



KAREN CRISTINA BRAGA LIMA

**PADRÃO DE ATIVIDADE E USO DE HABITAT POR
IRARA (*EIRA BARBARA*, LINNAEUS 1978) EM ÁREAS DE
ALTITUDE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, MATA
ATLÂNTICA, M.G.**

**LAVRAS-MG
2018**

KAREN CRISTINA BRAGA LIMA

PADRÃO DE ATIVIDADE E USO DE HABITAT POR IRARA (*EIRA BARBARA*, LINNAEUS 1978) EM ÁREAS DE ALTITUDE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, MATA ATLÂNTICA, M.G.

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador
Dra. Clarissa Alves da Rosa
Coorientadora

**LAVRAS-MG
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Lima, Karen Cristina Braga.

Padrão de atividade e uso de habitat por irara (*Eira barbara*,
Linnaeus 1978) em áreas de altitude na Serra da Mantiqueira, Mata
Atlântica, M.G. / Karen Cristina Braga Lima. - 2018.

53 p. : il.

Orientador(a): Marcelo Passamani.

Coorientador(a): Clarissa Alves da Rosa.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Irara (*Eira barbara*). 2. Padrão de atividade. 3. Uso de
habitat. I. Passamani, Marcelo. II. Rosa, Clarissa Alves da. III.
Título.

KAREN CRISTINA BRAGA LIMA

PADRÃO DE ATIVIDADE E USO DE HABITAT POR IRARA (*EIRA BARBARA*, LINNAEUS 1978) EM ÁREAS DE ALTITUDE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, MATA ATLÂNTICA, M.G.

ACTIVITY PATTERN AND HABITAT USE OF TAYRA (*EIRA BARBARA*, LINNAEUS 1978) IN HIGHLAND AREAS IN THE SERRA DA MANTIQUEIRA, ATLANTIC FOREST, M.G.

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 7 de maio de 2017
Dr. Marcelo Passamani – UFLA
Dr. Renato Gregorin – UFLA
Dr. Gastón Andrés Fernandez Giné – UFJF

Prof. Dr. Marcelo Passamani
Orientador
Dra. Clarissa Alves da Rosa
Coorientadora

**LAVRAS-MG
2018**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pois Ele preparou toda a trajetória para que essa etapa da minha vida acontecesse na melhor época para mim e colocou as pessoas certas no meu caminho para me ajudarem durante todo esse período. Por ter me iluminado e cuidado de mim sempre.

Aos meus familiares, por todo amor. Em especial minha mãe, Gilda, por ser essa mãe-amiga, que sempre acreditou no meu potencial, cuidou de mim, me incentivou a sempre estudar e lutou para que isso se tornasse realidade, mesmo com tantas dificuldades. E também a minha irmã, Carol, que é minha parceirinha e sempre sonhou junto comigo meus sonhos, me motivando a realizá-los e ajudando em todas as dificuldades no meu caminho. Vocês me dão força e são luz na minha vida!

Aos meus amigos, que fazem toda essa conquista mais valiosa, por me ajudarem a tornar os momentos mais leves e alegres, que muitas vezes contribuem mais do que imaginam para cada conquista na minha vida. Por cada conversa, cada sorriso, cada vez que se fazem presentes e paciência pelas vezes que não estive tão presente.

Ao professor e orientador Marcelo Passamani, que sempre foi tão receptivo comigo, desde a primeira vez que fui em sua sala pra conversar sobre meu interesse no mestrado. Por toda a paciência, o conhecimento compartilhado, por dividir seu amor pela sua profissão comigo, pelas conversas em campo ou no laboratório.

A todo o pessoal do Laboratório de Ecologia e Conservação Ambiental, desde que entrei foram muitos que passaram, que sempre foram tão dispostos a conversarem, ajudarem ou até mesmo a irem para campo dar aquela forcinha. E também todo o pessoal da ecologia, que sempre são tão empenhados e solidários com todos. Passamos por muitos perrengues, mas saibam que cada conversa ajudou na construção deste trabalho e na minha formação e tenho certeza que ainda vão ajudar muito.

Um agradecimento especial a Tati, que esteve junto comigo no mesmo barco, pelas conversas e trocas que fizemos e por mostrar como a vida é leve mesmo com as dificuldades.

Não tenho palavras para agradecer a Clarissa, que vem me ensinando muito desde a graduação e que para minha sorte esteve comigo me orientando no mestrado. A distância não foi problema algum para sua contribuição no meu trabalho, que me ajudou com toda calma em todas as etapas e ensinou tanto, que esse trabalho não existiria dessa forma sem todos seus ensinamentos.

A todos que trabalharam antes mesmo da minha chegada para a coleta de dados desse trabalho e também a todos que forneceram suporte para a realização dos campos.

A UFLA, essa universidade que dá suporte para a construção de seres críticos na sociedade. Ao programa de Ecologia Aplicada e todos os professores e funcionários que tornam possível tantos estudos, por ajudar na construção de conhecimentos e por serem sempre acessíveis para ajudar os alunos. À Capes pela concessão da bolsa de mestrado. Aos membros da banca, por terem aceitado contribuir para esse trabalho.

A todos que de alguma forma colaboraram para a construção desse trabalho, muito obrigada!

RESUMO GERAL

O padrão de atividade e o habitat de uma espécie são importantes para compreensão da história natural da espécie e da sua ecologia. Algumas espécies de carnívoros são comuns, mas pouco estudadas, como é o caso da irara (*Eira barbara*). O objetivo foi avaliar o seu padrão de atividade e os fatores ambientais que influenciam a frequência de ocorrência de iraras em dois ecossistemas da Serra da Mantiqueira, Mata Atlântica. As hipóteses são: áreas com altitudes elevadas influenciaram negativamente na sua presença; áreas com maior porcentagem de florestas influenciaram positivamente a sua ocorrência; a proximidade de construções humana e de rodovias influenciam negativamente na sua presença; em áreas de floresta ombrófila densa (FOD) as iraras apresentarão hábitos diurnos, ao passo que em áreas de floresta estacional semidecidual montana (FESM) elas apresentarão alteração no padrão de atividade. A amostragem foi realizada no Parque Nacional do Itatiaia e na Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto Montana, áreas montanhosas que se estendem de 600 a 2791 m de altitude. Realizamos o estudo entre o período de outubro de 2013 e outubro de 2016 ao longo de 32 pontos de amostragem, 13 localizados na FOD e 19 na FESM. Em cada ponto instalamos uma armadilha fotográfica totalizando um esforço amostral total de 35.040 armadilhas/noite e coletamos as variáveis ambientais. Para verificar se houve ou não uma distribuição uniforme de registros de irara ao longo do ciclo diário, nós realizamos o teste de Rao's spacing (U). Para avaliar os fatores influenciando a frequência de ocorrência utilizamos modelos lineares generalizados mistos e seleção de modelos, pelo AICc. Foram coletados 189 registros de iraras, 59 em FOD e 139 em FOM. O padrão de atividade das iraras não foi uniformemente distribuído ao longo das 24 horas, sendo a atividade da irara concentrada no período diurno, que totalizou 163 registros. O pico de atividade das iraras foi às 11 horas, sendo que na FOD o pico foi mais concentrado em um horário e na FESM os registros foram mais dispersos. Quanto ao uso de habitat, houve uma redução no número de registros de irara com o aumento da altitude e com a aproximação de construções humanas. Ao longo do gradiente altitudinal ocorre uma gradativa diminuição na temperatura e na produtividade primária, bem como mudanças na vegetação. Essas alterações podem explicar o menor uso de áreas de maior altitude por iraras. As informações obtidas nesse trabalho podem colaborar para estudos de previsões de mudanças climáticas e de conservação.

Palavras-chave: Irara (*Eira barbara*). Mamíferos. Padrão de atividade. Uso de habitat.

ABSTRACT

The activity pattern and habitat use of a species are important for understanding the natural history of the species and its ecology. Some species of carnivores are common, but little studied, as is the case of tayra (*Eira barbara*). The objective was to evaluate their activity pattern and the environmental factors that influence the frequency of occurrence of tayra in two ecosystems of the Serra da Mantiqueira, Atlantic Forest. The hypotheses are: areas with high altitudes had a negative influence on their presence; areas with a higher percentage of forests had a positive influence on their occurrence; the proximity of human constructions and highways influence negatively in its presence; in patch of tropical rain forest (FOD), the iraras will present diurnal habits, whereas in a Seasonal Semideciduous Montane Forest patch (FESM) they will present alterations in the activity pattern. Sampling was carried out in Parque Nacional do Itatiaia and in the Reserva Particular do Patrimônio Natural do Alto Montana, mountainous areas that extend from 600 to 2791 m of altitude. We conducted the study between October 2013 and October 2016 along 32 sampling points, 13 located in FOD and 19 in the FESM. At each point, we installed a camera-trap totaling a total sample effort of 35,040 camera/night and collected environmental variables. We collect as habitat measure in each sampling unit. To evaluate the activity pattern the tayra throughout the daily cycle, we performed the Rao's spacing test(U). To evaluate the factors influencing the frequency of occurrence, we performed generalized linear models and model selection, by AICc. We obtained 189 independent records of tayras, 59 in FOD and 139 in FESM. The activity pattern was not uniformly distributed throughout the 24 hours and activity of the tayra was concentrated in the diurnal period, totaling 163 records. The peak of tayra activity was at eleven o'clock, in the FOD the peak was more concentrated and in the FESM the records were more dispersed. The frequency of records of the tayra decreased with the increase of the altitude and with an approximation of human constructions. Along an altitudinal gradient there were reductions in temperature and productivity as well as changes in vegetation. These changes can explain the lesser use of areas of higher altitude by tayra. The information obtained in this work can contribute to studies of predictions of climate change and conservation.

Keywords: Tayra (*Eira barbara*). Mammals. Activity pattern. Habitat use.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	10
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2 REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1 Mata Atlântica.....	12
2.2 A Serra da Mantiqueira.....	13
2.3 Mamíferos silvestres.....	14
2.4 Irara - <i>Eira Barbara</i>.....	16
REFERÊNCIAS.....	19
SEGUNDA PARTE – ARTIGO.....	27
1 INRTRODUÇÃO.....	27
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	30
2.2 COLETA DE DADOS	31
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	32
3 RESULTADOS.....	33
4 DISCUSSÃO.....	37
5 CONCLUSÕES.....	42
REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO GERAL

A *Eira barbara* (Linnaeus, 1758), conhecida popularmente no Brasil como irara ou papa-mel é uma das espécies mais comuns da Mata Atlântica (LIMA et al., 2017), porém é pouco estudada, havendo informações escassas sobre o seu período de atividade, sobre fatores que podem influenciar a sua ocorrência no habitat e até mesmo sobre dados da composição da sua dieta.

Informações sobre o período de atividade que um animal é ativo ao longo das 24 horas diárias e a sua distribuição no habitat é de grande importância para aprimorar o conhecimento sobre a ecologia e consequente conservação da espécie (FARRIS et al. 2015; MICHALSKI; NORRIS, 2011). Podem levar a compreensão da interação de uma espécie interação com o ambiente em que vive e também com outras espécies que estão presentes na mesma área (SCHOENER, 1974; KRONFELD-SCHOR; DAYAN, 2003). Tanto fatores intrínsecos da espécie, como também ambientais podem levar a mudanças no padrão de atividades da espécie e no seu uso de habitat (BEYER et al., 2010; KRONFELD-SCHOR; DAYAN, 2003; FARRIS et al., 2015; KITCHEN et al., 2000; MCCLENNEN et al., 2001; HUCK et al., 2017; VALENZUELA; CEBALLOS, 2000; FALKENBERG; CLARKE, 1998). Assim, torna-se importante estudos que busquem compreender a flexibilidade das espécies diante de variações ambientais tanto no espaço como no tempo.

Esta dissertação foi realizada em áreas montanhosas no Parque Nacional do Itatiaia e na Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto Montana uma área de grande relevância ambiental pela sua biodiversidade e ao elevado grau de endemismo encontrado nesta região (LE SAOUT et al. 2013).

Sendo assim, este estudo utilizou os registros coletados sobre a irara, no período entre julho de 2013 a outubro de 2016, como resultado de uma parceria entre a Universidade Federal de Lavras (UFLA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), PNI e Instituto Alto Montana da Serra Fina e foi financiado pelo TFCA/FUNBIO e FAPEMIG, com o objetivo de avaliar a ecologia de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação da Serra da Mantiqueira.

No primeiro capítulo será abordado o embasamento teórico para o desenvolvimento do trabalho, contextualizando sobre a área estudada, Mata Atlântica e também sobre o grupo dos mamíferos, aprofundando mais sobre as informações biológicas e ecológicas encontradas na literatura sobre a irara. No segundo capítulo, o objetivo foi compreender o padrão de atividade da irara e os fatores ambientais

(diferentes tipos de floresta, altitude, porcentagens de florestas, distância de construções humanas e rodovias) que podem influenciar a frequência de ocorrência da irara em uma região de montanhas localizada na Serra da Mantiqueira, na Mata Atlântica, Brasil.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um bioma que possui uma grande diversidade biológica e um grande endemismo de espécies, se destacando como um dos cinco mais importantes hotspots mundiais (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004) e está dentre os três hotspots mais susceptíveis a mudanças climáticas (BELLARD et al., 2014). A Mata Atlântica estende-se ao longo da costa litorânea brasileira, adentrando para o interior, atingindo áreas da Argentina e do Paraguai (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2001).

O domínio da Mata Atlântica abrange as florestas ombrófilas densas e abertas (que incluem as matas pluviais de montana, submontana, de baixada e tabuleiros), as florestas estacionais e semidecíduais, ecossistemas associados (que inclui os manguezais, restingas, campos de altitude, enclaves de campo e de cerrado), e as matas de montana do Nordeste, além de áreas de transição entre as formações florestais e com outros Biomas (CÂMARA, 2003). A grande heterogeneidade de fitofisionomias confere a Mata Atlântica um alto nível de biodiversidade, que são refletidas pelo número de espécies tanto da flora como de vertebrados, incluindo 20000 espécies de plantas, 263 mamíferos, 306 répteis, 936 aves, 475 anfíbios, 350 peixes de água doce (MITTERMEIER et al., 2004). Outro fator que ressalta a importância da conservação da Mata Atlântica é que, além da alta biodiversidade, a composição da fauna e flora são endêmicos, incluindo 8000 espécies de plantas, 71 mamíferos, 94 répteis, 148 aves, 286 anfíbios, 133 peixes de água doce (MITTERMEIER et al., 2004). Essa grande biodiversidade é reflexo da sua história geológica e climática da região, além de ser reflexo da sua extensa variação latitudinal (próxima a 29°) e altitudinal (desde o nível do mar até 2.892 metros, onde fica o Pico da Bandeira) associado à variação climática da região abrangida pelo domínio atlântico (CÂMARA, 2003).

A devastação da cobertura vegetal da Mata Atlântica iniciou com a colonização do Brasil pelos portugueses em 1500, seguida pela introdução da agricultura e exploração de minérios e, mais recentemente, pela instalação de polos industriais. Conseqüentemente isso gerou uma concentração da população nestas áreas e a criação de grandes centros urbanos, incluindo as principais capitais do Brasil, como Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP) e Belo Horizonte (MG) (FONSECA, 1985).

Atualmente resta uma área estimada de 12% da vegetação original da Mata Atlântica, sendo que 80% dessa área é representada por fragmentos com menos de 50 ha, sua maioria compostos por florestas secundárias em diversos estágios de regeneração (RIBEIRO et al., 2009), além de florestas plantadas com espécies exóticas (CÂMARA, 2003). Apenas 4,1% da área da Mata Atlântica brasileira enquadra-se em alguma modalidade de proteção legal (MITTERMEIER et al. 2004). Dados recentes apresentam que, mesmo com medidas para redução do desmatamento, nos anos de 2015 e 2016 houve um desflorestamento de 29.075 hectares (ha) na Mata Atlântica, que representa um aumento de 57,7% na taxa de desmatamento comparado com o período de 2014 a 2015 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017).

2.2 A Serra da Mantiqueira

Segundo a subdivisão do bioma por Ribeiro e colaboradores (2011), a região da Mantiqueira é uma subdivisão da Serra do Mar que conta com uma área de 8.206 Km², sendo que 14.1% são representados por ambientes florestais, constituindo um dos grandes remanescentes de Mata Atlântica nos dias atuais (RIBEIRO et al., 2009). A Serra da Mantiqueira possui uma grande heterogeneidade de ambientes desde Floresta Ombrófila Densa nas suas porções mais baixas (<1.600 metros) passando por Floresta Estacional Semidecidual Montana, que é caracterizada pela presença da Araucária (*Araucaria angustifolia*), até alcançar os campos de altitude que se localizam acima da linha de árvores, normalmente acima de 2.000 metros de altitude (URURAHY et al., 1983; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), tendo áreas que podem chegar a 2700 metros de altitude (CÂMARA, 2003). Devido à sua grande biodiversidade, a Serra da Mantiqueira é considerada prioritária para a conservação da Mata Atlântica e insubstituível para a biodiversidade do mundo (DRUMOND, 2005; LE SAOUT et al., 2013).

Devido ao fato de estar localizada em uma das áreas mais populosas do Brasil, nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, a criação de áreas protegidas tem sido a principal estratégia de conservação da Serra da Mantiqueira, com destaque para o Parque Nacional do Itatiaia (PNI), o primeiro parque do país criado em 1937 através do Decreto Federal nº 1.713 (BRASIL, 1937). Com uma altitude que varia de 600 a 2791 metros de altitude, toda a parte administrativa do PNI encontra-se nas partes mais baixas do Parque onde ocorre a Floresta Ombrófila Densa e uma maior diversidade

de mamíferos, estando a Floresta com Araucárias mais propensa a atividades de corte ilegal de madeira, caça furtiva, entre outros problemas (ROSA et al., 2014).

Além das unidades de conservação públicas, a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) tem sido grande aliado na conservação da Serra da Mantiqueira, a exemplo da RPPN Alto Montana. A RPPN Alto Montana está localizada no município de Itamonte, possui 672 ha e sua altitude varia entre 1500 e 2500 metros e é caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual Montana caracterizada pela presença da Araucária e campos de altitude caracterizados pela distribuição descontínua de indivíduos de Araucária (URURAHY et al., 1983; OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000).

2.3 Mamíferos silvestres

Existem 5339 espécies de mamíferos conhecidos no mundo e ainda existe previsão que mais de 7000 espécies ainda serão descobertas até 2050 (REEDER et al., 2007). Das espécies conhecidas, 25% encontram-se ameaçadas de extinção e aproximadamente metade das populações conhecidas encontram-se em declínio (SCHIPPER et al., 2008). No Brasil existem 701 espécies de mamíferos, sendo elas distribuídas em 243 gêneros, 50 famílias e 12 ordens. Das espécies que ocorrem no Brasil, 298 ocorrem na Mata Atlântica (PAGLIA et al., 2012), incluindo uma parcela destacável de espécies de mamíferos com escassez de informação sobre sua biologia e ecologia (SCHIPPER et al., 2008).

Os mamíferos possuem diversas funções nos ecossistemas, podendo atuar como dispersores de sementes (ALVES-COSTA; ETEROVICK, 2007; GALETTI et al., 2001; BUENO et al., 2013; KEUROGHLIAN; EATON, 2009), agentes polinizantes (FERRARI; STRIER, 1992), controladores de populações de mesopredadores (ARANDA, SANCHES-CORDERO, 1996; TABER et al., 1997; TERBORGH et al., 2001), predadores e presas (WECKEL et al., 2006) e engenheiros ecossistêmicos (KEUROGHLIAN; EATON, 2009, BECK, 2005, BECK et al., 2010). Ainda, as fezes de mamíferos podem ser usadas como recursos para outros seres vivos, como os escaravelhos (CULOT et al., 2013). Os mamíferos também possuem importância cultural. Estes ou partes destes podem ser usados como fonte de alimentação, na religião, como animais de estimação e artefato (CUARÓN, 2000). Por fim, espécies que

despertam a atenção das pessoas, podem ser usadas como espécies bandeiras para a conservação (CUARÓN, 2000).

Os mamíferos sofrem com a presença humana e ações antrópicas o que vem afetando sua distribuição, composição e abundância natural. Alguns dos principais motivos de redução das populações de mamíferos são: a redução de áreas de habitat e a fragmentação dessas áreas (CHIARELLO, 1999; CHIARELLO, 2000; SCHIPPER et al., 2008), presença de animais domésticos em áreas naturais (PASCOAL et al., 2016), impactos das estradas (LAURANCE et al., 2008; LAURANCE et al., 2006), caça (CULLEN et al., 2000; LAURANCE et al., 2006). Além de atividades que alteram a estrutura habitat, como por exemplo, exploração madeireira que reduz a cobertura do dossel (LAURANCE et al., 2008; SCHIPPER et al., 2008).

Tanto o PNI quanto a RPPN Alto Montana apresentam uma relevante riqueza de mamíferos de médio e grande porte, como é possível observar em estudos anteriores na área (AXIMOFF et al., 2015; MAZZA et al., 2018). No PNI foram registradas 22 espécies de mamíferos, através de um esforço amostral de 3.885 câmeras-dia. As espécies mais registradas foram: a onça-parda (*Puma concolor*), a paca (*Cuniculus paca*) e o queixada (*Tayassu pecari*); enquanto a irara obteve oito registros que representa 5,1% do total de registros para o PNI (AXIMOFF et al., 2015). A RPPN Alto Montana tem registros de 25 espécies de mamíferos, com o esforço amostral de 6.977 câmeras-noite. As espécies mais registradas foram: o javali (*Sus scrofa*), seguido do gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*), a paca (*Cuniculus paca*) e a irara (*Eira barbara*), além da presença de espécies que são ameaçadas no Brasil e em Minas Gerais, tais como: *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus guttulus*, *Leopardus wiedii*, *Puma concolor* e *Puma yagouaroundi* (MAZZA et al., 2018).

Dentre os mamíferos, a Ordem Carnívora se destaca com espécies que influenciam a estrutura da comunidade, podendo ser consideradas espécies guarda-chuva, que são aquelas espécies que quando se conserva de forma indireta acaba por proteger outras espécies que compartilham o mesmo habitat (NOSS et al., 1996). Os carnívoros possuem um papel importante no ecossistema por estarem no topo da cadeia alimentar, controlando a população de suas presas, gerando efeitos em uma cascata trófica que podem resultar em alterações na biodiversidade (TERBORGH et al., 2001). No Brasil a ordem Carnívora possui sete famílias e trinta e três espécies, sendo que destas vinte ocorrem na Mata Atlântica (PAGLIA et al., 2012). Apesar desse grupo ter uma dieta que inclui vertebrados, algumas espécies também incluem uma dieta variada,

incluindo herbívoros, insetívoros e frugívoros (GITTLEMAN; HARVEY, 1982). Além da variedade na dieta, esse grupo possui grande variedade de tamanhos, comportamento e tendem a possuir grandes áreas de vida (GITTLEMAN; HARVEY, 1982; BEISIEGEL et al. 2013). Carnívoros tem sido muito ameaçados pela caça (PAVIOLO et al 2009), perda de habitats e fragmentação (DE ANGELO et al., 2011, MICHALSKI; PERES, 2005), por perturbações humanas (MICHALSKI; PERES, 2005) e por doenças transmitidas por espécies exóticas (BEISIEGEL et al. 2013). A qualidade dos remanescentes florestais também é um fator importante para esse grupo, principalmente para espécies que precisam de grandes áreas (MICHALSKI; PERES, 2005). Mas também se mostram importante fatores que determinam a ameaça a esse grupo os fatores biológicos, como pequeno tamanho de distribuição geográfica, longa gestação, baixa densidade populacional e alto nível trófico (CARDILLO et al., 2004).

2.4 Irara - *Eira Barbara*

A espécie *Eira Barbara* (Linnaeus, 1758), popularmente conhecida no Brasil como irara ou papa-mel, é da ordem dos carnívoros, da família Mustelidae. Sua ocorrência abrange desde o sul do México até o norte da Argentina, e está distribuída por quase todo o Brasil, exceto na caatinga e cerrado do nordeste (EMMONS; FREER, 1990). Em algumas áreas de sua ocorrência é considerada uma espécie ameaçada de extinção, como no México (MACEDO et al., 2014; PÉREZ-IRINEO; SANTOS-MORENO, 2010). Na Mata Atlântica é uma espécie comum de ser registrada entre os mamíferos médios e grandes. Embora a maioria dos registros esteja concentrada em listas de espécies e relatos de predação de outras espécies por iraras (ex. ALVES et al. 2012; CHIARELLO, 1999; GATTI et al. 2014; GUEDES et al. 2000; MODESTO et al. 2008; MOURA 2003; NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA 2006; REALE et al. 2014; SANTOS et al. 2004; WOLFART et al. 2013; TORTATO et al. 2014; VALE; PEREIRA 2015).

A irara é comumente registrada em levantamentos e monitoramentos de mamíferos silvestres (ALVES et al. 2012, DEFLER, 1980, COVE et al., 2014). A subespécie que ocorre no Brasil, *Eira barbara barbara*, possui o corpo marrom, do corpo para a cabeça tem uma tonalidade de marrom para cinza e possui uma mancha amarelada na parte inferior do pescoço (PRESLEY, 2000). É um animal normalmente solitário, podendo ser também encontrado em casais (DEFLER, 1980, HAUGAASEN;

PERES, 2008; BEZERRA et al., 2009) e possui uma dieta onívora (ALVES et al. 2012, KAVANAU, 1971), incluindo frutas, vertebrados, mel, entre outros (PRESLEY, 2000).

É um animal tranquilo, que faz ruído durante sua movimentação, e possui uma visão relativamente fraca, o que facilita a sua observação em campo (DEFLER, 1980). Porém sua baixa abundância e o hábito arborícola pode dificultar o seu registro (DIAS et al., 2014). Elas utilizam com mais frequência trilhas estreitas e floresta com vegetação densa (GOULART et al., 2009), ao contrário de outros animais que são mais frequentes em áreas abertas e estradas (GOULART et al., 2009; DI BITETTI et al. 2010). A irara possui movimentos rápidos quando está no chão e com agilidade no estrato arbóreo o que leva a se destacar entre os mamíferos predadores arbóreos (GALEF et al., 1976). São relatados na literatura diversas observações de predação de uma ampla variedade de espécies por iraras (ex.: *Iguana iguana*, ninhos de *Podocnemis erythrocephala*, *Callithrix jacchus*, *Bradypus tridactylus*, *Alouatta belzebul* e ovos de *Caiman crocodilus yacare*) (GALEF et al., 1976; BATISTELLA; VOGT, 2008; BEZERRA et al., 2009; CAMARGO; FERRARI, 2007; CAMPOS; MOURÃO, 2014), além de serem encontrados relatos de tentativas de predação sem sucesso, das espécies *Callicebus discolor* (DE LUNA et al., 2010), *Dasyprocta punctata* (GALEF et al., 1976), *Saimiri sciureus* (GALEF et al., 1976), *Saguinus midas midas* (GALEF et al., 1976), *Cebus albifrons* (DEFLER, 1980), *Saimiri cf. ustus* (HAUGAASEN; PERES, 2008) e ovos de *Paleosuchus trigonatus* (CAMPOS et al., 2016).

Devido ao seu hábito escansorial (CASSANO et al., 2014), normalmente as iraras são observadas em ambientes florestais (ALVES et al. 2012; DEFLER, 1980, LÓPEZ GONZÁLEZ; ACEVES LARA 2007; CASSANO et al., 2014, CÁCERES et al. 2007; LYRA-JORGE et al., 2008), mas também ocorrem em áreas de várzea (ALVES et al. 2012), savana (DEFLER, 1980; LYRA-JORGE et al., 2008; BOCCHIGLIERI, 2010; MELO, 2005) e em áreas perturbadas (CALOURO, 2000; LYRA-JORGE et al., 2008), incluindo cultivos agrícolas, onde podem buscar recursos alimentares (COVE et al., 2014; COVE et al., 2013; LYRA-JORGE et al., 2008). A irara pode estar mais presente em áreas mais distantes da área urbana (HATAKEYAMA, 2015) e as atividades humanas como a intensificação do manejo agroflorestal e a presença de animais domésticos, como os cães, podem afetar negativamente o uso de habitat e registro da espécie (CASSANO et al., 2014). Já características do habitat, como o aumento da cobertura florestal da área e da conectividade da copa, podem influenciar positivamente na ocupação das áreas por iraras (CASSANO et al., 2014), portanto áreas

que tem corte seletivo ou perda de habitat ou fragmentação podem influenciar na ocupação da área por iraras. No entanto, as iraras não são afetadas pelo efeito do tamanho da área, se adaptam a áreas com distúrbios antropogênicos, são consideradas generalista e tolerantes à matriz (CALAÇA, 2009). No estudo de MICHALSKI e colaboradores (2006) na Floresta Nacional de Ipanema, estado de São Paulo, a irara utilizou uma área próxima a 500 ha e não apresentou preferência de habitat, utilizando as áreas conforme sua disponibilidade, tanto áreas de floresta secundária, como pastagem e plantio de eucalipto. Já Bogoni e colaboradores (2016) observaram que, em Santa Catarina, as iraras ocorrem preferencialmente em áreas com baixa ocupação humana, baixa altitude, baixa cobertura de florestas e um maior tempo de preservação legal da área.

A irara possui seu período de atividade concentrado durante o dia, tanto em cativeiro (KAVANAU, 1971; KAUFMANN; KAUFMANN, 1965), como em vida livre (CALAÇA, 2009; HATAKEYAMA, 2015, HUCK et al., 2017; BLAKE et al., 2015; GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015; GONZÁLEZ-MAYA et al., 2009, DELGADO-V et al., 2011). Também existem registros de avistamentos noturnos da espécie em vida livre (DEFLER, 1980, CALAÇA, 2009), que podem ser consequências da interferência humana no seu comportamento (KAVANAU, 1971). Em cativeiro, os indivíduos iniciam suas atividades ao amanhecer e permanecem em atividade por sete ou oito horas ao longo do dia, encerrando suas atividades varias horas antes do anoitecer (KAVANAU, 1971). Em vida livre, ela também inicia sua atividade ao amanhecer e permanece até o final do dia (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015), porém os estudos realizados no ambiente selvagem contam com um baixo número de registros da espécie, necessitando de estudos com maior esforço amostral para avaliação do período de atividades de iraras em vida livre.

REFERÊNCIAS

- ALVES-COSTA, C. P.; ETEROVICK, P. C. **Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil.** Acta Oecologica 32: 77-92. 2007.
- ALVES, T. R.; FONSECA, R. C. B.; ENGEL, V. L. **Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil.** Iheringia, 102 (2):150-158. 2012.
- ARANDA, M.; SANCHEZCORDERO, V. **Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forests of Mexico.** Stud. Neotrop. Fauna Environ. 31. 1996.
- AXIMOFF, I. A.; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F. A. **Amostragem de longa duração por dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no estado do Rio de Janeiro.** O ecologia Australis,19(1): p.215-231. 2015.
- BATISTELLA, A. M.; VOGT, R. C. **Nesting ecology of *Podocnemis erythrocephala* (Testudines, Podocnemididae) of the Rio Negro, Amazonas, Brazil.** Chelonian Conservation and Biology, v. 7, p. 12-20. 2008.
- BECK, H. **Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: review and synthesis.** In: Forget, P.-M., Lambert, J.E., Hulme, P.E., Vander Wall, S.B. (Eds.), Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment. CAB International, Wallingford, OX, UK; Cambridge, MA, USA, pp. 77–116. 2005.
- BECK, H.; THEBPANYA, P.; FILIAGGI, M. **Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans?** J. Trop. Ecol. 26, 407–414. 2010.
- BEISIEGEL, B. M.; MORAT, R. G.; PAULA, DE R. C.; MORATO, R. L. G. **Apresentação da avaliação do estado de conservação dos carnívoros.** Biodiversidade Brasileira 1:54-55. 2013.
- BELLARD, C. et al. **Vulnerability of biodiversity hotspots to global change.** Global Ecology and Biogeography , 23 (12) pp. 1376-1386. 2014.
- BEZERRA, B. M. et al. **Predation by the tayra on the common marmoset and the pale-throated three-toed sloth.** Journal of Ethology 27: 91–96. 2009.
- BEYER, H. L. et al. **The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs.** – Phil. Trans. R. Soc. B 365: 2245–2254. 2010.
- BLAKE, J. G. et al. **Spatial and temporal activity patterns of ocelots *Leopardus pardalis* in lowland forest of eastern Ecuador.** Journal of Mammalogy, in press. 2015.
- BOCCHIGLIERI, A., MENDONÇA, A. F.; HENRIQUES, R. P. B. **Composition and diversity of medium and large size mammals in the Cerrado of central Brazil.**

Biota Neotrop. 10(3):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?article+bn03110032010>. 2010.

BOGONI, J.A. et al. **Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest.** J Mammal. doi:10.1093/jmammal/gyv215. 2016.

BRASIL. **Decreto no 1.713 de 14 de junho de 1937.** Cria o Parque Nacional do Itatiaia. 1937.

BUENO, R. S. et al. **Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last Neotropical Megafrugivores.** PLoS One 8. 2013.

CÂMARA, I. G. **Brief history of conservation in the Atlantic forest.** In: C. Galindo-Leal; I.G. Câmara (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. pp. 31-42. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington. D.C. 2003.

CAMPOS C. M. et al. **Management of Protected Areas and Its Effect on an Ecosystem Function: Removal of *Prosopis flexuosa* Seeds by Mammals in Argentinian Drylands.** PLoS ONE 11(9): e0162551. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162551>. 2016.

CÁCERES, N. C., CHEREM, J. J., GRAIPEL, M. E. **Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na Região Sul do Brasil.** Ciênc. Amb. 35, 167–180. 2007.

CALAÇA, A. M. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 95 pp. 2009.

CALOURO A. M. **Attempted predation on Brazilian rabbit (*Sylvilagus brasiliensis* Lagomorpha: Leporidae) by tayra (*Eira barbara* Carnivora: Procyonidae).** Rev Biol Trop 48:267–268. 2000.

CAMARGO, C. C.; FERRARI, S. F. **Interactions between tayras (*Eira barbara*) and red-handed howlers (*Alouatta belzebul*) in eastern Amazonia.** Primates, 48, 147-150. 2007.

CARDILLO M. et al. **Human population density and extinction risk in the world's carnivores.** PLoS Biol. 2, 909–914. 2004.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. **Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests.** Biological Conservation. 169:14-22. 2014.

CHIARELLO, A. G. **Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-east Brazil.** Biological Conservation, 89: 71-82. 1999.

- CHIARELLO, A. G. **Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest.** Conservation Biology 14:1649-1657. 2000.
- COVE et. al. **The role of fragmentation and landscape changes in the ecological release of common nest predators in the Neotropics.** PeerJ 2:e464; DOI 10.7717/peerj.464. 2014.
- CUARÓN, A. D. **A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals.** Conservation Biology, 14 (6): 1574-1579. 2000.
- CULLEN, L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R. E. **Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil.** Biological Conservation 95:49-65. 2000.
- CULOT, L. et al. **Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest.** Biological Conservation, 163, 79-89. 2013.
- DE ANGELO, PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. **Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Parana Atlantic Forest.** Diversity and Distributions 17:422-436. 2011.
- DEFLER, T. R. **Notes on interactions between the tayra (*Eira barbara*) and the white-fronted capuchin (*Cebus albifrons*).** J. Mammal. 61(1): 156. 1980.
- LUNA, A. G. de et al. **Predation and predation attempts on red titi monkeys (*Callicebus discolor*) and equatorial sakis (*Pithecia aequatorialis*) in Amazonian Ecuador.** Folia Primatol 81:86–95. 2010.
- DELGADO-V, C. A. et al. **Behaviour of the Tayra *Eira barbara* near Medellín, Colombia: preliminary data from a video-capturing survey.** Small Carniv Conservat. 44: 19-21. 2011.
- DI BITETTI, M. S. et al. **Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage.** Acta Oecologica 36: 403-412. 2010.
- DRUMOND, G. M. 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação.** Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- EMMONS, L. H.; FREER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** University of Chicago Press, Illinois. 1990.
- FARRIS, Z. J.; GERBER, B.; KARPANTY, S. M.; MURPHY, A.; RATELOLAHY, F.; KELLY, M. J. **When carnivores roam: temporal patterns and partitioning among Madagascar's native and exotic carnivores.** Journal of Zoology (London) 296:45–57. 2015.
- FALKENBERG, J. C.; CLARKE, J. A. **Microhabitat use of deer mice: effects of inter-specific interaction risks.** Journal of Mammalogy, v. 79, p. 558–565. 1998.

FERRARI, S. F., STRIER, K. B. **Exploitation of Mabea-fistulifera nectar by marmosets (*Callithrix flaviceps*) and muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in South-east Brazil.** J. Trop. Ecol. 8. 1992.

FONSECA, G. A. B. **The vanishing Brazilian Atlantic Forest.** Biological Conservation, London, 34 (1): 17-34. 1985.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000.** Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo. 2001.

GALEF, B. G.; MITTERMEIER R. A., BAILEY, R. C. **Predation by thetayra (*Eira barbara*).** J Mammal. 57:760–761. 1976.

GALETTI, M. et al. **Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil.** Biotropica, 33 (4): 723-726. 2001.

GATTI, A. et al. **Mamíferos de médio e grande porte da Reserva Biológica Augusto Ruschi, Espírito Santo.** Natureza On Line (Espírito Santo), v. 12, p. 61-68. 2014.

GITTLENIAN, J. L.; HARVEY, P. H. **Carnivores home-range size, metabolic needs and ecology.** Behav. Ecol. Sociobiol., 10: 57-63. 1982.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F.; SCHIPPER, J.; BENÍTEZ, A. **Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica.** Small Carniv Conservat. 41: 9-14. 2009.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F. et al. **Activity patterns of Tayra *Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects.** Revista Biodiversidad Neotropical 5:96-104. 2015.

GOULART, F. V. B. et al. **Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest.** Mammalian Biology, Berlin, v. 74, n. 3, p. 182-190. 2009.

GUEDES, P. G. et al. **Diversidade de Mamíferos do Parque Nacional de Ubajara (Ceará, Brasil).** Mastozoologia Neotropical, v. 7(2), n.2, p. 95-100. 2000.

HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. **Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests.** Bird Conservation International 18:87–101. 2008.

HATAKEYAMA, R. **Ocupação e padrões de atividades de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de Mata Atlântica e plantações de eucalipto.** Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. 2015.

HUCK, M. et al. **Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina.** CheckList, 13(4): 363-378. 2017.

- KAUFMANN, J. H.; KAUFMANN, A. **Observations on the behavior of tayras and grisons.** Z. Säugetierkunde, 30 : 146-155. 1965.
- KAVANAU, J. L. **Locomotion and activity phasing of some medium-sized mammals.** Journal of Mammalogy, 52:386–403. 1971.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. **Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment.** Biodivers. Conserv. 18, 1733–1750. 2009.
- KITCHEN, A. M.; GESE, E. M.; SCHAUSTER, E. R. **Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution.** Canadian Journal of Zoology 78:853–857. 2000.
- KRONFELD-SCHOR, N.; DAYAN, T. **Partitioning of time as an ecological resource.** Annu Rev Ecol Syst 34:153–181. 2003.
- LAURANCE, W. F. et al. **Impacts of roads and hunting on Central African rainforest mammals.** Conservation Biology 20(4):1251-1261. 2006.
- LAURANCE, W.F. et al. **Impacts of roads, hunting, and habitat alteration on nocturnal mammals in African rainforests.** Conserv. Biol. 22, 721–732. 2008.
- LE SAOUT. et al. **Protected areas and effective biodiversity conservation Science.** 342, pp. 803-805. 2013.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ C. A.; D. R. ACEVES LARA. **Noteworthy record of the Tayra (Carnivora: Mustelidae: *Eira barbara*) in the Sierra Gorda biosphere reserve, Querétaro, México.** Western North American Naturalist, 67: 150-151. 2007.
- LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. **Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil.** Biodiversity and Conservation, Dordrecht, v. 17, n. 7, p. 1573-1580. 2008.
- MAZZA, I. et al. **Mamíferos de médio e grande porte registrados em florestas dominadas por *Araucaria angustifolia* na RPPN Alto-Montana, Serra da Mantiqueira.** Oecologia Australis, v. 22, p. 74-88, 2018.
- MCCLENNEN N. et al. **The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*).** American Midland Naturalist 146: 27–36. <http://doi.org/bg2293>. 2001.
- MICHALSKI, F.; NORRIS, D. **Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon.** Zoologia, 28(6):701-708. 2011.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. A. **Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments.** Conserv. Biol. 21:1626-40. 2007.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** CEMEX/Agrupación Sierra Madre, Mexico City. 392p. 2004.

MODESTO T. C. et al. **Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil.** Biota Neotropica, v. 8, p. 1-7. 2008.

MOURA R. T. **Distribuição e Ocorrência de Mamíferos na Mata Atlântica do sul da Bahia.** In: Paulo Inácio Prado; Elena Charlotte Landau; Raquel Teixeira de Moura; Luis Paulo Pinto; Gustavo A. B. Fonseca; Keith Alger;. (Org.). Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia. São Paulo, v. , p. 1-22. 2003.

MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature 403: 853-858. 2000.

NEGRÃO, M. F. F.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo.** Biota Neotrop. 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006>. 2006.

NOSS, R. F. et al. **Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains.** Conservation Biology 10:949–963. 1996.

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

PAGLIA, A. P. et al. **Lista anotada dos mamíferos do Brasil/Annotated checklist of Brazilian mammals.** 2. ed. Arlington, Conservation International. 2012.

PASCHOAL, A. M. O. et al. **Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use.** Ecosphere 7(10):e01480. 10.1002/ecs2.1480. 2016.

PAVIOLO, A. et al. **Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest.** Journal of Mammalogy, 90: 926-934. 2009.

PÉREZ-IRINEO, G.; SANTOS-MORENO, A. **Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros em uma selva mediana del noreste de Oaxaca, México.** Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 26:721-736. 2010.

PRESLEY S. J. **Mammalian Species: *Eira barbara*.** American Society of Mammalogists, Lawrence, 636p. 2000.

REALE R.; FONSECA R.; UIEDA W. **Medium and Large-sized Mammals in a Private Reserve of Natural Heritage in the Municipality of Jaú, São Paulo, Brazil.** Check List (São Paulo. Online), v. 10, p. 997-1004. 2014.

REEDER, D. M.; HELGEN, K. M.; WILSON D. E. **Global trends and biases in new mammal species discoveries.** Occasional Papers of the Museum of Texas Tech University 269: 1-34. 2007.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed?** Implications for conservation. Biological Conservation 142:1141-1153. 2009.

ROSA, C. A. et al. **Diferença nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte entre duas áreas do Parque Nacional do Itatiaia.** In: Anais do 7º Congresso Brasileiro de Mastozoologia, 2014, Gramado. 2014.

SANTOS, M. F. M. et al. **Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, Sul do Brasil.** Iheringia : Série zologia 94 (3): 235-245 Disponível em:<<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/23042>>.2004.

SCHIPPER, J. et al. **The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge.** Science 322:225-230. 2008.

SCHOENER, T. W. **Resource partitioning in ecological communities.** Ecology 185: 27-39. 1974.

TABER, A. B. et al. **The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco.** Biotropica 29, 204–213. 1997.

TERBORGH, J. et al. **Ecological meltdown in predator-free forest fragments.** Science 294: 1923-1926. 2001.

TORTATO, F. R.; ALTHOFF, S. L. **Variações na coloração de iraras (Eira barbara Linnaeus, 1758 - Carnivora, Mustelidae) da Reserva Biológica Estadual do Sassafrás, Santa Catarina, sul do Brasil.** Biota Neotropica, Campinas, v. 7, n. 3, p. 365-367. 2007.

URURAHY, J. C. C. et al. **Vegetação.** In: IBGE, Projeto Radambrasil. Rio de Janeiro/Vitória, Vol. 32, pp. 553-623. 1983.

VALE, V.; PEREIRA, M. C. A. **Diversidade de mamíferos do Parque Estadual Cachoeira da Fumaça, Alegre, Espírito Santo.** Natureza on line., v.13, p.234-239. 2015.

VALENZUELA, D.; CEBALLOS, G. **Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coatis (Nasua narica) in a Mexican tropical dry forest.** Journal of Mammalogy, vol. 81, no. 3, p. 810-819. 2000.

WECKEL, M.; GIULIANO, W.; SILVER, R. **Jaguar (Panthera onca) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space.** Journal of Zoology 270: 25-30. 2006.

WOLFART, M. R. et al. **Mamíferos terrestres em um remanescente de Mata Atlântica, Paraná, Brasil.** Biotemas, v. 26, p. 2175-7925. 2013.

Artigo

PADRÃO DE ATIVIDADE E USO DE HABITAT POR IRARA (EIRA BARBARA, LINNAEUS 1978) EM ÁREAS DE ALTITUDE NA SERRA DA MANTIQUEIRA, MATA ATLÂNTICA, M.G..

Karen Cristina Braga Lima¹, Clarissa Alves da Rosa, Marcelo Passamani¹

1Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, Setor de Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil

Artigo redigido conforme a norma para publicação periódica científica NBR 6022 (ABNT,2003a).

1 INTRODUÇÃO

Estudos sobre o padrão de atividade de uma espécie (distribuição temporal das atividades durante um ciclo de vinte e quatro horas) e o seu uso do habitat (frequência de uso do espaço) permitem assessorar e entender as dimensões do nicho temporal e espacial de uma determinada espécie e podem explicar a coexistência de diferentes espécies em um mesmo habitat (SCHOENER,1974). Conhecer os fatores que influenciam o padrão de atividade de uma espécie é fundamental para aprimorar o conhecimento sobre a ecologia e consequente conservação da espécie (FARRIS et al 2015; MICHALSKI; NORRIS, 2011). E também é importante para compreender a relação existente entre as espécies e seu ambiente, entre espécies competidoras, e entre presas e predadores (KRONFELD-SCHOR; DAYAN, 2003). As variações comportamentais intraespecíficas podem ocorrer devido a fatores intrínsecos (hormonais, fisiológicos, genéticos, etc) e fatores ambientais (habitat, altitude) (KRONFELD-SCHOR; DAYAN, 2003), como por exemplo, alterações no ambiente devido à sazonalidade ou presença humana ou de animais domésticos (FARRIS et al., 2015; KITCHEN et al., 2000; MCCLENNEN et al., 2001; HUCK et al., 2017).

Outra dimensão de nicho é o habitat (SCHOENER,1974) que segundo Kearney (2006) é um lugar físico onde uma espécie vive ou poderia viver em uma escala de tempo e espaço definida. Assim como existem períodos em que os animais possuem

maior atividade, também existem habitats que são usados pelos animais de forma desproporcional a sua disponibilidade (BEYER et al., 2010). Alguns dos fatores podem interferir na seleção de habitats, que pode ocorrer, por exemplo, devido à heterogeneidade espacial da disponibilidade de recursos (VALENZUELA; CEBALLOS, 2000), a redução dos riscos de predação (FALKENBERG; CLARKE, 1998) e a redução da competição inter e intraespecífica (FALKENBERG; CLARKE, 1998). Portanto o entendimento do comportamento de uma espécie deve ser estudado sobre diferentes condições, que podem conduzir a compreensão da influência de fatores ambientais no comportamento de uma espécie. Assim, permitindo conhecer qual é sua flexibilidade diante de mudanças ambientais no espaço e tempo.

Espécies de carnívoros de topo de cadeia como o lobo-guará e felinos, são bem estudadas (ex.: VYNNE et al., 2014; KASPER et al., 2015, KASPER et al., 2016; MASSARA et al., 2015), mas ainda há muitas espécies de carnívoros pouco estudadas nos neotrópicos. O comportamento destas espécies está longe de ser compreendido, especialmente em condições diversas. Este é o caso da *Eira barbara*, popularmente conhecida como irara, que mesmo não estando listada como ameaçada possui sua importância no ecossistema, como por exemplo é um mesocarnivo (BISBAL, 1986) e pode atuar no controle de presas. A irara é amplamente distribuída pelo Brasil (EMMONS; FREER, 1990), sendo comumente registrada na Mata Atlântica (ex.: GATTI et al., 2017; ROSA; SOUZA, 2017; ROCHA-MENDES, et al., 2015; CHIARELLO, 1999), um dos biomas mais ameaçados e fragmentados do mundo (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009). Com hábitos escansorial (CASSANO et al., 2014) e diurnos (KAVANAU, 1971; CALAÇA, 2009; HATAKEYAMA, 2015; HUCK et al., 2017), a irara possui uma área de vida estimada em 500 ha (MICHALSKI et al., 2006), podendo utilizar tanto áreas antropizadas como áreas de floresta bem conservadas e com baixa ocupação humana (MICHALSKI et al., 2006; BOGONI et al., 2016; HATAKEYAMA, 2015; CASSANO et al., 2014).

Apesar de haver informações sobre sua auto-ecologia, os estudos sobre iraras são escassos, baseados em poucos registros, não sistematizados e particularmente não há estudos em regiões montanas da Mata Atlântica. O gradiente altitudinal que existe em regiões montanhosas pode influenciar tanto a composição das espécies (LIEBERMAN et al., 1996; PATTERSON et al., 1998), como também a fitofisionomia da vegetação (SANCHEZ et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). A altitude é relacionada tanto com variáveis ambientais (exemplo: clima e vegetação), quanto com variáveis

físicas (exemplo: radiação, redução da área de terra e temperatura) e ambas acabam refletindo nos seres vivos como, por exemplo, na fisiologia de plantas e animais (KÖRNER, 2007). As espécies do grupo dos mamíferos também sofrem alterações com a variação da altitude (Ex.: PINHO et al., 2017; DI BITETTI et al., 2013; MCCAIN, 2005; MCCAIN, 2007; BROWN, 2001; SUNARTO et al., 2012; NOVILLO; OJEDA, 2012, CACERES et al., 2011). Ainda assim, existem poucos estudos que mostram a influencia desta na abundância de mamíferos. A maioria dos estudos encontrados são sobre pequenos mamíferos e eles registraram diferentes padrões ao longo do gradiente altitudinal (BROOKE et al., 2010; SÁNCHEZ-CORDERO, 2001; MCCAIN, 2004; HEANEY, 2001; MARTINS et al., 2015). Entre os estudos com grandes mamíferos, podemos citar o estudo com o tigre de Sumatra que mostra que a espécie aumentou em abundância com o aumento da altitude devido a uma maior proporção de floresta nessas áreas (SUNARTO et al., 2012). O uso do habitat por ursos, por outro lado, parece não estar relacionados diretamente com a altitude e sim com a vegetação (VELEZ-LIENDO et al., 2013). Observamos que diversos fatores podem influenciar a abundância ao longo do gradiente altitudinal, dentre eles: a vegetação, a influência de escalas usada nos estudos e a produtividade da área (SUNARTO et al., 2012; BROOKE et al., 2010; VELEZ-LIENDO ET AL., 2013).

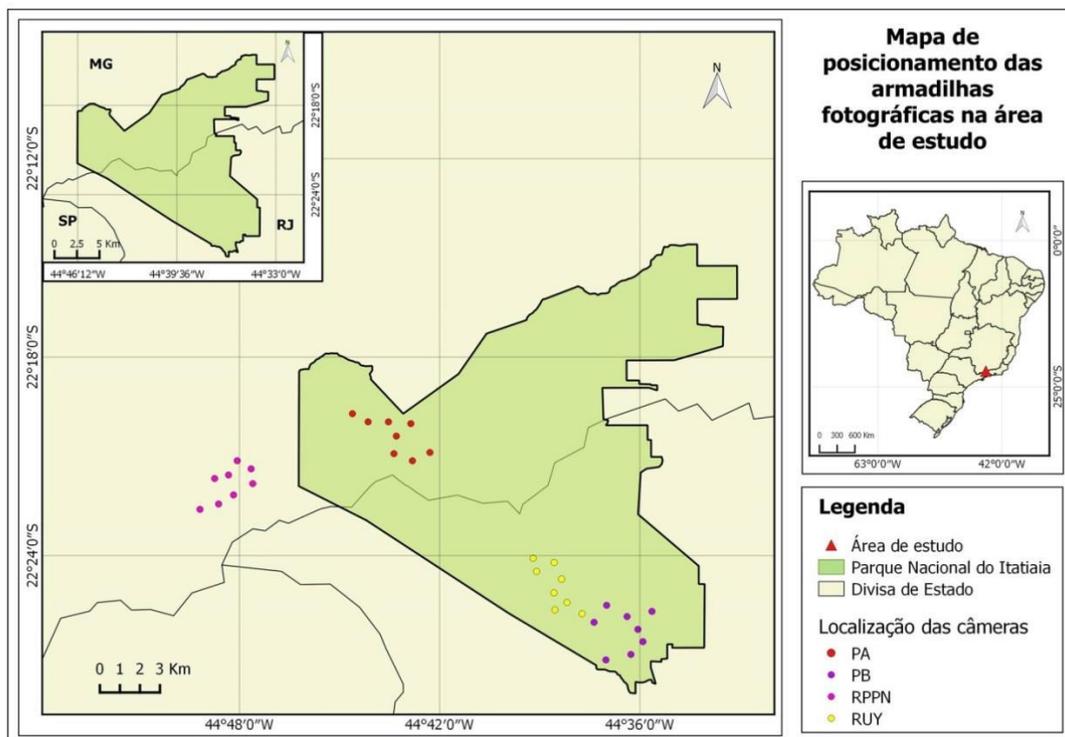
Dada à lacuna, o presente estudo busca ampliar o conhecimento sobre espécie. O nosso objetivo foi avaliar padrão de atividade da irara e os fatores ambientais que influenciam a frequência de ocorrência de iraras em dois ecossistemas da Serra da Mantiqueira, Mata Atlântica. Nesse estudo buscamos responder as seguintes perguntas: As variáveis ambientais (altitude, a porcentagem de floresta, a distância de construções humanas e a distância de rodovias) interferem na frequência de ocorrência de irara no habitat? Qual o padrão de atividade da irara em diferentes tipos de floresta da Serra da Mantiqueira (Floresta Ombrofila Densa e Floresta Estacional Semidecidual de Montana)? Nossas hipóteses são que: 1) Áreas com altitudes elevadas influenciaram negativamente a presença de iraras; 2) Áreas com maior porcentagem de florestas influenciaram positivamente a presença de iraras; 3) Quanto maior a distância de construções humana maior a presença de iraras; 4) Quanto maior a distância de rodovias maior a presença de iraras; 5) Em áreas de floresta ombrófila densa as iraras apresentarão hábitos diurnos, ao passo que em áreas de floresta mista elas apresentarão alteração no padrão de atividade.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Realizamos a amostragem na Serra da Mantiqueira que é uma cadeia de montanhas que ocorre no litoral do Brasil. Esta possui uma área de 8.206 Km², a qual 14.1% é constituída por ambientes florestais (RIBEIRO et al., 2011) e representa um dos grandes remanescentes de Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009). Possui extrema importância para a conservação da Mata Atlântica e, considerando a diversidade de vertebrados, é um dos ecossistemas mais insubstituíveis do mundo (LE-SAOUT et al., 2013). Selecionamos duas unidades de conservação, o Parque Nacional do Itatiaia (PNI) (-22°26'14"N/-44°36'3"W e -22°20'23"S /-44°43'17"W) e a Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto Montana (RPPN) (-22°21'08"N/-44°48'04"W) (Figura 1). O PNI se localiza nos municípios de Itamonte (MG), Resende e Itatiaia (RJ), enquanto a RPPN se localiza no município de Itamonte (MG), sudeste do Brasil e juntas representam 28.756 ha preservados de Mata Atlântica.

Figura 1 - Mapa da área de estudo, destacando os pontos amostrados na RPPN e no PNI, tanto na Parte Alta (PA), na Parte Baixa (PB) e na travessia Ruy Braga (RUY).



Fonte: ABREU (2016).

O PNI se estende de 600 a 2791 m de altitude e a RPPN entre 1500 e 2500 metros de altitude. Nas altitudes mais baixas (600 a 1500 m) do PNI predomina um clima Cwb com uma estação chuvosa no verão (KÖPPEN, 1936) e a vegetação caracterizada pela Floresta Ombrófila Densa (VELOSO et al., 1991), caracterizada por espécies como o *Euterpe edulis*. Nas altitudes mais elevadas do PNI e na RPPN (a partir de 1500 m até 1999 m) predomina um clima Cfb com chuva distribuída ao longo do ano (KÖPPEN, 1936) e se caracteriza pela Floresta Estacional Semidecidual Montana com o destaque para a presença da Araucária (*Araucaria angustifolia*), e acima de 2000 m de altitude, os campos de altitude (SAFFORD, 1999).

2.2 COLETA DE DADOS

Realizamos o estudo entre o período de outubro de 2013 e outubro de 2016 ao longo de 32 pontos de amostragem distribuídos no PNI e RPPN, com o mínimo de distância de 1 km entre eles. Dos pontos amostrados, 13 foram alocados em Floresta Ombrófila Densa (FOD) e 19 em Floresta Estacional Semidecidual Montana (FESM). Em cada ponto de amostragem instalamos uma armadilha fotográfica ativada por movimento (Bushnell HD, © Bushnell Outdoor Products, Califórnia, EUA), totalizando um esforço amostral total de 35.040 armadilhas/noite (levado em consideração os dias em que as armadilhas estavam efetivamente funcionando), amostrando igualmente as vinte quatro horas do dia. As armadilhas fotográficas foram instaladas em locais usados por mamíferos, reconhecidos através de sinais de forrageamento no solo, trilhas feitas pelos animais, entre outros vestígios (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2013). Não foi utilizado nenhum tipo de isca, evitando assim a atração desses animais e mantendo a premissa de igual capturabilidade (KARANTH; NICHOLS, 2002). Programamos as armadilhas fotográficas para operar continuamente e tirar três fotos a cada 30 segundos. Realizamos a manutenção das armadilhas fotográficas bimestralmente para troca de bateria e coleta de dados. Identificamos as iraras através dos registros fotográficos e consideramos como independentes os registros tirados dentro do período de uma hora (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2013).

Coletamos as variáveis ambientais: cobertura florestal na paisagem, altitude, distância de rodovias e distância de edificações mais próximas. Para medir a altitude de cada um dos pontos utilizamos GPS (Garmin GPSmap 62s) de mão com um altímetro

barométrico e erro máximo de cinco metros. Para medir a cobertura florestal criamos buffers de raio de 500 metros tendo a armadilha fotográfica como centro, e medimos a porcentagem de cobertura florestal utilizando um mosaico de imagens georreferenciadas (UTM 23S, WGS 84) do satélite RapidEye com uma resolução espacial de 5 metros no programa ARCGis 9.3. Classificamos o tipo de floresta em FOD ou FESM, a partir da localização de cada ponto de amostragem e, por fim, calculamos as distâncias de rodovias e edificações humanas a partir da distância do ponto de amostragem para a rodovia e edificação mais próxima medida em linha reta no programa “Google Earth Pro”.

2.2 ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar o padrão de atividade de iraras consideramos os dados obtidos nos 32 pontos amostrados e também separadamente aqueles obtidos na FOD e na FESM. Para a análise foram utilizadas informações referentes ao horário dos registros fotográficos das armadilhas fotográficas instaladas. Realizamos o teste de Rao’s spacing (U), para averiguar se a atividade das iraras se distribui uniformemente, ou não, ao longo de 24 horas. Essa análise foi realizada na versão 3.3.2 do programa R Studio (R Development Core Team, 2016) e utilizamos o pacote “circular” (AGOSTINELLI; LUND, 2013). Após essa análise, classificamos os registros de acordo com o período do dia: manhã (05:00- 11:00h); tarde (11:01-17:00h); crepúsculo (17:01- 18:00); noite (18:01- 04:59h) (JÁCOMO et al., 2004), consideramos como diurno os registros classificados dentro da fase “manhã” e “tarde”, como crepusculares os classificados dentro da fase “crepúsculo” e como noturno os registros classificados dentro da fase “noite”.

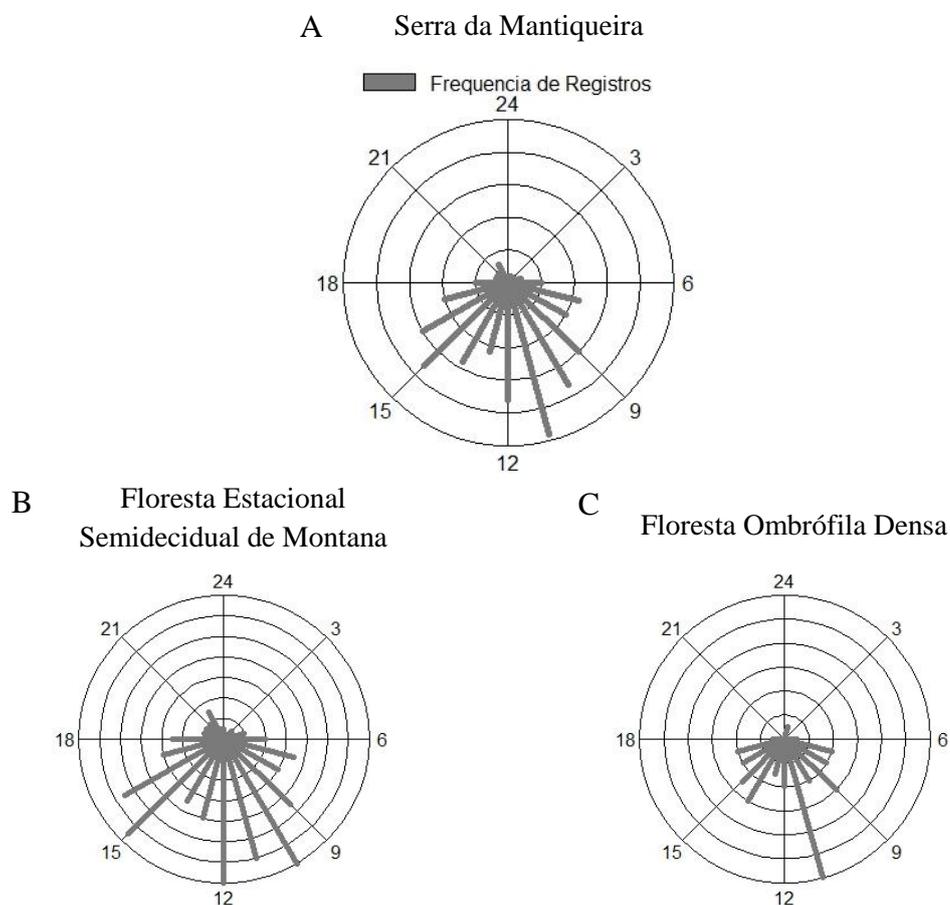
Para avaliar os fatores ambientais influenciando a frequência de ocorrência de irara no habitat utilizamos modelos lineares generalizados mistos (GLMM). Utilizamos como variável resposta o número de registros fotográficos independentes e como variável explicativa (fixas) as medidas ambientais: porcentagem de cobertura florestal, altitude, tipo de floresta (FOD ou FESM), distância de construções humanas e distância de rodovias. Nós incluímos os pontos de amostragem como variável aleatória do modelo. As variáveis explicativas contínuas foram testadas previamente quanto a multicolinearidade, usando a correlação de Spearman. Entre os pares com um coeficiente de correlação acima de 0,6 e durante a construção dos modelos não usamos as variáveis correlacionadas no mesmo modelo. Construímos os modelos utilizando

distribuição binomial negativa (ZUUR et al., 2009) e a função “glmer” no pacote “lme4” do software R, versão 3.3.2. Para a seleção dos modelos, utilizamos o Critério de Informação Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), a fim de identificar as variáveis que melhor explicam a frequência de ocorrência de irara no habitat. Consideramos os melhores modelos aqueles com $\Delta AICc$ menor que 2 (BURNHAM; ANDERSON, 2002; BURNHAM et al., 2011). Para os modelos com $\Delta AIC \leq 2$ nós usamos “model averaging” para calcular as estimativas dos parâmetros e erro padrão dos melhores modelos. Realizamos as análises estatísticas na versão 3.3.2 do programa R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016).

3 RESULTADOS

Realizamos 189 registros independentes de iraras, 59 em FOD e 139 em FESM. O padrão de atividade das iraras não foi uniformemente distribuído ao longo das 24 horas (Rao's test (U) = 223.2381, $P < 0,001$), sendo a atividade da irara concentrada no período diurno (Figura 2), que totalizou 163 registros. No período da manhã obtivemos 61 registros, no período da tarde 102, no período do crepúsculo 8 e no período da noite 18 registros. O pico do nível de atividade das iraras, em geral, foi às onze horas, sendo que as 18:00 horas o nível de atividade reduz drasticamente, permanecendo baixo até as 6 horas (Figura 2). A partir das 6:00 horas é possível observar, novamente, o retorno da atividade dos animais da espécie. Da mesma forma, tanto para a FOD (Rao's test (U) = 221.9263, $P < 0,001$), quanto para a FESM (Rao's test (U) = 206.1923, $P < 0,001$), o padrão de atividade da irara não foi uniformemente distribuído, concentrando-se no período diurno (Figura 2). Na FOD o pico de atividade foi concentrado às 11:00 horas e na FESM ele foi mais esparsa, entre às 10:00 e 12:00 horas e também às 15:00 horas (Figura 2).

Figura 2 - A- Padrão de atividade da Irara na Mata Atlântica, na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. B- Padrão de atividade da Irara na Floresta Mista, na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. C- Padrão de atividade da Irara na Floresta úmida, na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil.



Fonte: Do autor (2018).

A altitude foi a variável mais importante influenciando a frequência de ocorrência de irara no habitat, sendo a única variável presente no modelo que apresenta maior poder explicativo para a frequência de ocorrência de irara. No segundo melhor modelo, a distância de construções humanas também é uma variável, junto com a altitude, como uma variável importante no uso do habitat da irara (Tabela 1), havendo portanto uma tendência das iraras utilizarem áreas de menor altitude e mais distantes de construções humanas. No entanto, a altitude foi a única variável significativamente e negativamente relacionada ao número de registros de irara (Tabela 2).

Tabela 1 - Ranking dos melhores modelos lineares generalizados com distribuição binomial negativa para prever os efeitos das variáveis explicativas no uso de habitat das iraras na Mata Atlântica, na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. Variação no AICc ($\Delta AICc$) e peso Akaike (ω_i).

Ranking dos melhores modelos			
Modelos	AICc	$\Delta AICc$	ω_i
Altitude (-)	783.35	0.00	0.21
Altitude (-) +Distância de Construções (-)	785.34	1.99	0.08
Altitude (-) +Distância de Rodovias (-)	785.36	2.00	0.08
Altitude (-) + Tipo de floresta (FOD) (+)	785.38	2.03	0.08
Tipo de floresta (FOD) (+)	785.49	2.14	0.07
Distância de Rodovias (-) + Tipo de floresta (FOD) (+)	785.7	2.41	0.06
Distância de Construções (-)	785.89	2.54	0.06
Modelo nulo	785.95	2.60	0.06
Distância de Construções (-) + Tipo de floresta(FOD) (+)	786.28	2.93	0.05
Distância de Rodovias (-)	786.42	3.07	0.05
Distância de Rodovias (-)+ Tipo de floresta(FOD) (+)			
+ Porcentagem de Floresta (-)	786.93	3.58	0.04
Distância de Construções (-) + Porcentagem de Floresta (-) + Tipo de floresta(FOD) (+)	787.13	3.78	0.03
Altitude (-)+Distância de Rodovias (-) +Tipo de floresta(FOD) (+)	787.34	3.99	0.03
Altitude (-) +Distância de Construções (-) + Tipo de floresta(FOD) (+)	787.36	4.01	0.03
Porcentagem de Floresta (-)	787.46	4.11	0.03
Porcentagem de Floresta (+)	787.47	4.12	0.03
Distância de Construções (-) + Porcentagem de Floresta (-)	787.89	4.50	0.02
Distância de Rodovias (-) + Porcentagem de Floresta (+)	788.35	5.00	0.02

Fonte: Do autor (2017).

Tabela 2 - Parâmetros ponderados das variáveis por *model averaging* dos melhores modelos que explicam o uso de habitats por iraras na Mata Atlântica, na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. ($\Delta AIC_c \leq 2$).

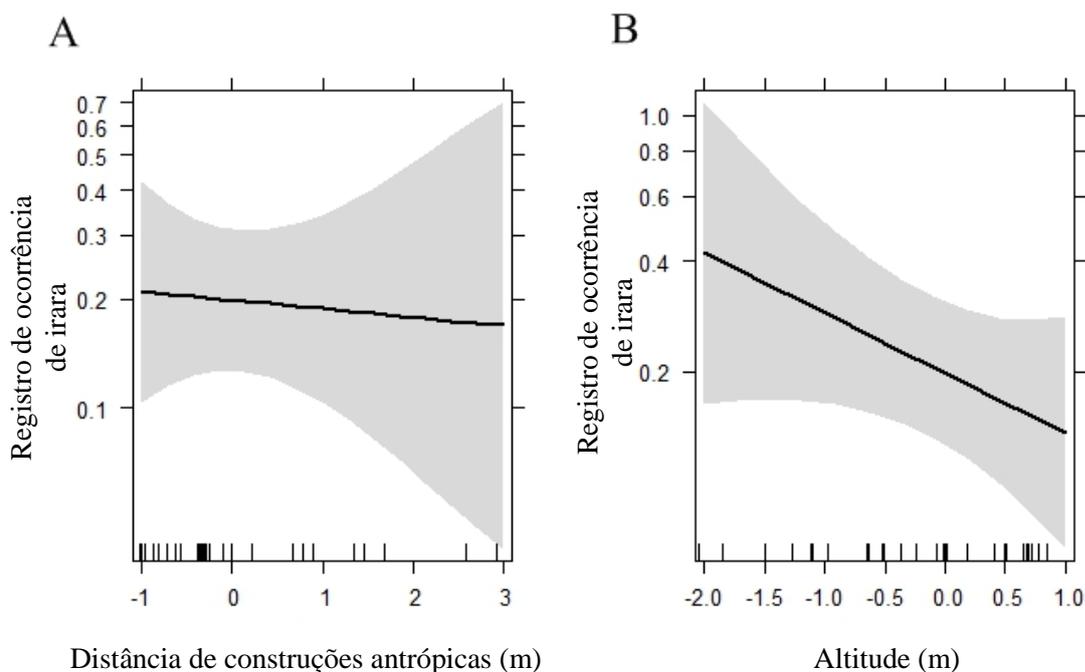
Variáveis	β	EP	Z-valor	P-valor
Altitude	-0.4000	0.2119	1.883	0.0597
Distância de construções	-0.0544	0.2423	0.224	0.8227

Variáveis	Importância relativa
Altitude	1.00
Distância de construções	0.27

Legenda: β = coeficiente estimado; EP = erro padrão, Z-valor = Z test, P-valor = significância no Z test.

Fonte: Do autor (2018).

Figura 3 - A: Efeito da distância de construções antrópicas na frequência de registros de Irara na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil. B: Efeito da altitude na frequência de registros de Irara na Serra da Mantiqueira, Sudeste do Brasil.



Fonte: Do autor (2018).

4 DISCUSSÃO

A concentração do padrão de atividade de iraras no período diurno ocorreu como o esperado, corroborando o resultado de outros trabalhos com iraras de vida livre que tiveram um número amostral menor (CALAÇA, 2009; HATAKEYAMA, 2015; HUCK et al., 2017; BLAKE et al., 2015; GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015; GONZÁLEZ-MAYA et al., 2009) e com animais de cativeiro (KAVANAU, 1971; KAUFMANN; KAUFMANN, 1965). O estudo de González-Maya e colaboradores (2015) obteve um maior número de registros de irara comparado com outros estudos (94 registros) e foi realizado em regiões na Colômbia e na Costa Rica. Assim como em nosso trabalho eles observaram que a irara entra em atividade a partir do amanhecer e que os animais ficaram ativos até às 18:00 horas. O pico de atividade registrado em nosso estudo, que foi das 11:00 até 11:59. Já no trabalho de GONZÁLEZ-MAYA e colaboradores (2015), ele obteve três picos (8:00 até às 9:00 horas, 11:00 até 12:00, 15:00 até as 16:00 horas), e as horas com maior concentração de atividade variaram de acordo com as estações do ano e também teve maior ocorrência de registros na estação chuvosa. Uma possível explicação para o pico de atividade em nosso trabalho ser mais concentrado neste horário pode ser devido à média de temperatura onde ocorreu o trabalho nas regiões da Colômbia e Costa Rica ser mais alta (27,2° a 28° e 27° respectivamente) que a temperatura média da região na Serra da Mantiqueira, na RPPN a média anual varia de 17,4°C a 18,8°C (ARTHUR; PEGAS, 2013) e no PNI a média para a região é entre 15 e 18°C (ICMBIO, 2013), sendo comum ocorrerem em alguns pontos temperaturas abaixo de zero, onde ocorrem breves nevascas (FBDS, 2000). Pois nesse horário, das 11:00 até 11:59, a temperatura é mais alta que no início da manhã. Essa explicação condiz com algumas informações encontradas na literatura, onde trabalhos encontraram redução na atividade de outras espécies de mamíferos com a redução da temperatura (FARRIS et al 2015).

Se compararmos a diferença entre os dois tipos de ecossistemas amostrados no nosso trabalho, percebemos que na FOD o pico de atividades da irara analisado separadamente manteve o mesmo padrão geral do trabalho, 20.3% dos registros foi das 11:00 até 11:59. Na FESM obtivemos os registros menos concentrados e cinco períodos tiveram pouca variação de número de registros: das 10:00 até 10:59 concentrou 10.8% dos registros, 10.8% também das 12:00 até 12:59, 10% das 15:00 até 15:59, 9.2% das 11:00 até 11:59 e 8.5% 16:00 até 16:59. Essa diferença pode ter relação com a estrutura

da vegetação da floresta, já que na FOD o dossel da é mais denso que na FESM e, portanto a entrada de luz nesse ambiente é menor, demorando mais para clarear de manhã e escurece mais cedo também (observações feitas inclusive durante os campos), assim a irara concentra mais sua atividade por ter um menor fotoperíodo nesse ambiente.

A maioria das espécies carnívoras apresenta atividade noturna, como por exemplo, onça pintada (*Panthera onca*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e cachorro do mato (*Cerdocyon thous*) (BLAKE et al. 2015; NASCIMENTO et al. 2004, DI BITETTI et. al. 2010). No entanto, o padrão diurno é comum em outros carnívoros, como o quati (*Nasua nasua*), o cachorro-do-mato-de-orelhas-curtas (*Atelocynus microtis*) e jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (BLAKE et al. 2015; DI BITETTI et. al. 2010, BIANCHI et al., 2016; GÓMEZ et al., 2005). Alguns fatores, como: mudança de estações, locais com diferentes condições ambientais, presença de espécies exóticas e de espécies com nichos semelhantes podem causar deslocamentos no padrão de atividades das espécies de mamíferos, como já foi visto em alguns trabalhos (FARRIS et al 2015). É comum que com a presença humana, que são concentradas no período diurno, algumas espécies apresentem uma mudança de padrão de atividade e tornam-se noturnos (FARRIS et al., 2015, MCCLENNEN et al., 2001, BELOTTI et al., 2012), principalmente animais alvo de caça que tendem a possuir atividade noturna devido à atividades humanas concentradas no período diurno (KITCHEN et al., 2000, DÍAZ-RUIZ et al., 2015, HUCK et al., 2017, ORDIZ et al., 2012). Já a irara não possui conflitos significativos com o ser humano, além do ataque a criações de abelhas em busca do mel, que é um recurso alimentar para as iraras (PRESLEY, 2000). A irara também se alimenta de frutas, vertebrados, entre outros (PRESLEY, 2000; BISBAL, 1986; KONECNY, 1989; ALVES et al., 2012, KAVANAU, 1971) e existem vários registros de predação feitas por iraras sob animais predominantemente diurnos, como *Iguana iguana*, *Callithrix jacchus*, *Bradypus tridactylus* e *Alouatta belzebul* (GALEF et al., 1976; BEZERRA et al., 2009; CAMARGO; FERRARI, 2007). Por isso a atividade diurna da irara pode estar relacionada ao melhor horário de forrageamento de recursos (KRONFELD-SCHOR; DAYAN, 2003; GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015). E também pode ser um fator, assim como fazem duas espécies do gênero *Mazama* sp. (FERREGUETTI et al., 2015), para evitar competição interespecífica com outros carnívoros, hipótese essa que necessita ser testada em futuros trabalhos. No trabalho realizado por Delgado-V e colaboradores

(2011) foi registrado um pico de atividade de irara no período crepuscular na Colômbia em uma área de altitude florestal perturbada (2.500 a 2.800 m, temperatura média de 16.7°C). Portanto outros fatores podem influenciar a atividade de iraras, como os tipos de ecossistema, intervenção humana e também a presença de predadores de topo (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015).

Na Serra da Mantiqueira a irara é mais frequente nas altitudes mais baixas e mais distantes de construções humanas, assim como observado por Bogoni e colaboradores (2016), em um estudo realizado em diferentes áreas protegidas na região sul da Mata Atlântica com altitude máxima de 1488 m. A altitude influencia as condições do ambiente e, com o aumento da altitude, existe uma tendência de redução da temperatura e variação na precipitação (H-ACEVEDO; CURRIE, 2003; WILLIAMS; MIDDLETON, 2008; KÖRNER, 2007; DULAMSUREN et al., 2014). Essas alterações tem sido responsáveis por influenciar o padrão de riqueza e abundancia de aves (H-ACEVEDO; CURRIE, 2003; WILLIAMS; MIDDLETON, 2008) e pequenos mamíferos (SÁNCHEZ-CORDERO, 2001; MCCAIN, 2004). A temperatura e precipitação influenciam na produtividade da área e isso vai afetar os recursos disponíveis, influenciando dessa forma a alimentação, reprodução, abundancia e riqueza de espécies na área (WILLIAMS; MIDDLETON, 2008; HEANEY, 2001; MARTINS et al., 2015), sendo que áreas mais elevadas tendem a ter uma menor produtividade (TERBORGH 1971; RAHBK, 2005). Por isso, é possível que as iraras estejam mais concentradas nas altitudes menos elevadas da Serra da Mantiqueira em consequência do aumento da produtividade nestas áreas.

Variação climática e nas condições do solo ao longo do gradiente altitudinal geram uma mudança na vegetação (GEROLD, 2008; HEANEY, 2001), sendo que a elevação é um fator determinante para o controle do crescimento da vegetação (MOKARRAM; SATHYAMOORTHY, 2015). Existe uma diferença tanto na composição florística como fisiológicas e fisionômicas entre as florestas tropicais de montanhas ao longo desse gradiente, como por exemplo, a redução do tamanho da folha com o aumento da altitude (RICHTER, 2008). Na Serra da Mantiqueira observa-se uma mudança na fisionomia da vegetação, Floresta Ombrófila Densa nas áreas mais baixas, seguida por uma transição para a Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO et al., 1991). Já em áreas de elevadas altitudes (acima de 2000 m) surgem habitats abertos, os campos de altitude (SAFFORD, 1999; SAFFORD, 2007). Essa mudança de

habitats florestais para habitats abertos pode influenciar o uso de habitat por iraras, já que a irara possui um hábito escansorial (KAUFMANN; KAUFMANN, 1965; CASSANO et al., 2014; FABRE, 2015). Dessa forma, elas ocupam preferencialmente habitats com maior cobertura florestal e conectividade entre as copas (CASSANO et al., 2014), selecionando portanto áreas florestais (GOULART et al., 2009; ALVES et al., 2012; DEFLER, 1980, LÓPEZ-GONZÁLEZ; ACEVES LARA 2007; CASSANO et al., 2014, CÁCERES et al. 2007; LYRA-JORGE et al., 2008).

A variação na vegetação ao longo do gradiente altitudinal influencia outras espécies de mamíferos. Para pequenos mamíferos, por exemplo, o tipo de vegetação, o aumento na diversidade de habitats, o aumento na complexidade da vegetação e da produtividade influenciam positivamente as comunidades em ambientes com gradientes altitudinais (BROOKE et al., 2010; SANCHEZ-CORDERO, 2001; WILLIAMS et al., 2002). Pequenos mamíferos na Serra da Mantiqueira foram mais abundantes em áreas florestadas e a faixa de altitude com maior número de espécies foi a 1400 m (MOREIRA et al., 2009). Para ursos (*Tremarctos ornatus*) no Andes, as alterações na vegetação e a redução na disponibilidade de abrigos influenciaram o uso de habitats desta espécie (VELEZ-LIENDO et al., 2013). A cobertura florestal, que foi maior em áreas mais elevadas, se mostrou importante para a ocupação de tigres (SUNARTO et al., 2012).

Nossos resultados mostram também que a irara evita áreas próximas a atividades humanas. Essa variável (atividade antrópica) apresenta diferentes respostas nas comunidades de mamíferos, podendo tanto influenciar positivamente como negativamente as espécies (PALMEIRA et al., 2008; LYRA-JORGE et al., 2008, FERRAZ et al., 2007; SUNARTO et al., 2012). Embora alguns estudos tenham observado que a irara evita locais com atividades humanas (BOGONI et al. 2016; CASSANO et al., 2014), outros estudos mostram que atividades humanas não interferem na presença de iraras (CALAÇA, 2009; CALOURO, 2000; LYRA-JORGE et al., 2008; MICHALSKI et al., 2006). De forma geral, iraras são generalistas, possuem elevada plasticidade alimentar (PRESLEY, 2000; BISBAL, 1986; KONECNY, 1989) e possuem capacidade de suportar alterações na paisagem (DEVICTOR et al., 2008), podendo responder de formas diferentes. Uma explicação para este fato pode ser que a irara selecione os habitats mais distantes de construções antrópicas, pois existe maior disponibilidade de habitats mais conservados na nossa área de estudo na Serra da

Mantiqueira. Já quando a irara está presente em locais menos conservados, por ser generalistas, ela tem condições para ocupar as regiões próximas a áreas antropizadas.

Estas são as primeiras informações que detalham melhor a atividade de iraras no sudeste do Brasil. As informações de registro de uma espécie e seu nicho são importantes para uma diversidade de estudos, dentre eles podemos citar estudos sobre as mudanças climáticas que colaboram com o desenvolvimento de estratégias de conservação e de manejo (TORRES et al., 2012), um tema muito atual, apontado como uma das principais ameaças a biodiversidade nas próximas décadas (BELLARD et al., 2012). Mudanças nos padrões de distribuição da diversidade são uma das consequências das alterações climáticas (BOTKIN et al., 2007; SVENNING et al., 2009; BELLARD et al., 2012) e as espécies podem responder a essas alterações de diversas formas. Uma delas pode ser alterando seu padrão de atividade e sua distribuição espacial (BELLARD et al., 2012), visto que as médias da amplitude altitudinal das áreas ocupadas pelas espécies devem aumentar (JOHNSTON et al., 2012). As informações de ocorrência, distribuição e padrões de uso do habitat atuais auxiliam com a modelagem de cenários futuros frente às mudanças climáticas, como é o caso do lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*) que possui uma redução estimada de 33% dos habitats adequados para a sobrevivência da espécie em apenas 40 anos devido às mudanças climáticas (TORRES et al., 2012). Embora os estudos de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção sejam de extrema importância, como é o caso do lobo guará, o conhecimento do status atual e modelagem de cenários futuros pra espécies comuns e generalistas, como é o caso da irara, também se tornam urgentes, visto que, em um cenário de mudanças climáticas, são essas espécies generalistas que possuem as maiores chances de sobrevivência e de manterem suas de funções ecológicas, tais como dispersão de sementes e regulação de presas.

5 CONCLUSÕES

Iraras apresentam habito quase exclusivamente diurno com pico de atividade geralmente próximo as 11h00 da manhã, em área de floresta da Serra da Mantiqueira. Existe maior frequência de ocorrência de iraras em menores altitudes e longe de construções antrópicas, apesar de ser descrita na literatura como uma espécie com hábitos generalistas e não apresentar muita sensibilidade às pressões antrópicas. .

Esses resultados apontam para a importância da conservação de áreas florestadas de menores elevações na Serra da Mantiqueira, já que elas são importantes habitats para esta espécie. Porém existe uma forte pressão antrópica sobre essas áreas oque é motivo de preocupação.

Os resultados deste estudo fornecem dados para o conhecimento da história natural da espécie e também podem ser útil para análises de guildas carnívoras em ambientes tropicais, pois o período de atividade é uma forma de reduzir a competição intraespecífica. Além de que essas informações podem contribuir para o desenvolvimento de trabalhos de modelagem para previsões de cenários futuros.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINELLI, C.; LUND, U. **Circular: Circular Statistics**. R Package Version 0.4-7 (accessed 18 June 2017) <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>. 2013.
- ALVES, T. R.; FONSECA, R. C. B.; ENGEL, V. L. **Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil**. *Iheringia*, 102 (2):150-158. 2012.
- ARTHUR, E.; PÊGAS, P. **Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Alto-Montana da Serra Fina, Itamonte**. 93p. 2013.
- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A. **Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities**. *Ecology* 84, 2258–2268. 2003.
- BECK, H. **Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: review and synthesis**. In: Forget, P.-M., Lambert, J.E., Hulme, P.E., Vander Wall, S.B. (Eds.), *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*. CAB International, Wallingford, OX, UK; Cambridge, MA, USA, pp. 77–116. 2005.
- BEISIEGE, B. M. et al. **Apresentação da avaliação do estado de conservação dos carnívoros**. *Biodiversidade Brasileira* 1:54-55. 2013.
- BELLARD, C. et al. **Impacts of climate change on the future of biodiversity**. *Ecol. Lett.*, 15 (4), pp. 365-377. 2012
- BELOTTI E. et al. **Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements**. *Anim. Biodiv. Conserv.* 35, 235–246. 2012.
- BEYER, H. L. et al. **The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs**. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365: 2245–2254. 2010.
- BEZERRA, B. M. et al. **Predation by the tayra on the common marmoset and the pale-throated three-toed sloth**. *Journal of Ethology* 27: 91–96. 2009.
- BIANCHI R. D. C. et al. **Niche Partitioning among Mesocarnivores in a Brazilian Wetland**. *PLoS ONE* 11(9): e0162893. doi:10.1371/journal.pone.0162893. 2016.
- BISBAL, E. F. **Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora)**. *Mammalia*, 50(3): 329-340. 1986.
- BLAKE, J. G. et al. **Spatial and temporal activity patterns of ocelots *Leopardus pardalis* in lowland forest of eastern Ecuador**. *Journal of Mammalogy*, in press. 2015.
- BLONDER, B. et al. **The ndimensional hypervolume**. *Global Ecology and Biogeography* 23: 595–609. 2014.

BOGONI J. A. et al. Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *J Mammal*. doi:10.1093/jmammal/gyv215. 2016.

BROOKE L. B. et al. **Small mammal species richness and abundance along a tropical altitudinal gradient: an Australian example.** *Journal of Tropical Ecology*, 26, pp 139-149. doi:10.1017/S0266467409990460. 2010.

BOTKIN, D. B. et al. **Forecasting the effects of global warming on biodiversity.** *Bioscience* 57, 227–236. 2007.

BROWN, J. H. **Mammals on Mountainsides: Elevational Patterns of Diversity.** *Global Ecology and Biogeography*, vol. 10, no. 1, pp. 101–109. JSTOR, JSTOR, www.jstor.org/stable/2665401. 2001.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic.** Springer-Verlag, New York. 2002.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; HUYVAERT, K. **AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons.** *Behav Ecol Sociobiol* 65, 23-35. 2011.

CÁCERES, N. C. et al. **Effects of altitude and vegetation on smallmammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil.** *Journal of Tropical Ecology*, 27, pp 279-287 doi:10.1017/S0266467410000854. 2011.

CALAÇA, A. M. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 95 pp. 2009.

CAMARGO, C. C.; FERRARI, S. F. **Interactions between tayras (*Eira barbara*) and red-handed howlers (*Alouatta belzebul*) in eastern Amazonia.** *Primates*, 48, 147-150. 2007.

CAMPOS, C. M. et al. **I. Management of Protected Areas and Its Effect on an Ecosystem Function: Removal of *Prosopis flexuosa* Seeds by Mammals in Argentinian Drylands.** *PLoS ONE* 11(9): e0162551. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162551>. 2016.

CASSANO, C. R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. **Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests.** *Biol. Conserv.*, 169, pp. 14-22. 2014.

CHIARELLO, A. G. **Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-east Brazil.** *Biological Conservation*, 89: 71-82. 1999.

CROOKS, K. R.; BURDETT, C. L.; THEOBALD, D. M.; RONDININI, C.; BOITANI, L. **Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore**

habitat. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, 366, 2642–2651. 2011.

DE ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. **Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Parana Atlantic Forest.** Diversity and Distributions 17:422-436. 2011.

DEFLER, T. R. **Notes on interactions between the tayra (*Eira barbara*) and the white-fronted capuchin (*Cebus albifrons*).** J. Mammal. 61(1): 156. 1980.

DELGADO-V C. A. et al. **Behaviour of the Tayra *Eira barbara* near Medellín, Colombia: preliminary data from a video-capturing survey.** Small Carniv Conservat. 44: 19-21. 2011.

DE OLIVEIRA, S. G.; LYNCH ALFARO, J. W.; VEIGA, L. M. **Activity budget, diet, and habitat use in the critically endangered Ka'apor capuchin monkey (*Cebus kaapori*) in Pará State, Brazil: A preliminary comparison to other capuchin monkeys.** Am. J. Primatol., 76: 919-931. doi:10.1002/ajp.22277. 2014.

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

DÍAZ-RUIZ, F. et al. **Drivers of red fox (*Vulpes vulpes*) daily activity: prey availability, human disturbance or habitat structure?** J. Zool. 298, 128–138. <http://dx.doi.org/10.1111/jzo.12294>. 2015.

DI BITETTI, M. S. et al. **Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage.** Acta Oecologica 36: 403-412. 2010.

DI BITETTI, M. S. et al. **The effect of anthropic pressures and elevation on the large and medium-sized terrestrial mammals of the subtropical mountain forests (Yungas) of NW Argentina.** Mammalian Biology 78: 21–27. 2013.

DI MININ E. et al. **Global priorities for national carnivore conservation under land use change.** Scientific Reports, 6, 23814. 2016.

DULAMSUREN, C. et al. **Response of tree-ring width to climate warming and selective logging in larch forests of the Mongolian Altai,** Journal of Plant Ecology, Volume 7, Issue 1, 1 February, Pages 24–38, <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt019>. 2014.

EMMONS, L. H.; FREER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** University of Chicago Press, Illinois. 1990.

FABRE, A-C. et al. **Do constraints associated with the locomotor habitat drive the evolution of forelimb shape? A case study in musteloid carnivorans.** J Anat. doi:10.1111/joa.12315. 2015.

FALKENBERG, J. C.; CLARKE, J. A. **Microhabitat use of deer mice: effects of inter-specific interaction risks.** Journal of Mammalogy, v. 79, p. 558–565. 1998.

FARRIS, Z. J. et al. **When carnivores roam: temporal patterns and partitioning among Madagascar's native and exotic carnivores.** *Journal of Zoology (London)* 296:45–57. 2015.

FBDS (FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL). **O Parque Nacional do Itatiaia.** 172P. 2000.

FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. **Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis.** *Journal of Biogeography*, vol. 34, no. 2, p. 223-230. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01568.x>. 2007.

FERREGUETTI, Á. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. **Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil.** *J. Mammal.* 96, 1245–1254. 2015.

FLEISHMAN, E.; AUSTIN, G. T.; WEISS, A. D. **An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities.** *Ecology* 79: 2482–2493. <https://doi.org/10.2307/176837>. 1998.

GALEF, B. G.; MITTERMEIER, R. A.; BAILEY, R. C. **Predation by thetayra (*Eira barbara*).** *J Mammal.* 57:760–761. 1976.

GATTI, A. et al. **Medium and large-bodied mammals of the private reserve of natural heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil.** *Oecologia Australis* 21(2): 171-181, 2017.

GEISE, L. et al. **Patterns of elevational distribution and richness of nonvolant mammals in Itatiaia National Park and surroundings, in Southeastern Brazil.** *Brazilian Journal of Biology* 64: 1–15. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000400007>. 2004.

GEROLD, G. **Soil, climate and vegetation of tropical montane forests – a case study from the Yungas, Bolivia.** In: Gradstein, Homeier a. Gansert (eds.), *The tropical mountain forest. Biodiversity and Ecology Series 2*, 137-162. 2008.

GÓMEZ, H. et al. **Dry season activity periods of some Amazonian mammals.** *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(2):91-95. 2005.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F.; SCHIPPER, J.; BENÍTEZ, A. **Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica.** *Small Carniv Conservat.* 41: 9-14. 2009.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F. et al. **Activity patterns of Tayra *Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects.** *Revista Biodiversidad Neotropical* 5:96-104. 2015.

GOULART, F. V. B. et al. **Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest.** *Mammalian Biology, Berlin*, v. 74, n. 3, p. 182-190. 2009.

GRAHAM, G. L. **Bats versus birds: comparisons among Peruvian volant vertebrate faunas along an elevational gradient.** *Journal of Biogeography*, 17: 657-668. 1990.

H-ACEVEDO, D.; CURRIE, D. J. **Does climate determine broadscale patterns of species richness? a test of the causal link by natural experiment.** *Global Ecology and Biogeography* 12:461–473. 2003.

HATAKEYAMA, R. **Ocupação e padrões de atividades de mamíferos de médio e grande porte em um mosaico de Mata Atlântica e plantações de eucalipto.** Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. 2015.

HEANEY, L. **Small Mammal Diversity along Elevational Gradients in the Philippines: An Assessment of Patterns and Hypotheses.** *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 15-39. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2665397>. 2001.

HUCK, M.; JUAREZ, C. P.; ROTUNDO, M. A.; DÁVALOS, V. M.; FERNANDEZ-DUQUE, E. **Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina,** *CheckList*, 13(4): 363-378. 2017.

HUNTER, M. L.; YONZON, P. **Altitudinal distribution of birds, mammals, people, forests, and parks in Nepal.** *Conservation Biology*, 7: 420-423. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07020420> . 1993.

HUTCHINSON, G. E. **Concluding Remarks.** *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22:415- 422. 1957.

ICMBIO (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia.** Encante 3, 215p. 2013.

JÁCOMO, A. T. A.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, J. A. F. **Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil.** *Journal of Zoology*; 262: 99–106. .2004.

JANZEN, D. H. **Sweep samples of tropical foliage insects: effects of season, vegetation types, elevation, time of day, and insularity.** *Ecology*, 54: 687-708. <http://dx.doi.org/10.2307/1935359>. 1973.

JOHNSTON, K. M.; FREUND, K. A.; SCHMITZ, O. J. **Projected range shifting by montane mammals under climate change: implications for Cascadia's National Parks.** *Ecosphere* 3(11):97. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00077.1>. 2012.

KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D. **Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia.** Índia: Centre for Wildlife Studies. 2002.

KASPER, C. B.; MAZIM, F. D.; SOARES, J. B. G.; DE OLIVEIRA, T. G. **Density estimates and conservation of *Leopardus pardalis* southernmost population of the Atlantic Forest.** *Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre*, v. 105, n. 3, p. 367-371, Sept. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212015000300367&lng=en&nrm=iso>. access on 23 Apr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620151053367371>. 2015.

KASPER, C. B.; SCHNEIDER, A.; OLIVEIRA, T. G. **Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil.** *Braz. J. Biol., São Carlos*, v. 76, n. 1, p. 228-232, Feb. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S151969842016000100228&lng=en&nrm=iso>. Access on 23 Apr. 2018. Epub Feb 12, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.19414>. 2016.

KAUFMANN, J. H.; KAUFMANN, A. **Observations on the behavior of tayras and grisons.** *Z. Säugetierkunde*, 30 : 146-155. 1965.

KAVANAU, J. L. **Locomotion and activity phasing of some medium-sized mammals.** *Journal of Mammalogy*, 52:386–403. 1971.

KEARNEY, M. **Habitat, environment and niche: what are we modelling?** *Oikos* 115, 186–191. doi:10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x. 2006.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. **Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment.** *Biodivers. Conserv.* 18, 1733–1750. 2009.

KITCHEN, A. M.; GESE, E. M.; SCHAUSTER, E. R. **Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution.** *Canadian Journal of Zoology* 78:853–857. 2000.

KONECNY, M. J. **Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America.** Pp. 243-264, in *Advances in Neo-tropical mammalogy* (K. H. Redford and J. E. Eisenberg, eds.). Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida, 614 pp. 1989.

KÖPPEN, W. **Das geographische System der Klimate.** *Handbuch der Klimatologie*, v.1, Part C (W. Köppen & R. Geiger, eds.). Gerbrüder Bornträger, Berlin, p. C1-C44. 1936.

KÖRNER, C. **The use of ‘altitude’ in ecological research.** *Trends in Ecology & Evolution*. 22:569–574. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>. 2007.

KRONFELD-SCHOR N.; DAYAN T. **Partitioning of time as an ecological resource.** *Annu Rev Ecol Syst* 34:153–181. 2003.

LE SAOUT, et al. **Protected areas and effective biodiversity conservation.** *Science*, 342, pp. 803-805. 2013.

- LIEBERMAN, D. et al. **Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica.** *J. Ecol.*, 84, 137–152. 1996.
- LOMOLINO, M. V. **Elevation gradients of species-density: historical and prospective views.** *Global Ecology and Biogeography*, 10: 3-13. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00229>. 2001.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. A.; ACEVES LARA, D. R.. **Noteworthy record of the Tayra (Carnivora: Mustelidae: *Eira barbara*) in the Sierra Gorda biosphere reserve, Querétaro, México.** *Western North American Naturalist*, 67: 150-151. 2007.
- LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. **Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil.** *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht, v. 17, n. 7, p. 1573-1580. 2008.
- MARTINS, M. A. et al. **Bat species richness (Mammalia, Chiroptera) along an elevational gradient in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil.** *Acta Chiropterologica* 17:401–409. 2015.
- MASSARA, R. L. et al. **Ocelot Population Status in Protected Brazilian Atlantic Forest.** *PLoS ONE* 10(11): e0141333. doi:10.1371/journal.pone.0141333. 2015.
- MCCAIN, C. M. **The mid-domain effect applied to elevational gradients: species richness of small mammals in Costa Rica.** *Journal of Biogeography* 31:19–31. 2004.
- MCCAIN, C. M. **Elevational gradients in diversity of small mammals.** *Ecology* 86:366–372. 2005.
- MCCAIN, C. M. **Global analysis of bird elevational diversity.** *Glob. Ecol. Biogeogr.* 18, 346–360. doi:10.1111/j.1466-8238.2008.00443.x. 2009.
- MCCLENNEN, N. et al. **The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*).** *American Midland Naturalist* 146: 27–36. <http://doi.org/bg2293>. 2001.
- MICHALSKI, F. et al. **Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil.** *Mammalia*, vol. 70, no. 1-2, pp. 52-57. <http://dx.doi.org/10.1515/MAMM.2006.004>. 2006.
- MICHALSKI, F.; NORRIS, D. **Activity pattern of *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) in relation to lunar illumination and other abiotic variables in the southern Brazilian Amazon.** *Zoologia*, 28(6):701-708. 2011.
- MICHALSKI, F.; PERES, C. A. **Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments.** *Conserv. Biol.* 21:1626-40. 2007.

MOKARRAM, M.; SATHYAMOORTHY, D. **Modeling the relationship between elevation, aspect and spatial distribution of vegetation in the Darab Mountain, Iran using remote sensing data.** *Model. Earth Syst. Environ.*, 1: 30. 2015.

MOREIRA J. C. et al. **Small mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, southeastern Brazil: species composition and elevational distribution.** *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro* 67(1-2):103–118. 2009.

MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature* 403: 853–858. 2000.

NASCIMENTO, V. L. et al. **Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota.** IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá/MS. 2014.

NORRIS, D.; MICHALSK, F.; PERE, C. A. **Habitat patch size modulates terrestrial mammal activity patterns in Amazonian forest fragments.** *Journal of Mammalogy*, 91:551–560. 2010.

NOVILLO, A.; OJEDA, R. A. **Diversity and distribution of small mammals in the South American dry Andes.** *Austral Ecology* 37:758–766. 2012.

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

ORDIZ, A. et al. **Do bears know they are being hunted?** *BIOL. CONSERV.* 152, 21–28. 2012.

PACIFICI, M. et al. **Generation length for mammals.** *Nature Conservation* 5: 87–94. doi: 10.3897/natureconservation.5.5734 Resource ID: Dryad key: 10.5061/dryad.gd0m3. 2013.

PALMER, R. R.; KOPROWSKI, J. L. **Feeding behavior and activity patterns of Amazon red squirrels.** *Mammalia* 78: 303–313. 2014.

PALMEIRA F. B. L. et al. **Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil.** *Biological Conservation*, 141(1): 118–125. 2008.

PATTERSON, B. D.; PACHECO, V.; SOLARI, S. **Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of southeastern Peru.** *Journal of Zoology* 240: 637–658. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1996.tb05313.x>. 1996.

PAVIOLO, A. et al. **Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest.** *Journal of Mammalogy*, 90: 926–934. 2009.

PINHO, F. F. de; FERREIRA, G. B.; PAGLIA, A. P. **Influence of vegetation physiognomy, elevation and fire frequency on medium and large mammals in two protected areas of the Espinhaço Range.** *Zoologia (Curitiba)*, Curitiba, v. 34, e11921.

Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-46702017000100300&lng=en&nrm=iso>. access on 23 Apr. 2018. Epub May 08, 2017. <http://dx.doi.org/10.3897/zoologia.34.e11921>. 2017.

PRESLEY, S. J. **Mammalian Species: *Eira barbara***. American Society of Mammalogists, Lawrence, 636p. 2000.

R CORE TEAM. **A Language and Environment for Statistical Computing**. Version 3.3.1[software]. 21 de jun [cited 2016 de ago] R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from: <https://www.r-project.org/>. 2016.

RAHBEK, C. **The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?** *Ecography* 18: 200–205. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00341.x>. 1995.

RAHBEK, C. **The relationship among area, elevation, and regional species richness in neotropical birds**. *The American Naturalist* 149: 875–902. <https://doi.org/10.1086/286028>. 1997.

RAHBEK, C. **The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns**. *Ecology Letters* 8: 224–239. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00701.x>. 2005.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed?** Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153. 2009.

RIBEIRO, M. C. et al. **The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot**. In: Zachos FE, Habel JC (eds) *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer, Heidelberg, pp 405–434. doi: 10.1007/978-3-642-20992-5_21. 2011.

RIPPLE W. J. et al. **Status and ecological effects of the world's largest carnivores**. *Science* 343, 1241484. doi: 10.1126/science.1241484. 2014.

RICHTER, M. **Tropical mountain forests - distribution and general features**. In S.R. Gradstein; J. Homeier; D. Gansert. *The Tropical Mountain Forest - Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*. p. 7-24. Centre for Biodiversity and Ecology, Göttingen, Germany. 2008.

ROCHA-MENDES F. et al. **Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil**. *Biota Neotropica*. 15(1): e20140008. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032014000814>. 2015.

ROSA, C. A.; SOUZA, A. C. **Large and medium-sized mammals of Nova Baden State Park, Minas Gerais, Brazil**. *Check List*, 13(3), 2141. DOI: 10.15560/13.3.2141. 2017.

SAFFORD, H. D. **Brazilian Páramos I. An Introduction to the Brazilian Physical Environment and Vegetation of the Campos de Altitude**. *Journal of Biogeography*, 26(4), 693-712. DOI: 10.1046/j.1365-2699.1999.00313.x. 1999.

SAFFORD, H. D. **Brazilian páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude.** *Journal of Biogeography* 34:1701-1722. 2007.

SÁNCHEZ-CORDERO, V. **Diversity along elevational gradients: bat and rodent faunas from Oaxaca, Mexico.** *Global Ecology and Biogeography*, 10, 63–76. 2001.

SANCHEZ, M. et al. **Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, Southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude.** *Flora* 208:184–196. doi:10.1016/j.flora.2013.03.002. 2013.

SCHIPPER, J. et al. **The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge.** *Science* 322:225-230. 2008.

SCHOENER, T. W. **Recurce partitioning in ecological communities.** *Ecology* 185: 27-39. 1974.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. **Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn02013022013>. 2013.

STEIN, A.; GERSTNER, K.; KREFT, H. **Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales.** *Ecol. Lett.* 17, 866–880 2014.

STEVENS, G. C. **The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude.** *The American Naturalist* 140: 893–911. <https://doi.org/10.1086/285447>. 1992.

SUNARTO, S. et al. **Tigers Need Cover: Multi-Scale Occupancy Study of the Big Cat in Sumatran Forest and Plantation Landscapes.** *PLoS ONE* 7(1): e30859. doi:10.1371/journal.pone.0030859. 2012.

SVENNING, J.; KERR, J.; RAHBK, C. **Predicting future shifts in species diversity.** *Ecography* 32, 3–4. 2009.

TERBORGH J. **Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru.** *Ecology*, 52: 23-40. <http://dx.doi.org/10.2307/1934735>. 1971.

TERBORGH, J. **Bird species diversity on an Andean elevation gradient.** *Ecology*, 58: 1007-1019. <http://dx.doi.org/10.2307/1936921>. 1977.

TERBORGH, J., L. et al. **Ecological meltdown in predator-free forest fragments.** *Science* 294: 1923-1926. 2001.

TEWS, J. et al. **Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures.** *J Biogeogr* 31: 79-92. 2004.

TORRES, R.; JAYATB, J. P.; PACHECO, S. **Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope and conservation of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*).** Mammal. Biol., <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2012.04.008>. 2012.

VALENZUELA, D.; CEBALLOS, G. **Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coatis (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest.** Journal of Mammalogy, vol. 81, no. 3, p. 810-819. 2000.

VELEZ-LIENDO, X.; STRUBBE, D.; MATTHYSEN, E. **Effects of variable selection on modelling habitat and potential distribution of the Andean bear in Bolivia.** Ursus 24: 127–138. 2013.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p. 1991.

VYNNE, C.; BOOTH, R. K.; WASSER, S. K. **Physiological implications of landscape use by free-ranging maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in Brazil.** 2014.

WECKEL, M.; GIULIANO, W.; SILVER, R. **Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space.** Journal of Zoology 270: 25-30. 2006.

WILLIAMS, S. E.; MARSH, H.; WINTER, J. **Spatial scale, species diversity, and habitat structure: Small mammals in Australian tropical rain forest.** Ecology 83:1317–1329. 2002.

WILLIAMS, S. E.; MIDDLETON, J. **Climatic seasonality, resource bottlenecks, and abundance of rainforest birds: implications for global climate change.** Diversity and Distributions 14:69–77. 2008.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R.** Springer: New York. 2009.