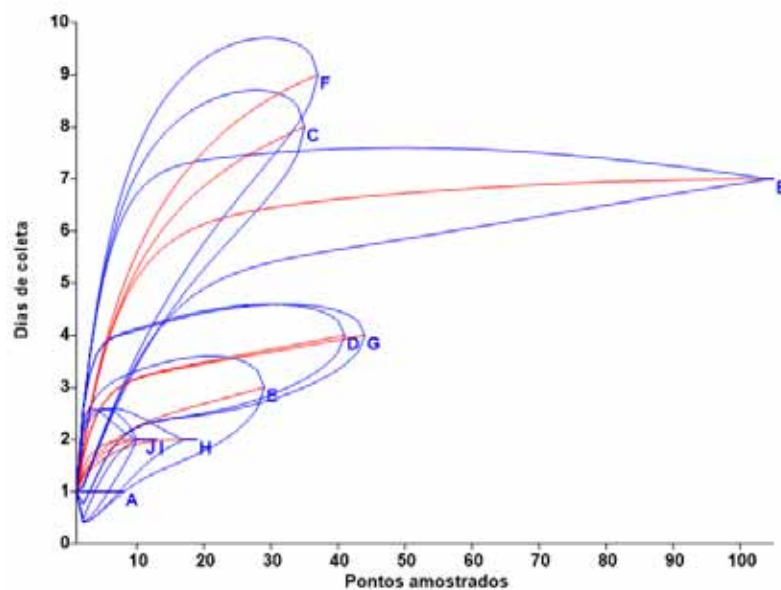


Figura 8. Curva de rarefação do número de dias de coleta em função do número de pontos coletados (localização) para todos os indivíduos, em uma área rural, no município de Itatiba, São Paulo. As letras indicam cada indivíduo separadamente e as informações mais detalhadas de cada indivíduo se encontram nas tabelas 1 e 2. As linhas vermelhas correspondem à relação entre o número de pontos amostrados e os dias de coleta e as linhas azuis ao intervalo de confiança (desvio padrão).

Devido aos poucos dados coletados do indivíduo A, não foi realizada a estimativa de sua área de vida.

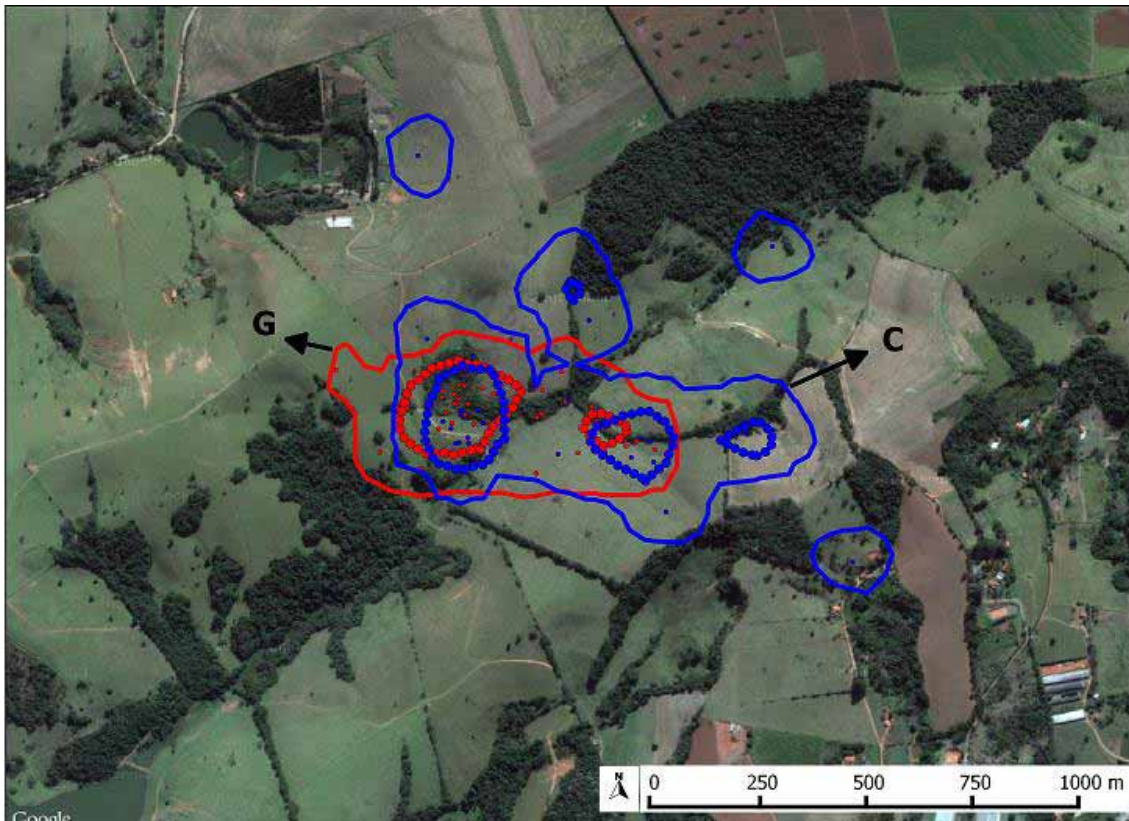


Figura 9. Sítio de coleta 1. Distribuição dos pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) do indivíduo G (representada pela linha vermelha) e do indivíduo C (representada pela linha azul). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos dois indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2.

O indivíduo C, apesar de possuir o segundo maior número de dias de coleta (oito dias) e a segunda maior área de vida utilizando Kernel 95% e 50% (30,95 ha e 3,75 ha, respectivamente), não possuiu localizações necessárias para estabilizar a curva do coletor quando utilizado o método de MCP 95%. Já o indivíduo G não apresentou uma área de vida grande (16,79 ha), porém o número de localizações ($n = 47$) auxiliou na estabilização da sua estimativa de área de vida (figura 9).

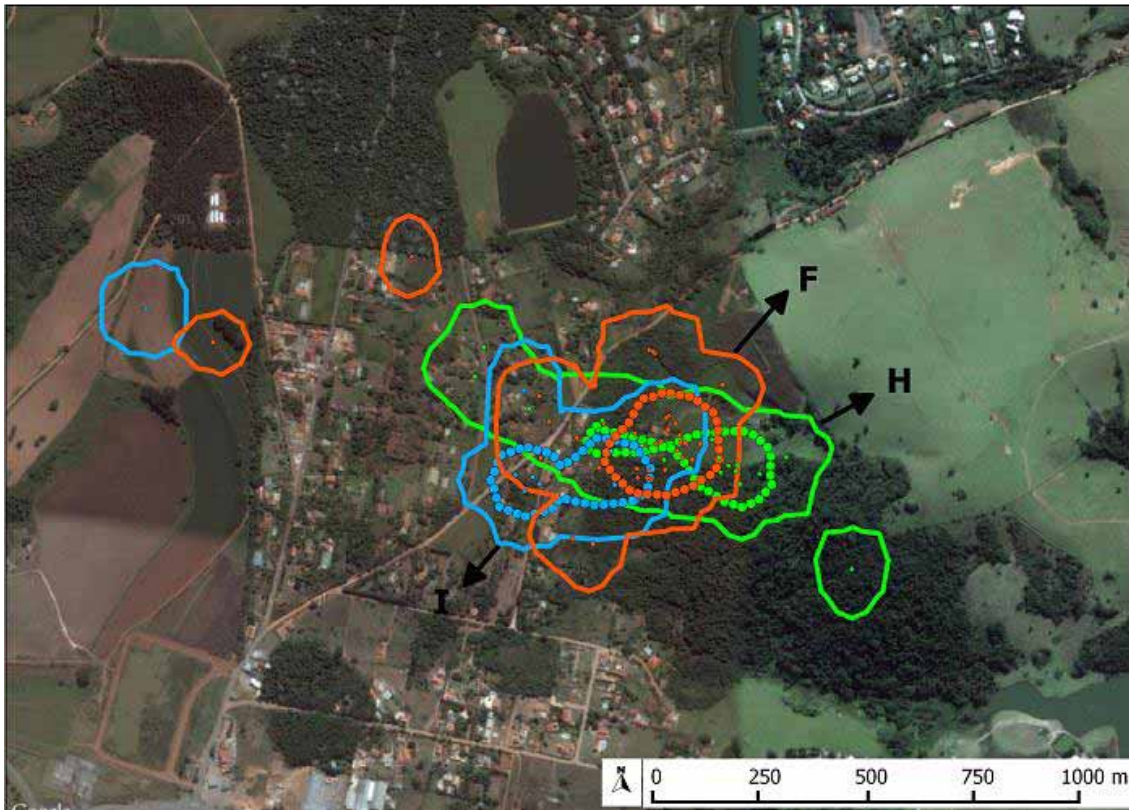


Figura 10. Sítio de coleta 2. Distribuição dos pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) dos indivíduos F (representado pela linha laranja), H (representado pela linha verde) e I (representado pela linha azul clara). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos três indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2.

Para o indivíduo I a área de vida não possui valor significativo, pois foram poucas localizações coletadas (menos de 20 localizações), e a partir delas também não é possível estabilizar a curva do coletor nem estimar área de vida utilizando o MCP 95%.

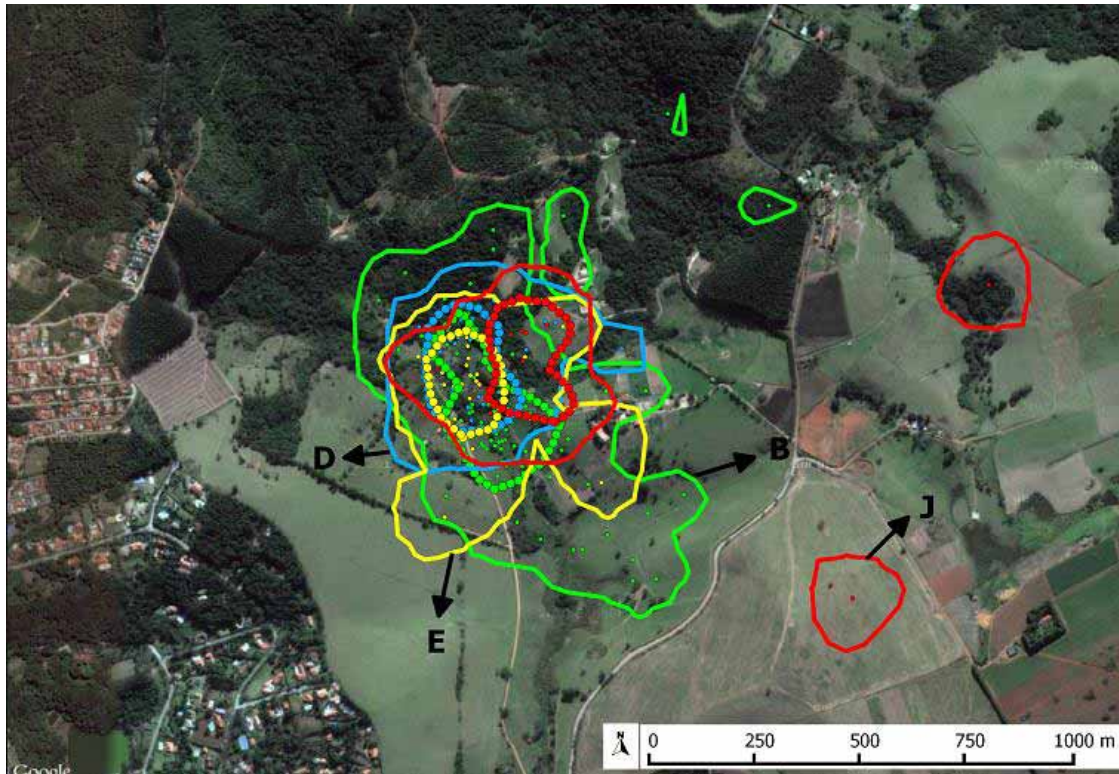


Figura 11. Sítio de coleta 3. Distribuição de pontos coletados (localizações) e áreas de vida (Kernel 95%) dos indivíduos B (representado pela linha verde), D (representado pela linha azul clara), E (representado pela linha amarela) e indivíduo J (representado pela linha vermelha). As linhas tracejadas mais centrais representam as áreas nucleares (Kernel 50%) dos quatro indivíduos. Maiores informações sobre os indivíduos encontram-se nas tabelas 1 e 2.

Ambas as espécies de sabiás foram coletadas e observadas nas mesmas áreas onde foram capturadas. Foi observada uma coexistência das espécies nos mesmos sítios de coleta, e ambas utilizaram em princípio as mesmas áreas pra alimentação e nidificação. Não foi observado cruzamento de áreas de vida entre indivíduos que foram capturados em pontos de coletas diferentes. No sítio 3 houve sobreposição nas áreas de vida de todos os indivíduos coletados quando utilizado o método de Kernel (UD) 95%. Entre os sabiás B (*T. leucomelas*) e D (*T. rufiventris*) houve sobreposição de 10,00 ha, ou seja, 80% da área de vida do segundo estão contidos na área de vida do primeiro. Entre B e E (*T. leucomelas*) houve uma sobreposição de 11,21 ha, sendo 77% da área de E contida na área de B. Para os indivíduos D e E, ocorreu uma sobreposição de 9,57 ha.

Entre os sabiás C (*T. leucomelas*) e G (*T. rufiventris*) do sitio 1 houve sobreposição de 13,43 ha, com 80% da área do segundo inserido na área do

primeiro. Entre os sabiás F (*T. leucomelas*) e H (*T. rufiventris*) do sítio 2 houve sobreposição de 6,23 ha.

Seleção de habitat. - A distribuição dos pontos amostrados (localizações) restringiu-se quase que exclusivamente às áreas de borda de mata, como observado na figura 12.

Não houve diferença entre a distribuição dos pontos aleatórios e dos pontos de atividade observados ($G = 74.41$, $df = 104$, $p = 0.99$) quanto à distância da vegetação mais próxima (figura 13). Sendo assim, não foi possível observar algum tipo de seleção na movimentação dos indivíduos coletados e a movimentação pode estar mais relacionada com a disponibilidade dos habitat em questão de acordo com a classificação feita nesse estudo.

No geral tivemos 64% de capturas de *T. leucomelas* e 36% de capturas de *T. rufiventris*.

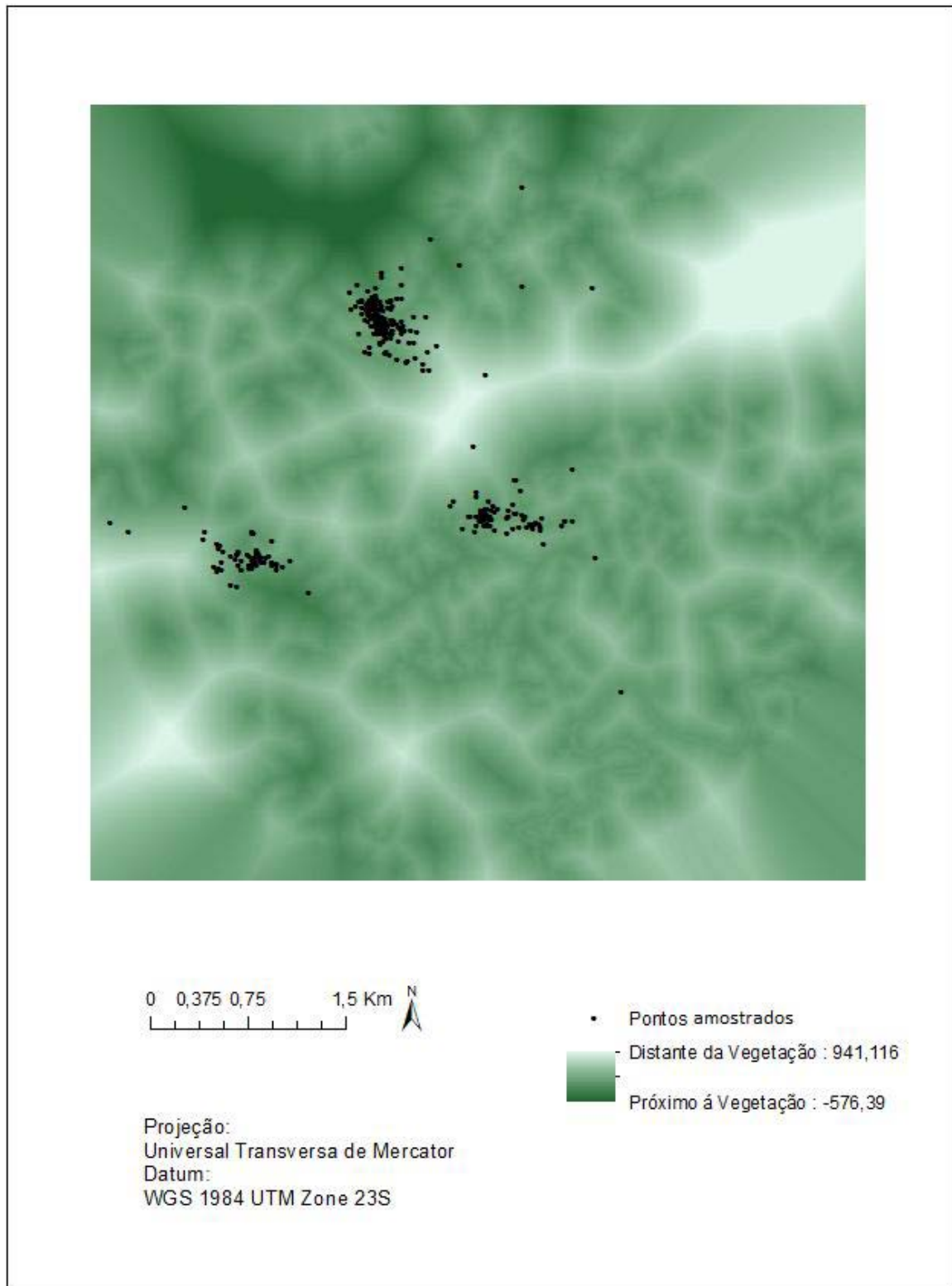


Figura 12. Raster com os valores das distâncias referentes à classificação geral dos habitats em Floresta e não Florestas. Os pontos no mapa são as localizações coletadas com a radiotelemetria.

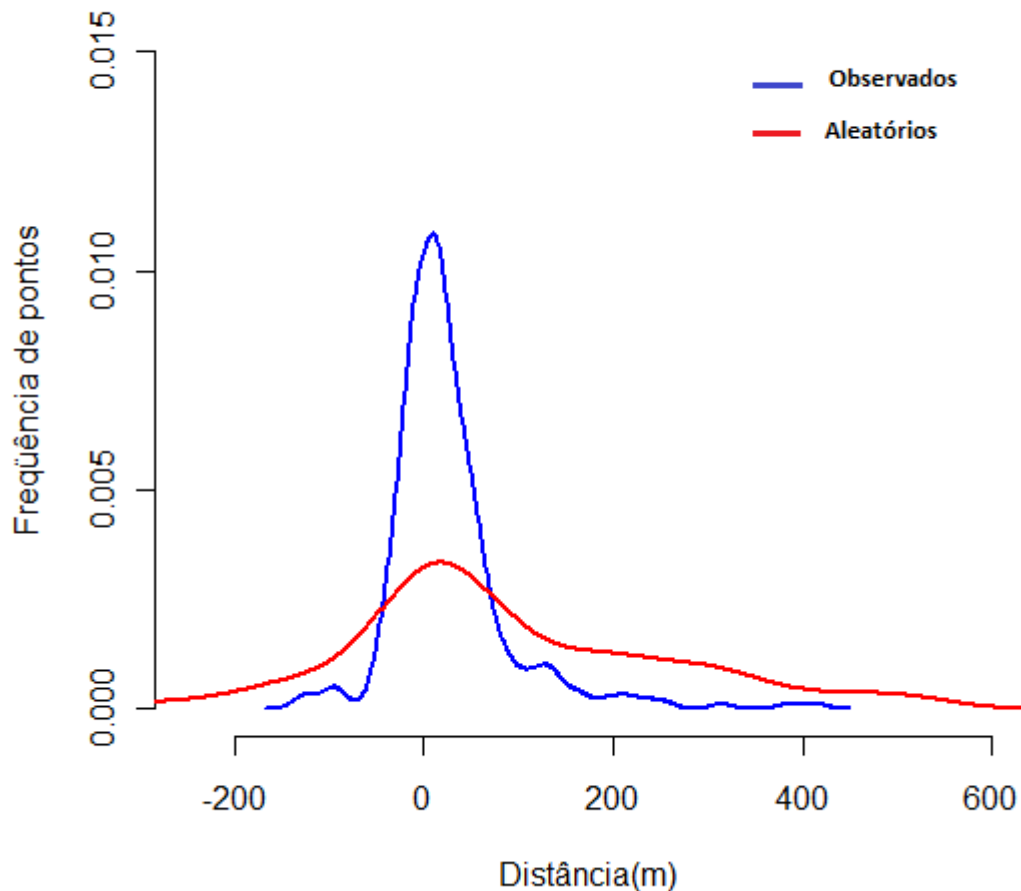


Figura 13. Curvas de distribuição da frequência em função da distância dos pontos coletados em relação à vegetação (em azul) e de pontos aleatórios (em vermelho) na área de estudo, zona rural da cidade de Itatiba/SP. Os valores negativos do gráfico referem-se aos pontos mais próximos das áreas de vegetação, quanto maior o número negativo mais dentro da vegetação e quanto maior o número positivo mais distante da vegetação.

Observou-se que os indivíduos de *Turdus leucomelas* selecionaram apenas as áreas de vegetação e de áreas urbanizadas, ou seja, áreas residenciais como sítios, chácaras e fazendas (tabelas 3 e 4). O restante dos habitats, como áreas de vegetação associadas com resquícios de plantações antigas de eucaliptos e as plantações, aqui principalmente representadas por citros e milho, foram utilizadas em proporções menores do que o esperado pelas suas disponibilidades. Para as áreas de pasto sujo, aqui definido como áreas de pastagens com árvores e arbustos espalhados, também não houve seleção positiva, apesar desse habitat representar a maior parte (> 50%) da paisagem.

Para *Turdus rufiventris*, o resultado foi similar, divergindo apenas pelo não uso de áreas de vegetação associada a eucaliptos remanescentes e as áreas de pasto sujo também tiveram um uso menor do que o esperado (tabela 5 e 6). Em relação às áreas urbanizadas também foi encontrado uma maior proporção de uso do habitat do que a proporção esperada.

Tabela 3. Uso do habitat por *T. leucomelas* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. Os valores observados correspondem ao número total de rádio-localizações coletadas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo.

Tipo de habitat	Área do habitat (ha)	Proporção do habitat	Número de registros observados	Número de registros esperados
Vegetação	43,68	13,6	59	28,08
Pasto sujo	164,02	51,08	105	110,16
Plantações	30,7	9,56	6	19,44
Área urbanizada	48	14,95	43	30,24
Vegetação com eucaliptos	30,45	9,48	3	19,44
Eucalipto	3,9	1,21	0	2,16
Água	0,07	0,02	0	0,04
Rodovia	0,24	0,07	0	0,15

Tabela 4. Intervalo de Confiança de Bailey para seleção de habitat de *T. leucomelas* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. P_i : proporção real de uso de cada tipo de habitat; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado.

Tipo de habitat	Proporção de uso observado (P_i)	Proporção de uso esperado	Intervalo de Bailey	Seleção
Vegetação	0,27	0,13	$0,1969 \leq p_i \leq 0,3549$	+
Pasto sujo	0,48	0,51	$0,3955 \leq p_i \leq 0,5716$	-
Plantações	0,02	0,09	$0,0060 \leq p_i \leq 0,0689$	-
Área urbanizada	0,19	0,14	$0,1326 \leq p_i \leq 0,2749$	+
Vegetação com eucaliptos	0,01	0,09	$0,0008 \leq p_i \leq 0,0480$	-

Tabela 5. Uso do habitat por *T. rufiventris* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. Os valores observados correspondem ao número total de rádio-localizações coletadas por telemetria e os valores esperados são derivados das proporções de cada habitat na área de estudo.

Tipo de habitat	Área do habitat (ha)	Proporção do habitat	Número de registros observados	Número de registros esperados
Vegetação	43,68	13,6	56	15,6
Pasto sujo	164,02	51,08	35	61,2
Plantações	30,7	9,56	1	10,8
Área urbanizada	48	14,95	28	18
Vegetação com eucaliptos	30,45	9,48	0	10,8
Eucalipto	3,9	1,21	0	1,2
Água	0,07	0,02	0	0,02
Rodovia	0,24	0,07	0	0,08

Tabela 6. Intervalo de Confiança de Bailey para seleção de habitat de *T. rufiventris* em uma área fragmentada na zona rural de Itatiba, SP, entre junho de 2013 a junho de 2014. P_i : proporção real de uso de cada tipo de habitat; (+): utilizado mais do que o esperado; (-): utilizado menos do que o esperado.

Tipo de habitat	Proporção de uso observado (P_i)	Proporção de uso esperado	Intervalo de Bailey	Seleção
Vegetação	0,47	0,13	$0,3620 \leq p_i \leq 0,5744$	+
Pasto sujo	0,29	0,51	$0,1959 \leq p_i \leq 0,3905$	-
Plantações	0,008	0,09	$0,0004 \leq p_i \leq 0,0514$	-
Área urbanizada	0,23	0,15	$0,1465 \leq p_i \leq 0,3285$	+

4. Discussão

Captura e marcação eletrônica. – Existem atualmente transmissores de diversos fabricantes para diversos tipos de aves e com diversas formas de acoplagem (CANDIA-GALLARDO et. al. 2010). O método de fixação por mochilas de fitas de algodão encerado utilizado neste estudo (SMITH, GILBERT, 1981) se mostrou eficiente para marcação dos sabiás com radiotransmissores. Diversos outros trabalhos utilizaram esse tipo de fixação com mochilas feitas com fitas de nylon ou poliéster e mostraram bom resultados (ver KENWARD, 2001; MILLSPAUGH, MARZLUFF, 2001). A maioria dos indivíduos que retirou os transmissores logo após a fixação era machos, o que pode ser explicado pelo fato da maioria ter sido capturada no período pré-reprodutivo, quando os machos estão estabelecendo território para reprodução e a presença do transmissor acoplado ao corpo do animal pode gerar algum tipo de desconforto.

Área de vida. – As áreas de vida dos sabiás coletados nesse estudo apresentaram pouca variação. Uma das três fêmeas capturadas apresentou área de vida estabilizada. A fêmea D, a qual foi marcada no período de Maio a Junho, apresentou uma área de vida pequena, o que pode ser explicado pela variação de disponibilidade de alimento (insetos e frutos) na região. Gabriel V. A. (2003), encontrou que a produção de frutos nesse local era sazonal, com picos entre os períodos de Setembro a Fevereiro, e que a disponibilidades de artrópodes também variou sazonalmente, com maior disponibilidade de artrópodes no período de Janeiro a Março. Em machos coletados próximos a épocas reprodutivas a disputa e defesa de territórios para reprodução também podem estar relacionadas com os tamanhos das áreas de vida.

Alguns estudos realizados com corvos na América do Norte mostraram uma menor área de vida durante períodos reprodutivos quando comparada com períodos não reprodutivos e essa diferença pode estar relacionada com o cuidado parental e defesa de território (ROTH, et al., 2004).

Para aves mais florestais, o tamanho da área de vida pode variar ainda mais, pois esses animais necessitam de mais recursos, principalmente em regiões

que sofrem processo de fragmentação. Nesse caso, o tamanho das áreas de vida pode variar de acordo com o sexo, idade, estação reprodutiva, período do ano, além de variar também com as características da paisagem, como tamanho, conectividade de fragmentos e presença de áreas de vegetação contínua (HANSBAUER et al., 2008). Já as áreas nucleares tiveram tamanhos semelhantes entre os vários indivíduos e são normalmente relacionadas com os locais mais utilizados pelos animais dentro de suas áreas de vidas, onde são encontrados locais de repouso, refúgio e maior disponibilidade de alimento (BURT, 1943).

Nesse trabalho foi observada sobreposição de áreas de vida. Indivíduos nos três pontos de coletas das duas espécies sobrepueram suas áreas de vida. Uma hipótese sobre a sobreposição de áreas de vida em épocas reprodutivas está relacionada com o aumento da temperatura nesses períodos do ano (MAACK, 1981). Temperaturas mais elevadas levam ao aumento de recursos alimentares (frutos e insetos), favorecendo a ocorrência dos locais de reprodução para as duas espécies. Assim, quanto maior a disponibilidade de recursos, menor seria a competição, proporcionando uma possível coexistência entre elas (PUTMAN, 1996).

Ambas as espécies estudadas são consideradas muito semelhantes, tanto morfológicamente como funcionalmente, principalmente em termos de categoria trófica (CLEMENT, 2000; GAPERIN, PIZO, 2009). Essa proximidade morfológica pode explicar uma convergência de ocupação de habitat, portanto uma sobreposição de nicho (Sick 1997). A morfologia do gênero em questão pode estar relacionada a uma convergência adaptativa à exploração do hábitat, ou seja, organismos de diferentes espécies que vivem em um mesmo tipo de ambiente por muito tempo acabam adquirindo semelhanças morfológicas pelo processo evolutivo, graças à seleção natural, o que pode ser observado em outras famílias de aves (SIGRIST, 2006). De forma geral, essas pequenas variações na forma entre táxons congêneros sintópicos permitem que elas coexistam (MACARTHUR, LEVINS, 1967). Quando Vogel et al. (2011) comparou as duas espécies, ele observou que indivíduos de *T. rufiventris* apresentaram uma maior variação morfológica e maior tamanho em relação a *T. leucomelas*, e também constatou maior amplitude de nicho trófico da primeira espécie em relação à segunda. Esse fato garantiria uma melhor

eficiência na competição interespecífica pelos recursos, sugerindo uma influência da morfologia em processos de competição interespecífica. Nesse trabalho os indivíduos de *T. leucomelas* capturados foram mais pesados e maiores do que *T. rufiventris*, diferente do encontrado por Vogel et. al. (2011).

Seleção de habitat. – A família *Turdidae* é comum tanto em áreas florestais como em áreas urbanizadas (SICK 1997). Sabiás são comumente observados em áreas urbanas (GASPERIN & PIZO 2009) onde podem ser até mais comuns do que em áreas florestais (HASUI ET AL., 2007).

Porém apesar de essas aves cosmopolitas serem tolerantes às mudanças de cobertura de solo e se beneficiarem de áreas antropizadas, trabalhos recentes mostram que essas espécies ainda necessitam de áreas florestais para realizar algumas atividades durante a vida (COHEN, LINDELL, 2005). Na América Central Cohen e Lindell (2004) observaram que indivíduos de *Turdus assimilis*, apesar de utilizarem áreas de pastagem, plantações e regiões mais urbanizadas, necessitavam de quantidades significativas de floresta nativa, principalmente animais mais jovens que possuíam taxas de sobrevivência mais altas em áreas florestais. Em outro estudo realizado na Argentina, Lomáscolo et al. (2010) demonstraram que embora esses animais fossem muito tolerantes a ambientes alterados, fragmentos florestais são importantes para abrigos noturnos, principalmente em épocas reprodutivas para a proteção dos ninhos. Falk (1976) já dizia que uma explicação para a abundância de sabiás em ambientes urbanos, provavelmente está ligada com a alta presença de gramados e plantas ornamentais que criam ecossistemas produtivos, fornecendo uma fonte rica em alimentos, principalmente invertebrados, já que esses animais passam uma boa parte do tempo forrageando no chão (DEL HOYO et al., 2005).

No presente trabalho, tanto *T. rufiventris*, como *T. leucomelas* permaneceram mais próximos às bordas florestas e selecionaram mais locais de vegetação (13,60%) e áreas urbanizadas (11,95%), apesar de uma maior disponibilidade de áreas de pastagens (51%). Essa maior presença em bordas florestais para essas duas espécies também já havia sido descrito em Sick (1997). Vogel et al. (2012) observaram que *T. leucomelas* utiliza ambientes urbanos para

reprodução, porém retornam para as áreas florestais no outono e no inverno para se alimentarem.

Também foi observado que no período de Outubro a Janeiro de 2014, a captura dos indivíduos foi mais difícil. Esse comportamento foi observado por Vogel et al. (2012) para a mesma espécie no Parque Municipal da Araucárias, Paraná, durante os períodos de verão, e naquela região pode estar relacionada a um meio de segregação espacial interespecífica durante os períodos de reprodução, quando as aves podem procurar altitudes mais elevadas para reprodução (ALVES, 2007), ou mesmo uma preferência da espécie em nidificar em áreas urbanizadas.

Em relação à dispersão de sementes sabe-se que sabiás comem frutos de uma variedade de plantas, engolindo sementes inteiras, e que raramente reduzem o sucesso de germinação das sementes que ingerem (FOSTER, 1987; TRAVEST, 1998). Um estudo em áreas urbanas realizado por Gasperin e Pizo (2009) mostrou que essas espécies possuem um alto grau de frugivoria, o que corrobora com a tendência desses animais em se alimentar com frequência de frutos em áreas naturais e urbanizadas (DEL HOYO et al., 2005; SNOW, SNOW 1988), e que embora essas espécies fossem observadas mais comumente em áreas abertas forrageando no chão (DEL HOYO et al., 2005), até espécies mais urbanas, como *T. rufiventris*, utilizavam fragmentos florestais, tanto urbanos como naturais. Considerando que são nesses ambientes florestais, tanto urbanos como naturais, onde esses indivíduos são encontrados com maior frequência (que também foi encontrado por Cohen Lindell (2005) em áreas rurais da Costa Rica), é provável que o depósito de sementes também seja maior nesses locais, contribuindo para a dinâmica dessas manchas florestais (GASPERIN, PIZO, 2009). Do ponto de vista ecossistêmico, animais que se movimentam de forma livre pelos diferentes tipos de habitat e que se adaptam a áreas mais antropizadas podem desempenhar um papel importante na regeneração das florestas, na dispersão de sementes e no fluxo gênico das espécies vegetais (COHEN, LINDELL, 2005; CARDOSO et al., 1993; LUCK, DAILY, 2003) tornando a sua conservação essencial para o futuro das florestas tropicais. Atualmente estudos sobre seleção e uso do espaço em aves dispersoras generalistas e cosmopolitas como os sabiás são escassos, apesar

de sua importância para abordar questões relacionadas à regeneração de áreas florestais em paisagens antropizadas.

5. Conclusão

Estudos de áreas de vida e de seleção e uso do espaço são importantes para ajudar a responder questões ecológicas, principalmente relacionadas à ecologia de populações. Nesse trabalho pode-se concluir que estudos que englobam áreas de vida e seleção e uso de habitat, principalmente relacionados a espécies generalistas podem ajudar a entender melhor processos como a perda de habitat e a fragmentação. A metodologia de radiotelemetria apesar de demandar um grande esforço de campo colaborou de forma positiva para a coleta de dados, assim como a fixação dos transmissores por mochilas de algodão encerado a qual foi eficiente e respondeu bem ao esperado para a espécie.

Do ponto de vista da seleção e uso do habitat, esse trabalho ajudou a corroborar com outros estudos que demonstraram que essas aves cosmopolitas se adaptam facilmente a áreas urbanizadas e que utilizam esses locais como fonte de recurso e como abrigos em períodos reprodutivos. Atualmente estudos sobre aves dispersoras generalistas e cosmopolitas como os sabiás são escassos, e esse seria um ponto de partida interessante para resolver questões ecológicas importantes principalmente relacionadas à frugivoria e dispersão de sementes, tentando estabelecer possíveis locais onde essas aves passarão a maior parte da vida e onde provavelmente depositarão as sementes ingeridas, contribuindo para a dinâmica da vegetação e para regeneração de áreas florestais nesses locais.

6. Referências bibliográficas

ALVES, M.A.S. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 15, n.2, p.231–238. 2007.

BLOCK, W. M., BRENNAN L. A. The habitat concept in ornithology: Theory and Application. In *Current Ornithology*. D. M. Power (ED). Plenum Press, New York, v. 11, P-35-91. 1993.

- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, v.24, p.346-352. 1943.
- CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological modelling*, v.197, p.516–519. 2006.
- CANAVELLI, S. B. ET AL. Habitat use by Swainson's Hawks on their austral wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research*, vol. 37, p. 125-134. 2003.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; UHL, C.; MURRAY. G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* , v.10, p. 491–503. 1996.
- CARPENTER, F. L. The study of territoriality: complexities and future directions. *The American Zoologist*, v.27, p.401–409. 1987
- CHERRY, S. A comparison of confidence interval methods for habitat use-availability studies. *Journal of Wildlife Management*, v. 60, p.653–658. 1996.
- CLEMENT, P. *Thrushes*. Princeton University Press, Princeton. 2000.
- COHEN, E. B., LINDELL C. A. Survival, habitat use, and movements of fledgling White-throated Robins in a Costa Rican agricultural landscape. *Auk* , v.121, p.404–414. 2004.
- COHEN, E. B., LINDELL C. A. Habitat use of adult white-throated Robins during the breeding season in a mosaic landscape in Costa Rica. *J Field Ornithol*, v.76, p.279–286. 2005.
- DANIELS, S. J., WALTERS, J. R. Inbreeding depression and its effects on natal dispersal in red-cockaded woodpeckers. *The Condor*, v.120, p.482–491. 2000.
- DEFRIES, R. S. ET AL. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* ,USA, v. 99, p.14256–14261. 2002.
- DEL HOYO, J., ELLIOT, A., CHRISTIE, D.A. *Handbook of the birds of the world: Cuckoo-shrikes to thrushes*. Barcelona, Spain: Lynx Edicions, v. 10. 2005.
- FALK, J.H .Energetics of a suburban lawn ecosystem. *Ecology*, v.57, p.141–150. 1976.
- FOSTER, M.S. Feeding methods and efficiencies of selected frugivorous birds. *Condor*, v.89, p.566–580. 1987.

- GABRIEL, V. A. Uso de cercas - vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua. 2005. 73f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2005.
- GASPERIN, G.; AURÉLIO PIZO, M. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. *Urban Ecosystems*, v. 12, n. 4, p. 425–436, 17 mar. 2009.
- HASUI, E., GOMES, V. S. M., SILVA, W. R. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. *Biotropica*, v.39, p.502–509. 2007.
- HUTTO, R. L., 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In CODY, ML. (Ed.). *Habitat Selection in Birds*. New York: *Academic Press*, p. 455-476. 1985.
- JACOB, A.A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais In: Cullen L., Rudran R., Valladares-Padua C. (orgs.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba, UFPR, p. 285-342. 2003.
- KENWARD, R. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, London. 311 pp. 2001.
- LEARY, A. W.; MAZCUKA, R.; BECHARD, M. J. Factors affecting the size of Ferruginous Hawk home ranges. *Wilson Bulletin*, v.110, n.2, p.198-205. 1998.
- LOMÁSCOLO, S. B. *et al.* Flexibility in nest-site choice and nesting success of *Turdus rufiventris* (Turdidae) in a Montane Forest in Northwestern Argentina. *Wilson J. Ornithol.*, v.122, n.4, p.674-680. 2010.
- LUCK, G. W.; DAILY, G. C. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. *Ecological Applications*, v.13, p. 235–347.2003.
- MAACK, R. *Geografia Física do Paraná*. Rio de Janeiro, Editora Livraria José Olímpio. 1981.
- MACARTHUR, R.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, v. 101, n.921, p.377–385. 1967.
- MILLSPAUGH, J. J., MARZLUFF, J. M. *Radio tracking and animal populations*. Academic, San Diego, California, USA. 2001.

- MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v.32, p.786–792. 2000.
- NEU, C. W.; RANDALL BYERS, C.; PEEK, J. M. A technique for analysis of utilization- availability data. *The Journal of Wildlife Management*, V. 38, N. 3, p. 541-545. Julho de 1974.
- ODUM E. P.; KUENZLER, E. J. Measurement of territory and home range size birds. *The Auk*, v. 72, p. 128-137. 1955.
- OPELL, S. *et al.* Habitat selection by the paleheaded brush-finch (*Atlapetes pallidiceps*) in southern Ecuador: implications for conservaitions. *Biological Conservation*, v.118, p.33-40. 2004.
- PIZO, M. A. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In: Dennis AJ, Schupp E.W., Green R.J., Westcott D.W. (eds) Seed dispersal: theory and its application in a changing world. CABI, Wallingford, UK, p. 615–627. 2007.
- PREATONI, D. *et al.* Conservation of Brown bear in the Alps: space use and settlement behavior of reintroduced bears. *Acta Oecologica*, v.28, p. 189-197. 2005.
- PUTMAM, R. J. *Community Ecology*. Chapman & Hall, London. 1996.
- ROTH, J. E. *et al.* Sex defences in space use of breeding common ravens in Westerns Marin Country California. *Condor*, v.106, p.529-539. 2004.
- SEAMAN, D. E., ET AL. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, v.63, p.739–747.1990.
- SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio deJaneiro. 912 pp. 1997.
- SIGRIST, T. *Aves do Brasil. Uma visão artística*. Fosfértil, São Paulo. 2006.
- SMITH, D. G.; GILBERT, R. Backpack radio transmitter attachment success in Screech Owls (*Otus asio*). *North American Bird Bander* , v.6, p.142–143. 1981.
- SNOW B, SNOW D. *Birds and berries*. T. & A. D. Poyser, Carlton, UK. 1998.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. *Biometry: the priciplesad practice od statistics in biological research* 2ed. New York, W. H. Freeman and Company, 859 pp. 1981.
- TRAVESET, A. Effect of seed passage through vertebrate frugivore's guts on germination: a review. *Perspect Plant Ecol Evol Syst*, v. 1, n.2, p.151–190. 1998.

- VEGA RIVERA, J. H. *et al.* Wood thrush postfledging movements and habitat use in northern Virginia. *Condor*, v.100, p. 69-78. 1998.
- VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C.H.; METRI, R. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. *Biota Neotrop.* v.12, n.4. 2012.
- VOGEL, H. F.; ZAWADZKI, C. H. & METRI, R. Partilha ecológica entre *Turdus leucomelas* Vieillot, 1818 e *Turdus rufiventris* Vieillot, 1818 (Aves: Passeriformes) em um fragmento urbano de Floresta com Araucárias, Sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 11, n.3, p.35–45. 2011.
- WALTERS, J. R. Dispersal behavior: an ornithological frontier. *The Condor*, v.102, p.479–481.2000.
- WILSON, R. P.; MCMAHON, C. R. Measuring devices on wild animals: what constitutes acceptable practice? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v..4, p.147–154.2006
- WHITE, G.C., GARROT, R.A. Analysis of wildlife radio-tracking data. San Diego: *Academic Press*. 1990.
- WORTON, B. J. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, v.70, n.1, p.164-168. 1989.

Capítulo 2

Influência do tipo de cobertura, da espécie e do sexo sobre o movimento de sabiás em paisagens fragmentadas

Resumo

O ato de se movimentar é um processo necessário que possibilita interações no espaço e tempo entre todos os organismos e elementos da natureza. Em especial, um maior entendimento das propriedades das trajetórias dos animais e dos mecanismos que as geraram, em nível de paisagem, pode ajudar no desenvolvimento de soluções para muitas questões ecológicas primordiais. Aqui foram utilizados dados de trajetórias de sabiás do gênero *Turdus ssp* coletados pela metodologia de radiotelemetria em uma região fragmentada no interior do Estado de São Paulo. Foram testados os modelos de distribuição de probabilidade exponencial, Gaussiano, Gama, Lévy (para velocidade média dos deslocamentos como variável resposta) e Wrapped Cauchy (quando consideramos o ângulo relativo como variável resposta) a fim de caracterizar da melhor forma as trajetórias dos indivíduos. Para as velocidades médias o melhor modelo foi o exponencial composto, que leva em consideração outras variáveis da paisagem, como locais de coleta e classificação da área. E para os ângulos de virada (relativos) o modelo de não efeito teve peso igual que os demais, indicando serem tão plausíveis quanto os outros que indicavam o efeito de covariáveis. Foram registrados ângulos de virada próximos a 180 graus, indicando uma caminhada tortuosa. O Comportamento de forrageio dessas espécies generalistas mostrou estar relacionado com o padrão de movimentação dos indivíduos. Sendo assim reforçou-se aqui a importância dos estudos sobre as trajetórias a fim de ajudar a entender melhor os processos de fragmentação e até mesmo auxiliar no manejo de propostas para a conservação dessas áreas remanescentes.

Abstract

The act of moving is a necessary process that enables interactions in space and time between all agencies and elements of nature. In particular, a greater understanding of animal trajectories of the properties and mechanisms that generate, landscape-level, can help develop solutions for many primary ecological issues. Here we used data of the genus thrushes *Turdus* ssp trajectories collected by radio telemetry methodology in a fragmented region within the state of São Paulo. The five models of probability distribution were tested: exponential, Gaussian, Gamma, Lévy (for average speed of displacement as the dependent variable) and Wrapped Cauchy (when we consider the relative angle as the dependent variable) in order to characterize the best of the trajectories of individuals. For the average speeds of the best model was the exponential compound, which takes into account other landscape variables such as collection sites and area classification. And for the turning angles the model had no effect equal weight than the others, indicating that they are as plausible as the other indicating the effect of covariates. Near 180 degree turn angles were recorded, indicating a tortuous journey. The foraging behavior of these generalist species showed to be related to the pattern of movement of individuals. So here was reinforced the importance of studies on the trajectories in order to help better understand the processes of fragmentation and even assist in the management proposals for the conservation of these remaining areas.

1. Introdução

O movimento característico de uma espécie e como ela se relaciona com os diferentes elementos da paisagem estão entre os fatores mais importantes para sua sobrevivência (FAHRIG, MERRIAM, 1994). Grandes esforços têm sido feitos para quantificar os padrões de movimento animais em um mundo defaunado (TURCHIN, 1998; DIRZO et al., 2014). O melhor entendimento das propriedades das trajetórias dos animais e dos mecanismos que as geraram pode ajudar no desenvolvimento de estratégias para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados (BARTUMEUS, 2007). Estudos em nível de paisagem são particularmente importantes por contribuir na definição de soluções para muitas questões ecológicas, merecendo especial atenção compreender os impactos dos processos de fragmentação e perda de habitat sobre a biodiversidade (BARTUMEUS, 2007). Estudos sobre o comportamento de movimentos de animais são uma das chaves para entendermos sobre a ecologia das populações em regiões fragmentadas (GOODWIN, FAHRIG, 2002), pois nessas paisagens a persistência de espécies está relacionada com o fluxo gênico e com a conectividade das populações (HANSKI, 1999). Além da sobrevivência das espécies que se movimentam, componentes comportamentais que influenciam no movimento dos indivíduos estão intimamente relacionados com a dispersão de sementes entre as manchas florestais, principalmente quando se trata de aves frugívoras nesses ambientes fragmentos (NEUSCHULZ, BROWN, FARWIG, 2013).

A presente pesquisa tem como objetivo compreender como seus padrões de movimento dos sabiás variam de acordo com características abióticas (estrutura da paisagem) e bióticas (espécie, sexo) em paisagens fragmentadas. Buscamos responder às seguintes perguntas: (1) Quais os padrões de distribuição das velocidades médias e dos ângulos de virada das trajetórias de movimento dos indivíduos? (2) Essas distribuições variam de acordo com a estrutura da paisagem em que os indivíduos estão e de acordo com a espécie e sexo dos indivíduos? Escolhemos como grupo modelo aves da família *Turdidae*, mais precisamente as espécies *Turdus leucomelas* e *Turdus*

rufiventris, pois, além de seu potencial para dispersão de sementes, são animais que possuem uma enorme capacidade de se deslocar e colonizar novas áreas (SICK, 1997, CLEMENT, 2000).

A presença da avifauna brasileira em ambientes urbanos, tem se tornado comum, já que, devido à diversificação do ambiente, tendem a sofrer variações menos acentuadas de recursos, mantendo sua diversidade de avifauna constante, o que explica a presença de 31% das aves brasileiras estarem representadas nestes ambientes (FRANCHIN et al., 2004). Sendo assim podem fornecer muitos recursos para aves generalistas como os sabiás, até mais do que áreas de pastagens as quais aparentemente possuem quantidades de recursos inferiores, se comparados a ambientes naturais e urbanos, e tendem a apresentar velocidades médias maiores e uma caminhada mais retilínea, com ângulos de virada menos bruscos.

Estudos indicam que *Turdus* fêmeas dispersam mais frequentemente que machos, e também se movimentam por distâncias mais longas (GREENWOOD, HARVEY, 1982; DALE, et al, 2005), e que espécies distintas de *Turdus ssp.*, apesar de muito similares, apresentam comportamentos de movimento diferentes. *T. leucomelas*, por exemplo, cruzam áreas abertas em voos diretos mais frequentemente do que outras espécies de *turdus* (SICK, 1997). Assim, espera-se que os padrões de movimento também sejam distintos segundo sexo e espécie.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

A coleta de dados foi realizada na área rural da cidade de Itatiba, interior do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Maiores descrições vide material e métodos do capítulo um.

2.2 Telemetria

As coletas foram realizadas entre os meses de Junho/2013 a Junho/2014 e foram selecionados três sítios de coleta dentro da área de estudo, com distância de mais de 1 km entre eles, com limites de quase 1 km de diâmetro cada (figura 1). Esses limites foram definidos a partir de um raio de 3.000 metros, por considerarmos que essa dimensão (ou escala; vide BOSCOLO E METZGER, 2009) seria suficiente para aumentar a probabilidade dos indivíduos se moverem apenas dentro dessa dimensão. Ao todo, a área de estudo possui 51% de pastagens, 0,09% de plantações (citrus e milho preferencialmente), 14,94% de áreas urbanizadas, 23,38 % de áreas florestais, sendo que entre as áreas florestais em 9,48% há presença de plantações antigas de eucaliptos em meio à vegetação natural. O primeiro sítio de coleta localiza-se em uma região com predomínio de áreas abertas (>50%), cercada de pasto e com pequenos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual secundária e cercas viva interligando esses fragmentos. Já o segundo sítio localiza-se próximo a uma região mais urbanizada residencial, mas próximo a um fragmento florestal (42,22ha), e o terceiro sítio está próximo a um grande fragmento de Floresta Estacional Semidecidual secundária (223 ha), entretanto dentro dos limites de estudo desse sítio foi quantificado >50% de cobertura florestal. As áreas urbanizadas referem-se principalmente a áreas residenciais das propriedades rurais e ao condomínio residencial próximo (aproximadamente 103,58ha).

Para este trabalho todas as matrizes da área de estudo são consideradas habitat para as espécies estudadas, devido à sua plasticidade no uso do ambiente, principalmente em épocas reprodutivas durante as quais foram observados menos animais em matas nativas (VOGEL et al., 2012) e consideraremos principalmente os habitats florestais, urbanos e pastagens .

Aos indivíduos capturados foram acoplados radiotransmissores (modelo A1080 fornecido pela empresa ATS Advanced Telemetry Systems - www.atstrack.com) pesando 1,9 g, não ultrapassando 5% do peso corpóreo do animal (WILSON, MCMAHON, 2006) e fixados nas aves como “mochila”. Ao todo foram monitorados 10 indivíduos, sendo cinco da espécie *T. leucomelas* (2 fêmeas e 3 machos) e cinco da espécie *T. rufiventris* (2 fêmeas e 3 machos).

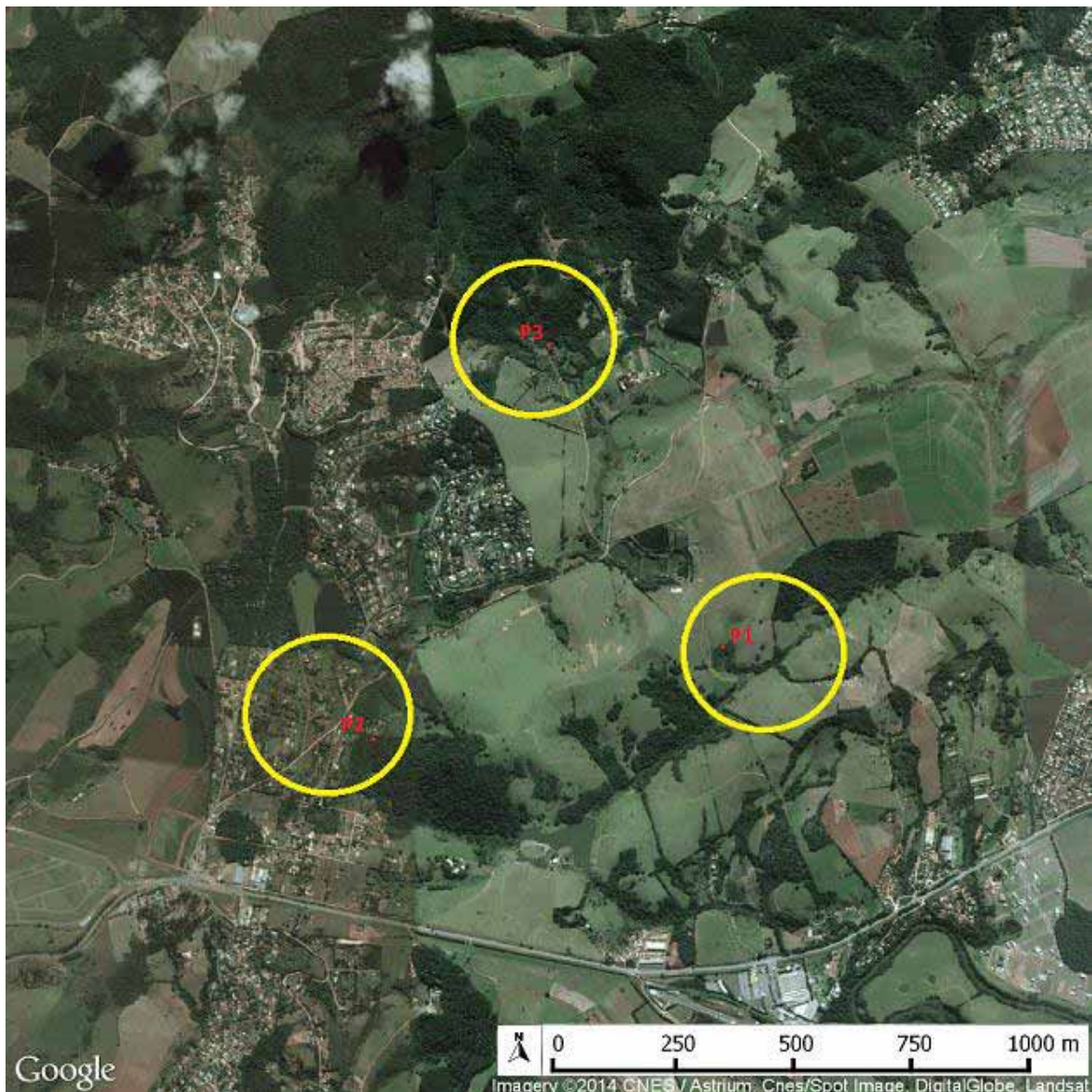


Figura 1. Sítios onde foram monitorados movimentos de *T. rufiventris* e *T. leucomelas* em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil.

Após a fixação do transmissor em cada indivíduo, foram coletados dados utilizando o método de radiotelemetria na qual ocorreu a emissão de uma frequência específica recebida pelo receptor que permitiu o acompanhamento direto do deslocamento do indivíduo no campo pelo observador.

A maioria das localizações coletadas foi estimada a partir de triangulações e por observações diretas. As localizações observadas diretamente foram registradas a partir de contato visual com os indivíduos marcados (White, Garrot, 1990). Para maiores detalhes sobre a metodologia de radiotelemetria vide capítulo 1.

2.3 Análise de dados

O tempo entre pontos registrados pode ou não ser considerado durante o movimento dos animais, e quando a trajetória considera o tempo de deslocamento, ele pode ser constante ou variável entre os passos sucessivos (CALENGE, 2009). Geralmente o que se faz é dividir as trajetórias, consideradas mais ou menos contínuas, em “passos”, os quais são separados por variações angulares, ou também conhecidos como “ângulos de virada” (Ims 1995). Contudo, passos realizados em intervalos de tempos variáveis são difíceis de analisar quando comparados com passos com intervalos contínuos e regulares.

Diferentemente da maioria dos trabalhos observados que utilizam os tamanhos dos passos dos indivíduos como variável resposta, aqui foram utilizados a velocidade média e os ângulos relativos de virada dos sabiás. Optou-se por essas variáveis, pois os dados foram coletados por radiotelemetria, o que torna difícil a coleta de dados contínuos e regulares para espécies com tanta mobilidade como sabiás. Para um melhor ajuste dos dados, também se optou por excluir intervalos de tempos maiores que duas horas, o qual exclui os intervalos em nos quais não houve coleta de dados, como períodos noturnos, por exemplo.

Aqui foram utilizados modelos de distribuição contínua para as análises de trajetória dos sabiás, definidos como modelos de probabilidade sobre uma variável contínua, contendo todos os números reais (BOLKER, et al, 2009). A princípio os modelos de movimento animal consideravam as trajetórias como

movimentos Brownianos, que consiste em movimentos aleatórios sem direção preferencial (distribuição uniforme dos ângulos de virada) e com um comprimento de passo seguindo uma distribuição exponencial, com uma escala característica de movimento (VISWANATHAN et al., 2011). Isso também pode ser representado por uma distribuição semi-Gaussiana para o tamanho de passo ou velocidade do passo (uma distribuição Gaussiana com média zero e truncada para assumir somente valores positivos, com seu único parâmetro σ). Também se pode pensar em outros modelos que caracterizem de forma consistente os padrões de movimento, como distribuições Gama, que são mais flexíveis e podem representar movimentos em diferentes contextos e com motivações distintas (BOLKER, et al., 2009). Já as caminhadas de Lévy são caracterizadas por distribuições de leis de potência (também chamadas de distribuições de Lévy nesse contexto; NEWMAN, 2005) para os comprimentos de passos, e seguem um padrão mais característico, com conjuntos de passos curtos, separados por alguns poucos (mas não tão raros) passos mais longos. Com base nessas distribuições, foram construídas funções de log-verossimilhança negativa para se ajustar aos dados. Isso foi feito para os modelos de exponencial (“exp”), semi-Gaussiano (“hgauss”), Gama (“gama”), Lévy (“levy”) (para velocidade média dos deslocamentos como variável resposta) e Wrapped Cauchy (dwcauchy, quando consideramos os ângulos relativos como variável resposta), levando em consideração modelos com e sem efeito das covariáveis explanatórias bióticas e abióticas. Após o ajuste dos modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) para comparar modelos concorrentes (JOHNSON, OMLAND, 2004). Diferenças dos valores de AICc menores que dois ($\Delta AICc \leq 2,1 = \ln(8)$) foram igualmente plausíveis para explicar os padrões observados. No caso de modelos com valores de $\Delta AICc$, foram considerados os critérios de parcimônia e simplicidade, dando prioridade para modelos mais simples. A seguir são apresentados, em detalhes, os modelos selecionados para ajuste com os dados:

Modelos das distribuições e seus parâmetros:

$Y \sim xp(\lambda)$

$Y \sim \text{hgauss}(\text{sigma})$

$Y \sim \text{gama}(\text{forma}, \text{escala})$

$Y \sim \text{levy}(\text{mu})$

$Y \sim \text{dwcauchy}(\text{mu}, \text{rho})$

Modelos univariados:

M1: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{classes binárias})$

M2: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{classe_3_níveis})$

M3: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{espécie})$

M4: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sexo})$

M5: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sítios de coleta})$

Modelos compostos:

M6: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sítios de coleta}) + \beta_2 * (\text{classes binárias})$

M7: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sítios de coleta}) + \beta_2 * (\text{classe_3_níveis})$

M8: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sexo}) + \beta_2 * (\text{classes binárias})$

M9: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{sexo}) + \beta_2 * (\text{classe_3_níveis})$

M10: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{espécie}) + \beta_2 * (\text{classes binárias})$

M11: $Y = \beta_0 + \beta_1 * (\text{espécie}) + \beta_2 * (\text{classe_3_níveis})$

Onde o valor de Y corresponde a variável resposta (velocidade média, em metros por minuto, ou ângulos de virada, em radianos); sítios = sítios de coleta P1, P2 e P3 onde foram capturados cada grupo de indivíduos; Classes binárias = classificação dividida em áreas florestais e não florestais; e classe_3_níveis =

considera a classificação em três níveis, as áreas florestais, área urbana e pasto, veja que aqui separamos as áreas não florestais em duas classes, áreas urbanas e pasto. Admitimos como modelo de ausência de efeito a distribuição onde os parâmetros são constantes e nenhuma outra variável interferiu na trajetória, sendo esse modelo chamado de modelo nulo. Os scripts dos modelos estão disponíveis no material suplementar Anexo 1. As análises foram realizadas utilizando o software R 2.1.2 (R Dev. Core Team 2014) e os pacotes do conjunto Adehabitat (CALENGE et al., 2009).

3. Resultados

No total foram registrados 331 deslocamentos e 224 ângulos de virada.

A comparação de modelos mostra uma vantagem clara do modelo exponencial como modelo mais plausível para explicar os dados quando utilizada a velocidade média como variável resposta, assim o tamanho dos passos dos indivíduos por unidade de tempo durante as trajetórias foram descritos com aproximadamente o mesmo comprimento e com uma escala bem definida (Tabela 1).

Tabela 1. Modelos concorrentes de distribuição em ordem de melhor ajuste utilizando a variável velocidade média para as trajetórias das espécies *T. leucomelas* e *T. rufiventris*, em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para comparar modelos concorrentes. Também foi considerado que as diferenças dos valores de AICc menores que dois ($\Delta AICc \leq 2,1$) foram igualmente plausíveis para explicar os padrões observados.

Variável dependente	Melhor distribuição	Melhores modelos	dAICc	df	weight
Velocidade média	Exponencial	Sítios + classes binárias	0.0	4	0.668
	Exponencial	Sítios + classe_3_níveis	2.1	5	0.239
	Exponencial	Espécie + classe_3_níveis	6.0	4	0.034
	Exponencial	Espécie + classe binária	6.2	3	0.030
	Exponencial	Sítios	6.4	3	0.027
	Exponencial	Espécie	13.8	2	<0.001
	Exponencial	Sexo + classe binária	19.1	3	<0.001
	Exponencial	Sexo + classe_3_níveis	20.1	4	<0.001

Exponencial	Sexo	23.7	2	<0.001
Gama	Sexo	25.4	3	<0.001
Gama	Sítios	25.9	4	<0.001
Exponencial	Classe binária	26.0	2	<0.001
Gama	Espécie	26.6	3	<0.001
Gama	Modelo de não efeito	26.9	2	<0.001
Gama	Sexo + classe binária	27.1	4	<0.001
Exponencial	Classe_3_níveis	27.4	3	<0.001
Gama	Sítios + classe binária	27.4	5	<0.001
Gama	Espécie + classe binária	28.0	4	<0.001
Gama	Classe binária	28.5	3	<0.001
Gama	Sexo + classe_3_níveis	28.8	5	<0.001
Gama	Sítios + classe_3_níveis	29.4	6	<0.001
Gama	Espécie + classe_3_níveis	29.5	5	<0.001
Gama	Classe_3_níveis	30.3	4	<0.001
Exponencial	Modelo de não efeito	31.8	1	<0.001
Lévy	Modelo de não efeito	304.2	1	<0.001
Lévy	Sexo	305.5	2	<0.001
Lévy	Espécie	305.7	2	<0.001
Lévy	Classe binária	306.1	2	<0.001
Lévy	Sítios	307.2	3	<0.001
Lévy	Sexo + classe binária	307.5	3	<0.001
Lévy	Espécie + classe binária	307.6	3	<0.001
Lévy	Classe_3_níveis	308.1	3	<0.001
Lévy	Sítios + classes binárias	309.1	4	<0.001
Lévy	Sexo + classe_3_níveis	309.5	4	<0.001
Lévy	Espécie + classe_3_níveis	309.6	4	<0.001
Lévy	Sítios + classe_3_níveis	311.2	5	<0.001
Gaussiana	Sítios	2961.3	3	<0.001
Gaussiana	Sítios + classe binária	2963.1	4	<0.001
Gaussiana	Sítios + classe_3_níveis	2965.2	5	<0.001
Gaussiana	Espécie + classe binária	3006.4	3	<0.001
Gaussiana	Espécie + classe_3_níveis	3007.8	4	<0.001
Gaussiana	Espécie	3035.2	2	<0.001
Gaussiana	Sexo + classe binária	3039.6	3	<0.001
Gaussiana	Sexo + classe_3_níveis	3041.3	4	<0.001
Gaussiana	Sexo	3083.2	2	<0.001
Gaussiana	Classe binária	3100.1	2	<0.001
Gaussiana	Classe_3_níveis	3102.0	3	<0.001
Gaussiana	Modelo de não efeito	3153.1	1	<0.001

E dentro da distribuição exponencial o modelo mais plausível foi o dos modelos M6 que considera as variáveis da paisagem (classes binárias) influenciando no padrão das velocidades médias dos organismos. Isso significa que a escala

característica de movimento variou entre sítios de coleta e classe de uso do solo. O modelo M7, que considerou a classificação mais detalhada da área de estudo (classes com 3 níveis), foi igualmente plausível ($\Delta AIC = 2,1$), mas o modelo M6 foi considerado por ser mais simples.

Em média as velocidades nos sítios de coleta variaram de forma diferente do esperado, com valores menores no sítio de coleta 1 onde a predominância de habitat de pasto era evidente, seguido de velocidades médias no sítio 2 próximo a áreas urbanizadas e velocidades maiores no sítio 3, o qual era próximo a um fragmento florestal (Floresta Estacional Semidecídua Secundária) maior (figura 2, Anexo 2). Constatou-se também que as velocidades em média são maiores dentro nas matas e menores nos outros habitats (pastos e áreas urbanas com valores aproximados), e os dados coletados não deram suporte para dizer que as variáveis sexo e espécie influenciam nas velocidades médias dos indivíduos, o que também contrariou o esperado.

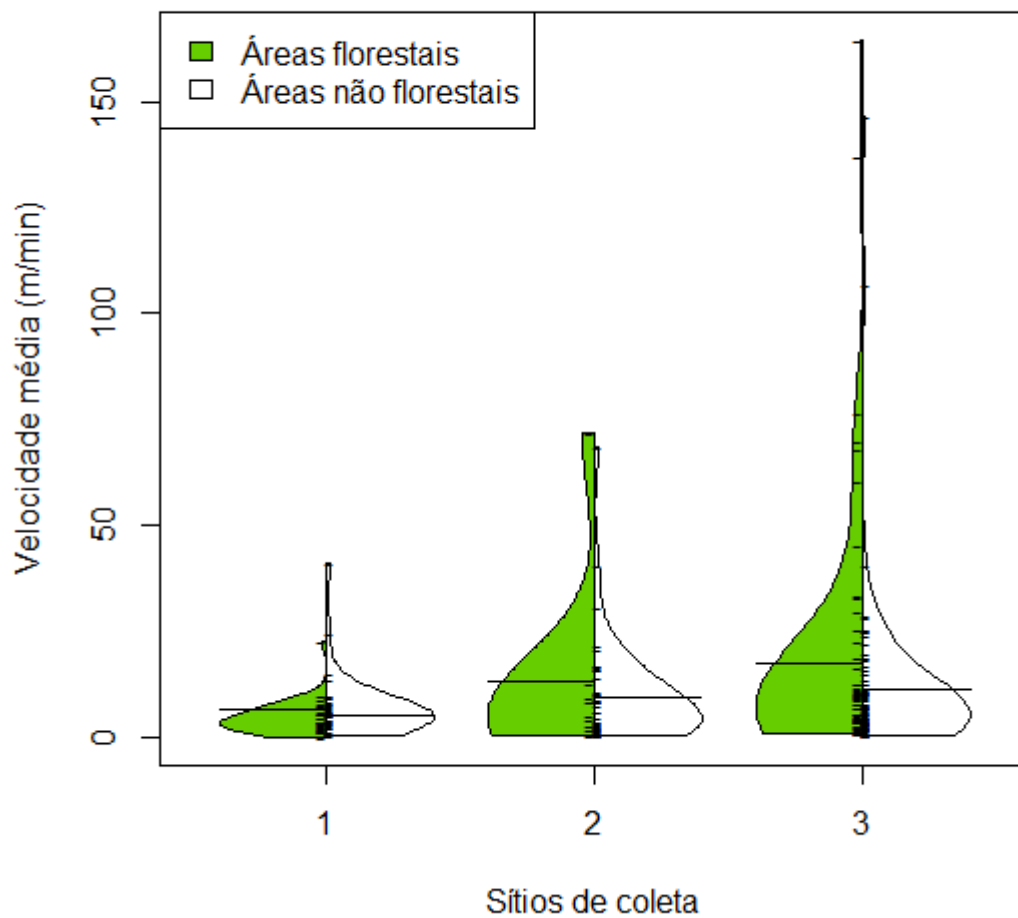


Figura 2: Violin plot para velocidades médias de *T. leucomelas* e *T. rufiventris* em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, Brasil, considerando cada sitio estudado, e os dois principais tipos de ambientes (Áreas florestais e áreas não florestais). Os pequenos segmentos horizontais mostram cada observação de velocidade média nos deslocamentos; os segmentos mais longos representam o valor esperado da velocidade segundo o ajuste exponencial do modelo M6, o qual considera os parâmetros sendo influenciados pelas variáveis da paisagem (classes binárias). Nota-se que velocidades mais elevadas ocorrem nas matas e nos sítios 2 (próximo a áreas urbanas) e 3 (área aberta cercada de pasto e pequenos fragmentos florestais).

Para os ângulos de virada o modelo de não efeito apresentou-se tão plausível quanto os outros que indicavam o efeito de covariáveis, sendo assim foi escolhido por parcimônia (tabela 2).

Tabela 2. Lista com os modelos concorrentes de distribuição em ordem de melhor ajuste utilizando a variável ângulos de virada para as trajetórias das espécies *T. leucomelas* e *T. rufiventris*, em áreas fragmentadas de Mata Atlântica, município de Itatiba, estado de São Paulo, Brasil.. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para comparar modelos concorrentes. Também foi considerado que as diferenças dos valores de AICc menores que dois ($\Delta\text{AICc} \leq 2,1$) foram igualmente plausíveis para explicar os padrões observados.

Variável dependente	Melhores modelos	dAICc	df	wAICc
Ângulos relativos	Modelo nulo	0.0	2	0.3522
	Classe binária	1.9	3	0.1374
	Espécie	1.9	3	0.1367
	Sexo	2.0	3	0.1270
	Espécie + classe binária	3.8	4	0.0524
	Sítios	3.9	4	0.0508
	3 classes	3.9	4	0.0503
	Sexo + classe binária	3.9	4	0.0491
	Espécie + classe_3_níveis	5.9	5	0.0186
	Sexo + classe_3_níveis	5.9	5	0.0180
	Sítios + classe_3_níveis	7.7	6	0.0074
	Sítio + classe binária	44.3	5	<0.001

A distribuição de Wrapped cauchy com parâmetros constantes mostrou que os ângulos de virada altos são os mais prováveis, indicando uma caminhada muito tortuosa e com muitas viradas com ângulos próximos a 180 graus (figura 3 e 4).

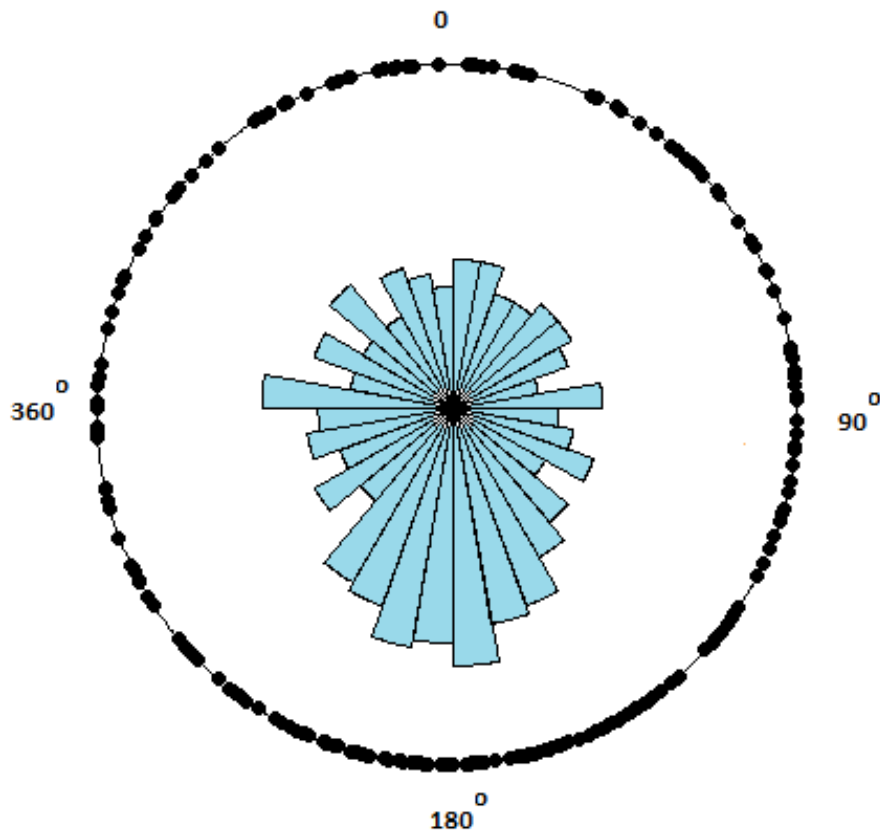


Figura 3. Gráfico circular representando os ângulos de virada mais observados. Os pontos de cor preta em volta do círculo representam os pontos de coleta e seus ângulos relativos. Nota-se uma maior distribuição para os ângulos com $+180^\circ$ ou -180° (π ou $-\pi$ radianos), o que demonstra viradas mais bruscas.

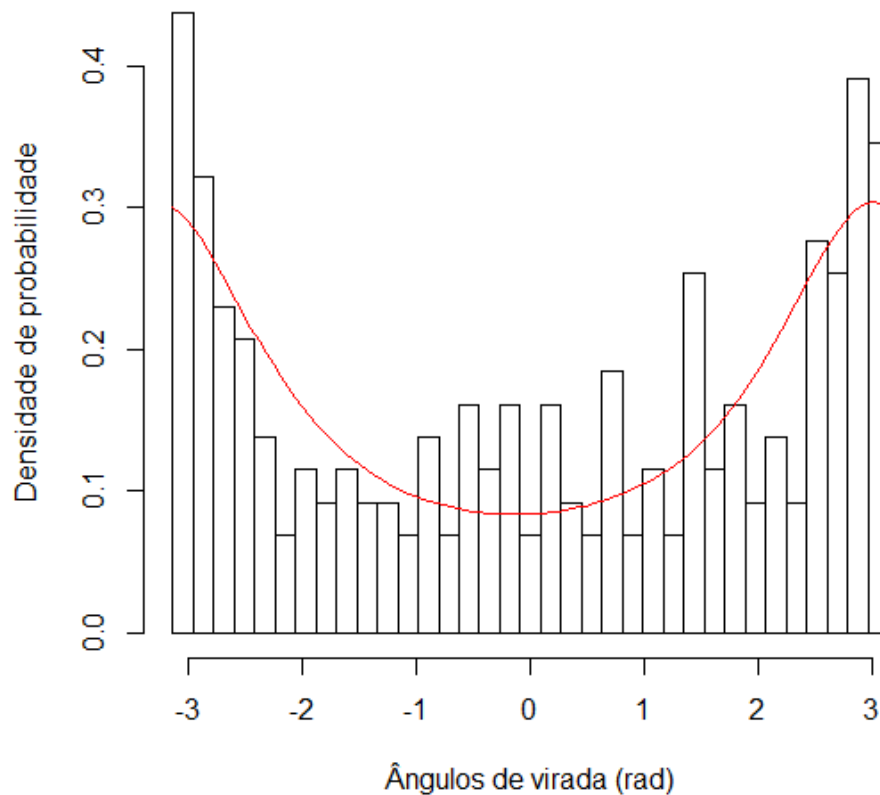


Figura 4. Distribuição dos ângulos de virada. Nota-se uma maior distribuição para os ângulos com $+180^\circ$ ou -180° (π ou $-\pi$ radianos), o que demonstra viradas mais bruscas. A linha vermelha representa a distribuição dos pontos de virada.

4. Discussão

Aves generalistas podem se mover e usar vários tipos de habitat sem que sejam afetados de forma significativa pela mudança na cobertura do solo como as demais espécies mais especialistas, que dependem de um maior gradiente florestal e de uma maior disponibilidade de recursos (COHEN, 2005).

Sabiás do gênero *Turdus ssp* são aves cosmopolitas e que se assemelham principalmente em relação a hábitos alimentares e também morfológicamente (SICK 1997; CLEMENTE, 2000). Isso pode explicar porque os modelos que consideravam diferenças entre as espécies não explicaram adequadamente as

trajetórias observadas. Isso reforça a hipótese de que diferentes espécies do gênero podem ser ecologicamente similares.

Aqui observamos padrões diferentes do esperado para as velocidades, com velocidades medias maiores dentro das áreas com maior fragmento florestal (223 ha) e velocidade media menores em áreas com maiores quantidades de outros habitats (principalmente formadas por pasto (51% da área total de estudo) e áreas urbanizadas (15% da área total de estudo)). Isso pode ser explicado pelo tipo de forrageio das espécies de estudo, como são animais que permanecem mais em regiões de bordas de matas e são altamente adaptados a regiões urbanizadas (VOGEL, 2012; SICK, 1997; LOMÁSCOLO et al., 2010), podem permanecer mais tempo nesses locais forrageando, e passando rapidamente pelas regiões de Mata. Como já foi mencionado áreas urbanas podem oferecer uma grande quantidade de recursos para aves generalistas, devido a diversificação do ambiente (FRANCHIN et al., 2004).

Apesar desse estudo não ter tido como objetivo quantificar os recursos disponíveis, Gabriel (2005) quantificou a disponibilidade de frutos e artrópodes próximos às áreas de cercas vivas. Foi observado que a disponibilidade de frutos era sazonal, principalmente no período entre os setembro e fevereiro e não diferiu significativamente entre os fragmentos e as cercas vivas (Gabriel 2005). Também não foram observadas diferenças significativas da quantidade de artrópodes entre fragmentos e cercas vivas (GABRIEL V. A., 2005). Essa informação pode ajudar a entender as velocidades mais lentas no Sitio de coleta 1, onde existiam cercas vivas conectado fragmentos mais isolados.

Em conjunto a essas informações fornecidas sobre a disponibilidade de recursos na região e observações pessoais durante as coletas de dados, pôde-se observar durante o campo que a região de Floresta Estacional Semidual Secundária aparentou ser pobre em recurso, e isso também pode ter contribuído para que as trajetórias dos sabiás fossem mais rápidas pelas matas, pois a fisionomia da vegetação influencia na facilidade ou no sucesso com que as aves podem obter seus recursos (HOLMES, 1990).

Um modelo de distribuição exponencial é composto por uma escala característica de comprimento de passos e por uma dispersão de curto alcance, o que define um dos modelos mais simples de caminhadas aleatórias (VISWANATHAN et al., 2011). Esse tipo de deslocamento é muito estudado em

animais nômades, os quais cobrem grandes áreas em busca de recursos e não possuem uma área de vida mais fixa (VISWANATHAN et al., 1999; BARTUMEUS, CATALAN, 2009) e foi observado neste estudo para as duas espécies (máximo deslocamento = 1643,9 m e mínimo deslocamento = 2,82 m). Esse fato pode estar relacionado também com a disponibilidade de recursos, ambientes onde há recurso, a tendência é que os animais permaneçam mais tempo com passos menores e mais curtos nesses locais, o que leva a velocidades menores (VISWANATHAN et al., 1999; KNEGT et al., 2007; SIMS et al., 2012), o que parece ser aceitável para essas espécies onívoras (SICK 1997; CLEMENT, 2000; COLLAR, 2005; VOGEL, 2012). Esse comportamento de passos mais curtos e caminhadas aleatórias em locais com maior disponibilidade de recurso já foram observados em outros grupos animais, como os albatrozes (HUMPHRIES et al., 2012). Em relação aos ângulos de virada, uma caminhada mais tortuosa também pode ser consistente como o tipo de forrageio do animal, nesses locais como bordas de mata e cercas vivas onde pode existir recurso disponível a caminhada dos indivíduos foi mais tortuosa, não sendo observadas longas caminhadas em linha reta (VISWANATHAN et al., 1999; MOORCROFT et al., 2006).

5. Conclusão

O estudo de movimentação animal vem crescendo ao longo dos anos e tem sido muito importante para entendermos os diversos motivos que levam os animais a se movimentarem, tanto na atividade diária de forrageio em busca de água e alimento, quanto em épocas reprodutivas, quando esses animais procuram novos territórios e parceiros reprodutivos. Este estudo mostrou que as trajetórias dos sabiás observados se assemelham a distribuições exponenciais, que representam o modelo mais simples de caminhada aleatória, com passos curtos e escala bem definida. Isso mostrou estar intimamente relacionado com modo de forrageio desses animais, considerados generalistas e cosmopolitas, os quais se adaptam a diversos ambientes, inclusive ambientes urbanizados.

Aqui, foi dado o passo inicial para o estudo de movimentação dessas espécies de sabiás em áreas fragmentadas. Como já foi mencionado, sabe-se que essas

espécies são resilientes e adaptadas a diversos tipos de ambientes, sendo assim elas podem ajudar um melhor entendimento sobre os processos de fragmentação e até mesmo auxiliar no manejo para a conservação dessas áreas remanescentes. Porém deve-se sempre ter mente que a distribuição dos recursos difere espacialmente nas regiões, e que diferentes padrões de busca emergem em diferentes ambientes com distribuição distinta de recursos. Sendo assim, reforçou-se aqui a importância de registrar a distribuição de recursos de forma espacialmente explícita ao se estudar e medir as trajetórias referentes ao forrageamento dos organismos. Considerando que aves generalistas frugívoras, dispersoras potenciais de uma infinidade de sementes, movimentam-se com bom desempenho ao longo do gradiente de fragmentação, considerá-las explicitamente no desenvolvimento de estratégias de manejo para a conservação da biodiversidade. Ao mesmo tempo, sugerimos integrar em modelos de simulação de resiliência de paisagem o uso de perfis de espécies generalistas, particularmente ao se planejar as áreas a serem abandonadas para regeneração natural em larga escala, como é o caso da Mata Atlântica (TAMBOSI et al., 2013).

6. Referências Bibliográficas:

BARTUMEUS, F., J. CATALAN. 2009. Optimal search behavior and classic foraging theory. *Journal of Physics A*, v.42, p.434002. 2009.

BARTUMEUS, F. Lévy Processes in Animal Movement: an Evolutionary Hypothesis. *Fractals*, v.15, p.151-162, 2007.

BOLKER, B.M. *Ecological Models and Data in R Princeton*: Princeton University Press. 2008.

BOSCOLO, D., METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, v. 24, p. 907-918, 2009.

CALENGE, C., DRAY, S., ROYER-CARENZI, M. The concept of animals' trajectories from a data analysis perspective. *Ecological Informatics*, v. 4, p.34 - 41. 2009.

- CLEMENT, P. Thrushes. Princeton University Press, Princeton. 2000.
- COHEN, E. B., LINDELL C. A. Habitat use of adult white-throated Robins during the breeding season in a mosaic landscape in Costa Rica. *J Field Ornithol*, v.76, p.279–286. 2005.
- COLLAR, N.J.. Family Turdidae (Thrushes). In: J. Del Hoyo, A. Elliot & D.A. Christie (eds), *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 10. Lynx Edicions, Barcelona. 2005.
- DALE, S., LUNDE, A., STEIFETTEN, O. Longer breeding dispersal than natal dispersal in the ortolan bunting. *Behavioral Ecology*, v.16, p.20-24. 2005.
- DE KNEGT, H. J., et al. Patch density determines movement patterns and foraging efficiency of large herbivores. *Behavioral Ecology*, v.18, p.1065–1072. 2007.
- FAHRIG, L., MERRIAM, G. Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology*, v. 8, p. 50–59. 1994.
- FRANCHIN, A. G.; MARÇAL JÚNIOR, O. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sábã, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas*. v. 17, n. 1, p. 179 – 202. 2004.
- GABRIEL, V. A. Uso de cercas - vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua. 2005. 73f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2005.
- GREENWOOD, P. J. E HARVEY, P. H. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.13, p.1-21. 1982.
- GOODWIN, B.J., FAHRIG, L. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, v. 99, p. 552–570. 2002.
- HANSKI, I. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. 1999.

HOLMES, R.T. Food resource availability and use in forest bird communities: a comparative view and critique. In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest BIRD communities. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990a. cap. 27, p. 387-393.

HUMPHRIES, N. E., et al. Foraging success of biological Lévy flights recorded in situ. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, v. 109, p.7169–7174. 2012.

JELTSCH, F., et al. Integrating movement ecology with biodiversity research: exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, n.1. 2013.

JOHNSON, J. B.; OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, v.19, n.2, p.101-108. 2004.

LOMÁSCOLO, S. B. *et al.* Flexibility in nest-site choice and nesting success of *Turdus rufiventris* (Turdidae) in a Montane Forest in Northwestern Argentina. *Wilson J. Ornithol.*, v.122, n.4, p.674-680. 2010.

MOORCROFT, P. R., M. A. LEWIS, R. L. CRABTREE. Mechanistic home range models capture spatial patterns and dynamics of coyote territories in Yellowstone. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 273, p.1651–1659. 2006.

NEWMAN, M.E. Power laws, Pareto distributions and Zipf's law. *Contemporary physics*, n.46, v.5, p. 323-351. 2005.

SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 pp. 1997.

SIMS, D. W., et al. Lévy flight and Brownian search patterns of a free-ranging predator reflect different prey Field characteristics. *Journal of Animal Ecology*, v.81, p. 432–442. 2012.

TAMBOSI, L.R., et al. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, v.22, p.169-177. 2013.

TURCHIN, P. *Quantitative Analysis of Movement: measuring and modeling population redistribution in plants and animals*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 1998.

VISWANATHAN, G. M., et al. Optimizing the success of random searches. *Nature*, v.401, p.911–914. 1999.

VISWANATHAN, G.M. et al. *The Physics of Foraging: an Introduction to Random Searches and Biological Encounters*. Cambridge University Press, Cambridge. 2011.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C.H.; METRI, R. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. *Biota Neotrop.* v.12, n.4. 2012.

WILSON, R. P.; MCMAHON, C. R. Measuring devices on wild animals: what constitutes acceptable practice? *Frontiers in Ecology and the Environment*, v..4, p.147–154.2006

WHITE, G.C., GARROT, R.A. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. San Diego: Academic Press. 1990.

Conclusão final

Os dois processos de maior ameaça à diversidade das espécies em áreas florestais são a fragmentação e a perda de habitats, pois geram grandes alterações no ecossistema, afetando as populações presentes e criando fragmentos cada vez menores que modificam a conectividade da paisagem influenciando na movimentação dos organismos.

As espécies de aves frugívoras estão entre as maiores dispersoras de sementes em áreas fragmentadas devido aos seus padrões de movimentação e dentre estas, os sabiás estão entre as espécies que mais dispersam sementes nestas regiões. Nesse trabalho tivemos como objetivos analisar as áreas de vida, a seleção e uso do espaço e os próprios padrões de

movimentação desse grupo de aves cosmopolitas e generalistas. Apesar dos problemas encontrados ao longo da coleta de dados, a metodologia de fixação dos transmissores por mochilas de algodão encerado e a própria radiotelemetria foram eficientes e responderem bem ao esperado para as espécies.

As áreas de vida das duas espécies não possuíram diferenças significativas corroborando com a ideia de que são espécies morfologicamente e funcionalmente similares. Também foi constatada uma sobreposição de áreas de vida, o que pode levar a pensar em uma sobreposição dos nichos ecológicos, porém há a necessidade de maiores estudos para afirmar essa informação. Do ponto de vista da seleção e uso do habitat, pode-se concluir que o uso do habitat está mais intimamente relacionado com a disponibilidade do habitat em questão. Percebeu-se uma preferência por regiões de borda de matas e áreas urbanizadas, onde é possível observar as duas espécies em diversas épocas do ano. Em relação ao estudo de movimentação das espécies estudadas, esse estudo mostrou que as trajetórias dos sabiás observados se assemelham a distribuições exponenciais, que representam o modelo mais simples de caminhada aleatória, com passos curtos e escala bem definida. Isso mostrou estar intimamente relacionado com modo de forrageio desses animais, considerados generalistas e cosmopolitas, os quais se adaptam a diversos ambientes, inclusive ambientes urbanizados.

Aqui, foi dado o passo inicial para o estudo de movimentação dessas espécies de sabiás em áreas fragmentadas. Como já foi mencionado, sabe-se que essas espécies são adaptadas a diversos tipos de ambientes, sendo assim podem ajudar a entender melhor os processos de fragmentação e até mesmo auxiliar no manejo de propostas para a conservação dessas áreas remanescentes. Atualmente estudos sobre aves dispersoras generalistas e cosmopolitas como os sabiás são escassos, e esse estudo sugere que maiores estudos, principalmente relacionados à movimentação animal são de grande importante para ajudar futuras decisões na área da conservação desses ambientes alterados. E esse seria um ponto de partida interessante para resolver questões ecológicas importantes principalmente relacionadas à regeneração de áreas florestais, entre outras.

ANEXOS:

Anexo 1. Script dos modelos e suas variáveis.

```
#####

#

# Movement analysis for thrushes in

# fragmented landscapes

#

# Natalia Stefanini da Silveira - nat.stefanini at gmail.com

# Bernardo Niebuhr - bernardo_brandaum at yahoo.com.br

# Dec. 2014

# No rights reserved - feel free to modify and share

#

#####

#####

# Loading packages

if(!require(adehabitatLT)) install.packages("adehabitatLT", dep=T);
library(adehabitatLT)

if(!require(bbmle)) install.packages("bbmle", dep=T); library(bbmle)

require(digest)
```

MODELS

Y = mean speed or turning angles

Describe models here

#####

For Y = Mean speed

Defining models

Exponential models

```
LLexp <- function(lambda){  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

```
LLexp1 <- function(a, b){  
  
  lambda = c(a, b)[class.bin.v]  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

```
LLexp1.5 <- function(a, b, c){
```

```
lambda = c(a, b, c)[class3.v]
-sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))
}
```

```
LLexp2 <- function(a, b){
  lambda = c(a, b)[species.v]
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))
}
```

```
LLexp3 <- function(a, b){
  lambda = c(a, b)[sex.v]
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))
}
```

```
LLexp4 <- function(a, b, c){
  lambda = c(a, b, c)[site.v]
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))
}
```

```
LLexp5 <- function(a, b, c){
  lambda = c(a, b)[sex.v] + c(0, c)[class.bin.v]
```

```
-sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
}
```

```
LLexp5.5 <- function (a,b,c,d){  
  
  lambda = c(a, b)[sex.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

```
LLexp6 <- function(a, b, c){  
  
  lambda = c(a, b)[species.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

```
LLexp6.5 <- function (a,b,c,d){  
  
  lambda = c(a, b)[species.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

```
LLexp7 <- function(a, b, c, d){  
  
  lambda = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d)[class.bin.v]
```

```
-sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
}
```

```
LLexp7.5 <- function(a, b, c, d, e){  
  
  lambda = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d, e)[class3.v]  
  
  -sum(dexp(velo, rate=lambda, log=T))  
  
}
```

Fitting models

```
mexp <- mle2(LLexp, start=list(lambda=1/mean(velo)))
```

```
mexp1 <- mle2(LLexp1, start=list(a = 0.1, b = 0.1))
```

```
mexp1.5 <- mle2(LLexp1.5, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1))
```

```
mexp2 <- mle2(LLexp2, start=list(a = 0.1, b = 0.1))
```

```
mexp3 <- mle2(LLexp3, start=list(a = 0.1, b = 0.1))
```

```
mexp4 <- mle2(LLexp4, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1))
```

```
mexp5 <- mle2(LLexp5, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1))
```

```
mexp5.5 <- mle2(LLexp5.5, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1, d = 0.1))
```

```
mexp6 <- mle2(LLexp6, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1))
```

```
mexp6.5 <- mle2(LLexp6.5, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1, d = 0.1))
```

```
mexp7 <- mle2(LLexp7, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1, d = 0.1))
```

```
mexp7.5 <- mle2(LLexp7.5, start=list(a = 0.1, b = 0.1, c = 0.1, d = 0.1, e = 0.1))
```

Comparing models

```
(comp <- AICctab(mexp, mexp1, mexp1.5, mexp2, mexp3, mexp4, mexp5, mexp5.5,
mexp6, mexp6.5, mexp7, mexp7.5, base=T, weights=T, nobs = length(velo)))
```

```
#
```

```
###
```

Half-Gaussian models

```
dhgauss <- function(x, sd, log = FALSE) {
```

```
  ifelse(x < 0, 0, 2*dnorm(x, mean = 0, sd = sd, log = log))
```

```
}  
  
curve(dhgauss(x, sd=1), from=0, to=100, log="")  
  
curve(dhgauss(x, sd=2.5), from=0, to=100, add=T)  
  
curve(dhgauss(x, sd=10), from=0, to=100, add=T)  
  
integrate(dhgauss, -Inf, Inf, sd=1)  
  
    LLgauss <- function(sigma){  
  
    -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
    }  
  
}
```

```
LLgauss1 <- function(a, b){  
  
    sigma = c(a, b)[class.bin.v]  
  
    -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
    }  
  
}
```

```
LLgauss1.5 <- function(a, b, c){  
  
    sigma = c(a, b, c)[class3.v]  
  
    -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
    }  
  
}
```

```
LLgauss2 <- function(a, b){  
  
    sigma = c(a, b)[species.v]  
  
}
```

```
-sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}  
  
LLgauss3 <- function(a, b){  
  
  sigma = c(a, b)[sex.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}  
  
  
LLgauss4 <- function(a, b, c){  
  
  sigma = c(a, b, c)[site.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}  
  
  
LLgauss5 <- function(a, b, c){  
  
  sigma = c(a, b)[sex.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}  
  
  
LLgauss5.5 <- function(a, b, c, d){  
  
  sigma = c(a, b)[sex.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}
```

```
LLgauss6 <- function(a, b, c){  
  
  sigma = c(a, b)[species.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}
```

```
LLgauss6.5 <- function(a, b, c, d){  
  
  sigma = c(a, b)[species.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}
```

```
LLgauss7 <- function(a, b, c, d){  
  
  sigma = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d)[class.bin.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}
```

```
LLgauss7.5 <- function(a, b, c, d, e){  
  
  sigma = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d, e)[class.bin.v]  
  
  -sum(dhgauss(velo, sd=sigma, log=T))  
  
}
```

Fitting models to data

```
mgauss <- mle2(LLgauss, start=list(sigma=sd(velo)))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ class.bin.v -1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ class.bin.v -1))[2]
```

```
mgauss1 <- mle2(LLgauss1, start=list(a = aa, b = bb))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ class3.v -1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ class3.v -1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ class3.v -1))[3]
```

```
mgauss1.5 <- mle2(LLgauss1.5, start=list(a = aa, b = bb, c = cc))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ species.v -1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ species.v -1))[2]
```

```
mgauss2 <- mle2(LLgauss2, start=list(a = aa, b = bb))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ sex.v -1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ sex.v -1))[2]
```

```
mgauss3 <- mle2(LLgauss3, start=list(a = aa, b = bb))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ site.v -1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ site.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ site.v - 1))[3]
```

```
mgauss4 <- mle2(LLgauss4, start=list(a = aa, b = bb, c = cc))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ sex.v + class.bin.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ sex.v + class.bin.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ sex.v + class.bin.v - 1))[3]
```

```
mgauss5 <- mle2(LLgauss5, start=list(a = aa, b = bb, c = cc))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ sex.v + class3.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ sex.v + class3.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ sex.v + class3.v - 1))[3]
```

```
dd <- coef(glm(velo ~ sex.v + class3.v - 1))[4]
```

```
mgauss5.5 <- mle2(LLgauss5.5, start=list(a = aa, b = bb, c = cc, d = dd))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ species.v + class.bin.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ species.v + class.bin.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ species.v + class.bin.v - 1))[3]
```

```
mgauss6 <- mle2(LLgauss6, start=list(a = aa, b = bb, c = cc))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ species.v + class3.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ species.v + class3.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ species.v + class3.v - 1))[3]
```

```
dd <- coef(glm(velo ~ species.v + class3.v - 1))[4]
```

```
mgauss6.5 <- mle2(LLgauss6.5, start=list(a = aa, b = bb, c = cc, d=dd))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ site.v + class.bin.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ site.v + class.bin.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ site.v + class.bin.v - 1))[3]
```

```
dd <- coef(glm(velo ~ site.v + class.bin.v - 1))[4]
```

```
mgauss7 <- mle2(LLgauss7, start=list(a = aa, b = bb, c = cc, d = dd))
```

```
aa <- coef(glm(velo ~ site.v + class3.v - 1))[1]
```

```
bb <- coef(glm(velo ~ site.v + class3.v - 1))[2]
```

```
cc <- coef(glm(velo ~ site.v + class3.v - 1))[3]
```

```
dd <- coef(glm(velo ~ site.v + class3.v - 1))[4]
```

```
ee <- coef(glm(velo ~ site.v + class3.v - 1))[5]
```

```
mgauss7.5 <- mle2(LLgauss7.5, start=list(a = aa, b = bb, c = cc, d = dd, e = ee))
```

Comparing models

```
(comp <- AICctab(mgauss, mgauss1,mgauss1.5, mgauss2, mgauss3, mgauss4,
mgauss5,mgauss5.5, mgauss6, mgauss6.5, mgauss7, mgauss7.5, base=T,
weights=T, nobs=length(velo)))
```

```
# (comp <- AICctab(mexp, mexp1, mexp2, mexp3, mexp4, mexp5, mexp6, mexp7,  
mgauss, mgauss1, mgauss2, mgauss3, mgauss4, mgauss5, mgauss6, mgauss7,  
base=T, weights=T, nobs=length(velo)))
```

```
###
```

Gamma distribution models

```
LLgama <- function(forma, escala) {  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama1 <- function(a, b, escala) {  
  
  forma = c(a, b)[class.bin.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama1.5 <- function(a, b, c, escala) {  
  
  forma = c(a, b, c)[class3.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama2 <- function(a, b, escala) {  
  
  forma = c(a, b)[species.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama3 <- function(a, b, escala) {  
  
  forma = c(a, b)[sex.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama4 <- function(a, b, c, escala) {  
  
  forma = c(a, b, c)[site.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama5 <- function(a, b, c, escala) {  
  
  forma = c(a, b)[sex.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))  
  
}
```

```
LLgama5.5 <- function(a, b, c, d, escala) {
```

```
forma = c(a, b)[sex.v] + c(0, c, d)[class3.v]

-sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))

}
```

```
LLgama6 <- function(a, b, c, escala) {

  forma = c(a, b)[species.v] + c(0, c)[class.bin.v]

  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))

}
```

```
LLgama6.5 <- function(a, b, c, d, escala) {

  forma = c(a, b)[species.v] + c(0, c, d)[class3.v]

  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))

}
```

```
LLgama7 <- function(a, b, c, d, escala) {

  forma = c(a, b, c)[site.v] + c(0, d)[class.bin.v]

  -sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))

}
```

```
LLgama7.5 <- function(a, b, c, d, e, escala) {

  forma = c(a, b, c)[site.v] + c(0, d, e)[class3.v]
```

```
-sum(dgamma(velo, shape=forma, scale=escala, log=T))
}
```

Fitting models to data

```
mgama <- mle2(LLgama, start=list(forma = mean(velo)^2/var(velo), escala =
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama1 <- mle2(LLgama1, start=list(a = 1, b = 1, escala = var(velo)/mean(velo)),
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 0.001, b = 0.001, escala = 0.01),
upper=c(a = Inf, b = Inf, escala = Inf))
```

```
mgama1.5 <- mle2(LLgama1.5, start=list(a = 1, b = 1, c = 1, escala =
var(velo)/mean(velo)),
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 0.001, b = 0.001, c = 0.001, escala =
0.01),
upper=c(a = Inf, b = Inf, c = Inf, escala = Inf))
```

```
mgama2 <- mle2(LLgama2, start=list(a = 1, b = 1, escala = var(velo)/mean(velo)),
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 0.001, b = 0.001, escala = 0.01),
upper=c(a = Inf, b = Inf, escala = Inf))
```

```
mgama3 <- mle2(LLgama3, start=list(a = 1, b = 1, escala = var(velo)/mean(velo)),  
              method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 0.001, b = 0.001, escala = 0.01),  
              upper=c(a = Inf, b = Inf, escala = Inf))
```

```
mgama4 <- mle2(LLgama4, start=list(a = 1, b = 1, c = 1, escala =  
var(velo)/mean(velo)),  
              method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 0.001, b = 0.001, c = 0.001, escala =  
0.01),  
              upper=c(a = Inf, b = Inf, c = Inf, escala = Inf))
```

```
mgama5 <- mle2(LLgama5, start=list(a = 1, b = 1, c = 1, escala =  
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama5.5 <- mle2(LLgama5.5, start=list(a = 0.5, b = 0.5, c = 0.5, d = 0.5, escala =  
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama6 <- mle2(LLgama6, start=list(a = 1, b = 1, c = 1, escala =  
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama6.5 <- mle2(LLgama6.5, start=list(a = 0.5, b = 0.5, c = 0.5, d = 0.6, escala =  
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama7 <- mle2(LLgama7, start=list(a = 0.5, b = 0.5, c = 0.5, d = 0.5, escala =  
var(velo)/mean(velo)))
```

```
mgama7.5<- mle2(LLgama7.5, start=list(a = 0.5, b = 0.5, c = 0.5, d = 0.5, e = 0.5,
escala = var(velo)/mean(velo)))
```

Comparing models

```
# (comp <- AICctab(mgama, mgama1, mgama1.5, mgama2, mgama3, mgama4,
mgama5, mgama5.5,mgama6, mgama6.5, mgama7, mgama7.5, base=T, weights=T,
nobs=length(velo)))
```

```
# (comp <- AICctab(mexp, mexp1, mexp2, mexp3, mexp4, mexp5, mexp6, mexp7,
mgauss, mgauss1, mgauss2, mgauss3, mgauss4, mgauss5, mgauss6, mgauss7,
mgama, mgama1, mgama2, mgama3, mgama4, mgama5, mgama6, mgama7,
base=T, weights=T, nobs=length(velo)))
```

```
###
```

Levy distribution models

```
# Power-law distribution
```

```
dpowlaw <- function(x, alfa, xmin, log=FALSE){
```

```
  c <- (alfa-1)*xmin^(alfa-1)
```

```
  if(log) ifelse(x < xmin, 0, log(c*x^(-alfa)))
```

```
  else ifelse(x < xmin, 0, c*x^(-alfa))
```

```
}
```

```
integrate(dpowlaw, -Inf, Inf, alfa=2, xmin=1)

curve(dpowlaw(x, alfa=2.5, xmin=10), from=0, to=100, log="")

curve(dpowlaw(x, alfa=2.5, xmin=1), from=1, to=100, log="xy")
```

```
LLlevy <- function(mu, xmin){

  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))

}
```

```
LLlevy1 <- function(a, b, xmin){

  mu = c(a, b)[class.bin.v]

  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))

}
```

```
LLlevy1.5 <- function(a, b, c, xmin){

  mu = c(a, b, c)[class3.v]

  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))

}
```

```
LLlevy2 <- function(a, b, xmin){

  mu = c(a, b)[species.v]

  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))

}
```

```
}
```

```
LLlevy3 <- function(a, b, xmin){  
  
  mu = c(a, b)[sex.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy4 <- function(a, b, c, xmin){  
  
  mu = c(a, b, c)[site.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy5 <- function(a, b, c, xmin){  
  
  mu = c(a, b)[sex.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy5.5 <- function(a, b, c, d, xmin){  
  
  mu = c(a, b)[sex.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy6 <- function(a, b, c, xmin){  
  
  mu = c(a, b)[species.v] + c(0, c)[class.bin.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy6.5 <- function(a, b, c, d, xmin){  
  
  mu = c(a, b)[species.v] + c(0, c, d)[class3.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy7 <- function(a, b, c, d, xmin){  
  
  mu = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d)[class.bin.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

```
LLlevy7.5 <- function(a, b, c, d, e, xmin){  
  
  mu = c(a, b, c)[site.v] +c(0, d, e)[class3.v]  
  
  -sum(dpowlaw(velo, alfa=mu, xmin=xmin, log=T))  
  
}
```

Fitting models to data

```
mlevy <- mle2(LLlevy, start=list(mu=2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(mu = 1.1), upper=c(mu = 4))
```

```
mlevy1 <- mle2(LLlevy1, start=list(a = 2, b = 2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 1.1, b = 1.1), upper=c(a = 4, b = 4))
```

```
mlevy1.5 <- mle2(LLlevy1.5, start=list(a = 2, b = 2, c = 2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 1.1, b = 1.1, c = 1.1), upper=c(a = 4, b = 4, c = 4))
```

```
mlevy2 <- mle2(LLlevy2, start=list(a = 2, b = 2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 1.1, b = 1.1), upper=c(a = 4, b = 4))
```

```
mlevy3 <- mle2(LLlevy3, start=list(a = 2, b = 2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 1.1, b = 1.1), upper=c(a = 4, b = 4))
```

```
mlevy4 <- mle2(LLlevy4, start=list(a = 2, b = 2, c = 2), fixed=list(xmin=min(velo)),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = 1.1, b = 1.1, c = 1.1), upper=c(a = 4, b = 4, c = 4))
```

```
mlevy5.5 <- mle2(LLlevy5.5, start=list(a = 2, b = 2, c = 0.1, d = 0.1),
```

```
fixed=list(xmin=min(velo)))
```

```
mlevy5 <- mle2(LLlevy5, start=list(a = 2, b = 2, c = 0.1), fixed=list(xmin=min(velo)))
```

```
mlevy6 <- mle2(LLlevy6, start=list(a = 2, b = 2, c = 0.1), fixed=list(xmin=min(velo)))
```

```
mlevy6.5 <- mle2(LLlevy6.5, start=list(a = 2, b = 2, c = 0.1, d = 0.1),
fixed=list(xmin=min(velo)))
```

```
mlevy7 <- mle2(LLlevy7, start=list(a = 2, b = 2, c = 2, d = 0.1),
fixed=list(xmin=min(velo)))
```

```
mlevy7.5 <- mle2(LLlevy7.5, start=list(a = 2, b = 2, c = 2, d = 0.1, e = 0.1),
fixed=list(xmin=min(velo)))
```

Comparing models

```
# (comp <- AICctab(mlevy, mlevy1, mlevy2, mlevy3, mlevy4, mlevy5, mlevy6, mlevy7,
nobs=length(velo), base=T, weights=T))
```

Comparing all models

```
(comp <- AICctab(mgama, mgama1,mgama1.5, mgama2, mgama3, mgama4,
mgama5,mgama5.5, mgama6,mgama6.5, mgama7, mgama7.5, mgauss, mgauss1,
mgauss1.5, mgauss2, mgauss3, mgauss4, mgauss5, mgauss5.5, mgauss6,
mgauss6.5, mgauss7, mgauss7.5, mexp, mexp1, mexp1.5, mexp2, mexp3, mexp4,
mexp5, mexp5.5, mexp6, mexp6.5, mexp7, mexp7.5 mlevy, mlevy1, mlevy1.5,
```

```
mlevy2, mlevy3, mlevy4, mlevy5, mlevy5.5, mlevy6, mlevy6.5, mlevy7,mlevy7.5,
base=T, weights=T, nobs=length(velo)))
```

```
#####
```

Turning angles

Wrapped Cauchy distribution

```
# Defining the function with log
```

```
dwcauchy <- function(theta, mu, rho, log=FALSE) {
```

```
  if(log) log(dwrpcauchy(theta, mu=mu, rho=rho))
```

```
  else dwrpcauchy(theta, mu=mu, rho=rho)
```

```
}
```

```
curve(dwcauchy(x, 0, 0.5), -pi, pi)
```

```
curve(dwcauchy(x, 0, 0.00001), -pi, pi, add=T)
```

```
curve(dwcauchy(x, pi, 0.2), -pi, pi, add=T)
```

```
integrate(dwcauchy, lower = -pi, upper = pi, mu = 0, rho = 0.5)
```

```
LLcauchy <- function(mu, rho) {
```

```
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho, log=T))
```

```
}
```

```
LLcauchy1 <- function(a, b, rho) {  
  mu = c(a, b)[class.bin.a]  
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))  
}
```

```
LLcauchy1.5 <- function(a, b, c, rho) {  
  mu = c(a, b, c)[class3.a]  
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))  
}
```

```
LLcauchy2 <- function(a, b, rho) {  
  mu = c(a, b)[sex.a]  
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))  
}
```

```
LLcauchy3 <- function(a, b, rho) {  
  mu = c(a, b)[species.a]  
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))  
}
```

```
LLcauchy4 <- function(a, b, c, rho) {
```

```
mu = c(a, b, c)[site.a]
-sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
LLcauchy5 <- function(a, b, c, rho) {
  mu = c(a, b)[sex.a] + c(0, c)[class.bin.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
LLcauchy5.5 <- function(a, b, c, d, rho) {
  mu = c(a, b)[sex.a] + c(0, c, d)[class3.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
LLcauchy6 <- function(a, b, c, rho) {
  mu = c(a, b)[species.a] + c(0, c)[class.bin.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
LLcauchy6.5 <- function(a, b, c, d, rho) {
  mu = c(a, b)[species.a] + c(0, c, d)[class3.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
}
```

```
LLcauchy7 <- function(a, b, c, d, rho) {
  mu = c(a, b, c)[site.a] + c(0, d)[class.bin.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

```
LLcauchy7.5 <- function(a, b, c, d, e, rho) {
  mu = c(a, b, c)[site.a] + c(0, d, e)[class3.a]
  -sum(dwcauchy(angle, mu, rho=rho, log=T))
}
```

Fitting models to data

```
mcauchy <- mle2(LLcauchy, start=list(mu = 0, rho = 0.5),
  method = "L-BFGS-B", lower=c(mu = -pi, rho = 0),
  upper=c(mu = pi, rho = 1))

mcauchy1 <- mle2(LLcauchy1, start=list(a = 0, b = 0, rho = 0.5),
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, rho = 0),
  upper=c(a = pi, b = pi, rho = 1))
```

```
mcauchy1.5 <- mle2(LLcauchy1.5, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, rho = 0.5),  
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, rho = 0),  
  upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy2 <- mle2(LLcauchy2, start=list(a = 0, b = 0, rho = 0.5),  
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, rho = 0),  
  upper=c(a = pi, b = pi, rho = 1))
```

```
mcauchy3 <- mle2(LLcauchy3, start=list(a = 0, b = 0, rho = 0.5),  
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, rho = 0.01),  
  upper=c(a = pi, b = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy4 <- mle2(LLcauchy4, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, rho = 0.5),  
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, rho = 0.01),  
  upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy5 <- mle2(LLcauchy5, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, rho = 0.5),  
  method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, rho = 0.01),  
  upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy5.5 <- mle2(LLcauchy5.5, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, d = 0, rho = 0.5),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, d = -pi, rho = 0.01),
upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, c = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy6 <- mle2(LLcauchy6, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, rho = 0.5),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, rho = 0.01),
```

```
upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy6.5 <- mle2(LLcauchy6.5, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, d = 0, rho = 0.5),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, d = -pi, rho = 0.01),
```

```
upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, d = pi, rho = 0.99))
```

```
mcauchy7 <- mle2(LLcauchy7, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, d = 0, rho = 0.5),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, d = -pi, rho = 0.01),
```

```
upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, d = pi, rho = 0.99))
```

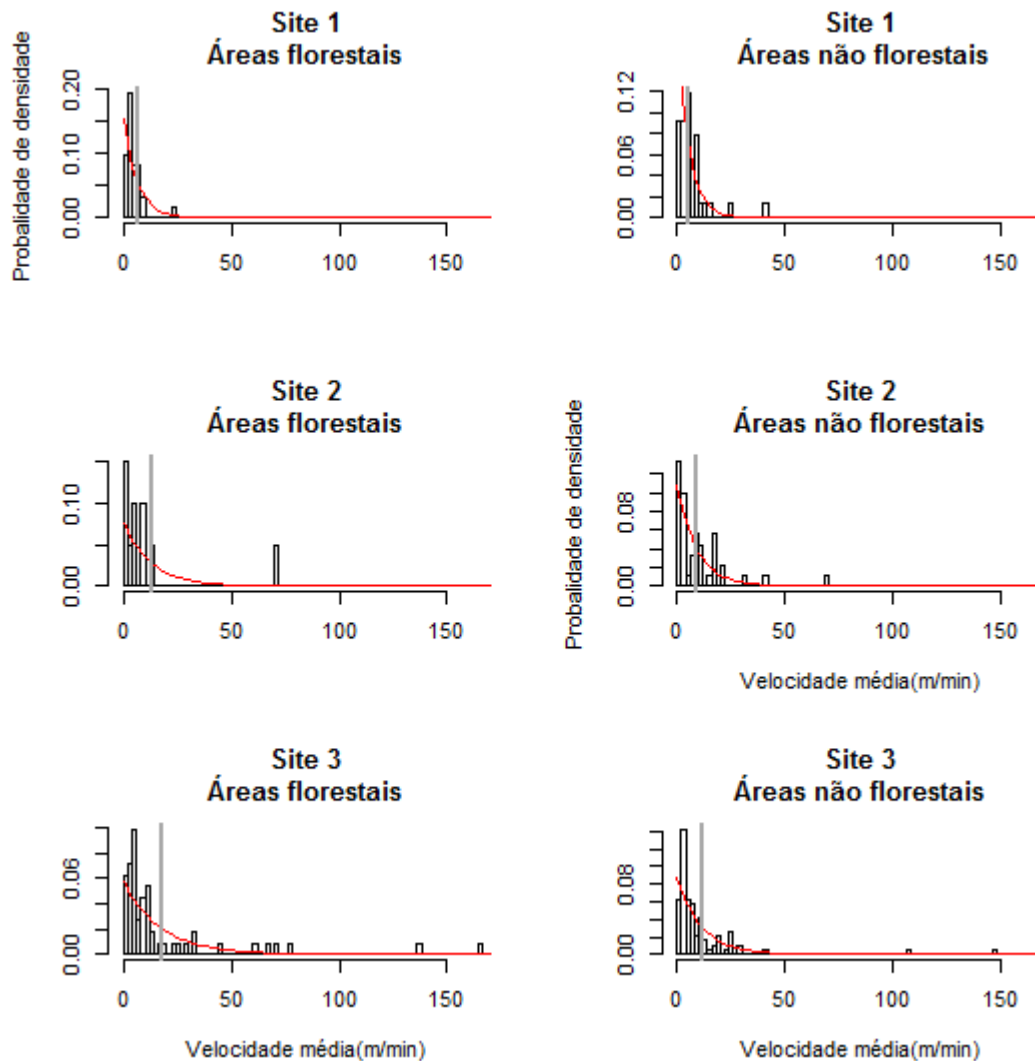
```
mcauchy7.5 <- mle2(LLcauchy7.5, start=list(a = 0, b = 0, c = 0, d = 0, e = 0, rho = 0.5),
```

```
method = "L-BFGS-B", lower=c(a = -pi, b = -pi, c = -pi, d = -pi, e = -pi, rho =
0.01),
```

```
upper=c(a = pi, b = pi, c = pi, d = pi, e = pi, rho = 0.99))
```

```
(comp <- AICctab(mcauchy, mcauchy1, mcauchy1.5, mcauchy2, mcauchy3,
mcauchy4, mcauchy5, mcauchy5.5, mcauchy6, mcauchy6.5, mcauchy7, mcauchy7.5,
base=T, weights=T, nobs=length(velo)))
```

#####



Anexo 2. Distribuição de frequência para as velocidades médias de movimentos de indivíduos de *T. leucomelas* e *T. rufiventris* em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica, Brasil. Cada gráfico se refere a um sítio distinto, e se o movimento foi realizado em área florestal ou em áreas abertas não florestais. A linha vermelha representa a distribuição do modelo M6, o qual considera parâmetros sendo influenciados pelas variáveis da paisagem (classes binárias). É possível notar que velocidades mais elevadas ocorrem nas matas e nos sítios 2 e 3. Esse seria um plot complementar ao Violin plot, (vide figura 2) ambos apresentam o mesmo tipo de informação, porem com um design diferente.

