

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Influência do ambiente e relações predador-presa em uma comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte em Floresta Ombrófila Densa

Maísa Ziviani Alves

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências,
Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2016**

Maísa Ziviani Alves
Bióloga

Influência do ambiente e relações predador-presa em uma comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte em Floresta Ombrófila Densa

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:
Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2016

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Alves, Maísa Ziviani

Influência do ambiente e relações predador-presa em uma comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte em Floresta Ombrófila Densa / Maísa Ziviani Alves. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016. 108 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Riqueza de espécies 2. Parque das Neblinas 3. Modelos de ocupação de uma temporada 4. Densidade de Kernel 5. *Puma concolor* I. Título

CDD 634.94
A474i

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

A todos que fizeram parte desta longa caminhada até aqui

Ofereço

A minha família

Dedico

AGRADECIMENTOS

Eu não teria conseguido passar por este árduo percurso acadêmico, ao longo desses 10 anos, desde que ingressei na Biologia, sem a companhia e ajuda de todos que quero agradecer aqui. Espero não esquecer de ninguém! rs

Agradeço primeiro a Deus, por me dar forças para persistir, buscando atingir meus objetivos, mesmo frente às maiores dificuldades.

Agradeço imensamente aos meus pais, Mauro e Dorinha, que sempre me deram amor, carinho e me motivaram a seguir em busca dos meus sonhos, tornando possível minha chegada até aqui! Agradeço também a minha vó Irma e minhas tias Ana e Fátima, por me incentivar e dar forças pra conseguir alcançar meus objetivos! Vocês são minha vida, amo muito todos vocês!

Agradeço a quem está ao meu lado todos os dias, me aturando, principalmente nos surtos por conta dessa jornada na pós-graduação. Obrigada, Rodrigo, por ser meu companheiro, me incentivando ou acalmando, pra que eu possa conquistar meus sonhos. Amo você! E também agradeço às nossas filhas de quatro patas, Chica, Pequena, Gatão e Branca, pois sem saber elas me dão muita força pra enfrentar meus dias.

Agradeço àqueles que já não fazem mais parte do meu dia-a-dia, mas que estão sempre no meu coração e nas minhas melhores lembranças da faculdade, Ju e Caio, que mesmo longe se fazem presentes, me dando carinho e atenção online e ao vivo, sempre que possível, amo vocês! E também agradeço a amizade carinhosa de um pedacinho de Alfenas que tá sempre presente na minha vida, Flavitcho, me fazendo gargalhar sempre!

Agradeço a minha orientadora, Katia Ferraz, por acreditar que eu poderia desenvolver esse projeto, mesmo com todas as dificuldades logísticas envolvidas. Obrigada por me dar mais esse voto de confiança, que possibilitou a realização de um grande sonho (ah as armadilhas fotográficas! rs), e por contribuir de forma importante para meu amadurecimento profissional. Obrigada pela paciência, amizade e espero ter contribuído de forma positiva neste tempo que fui parte da sua equipe.

Agradeço a Francesca Palmeira, “minha segunda orientadora”, que foi indispensável ao longo deste doutorado. Se não tivesse tido sua ajuda, Fran, não teria essa tese em mãos hoje. Minha eterna gratidão pela enorme paciência, amizade e por todos os conhecimentos transmitidos a mim, principalmente estatísticos! Agradeço também ao Cris, que me ajudou muito junto com você, especialmente nas vezes que corri pra casa de vocês pra buscar ajuda. Vocês dois foram formidáveis comigo!

Agradeço enormemente a quem caiu de pára-quedas nesse doutorado e me ajudou muito. Cris Bondioli, que saiu da sua área genética e corrigiu minha qualificação simplesmente pra me ajudar, por ver meu desespero rs. Lê, minha primeira orientada oficial, que chegou querendo trabalhar com mamíferos a qualquer custo (já tinha visto esse filme antes rs) e acabou me ensinando mais do que aprendendo. Kelly, que me ajudou muito em campo, em 2013, e enfrentou as pirambeiras da Mata Atlântica junto comigo. Bia, que lá do México, tirou um tempo da sua viagem pra corrigir meus abstracts. Muito obrigada meninas!!

Agradeço a todos do LEMaC, que fizeram parte, direta ou indiretamente, da minha trajetória nestes anos na ESALQ, pois todos, de alguma forma, colaboraram na minha formação profissional. Aos meus ajudantes de campo Vítor, Alex, Bru, Carol, João e Yuri! Em especial, João e Bru, que acompanharam todos os campos de 2013 e 2014, respectivamente. Valeu pelas aventuras pessoal! Também agradeço muito a Ana, que topou tabular meus dados de aves. E ao Vinicius, que chegou há pouco tempo e embarcou comigo na supervisão de vários alunos nesse último ano caótico do doutorado.

Agradeço também ao pessoal do LMQ, ex e atuais, pois todos foram muito importantes nestes anos de pós-graduação. Valeu pela companhia, amizade, cafés, amigos-secretos e por todos os momentos felizes nestes anos de convívio! Agradeço, em especial, a Rafa e a Eimi, que me ajudaram demais com uma das coisas mais difíceis que enfrento na ecologia, a estatística!! Meninas, não há como agradecer-las tamanha ajuda desde aquela bendita disciplina em SP! Muito obrigada! Também não posso deixar de fazer um agradecimento especial ao Jeff, técnico do laboratório. Sem você aquilo não é nada! Super obrigada por tudo nestes anos de LMQ!

Agradeço a um anjo, Giovana, que salva qualquer pós-graduando, me incluindo nessa! Gi, você foi muito mais do que a secretária do programa de pós, foi uma amiga que me escutou, aconselhou, ensinou e ajudou mil vezes. Gratidão enorme por tudo!

Agradeço aos amigos que fiz durante nesses anos de pós-graduação e que é o melhor que levo dessa fase da minha vida! Em especial, aos que estiveram mais presentes durante o doutorado, aguentando minhas lamúrias e aflições! rs Bru Oliveira, Dani Laranja, Carol Garuti, Carol Ortiz, Clau Campos, Eimi, Erica, Fran, Josi, Mari Lands, Rafa, Rê e Van, gratidão por me ouvirem e me ampararem nas maiores dificuldades!

Agradeço, separadamente, pela ajuda na finalização da tese, a Ju, corrigindo meu inglês, Jô, checando os nomes científicos, e claro as duas por lerem todo o trabalho, assim como a Rê, na correção do capítulo 2, além de todo o carinho e atenção de vcs três, sempre!

Agradeço à equipe do Instituto Ecofuturo, do Parque das Neblinas, local deste estudo, pela atenção, ajuda e logística de campo. Muito obrigada ao diretor Paulo Groke, que permitiu o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço também ao pessoal da parte administrativa, Cleia, Guilherme e Michele, que sempre deram todo suporte necessário aos campos. E agradeço, especialmente, aqueles que fizeram esse estudo acontecer, embrenhando comigo na mata, passando perrengue e acreditando que valia a pena! Minha eterna gratidão aos meus guias de campo David, Marquinho e Xandó! Sem vocês nada disso seria possível! Agradeço também Ricardo e Robertinho, que auxiliaram em alguns campos, e também pelas conversas sobre os animais do Parque. Muito obrigada a todos vocês!

Agradeço ao Instituto Pró-Carnívoros e à presidente Sandra Cavalcante, que aceitou construir a aliança com o Instituto Ecofuturo, para que as coletas fossem realizadas. Também agradeço ao Ricardo Boulhosa, que, enquanto fez parte do Instituto, ajudou muito para que essa aliança se concretizasse.

Agradeço também ao Peter Crawshaw, que foi o primeiro a acreditar nesse projeto, me ajudando a delinear as coletas no início do doutorado. Obrigada Peter! Pena que não registramos a bendita onça-pintada.

Agradeço também ao Prof. Tarcízio de Paula, da UFV, por emprestar a maior parte das armadilhas fotográficas no primeiro ano de coleta.

Agradeço aos pesquisadores especialistas, Beatriz Bieseigel, Claudia Campos, Cristiano Trinca, Erica Maggiorini, Elson Lima, Francesca Palmeira, Marina Xavier, Roberto Fusco-Costa e Rogério da Cunha, que me auxiliaram nas confirmações das espécies de felinos. Destes agradeço, principalmente, a Clau, que me ajudou muito no delineamento do projeto, a Bia, pelo ensinamento sobre campo que só você tem, e a Má, que sempre esteve pronta a me ajudar com modelos. Muito obrigada!

Agradeço também a Gabriel Massocato, que, através da Bru Oliveira, me auxiliou na identificação de *Cabassous unicinctus*, trazendo uma enorme (senão a maior) felicidade dos resultados!

E por fim, agradeço a quem, por ventura, eu tenha esquecido de citar acima, mas que com certeza fez parte e ajudou neste estudo e na minha nada mole vida de pós-graduanda. Foram sete anos do início do mestrado até chegar aqui e não teria sido a mesma coisa sem cada um de vocês. Gratidão imensa a todos!

“A ciência sólida é a base para a conservação se sustentar. Entretanto, a conservação por si só é uma questão moral de beleza, respeito e compaixão por outros seres vivos. Ela vem do coração.”

George B. Schaller

SUMÁRIO

RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
Referências.....	21
2 COMUNIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE E A INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS EM SUA DISTRIBUIÇÃO, RIQUEZA E OCORRÊNCIA.....	25
Resumo.....	25
Abstract.....	26
2.1 Introdução.....	26
2.2 Material e Métodos.....	28
2.2.1 Área de estudo.....	28
2.2.2 Histórico de uso e ocupação da área.....	30
2.2.3 Delineamento amostral.....	31
2.2.4 Coleta de variáveis ambientais.....	33
2.2.5 Análise dos dados.....	34
2.3 Resultados.....	35
2.3.1 Comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque das Neblinas.....	35
2.3.2 Influência das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência das espécies.....	43
2.4 Discussão.....	47
2.4.1 Comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte.....	47
2.4.2 Influência das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência das espécies.....	49
2.5 Conclusões.....	51
Referências.....	51
Anexos.....	56
Apêndice.....	67

3	RELAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO PREDADOR DE TOPO COM MESOPREDADORES E SUAS PRESAS TERRESTRES NA MATA ATLÂNTICA.....	81
	Resumo.....	81
	Abstract.....	82
3.1	Introdução.....	82
3.2	Material e Métodos.....	84
3.2.1	Área de estudo e delineamento amostral.....	84
3.2.2	Análise dos dados.....	84
3.3	Resultados.....	86
3.3.1	Armadilhamento fotográfico.....	86
3.3.2	Abundância	88
3.3.3	Padrão e sobreposição de atividade.....	88
3.3.4	Probabilidade de ocupação e detecção.....	92
3.4	Discussão.....	92
3.5	Conclusões.....	95
	Referências.....	95
	Anexos.....	100
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	102
	Referências.....	104

RESUMO

Influência do ambiente e relações predador-presa em uma comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte em Floresta Ombrófila Densa

A destruição de florestas tropicais é intensa e pode levar à extinção de espécies sensíveis à fragmentação. Na Mata Atlântica, mamíferos com importantes funções no equilíbrio do ecossistema, como *Panthera onca* (onça-pintada), já estão ausentes em grande parte do bioma. Logo, é de extrema urgência compreender os processos que influenciam na permanência dessas espécies em uma área, para evitar futuras extinções locais. Assim, o objetivo geral deste estudo foi analisar as influências das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência de mamíferos terrestres de médio e grande porte e as relações espaço-temporais entre o predador de topo, mesopredadores e presas em uma área de Mata Atlântica contígua ao Parque Estadual da Serra do Mar com recente histórico de perturbação (Parque das Neblinas, Bertioga, SP). A coleta de dados foi realizada por armadilhamento fotográfico, durante 90 dias em 2013 e 2014, em 27 pontos amostrais, distantes 1 km entre si. As características ambientais avaliadas foram altitude, densidade de drenagem, precipitação média, temperatura média, número de palmitos (*Euterpe edulis*) e presença de trilhas naturais. Para analisar as influências do ambiente sobre a riqueza e ocorrência de espécies (com mais de três registros por ano) foram utilizados Modelos Lineares Generalizados. Para as demais análises, as espécies foram agrupadas em predador, mesopredadores, presas de grande, médio e pequeno porte. O período e sobreposição de atividade destes grupos foram estimados por meio da densidade de Kernel. A abundância foi estimada para mesopredadores e presas, através de modelos *N-mixture*. Para analisar a probabilidade de ocupação e detecção do predador de topo foram usados modelos de ocupação *single-season*. Foram amostrados 18 mamíferos terrestres de médio e grande porte, dos quais nove estão ameaçados de extinção ((*Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabo-mole), *Cuniculus paca* (paca), *Leopardus guttulus* (gato-do-mato-pequeno), *Leopardus pardalis* (jagatirica), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Pecari tajacu* (cateto), *Puma concolor* (onça-parda), *Puma yagouaroundi* (gato-mourisco) e *Tapirus terrestris* (anta)). A riqueza de espécies foi positivamente influenciada pelo maior volume de chuvas e a ocorrência da maioria das espécies (*C. unicinctus*, *Dasybus novemcinctus* (tatu-galinha), *P. concolor*, *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) e *T. terrestris*) foi influenciada pela densidade de drenagem em 2013. Em 2014, a riqueza não foi explicada por nenhuma característica e apenas quatro espécies sofreram influência de alguma característica ambiental. O predador de topo registrado foi catemeral, os mesopredadores e presas de grande porte mostraram-se mais noturnos e presas de médio e pequeno porte foram mais diurnas. Presas menores apresentaram a maior sobreposição total com o predador ($\Delta_1=0,72$). A influência sobre a probabilidade de ocupação da área pelo predador variou entre os anos, tendo sido pela abundância de presas de grande e pequeno porte, em 2013, e pela abundância de presas de médio porte, em 2014. A detecção foi influenciada apenas em 2014, de forma negativa pelas ocasiões. A partir destes resultados foi possível identificar as características ambientais que devem ser mantidas na área, como a disponibilidade de recursos hídricos e abundância de presas, a fim de conservar das espécies resilientes .

Palavras-chave: Riqueza de espécies; Parque das Neblinas; Modelos de ocupação de uma temporada; Densidade de Kernel; *Puma concolor*

ABSTRACT

Influence of environmental conditions and predator-prey relationship in a community of medium and large sized terrestrial mammal in dense rain forest

The destruction of tropical forests is alarming and may lead to the extinction of species susceptible to fragmentation. In the Atlantic Forest, mammals with important functions in the ecosystem balance, such as *Panthera onca* (jaguar), are already absent in part of the biome. Therefore, it is urgent to understand the processes that influence the permanence of these species in an area, in order to prevent future local extinctions. Thus, this study aimed to analyze the influence of environmental characteristics on the richness and occurrence of terrestrial mammals of medium and large size; as well as the spatio-temporal relationship between the top predator, mesopredator and preys, in the Atlantic forest area continuous with Serra do Mar State Park, with recent degradation history (Neblinas Park, Bertioga, State of São Paulo). Sample data was collected by camera trapping for 90 days in 2013 and 2014, 27 sampling points 1km distant from each other. The environmental characteristics were altitude, drainage density, average rainfall, average temperature, number of palm hearts (*Euterpe edulis*) and the presence of nature trails. Generalized Linear Models were used to analyze the environmental influences on the richness and occurrence of species (with more than 3 records per year). For the other analyses, species were grouped into predator, mesopredators, preys of large, medium and small size. The period and overlap activity of these groups were estimated by the Kernel density. Abundance was estimated for mesopredators and prey through N-mixture models. Single-season occupancy models were used to analyze the probability of occupancy and detection of top predators. A total of 18 terrestrial mammals of medium and large size were sampled, with nine of them being threatened with extinction: *Cabassous unicinctus* (naked-tailed armadillo), *Cuniculus paca* (paca), *Leopardus guttulus* (oncilla), *Leopardus pardalis* (ocelot), *Leopardus wiedii* (margay), *Pecari tajacu* (collared peccary), *Puma concolor* (cougar), *Puma yagouaroundi* (jaguarundi) and *Tapirus terrestris* (tapir). In the 2013, the species richness was positively influenced by the largest volume of precipitation and the species occurrence (*C. unicinctus*, *Dasyurus novemcinctus* (tatu-galinha), *P. concolor*, *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) e *T. terrestris*) was interfered by the drainage density. In 2014, richness was not explained by any of the environmental characteristics mentioned and only four species have suffered influence of them. The top predator recorded was catemeral, the mesopredator and large prey were mainly nocturnal and prey of medium and small size were mainly daylight. Smaller prey had the highest total overlap with the predator ($\Delta_1=0.72$). The influence on the probability of occupancy of the area by the predator varied between the years: in 2013 it was the abundance of large and small preys, and in 2014, the influence was the abundance of medium preys. The detection was negatively influenced by the occasion only in 2014. Our findings showed the environmental characteristics that should be maintained in the area, such as water resources and abundance of prey, for conservation of Atlantic Forest and its fauna community.

Keywords: Species richness; Neblinas Park; Single-season occupancy models; Kernel density; *Puma concolor*

1 INTRODUÇÃO

A alarmante destruição de ecossistemas tropicais, sobretudo nas últimas décadas, é decorrente da acelerada expansão socioeconômica, majoritariamente pelo avanço agrícola (GIBBS et al., 2010; HANSEN et al., 2013; LEWIS et al., 2015). Essa devastação resultou na perda de habitat e biodiversidade em diversos lugares (TERBORGH, 1992; SCHMIEGELOW; MÖNKKÖNEN, 2002; FAHRIG, 2003; THORNTON; BRANCH; SUNQUIST, 2011), bem como nos biomas brasileiros (MORTELLITI et al., 2010; SILVA et al., 2015). Através da fragmentação de florestas nativas, o Brasil se tornou um mosaico de usos do solo, com inúmeras culturas agrícolas, ocupações urbanas e remanescentes florestais (METZGER, 2001). Este cenário heterogêneo é expressivo no Sudeste, a região mais populosa do país, onde se encontra grande parte da Mata Atlântica, altamente fragmentada pela redução de 88% de sua distribuição original (RIBEIRO et al., 2009).

Atualmente, a maior área contínua deste bioma é o Parque Estadual da Serra do Mar, habitat de diversas espécies ameaçadas, como *Brachyteles arachnoides* (muriqui-do-sul), o maior primata das Américas e endêmico deste bioma (JERUSALINSKY et al., 2011). Contíguo a esta área localiza-se o Parque das Neblinas, uma Reserva Particular do Patrimônio Natural, que, apesar do recente histórico de perturbação, apresenta crescente regeneração desde o fim do plantio de eucalipto há 30 anos. Consequência desta recuperação é a presença de animais como *Tapirus terrestris* (anta), com alto requerimento de habitat (MEDICI 2008). Os dois Parques estão inseridos nas regiões de prioridade extrema para a conservação da Mata Atlântica, segundo a Atualização de Áreas Prioritárias (MMA, 2006).

Neste bioma, há muitos mamíferos terrestres de médio e grande porte (PAGLIA et al., 2012), dos quais muitos apresentam importantes papéis funcionais, como o predador de topo *Panthera onca* (onça-pintada), que é imprescindível para manutenção do equilíbrio no ecossistema (RITCHIE et al., 2012) e está ameaçado de extinção (BRESSAN et al., 2009; ICMBIO, 2014; IUCN, 2015). Também há presença de inúmeros dispersores de sementes, como *Cuniculus paca* (paca) e *Pecari tajacu* (cateto), alvos frequentes de caçadores (FLESHER; LAUFER, 2013), e de *Tayassu pecari* (queixada), que desenvolve função única como “engenheiro do ecossistema”, removendo espécies prejudiciais às nativas, auxiliando na regeneração local (KEUROGHLIAN; EATON, 2009).

Neste contexto, visando à conservação da fauna e flora do bioma em questão, é essencial a compreensão das relações entre os animais e as características ambientais de uma área, a fim de entender fatores que explicam sua ocorrência, abundância e relações interespecíficas (SUNQUIST; SUNQUIST, 2001). Por exemplo, a conectividade entre

remanescentes florestais pode auxiliar na permanência de grandes carnívoros num determinado local (CASTILHO et al., 2015), ao contrário da densidade de rodovias, que podem afastá-los (QUEIROLO et al., 2011). A ocorrência de uma espécie também pode estar relacionada às diferenças na altitude de um determinado local (SUNARTO et al., 2015).

Do mesmo modo, é necessário analisar como uma espécie pode interferir na presença de outra, possibilitando ou dificultando sua permanência em uma área. Predadores de topo, por exemplo, podem exercer pressões intraguilda, por competição ou predação (CROOKS; SOULÉ, 1999; FEDRIANI et al., 2000; OLIVEIRA; PEREIRA, 2014). Nesta situação, mesopredadores são afetados negativamente pelos predadores de topo (PALOMARES; CARO, 1999). Estes animais buscam mecanismos para coexistir, através do partilhamento de recursos, tanto espacial (WANG et al., 2015), como temporal (OLIVEIRA-SANTOS et al., 2012). Além disso, a ocupação de um local pelo predador pode ser de acordo com a disponibilidade de presas (DAVIS; KELLY; STAUFFER, 2011), podendo este direcionar seu maior período de atividade para aumentar as chances de encontro com elas, otimizando a predação (LINKIE; RIDOUT, 2011).

Portanto, o objetivo geral do presente estudo foi analisar as influências das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte e as relações espaço-temporais entre o predador de topo presente, mesopredadores e presas, do Parque das Neblinas (Bertioga, SP). Ainda, buscou-se atingir os seguintes objetivos específicos:

1. Estimar a riqueza de espécies da área de estudo;
2. Descrever a distribuição das espécies de acordo com as variáveis ambientais;
3. Analisar o período e sobreposição de atividade do predador, mesopredadores e presas;
4. Compreender como a abundância de mesopredadores e presas pode influenciar a ocupação do habitat pelo predador.

No capítulo 2 foram utilizados registros das espécies para estimar a distribuição, riqueza e ocorrência destas na área e, posteriormente, as características ambientais foram usadas na avaliação de suas influências sobre a riqueza e ocorrência das espécies, tendo como hipóteses:

1. A quantidade de palmitos influencia positivamente a distribuição, riqueza e ocorrência de mamíferos terrestres de médio e grande porte;
2. Densidade de drenagem interfere de forma positiva na distribuição, riqueza e ocorrência da mastofauna terrestre local;
3. As trilhas favorecem a ocorrência de grandes mamíferos terrestres, principalmente felinos;
4. A altitude influencia negativamente a riqueza e ocorrência de mamíferos;

Para o capítulo 3 foram construídas matrizes de presença e ausência do predador de topo, nos pontos amostrais ao longo das ocasiões, para analisar a probabilidade de ocupação e detecção da espécie na área, analisando como essas probabilidades foram afetadas pela abundância de mesopredadores e presas. As hipóteses deste capítulo foram:

1. Na ausência da *Panthera onca*, *Puma concolor* passa a apresentar maior atividade durante o dia;
2. Com a atividade mais diurna de *P. concolor*, ocupando a posição de predador de topo, os mesopredadores tendem a ser mais noturnos em sua presença;
3. A sobreposição de atividade entre *P. concolor* e presas de grande porte tende a ser maior na ausência da *P. onca*;
4. A maior abundância de presas de médio e grande porte resulta em maior probabilidade de ocupação por *P. concolor*.

Finalizando, no capítulo 4 são apresentadas as considerações finais deste estudo, a fim de auxiliar na elaboração e aplicação de estratégias para manter a comunidade amostrada no Parque, buscando conservar as espécies e o local.

Referências

BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: vertebrados**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009. 648p.

CASTILHO, C.S.; HACKBART, V.C.S.; PIVELLO, V.R.; SANTOS, R.F. Evaluating Landscape Connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* Among Atlantic Forest Protected Areas. **Environmental Management**, New York, v. 55, n. 6, p. 1377-1389, 2015.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, 1999. doi:10.1038/23028.

DAVIS, M.L.; KELLY, M.J.; STAUFFER, D.F. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. **Animal Conservation**, Malden, v. 14, n. 1, p. 56-65, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2010.00389.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FEDRIANI, J.M.; FULLER, T.K.; SAUVAJOT, R.M.; YORK, E.C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, Berlin, v. 125, n. 2, p. 258-270, 2000.

FLESHER, K.M.; LAUFER, J. Protecting wildlife in a heavily hunted biodiversity hotspot: a case study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, Cidade do México, v. 6, n. 2, p. 181-200, 2013.

GIBBS, H.K.; RUESCHB, A.S.; ACHARDC, F.; CLAYTOND, M.K; HOLMGRENE, P.; RAMANKUTTYF, N.; FOLEYG, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Allahabad, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.;EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, Washington, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais**. Jorge Luiz do Nascimento, Ivan Braga Campos (Ed.). Brasília, 2011. 276p

IUCN. 2015. **Red List of Threatened Species**. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 11 Oct. 2015.

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. **Biodiversity and Conservation**, Essex, v. 18, n. 7, p. 1733-1750, 2009.

LEWIS, S.L.; EDWARDS, D., P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, Washington, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LINKIE, M.; RIDOUT, M.S. Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. **Journal of Zoology**, Malden, v. 284, n. 3, p. 224-229, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x

MEDICI, P.; MANGINI, P. R.; DA SILVA, A. G.; SALAS, L. A. Guidelines for tapir reintroductions and translocations. **IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG), Gland, Switzerland**, 2008.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagem? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, nov. 2001.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2006. **Atualização das Áreas Prioritárias**. Disponível em: <homolog-w.mma.gov.br>. Acesso em: 17 mar. 2015.

MORTELLITI, A.; FAGIANI, S.; BATTISTI, C.; CAPIZZI, D.; BOITANI, L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions*, v. 16, p. 941–951, 2010.

OLIVEIRA, T.G.; PEREIRA, J.A. Intraguild predation and interspecific killing as structuring forces of Carnivoran communities in South America. **Journal of Mammalian Evolution**, New York, v. 21, n. 4, p. 427-436, 2014.

OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; GRAIPEL, M.E.; TORTATO, M.A.; ZUCCO, C.A.; CÁCERES, N.C.; GOULART, F.V.B. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. **Zoologia**, Curitiba, v. 29, n. 2, p. 115-120, 2012.

JERUSALINSKY L.; TALEBI M.; DE MELO, F.R. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBIO, 2011. 144 p.: il. color. ; 29,7 cm. 2011. (Série Espécies Ameaçadas, 11).

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B. da; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. da C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2. ed. **Occasional Papers in Conservation Biology**, Boston, n. 6. Arlington: Conservation International, 2012. 76p.

PALOMARES, F.; CARO, T.M. Interspecific killing among mammalian carnivores. **The American Naturalist**, Chicago, v. 153, n. 5, p. 492-508, 1999.

QUEIROLO, D.; MOREIRA, J.R.; SOLER, L.A.; EMMONS, L.H.; RODRIGUES, F.H.G.; PAUTASSO, A.S.A.; CARTES, J.L.; SALVATORI, V. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. **Oryx**, Oxford, v. 45, n. 2, p. 296-303, 2011.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, Mar. 2009.

RITCHIE, E.G.; ELMHAGEN, B.; GLEN, A.S.; LETNIC, M.; LUDWIG, G.; MCDONALD, R.A. Ecosystem restoration with teeth: what role for predators?. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 27, n. 5, p. 265-271, 2012.

SCHMIEGELOW, F. KA; MÖNKKÖNEN, M. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 2, p. 375-389, 2002.

SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, E.; COSTA, C.A.; CUNHA, R.G.T Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, Liverpool, v. 10, n. 2, p. e0114025, 2015.

SUNARTO, S.; KELLY, M.J.; PARAKKASI, K.; HUTAJULU, M.B. Cat coexistence in central Sumatra: ecological characteristics, spatial and temporal overlap, and implications for management. **Journal of Zoology**, London, n. 296, p. 104–115, 2015.

SUNQUIST, M.E.; SUNQUIST, F. **Changing landscapes**: consequences for carnivores. Carnivore Conservation GITTLEMAN, J.L. ;. FUNK, S.; MACDONALD, D.W. ; WAYNE, R.K. (Ed)., Cambridge, UK., :Cambridge University Press, 2001. p. 399–418.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v24, n2 p. 283-292, 1992.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C.; SUNQUIST, M. E. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, n. 1, p. 7-18, 2011.

WANG, Y.; ALLEN, M.L.; WILMERS, C.C. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. **Biological Conservation**, Boston, v.190, p. 23-33, 2015.

2 COMUNIDADE DE MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTE E A INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS EM SUA DISTRIBUIÇÃO, RIQUEZA E OCORRÊNCIA

Resumo

Em geral, grandes mamíferos são os primeiros a sofrer com a fragmentação e perda de habitat, sobretudo pela baixa densidade populacional e extensas áreas de vida. Muitos desses animais apresentam papel funcional essencial na manutenção de florestas tropicais, como a Mata Atlântica, através das interações com o ambiente. Portanto, compreender qual a interferência dos fatores ambientais sobre essas espécies contribui para elaboração de estratégias efetivas a fim de conservar fauna e flora. Neste contexto, o objetivo geral deste estudo foi analisar as influências de características ambientais de uma área de Mata Atlântica contígua ao Parque Estadual da Serra do Mar com recente histórico de perturbação (Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo, SP) sobre a distribuição, riqueza e ocorrência de espécies da mastofauna terrestre de maior porte. As características estimadas foram altitude, densidade de drenagem, média de chuvas, média de temperatura, número de palmitos (*Euterpe edulis*) e presença de trilhas naturais. Para análise dos dados foram usados Modelos Lineares Generalizados. A coleta de dados ocorreu de forma concentrada, durante 90 dias em 2013 e 2014 (julho, agosto e setembro), em 27 pontos amostrais, através de armadilhamento fotográfico. A partir de um esforço amostral de 1620 armadilhas/noite foram registradas 18 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, dentre as quais nove estão classificadas em níveis de ameaça à extinção (*Cuniculus paca* (paca), *Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabo-mole), *Leopardus guttulus* (gato-do-mato-pequeno), *Leopardus pardalis* (jaguatirica), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Pecari tajacu* (cateto), *Puma concolor* (onça-parda), *Puma yagouaroundi* (gato-mourisco) e *Tapirus terrestris* (anta)). Das espécies amostradas, as mais frequentes foram *T. terrestris* (N=111), *Eira barbara* (irara; N=26), *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti; N=14) e *P. concolor* (N=13). Para três espécies foram os primeiros registros no local ((*C. unicinctus*, *L. wiedii* e *Sus scrofa* (javaporco))), sendo que para duas dessas (*C. unicinctus* e *S. scrofa*) foram os primeiros na região, ampliando suas distribuições geográficas nacionais. Em 2013, a média de chuvas foi a variável ambiental que mais influenciou, de maneira positiva, a riqueza de espécies na área, com aumento da riqueza nos meses de maior precipitação. Por sua vez, em 2013, a densidade de drenagem foi o fator que mais interferiu positivamente na ocorrência das espécies, aumentando os registros. Contudo, em 2014, a riqueza não esteve relacionada a nenhuma das características ambientais analisadas, que também influenciaram em menor intensidade a ocorrência das espécies. No segundo ano, a altitude interferiu, negativamente, na ocorrência de *C. unicinctus* e, positivamente, para *E. barbara*. Esta espécie foi a única a ser influenciada pela presença de trilhas, tendo sido de forma positiva. Já a média de chuvas esteve relacionada aos registros de *E. barbara*, positivamente, *D. novemcinctus* e *T. terrestris*, de maneira negativa. A densidade de drenagem influenciou, negativamente, apenas a ocorrência de *D. novemcinctus*. Já a presença de palmito influenciou positivamente a ocorrência de *C. unicinctus* e *P. concolor*. Os resultados mostram que a conservação de suas características ambientais, como sua rede de drenagem, pode auxiliar na permanência destas espécies da mastofauna no local.

Palavras-chave: Mastofauna; Mata Atlântica; Modelos Lineares Generalizados; Densidade de drenagem

Abstract

In general, large mammals are the first to suffer with fragmentation and loss of habitat, especially because of low population density and need of extensive areas for survival. Many of these animals have important functional role in maintaining tropical forests, such as the Atlantic Forest, through interactions with the environment. Therefore, understanding the interference of the environmental factors on these species contributes to the development of effective strategies to conserve the biodiversity. In this context, this study aimed to analyze the influence of the environmental characteristics in the Atlantic foreste area continuos continuous with Serra do Mar State Park, with recent degradation history (Neblinas Park, Bertioga, State of São Paulo) on the species distribution, richness and occurrence of large terrestrial mammals. The estimated environmental characteristics were altitude, drainage density, average rainfall, average temperature, number of palm hearts (*Euterpe edulis*) and the presence of nature trails. Generalized Linear Models were used for data analyses. The sample data was collected in a concentrated manner: 90 days in 2013 and 2014 (July, August and September) in 27 sampling points through camera trapping. From a sampling effort of 1620 trap/night, a total of 18 species of terrestrial mammals of medium and large size were recorded, of which nine are classified in the extinction threat levels: (*Cabassous unicinctus* (naked-tailed armadillo), *Cuniculus paca* (paca), *Leopardus guttulus* (oncilla), *Leopardus pardalis* (ocelot), *Leopardus wiedii* (margay), *Pecari tajacu* (collared peccary), *Puma concolor* (cougar), *Puma yagouaroundi* (jaguarundi) and *Tapirus terrestris* (tapir)). Of the sampled species, the most common were *T. terrestris* (N = 111), *Eira barbara* (tayra; N = 26), *Sylvilagus brasiliensis* (tapeti; N = 14) and *P. concolor* (N = 13). Three species were first recorded on the site (*C. unicinctus*, *L. wiedii* and *Sus scrofa* (wild boar)), with two of them (*C. unicinctus* and *S. scrofa*) being the first record in the region, expanding their national geographic distributions. In 2013, the average rainfall was the environmental factor that most positively influenced the species' richness in the area, with increasing richness in the months of largest precipitation. On the other hand, in 2013, the drainage density was the factor that had a positive influence on the occurrence of species, increasing the records. In 2014, however, richness wasn't related to any of the environmental characteristics analyzed, which also influenced to a lesser extent the occurrence of the species. In the second year, the altitude interfered negatively in the occurrence of *C. unicinctus* and positively for *E. barbara*. This species was the only one to be positively influenced by the presence of tracks. The average rainfall was related to *E. barbara* records positively and *D. novemcinctus* and *T. terrestris* negatively. The drainage density only influenced negatively the occurrence of *D. novemcinctus*. The higher number of sample points in the palm hearts increased *C. unicinctus* and *P. concolor* records in the area. The results show that the conservation of their environmental characteristics, such as its drainage system, assists in the permanence of these mammals' species on the site.

Keywords: Mammals; Atlantic forest; Generalized Linear Models

2.1 Introdução

Mamíferos terrestres de médio e grande porte desempenham relevantes papéis funcionais, essenciais para manutenção de importantes processos ecológicos no ecossistema (BODMER, 1991; CUARÓN, 2000; SILVA; TABARELLI, 2000; MILLER et al., 2001; TERBORGH et al., 2001). Dentre estes, destacam-se a predação, que no caso do bioma Mata Atlântica é desempenhado pela *Panthera onca* (onça-pintada), que regula as populações de

suas presas, equilibrando a cadeia trófica (TERBORGH, 2001). Também há grandes herbívoros, que promovem a dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração de florestas, como é o caso da espécie *Tapirus terrestris* (anta) (FRAGOSO, 2005). Como diversos mamíferos, estas duas espécies estão classificadas em graus de ameaça à extinção no Brasil (ICMBIO, 2014) e são sensíveis às alterações na paisagem, em grande parte, por conta da fragmentação de áreas florestais e perda de habitat (MEDICI; DESBIEZ, 2012; ROQUES et al., 2016).

Mamíferos respondem às modificações da paisagem, principalmente à fragmentação e perda de habitat (FAHRIG, 2003; VIEIRA et al., 2009; AHUMADA et al., 2011). Animais especialistas podem sofrer mais com a variação do tamanho de fragmentos em relação aos generalistas (PARDINI et al., 2010). Algumas espécies podem ser extintas localmente pela redução do tamanho e conectividade do habitat (GALETTI et al., 2013). Por outro lado, algumas se beneficiam dos processos de alteração dos ambientes, como é o caso de *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), espécie que mostra estar adaptada a paisagens degradadas, ocupando até mesmo matrizes agrícolas (DOTTA; VERDADE, 2011). A mastofauna de maior porte tende a ser mais vulnerável às alterações na paisagem em decorrência de sua maior biomassa (CARDILLO et al., 2005), baixas densidades populacionais (DAMUTH, 1981) e pela necessidade de extensas áreas para sobrevivência (DINIZ-FILHO et al., 2005). Logo, a ocorrência dessas espécies está fortemente relacionada às características ambientais das áreas que habitam. Por conta disso, busca-se compreender qual a influência da paisagem sobre a ocorrência destas (LYRA-JORGE et al., 2010; ANGELO; PAVIOLO; BITETTI, 2011; SAITO; KOIKE, 2013), para guiar ações de conservação.

Paisagens alteradas são evidentes na Mata Atlântica, pois este bioma vem sofrendo com este processo há mais de 500 anos (DEAN, 1997) e teve sua cobertura original reduzida mais de 80% (RIBEIRO et al., 2009), motivada pelo desenvolvimento econômico, principalmente pela agricultura, causadora de graves impactos nos ecossistemas. Neste bioma, grandes áreas de mata contínua que podem sustentar populações viáveis de mamíferos de maior porte são raras, sendo que a presença de algumas características ambientais é crucial para manter esses animais (OLFF et al., 2002; DI BLANCO et al., 2015; RAMESH et al., 2016). Por exemplo, a ocorrência de *Euterpe edulis* (palmeira juçara), uma espécie-chave do bioma, que oferece alimento para diversos animais, principalmente na estação seca, quando há escassez de recursos (GALETTI et al., 1999). Esta palmeira pode atrair seus dispersores (GALETTI et al., 1999; KEUROGHLIAN; EATON, 2009), que por sua vez, formam a base

de presas para meso e grandes predadores, beneficiando o equilíbrio na cadeia trófica. Recursos alimentares como a juçara são importantes para permanência e uso do local por mamíferos (MORTELLITI; BOITANI, 2008).

A grande maioria dos estudos busca analisar em larga escala as respostas dos animais às características ambientais de um local, como, por exemplo, estrutura florestal (PARDINI et al., 2005; LYRA-JORGE et al., 2010) e distância de corpos d'água (NIEDBLA et al., 2015). No entanto, uma vez que as espécies respondem de maneira específica a essas características (FISCHER; LINDERNMAYER, 2006), análises em escala espacial menor, para avaliar a riqueza e ocorrência em função dessas características, viabiliza ações de conservação locais (RAMESH et al., 2016). Logo é imprescindível compreender como as espécies utilizam essas áreas e quais as características ambientais que podem favorecer sua permanência nelas, atuando positivamente sobre sua riqueza e ocorrência, para elaboração de plano de manejo eficiente para conservação da biodiversidade local.

Dentro deste enfoque, o presente capítulo teve como objetivo geral identificar e compreender as influências das características ambientais de uma área de Mata Atlântica com recente histórico de perturbação, o Parque das Neblinas, uma importante Reserva do Patrimônio Particular Natural da Mata Atlântica, contígua ao Parque Estadual da Serra do Mar, sobre a riqueza e ocorrência de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Portanto, os objetivos específicos deste estudo foram: i) estimar a riqueza de espécies da mastofauna local, e; ii) analisar a ocorrência das espécies de mamíferos de médio e grande porte de acordo com as características ambientais.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque das Neblinas (23°44'52''S/46°09'46''W), área com aproximadamente 2.800 ha, situada no município de Bertioga, SP, que foi reconhecida como Patrimônio da Humanidade, parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, pelo programa Homem e Biosfera, da UNESCO, em 1991. O Parque é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), da Companhia Suzano de Papel e Celulose, contíguo ao Parque Estadual da Serra do Mar e está dentro das áreas prioritárias para conservação do bioma Mata Atlântica (MMA, 2006) (Figura 2.1).



Figura 2.1 - Localização do Parque das Neblinas, município de Bertiooga, SP

O Parque apresenta cobertura vegetal caracterizada como Floresta Ombrófila Densa, que corresponde à vegetação da costa litorânea brasileira, desde o nordeste até o extremo sul, com a presença de árvores de grande e médio porte, além de lianas (cipós) e epífitas em abundância (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010). Em 2003, com ajuda da comunidade do entorno, iniciou-se o enriquecimento de parte da área com sementes de *Euterpe edulis* (palmeira Juçara), semeando até hoje mais de cinco milhões, sendo esta uma importante espécie na dieta de diversos mamíferos, como *Dasyprocta azarae* (cutia), *Cuniculus paca* (paca), *Tapirus terrestris* (anta) e *Tayassu pecari* (queixada) (GALETTI et al., 1999; KEUROGHLIAN; EATON, 2009). O local apresenta precipitação média anual de 2000 mm, sendo uma região de alta umidade e temperaturas amenas (Figura 2.2). A variação altitudinal da área é de 700 a 1100m, fator que favorece a maior precipitação, e conta com expressiva rede hidrográfica, com a presença do rio Itatinga, que corta o Parque (Figura 2.3).

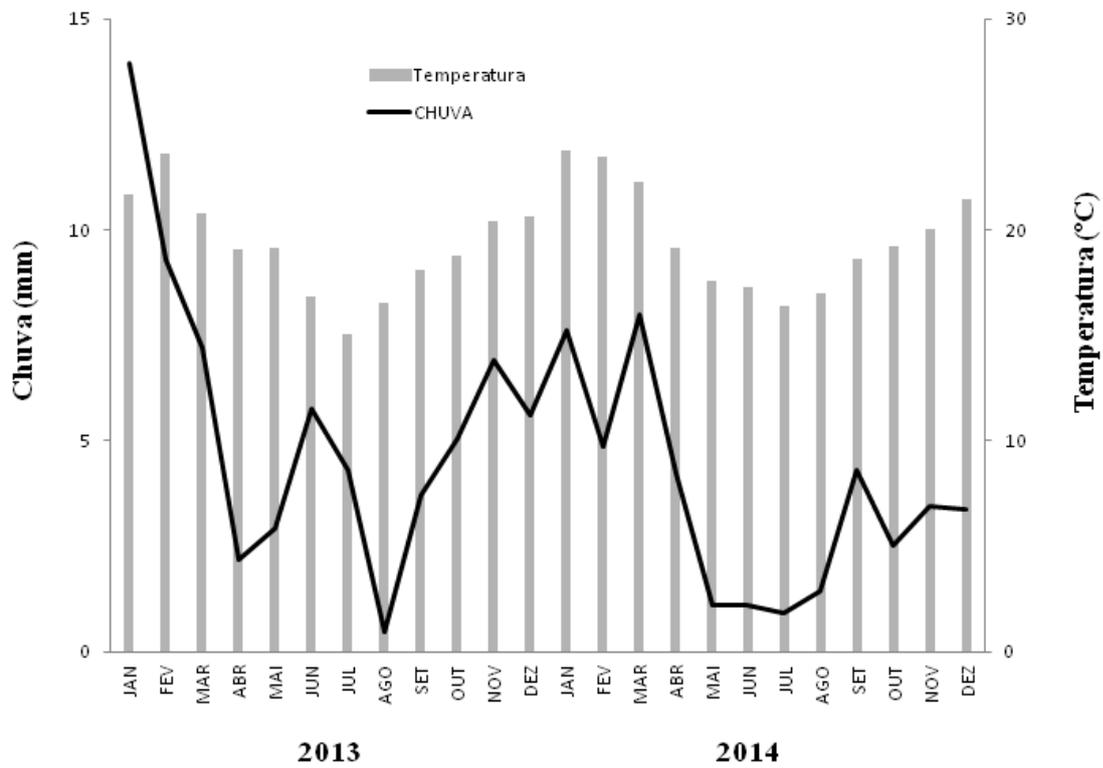


Figura 2.2 - Precipitação e temperatura em cada mês ao longo dos dois anos de coleta

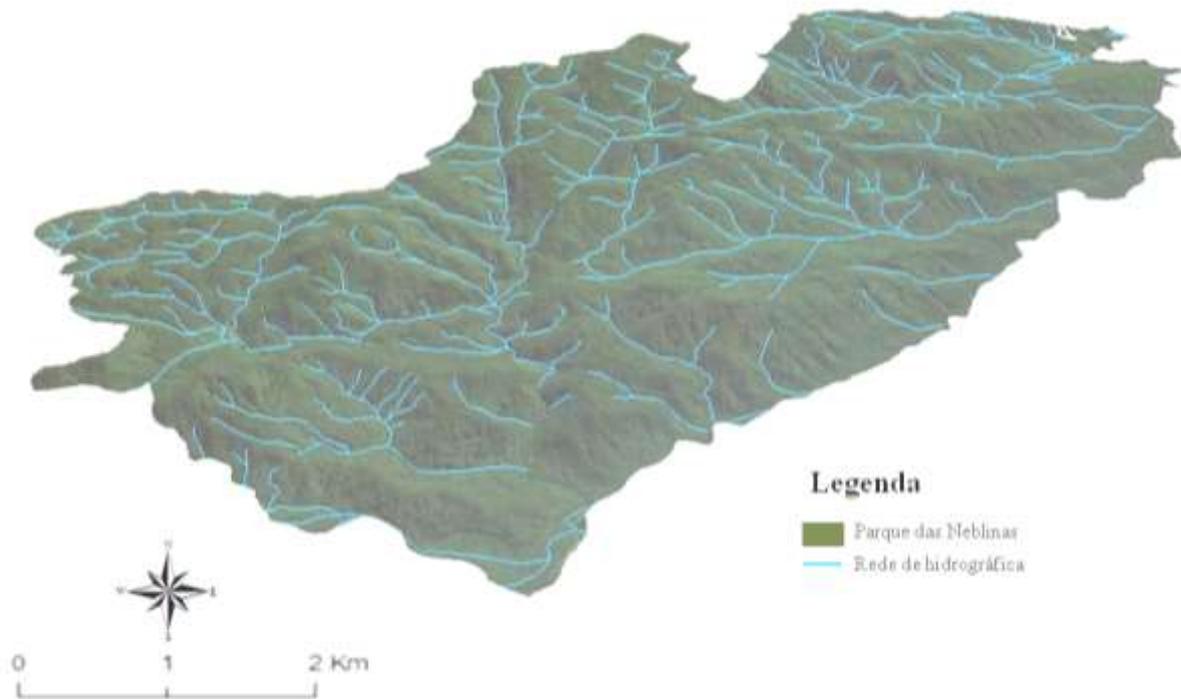


Figura 2.3 - Altitude e rede hidrográfica da área de estudo

2.2.2 Histórico de uso e ocupação da área

Embora o local esteja hoje coberto por mata nativa, já foi praticamente todo desmatado no passado, para a construção da Usina de Itatinga, a mais antiga hidrelétrica do Brasil, no início na década de 1910. Posteriormente, na década de 1940, a região foi desmatada para produção de carvão, que abastecia a Siderúrgica de Mogi das Cruzes. Mais tarde, em 1968, a Companhia Suzano adquiriu a área, para produção de eucalipto para papel e celulose. Como consequência deste histórico de perturbação, o Parque apresenta dois grandes grupos de formações florestais: antigos talhões de reflorestamentos, com espécies do gênero *Eucalyptus saligna* Smith., e áreas remanescentes de Mata Atlântica, com históricos distintos de degradação (ONOFRE, 2009).

A partir de 1988, por meio de um plano de manejo de áreas florestais da empresa, ano da última colheita do plantio de silvicultura, o local foi deixado para regeneração natural. Dez anos depois, o Parque das Neblinas foi criado, a partir de duas fazendas privadas, somando cerca de 1350 hectares, com silvicultura e fragmentos de mata nativa. No ano seguinte, a área foi ampliada para quase 2800 hectares, sendo administrada, a partir de então, pelo Instituto Ecofuturo. Hoje, quase 30 anos depois, o local já atingiu significativo estágio de regeneração (Figura 2.4), apresentando características semelhantes às áreas naturais do entorno (ONOFRE, 2009).



Figura 2.4 - Estrutura atual da vegetação no Parque das Neblinas

2.2.3 Delineamento amostral

A área de estudo foi amostrada através de armadilhas fotográficas, dispostas em uma grade amostral sistemática (Figura 2.5). A distância mínima entre os pontos foi estabelecida a fim de obter registros independentes, de acordo com as áreas de vida dos mamíferos de menor porte possivelmente presentes no local (KARANTH, 1995; SILVER et al., 2004). Para amostrar a espécie de maior porte, *P. concolor*, as estações consideradas foram escolhidas a partir do primeiro registro da espécie. A estação que apresentou maior número de registros foi o ponto inicial para escolher as demais, distantes 3 km entre si. Assim, foram alocados 27 pontos amostrais, distantes 1 km entre si. Em alguns casos, quando imprevistos no trajeto, como paredões de pedra no fim da trilha, impediam a continuidade da procura pelas coordenadas para instalação das armadilhas, o ponto era definido o mais próximo possível do preestabelecido pelo *software* ArcGis 9.2 (ESRI, 2008). As áreas no entorno de cada ponto amostral (i.e., *buffer*), com 1 km de raio, mostram que, praticamente, não há lacunas não amostradas na área de estudo (Figura 2.5). Devido à quantidade de armadilhas fotográficas disponíveis (16 no início do projeto), para a coleta de dados, somando-se dezesseis no início do estudo, o local foi dividido em três áreas adjacentes (i.e., grades). Cada uma foi amostrada durante 30 dias consecutivos, totalizando 90 dias. Assim, na primeira área oito pontos foram alocados, na segunda nove e na terceira 10 (Figura 2.5). Desta forma, garante-se que não haja lacunas temporais na amostragem.

As armadilhas fotográficas foram instaladas no tronco de árvores, em alturas do solo de 30 a 50 cm (Figura 2.5), sendo programadas para capturar imagens (fotos ou vídeos) ao longo de 24 horas, com intervalo mínimo de 15 segundos entre os disparos. A cada disparo foram registradas três fotos ou um vídeo (apenas em 2014), de 30 segundos de duração. Foi considerado um registro para cada espécie a cada 30 minutos, para que fossem temporalmente independentes. Ou seja, a partir do primeiro registro somente após este tempo considerava-se como um novo para determinada espécie no mesmo ponto amostral, ainda que outro ou o mesmo indivíduo fosse registrado. Cada ponto era composto por duas armadilhas, para otimizar os registros, posicionadas uma de frente à outra (Figura 2.6), totalizando 54 armadilhas ao fim dos 90 dias.

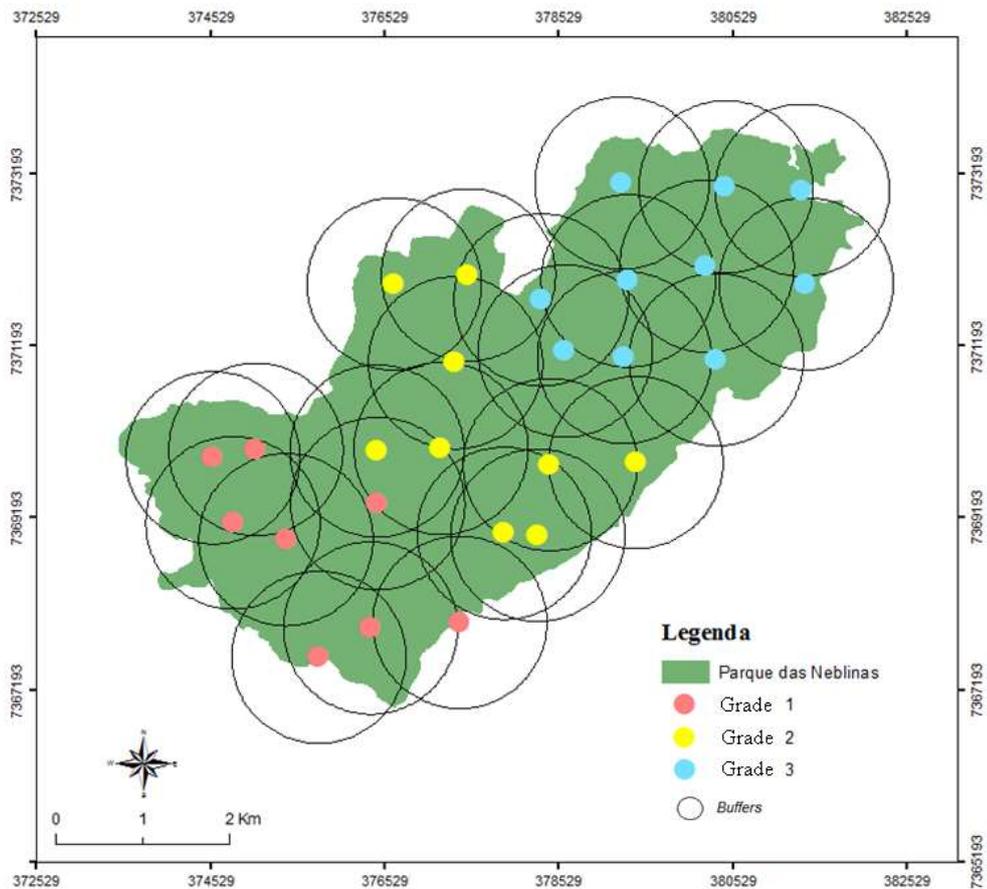


Figura 2.5 - Localização dos pontos amostrais na área de estudo, de acordo com o mês de amostragem, e buffers no entorno de cada ponto



Figura 2.4 - A) Armadilhas fotográficas posicionadas uma de frente a outra no ponto amostral; B) Instalação do equipamento no tronco de árvore

A coleta de dados foi realizada nos anos de 2013 e 2014, de forma concentrada, abrangendo os meses de julho, agosto e setembro em ambos. As armadilhas permaneceram

durante um período de 90 dias consecutivos em campo, vistoriadas a cada 30 dias, para troca de pilhas e mudança de ponto amostral.

2.2.4 Coleta de características ambientais

Variáveis ambientais foram coletadas em cada ponto e nas grades amostrais (Tabela 2.1). Estas foram selecionadas por apresentar alguma relação com mamíferos de médio e grande porte já reportada em alguns estudos anteriores (GALETTI et al., 1999; HARMSEN et al., 2010; DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014).

Tabela 2.1 - Variáveis ambientais coletadas na área de estudo

Variável	Código	Descrição
Altitude	ALT	Altitude de cada ponto amostral
Chuva	CH	Volume médio de chuva (mm) em cada mês de amostragem
Densidade de drenagem	DDR	Extensão total da rede de drenagem (km) dividido pela área do <i>buffer</i>
Palmito	PAL	Número de espécimes de palmito juçara (<i>Euterpe edulis</i>) presentes em cada ponto amostral
Temperatura	TEMP	Temperatura média em cada mês de amostragem
Trilha	TR	Pontos amostrais alocados em trilhas naturais

Em cada ponto amostral foi medida a altitude, através de um GPS, e para quantificar o número de palmitos delimitou-se um círculo de 5 metros de raio, partindo do ponto central entre as duas armadilhas (Figura 2.7), dentro do qual foi realizada a contagem dos espécimes. Já a densidade de drenagem foi analisada através do *software* ArcGis 9.3 (ESRI, 2008), definindo-se um *buffer*, com raio de 100 metros, no entorno de cada um dos 27 pontos, permitindo obter para cada local a densidade de drenagem, a partir da malha hidrográfica do Parque. Os dados climáticos, chuva e temperatura, foram coletados pela estação meteorológica local do Instituto Ecofuturo.

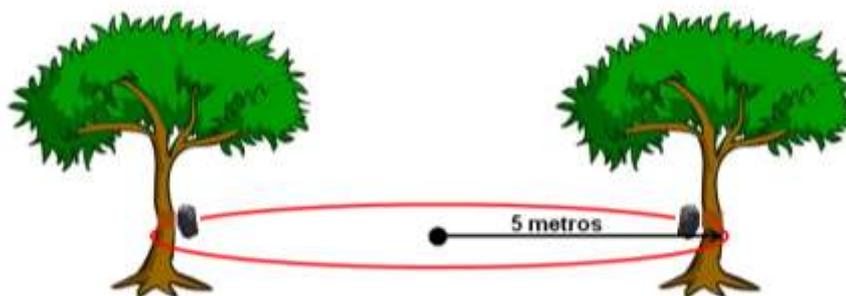


Figura 2.7 - Círculo no entorno das armadilhas para contagem dos palmitos

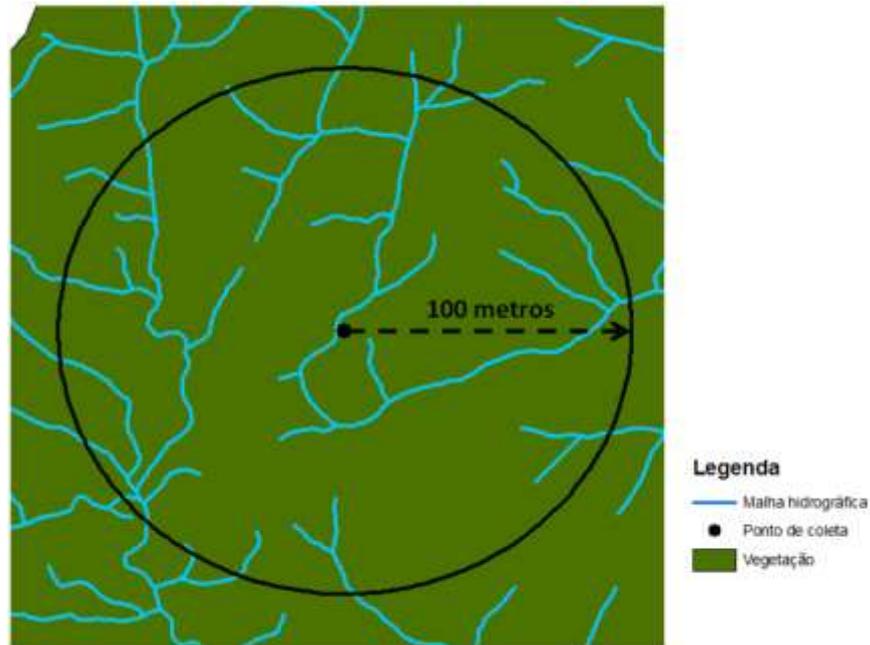


Figura 2.8 - *Buffer* pré-definido no entorno de cada ponto de coleta para análise da densidade de drenagem

2.2.5 Análise dos dados

O esforço amostral foi calculado multiplicando-se o número de pontos de cada grade pelo número de dias amostrais (30 dias) (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005) e somando-se todos obtivemos o esforço total. Para estimar se esse foi suficiente, uma curva de acúmulo de espécies foi construída a partir do total de dias amostrais (180 dias). Esta curva foi ajustada com o uso do estimador Mao-tau (COLWELL et al., 2004), utilizando o estimador Jackknife para obter os valores de riqueza esperados, diante do esforço amostral realizado. Esta análise foi realizada através do *software* Past 3.01 (HAMMER et al., 2001).

A análise de correlação entre as variáveis independentes (altitude, chuva, densidade de drenagem, palmito, temperatura e trilha) foi realizada em ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015). Posteriormente, verificou-se a relação destas com a riqueza de espécies e com a ocorrência de nove destas, as quais apresentaram mais de três registros, através da análise de Modelos Lineares Generalizados (GLM). Em seguida, os modelos foram ordenados, por meio do *Akaike Information Criterion* (BURNHAM; ANDERSON, 2002), utilizando o AICc, correção para pequenas amostras (HURVICH; TSAI, 1989), por ordem crescente de valor. A partir do AICc é calculado o $\Delta AICc$, que é a diferença entre os valores de AICc de cada modelo com o menor valor encontrado. Apenas os $\Delta AICc < 2$ são selecionados (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Em sequência, o peso de AICc (w_i) é calculado, que representa a medida relativa de adequação de cada modelo em relação aos

outros, e quanto mais próximo de um o valor, maior a probabilidade do modelo ser escolhido como melhor.

2.3 Resultados

2.3.1 Comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque das Neblinas

A partir de um esforço amostral total de 1620 armadilhas/noite, em dois anos de coleta, amostramos 18 espécies de mamíferos de médio e grande porte (ANEXO A), das quais três estão classificadas internacionalmente em níveis de ameaça à extinção, seis nacionalmente e oito regionalmente (Tabela 2.2). Em 2013 e 2014 registramos, respectivamente, 15 e 12 espécies, sendo que 10 apresentaram maior ocorrência no primeiro ano e seis não foram detectadas no segundo, no qual houve um incremento de três espécies. As mais frequentes foram *Tapirus terrestris*, *Sylvilagus brasiliensis* (apenas 2013), *Eira barbara* e *Puma concolor* (Figura 2.9).

Tabela 2.2 - Lista das espécies de mamíferos de médio e grande porte amostradas no Parque das Neblinas. Classificação das espécies em graus de ameaça a nível internacional (IUCN 2015), nacional (ICMBIO 2014) e regional (BRESSAN et al., 2009). As siglas de classificação são: Menor risco (Least concern - LC), Quase ameaçada (Near threatened - NT), Em perigo (Endangered - EN), Vulnerável (VU) e Sem informação (SI)

FAMÍLIA Espécie	Nome Comum	Nº de registros		Nº de pontos ocupados		Status de conservação		
		2013	2014	2013	2014	Internacional	Nacional	Regional
CAVIDAE								
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	2	0	2	0	LC	SI	LC
CERVIDAE								
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-gatingueiro	0	3	0	3	LC	SI	LC
CUNICULIDAE								
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	0	1	0	1	LC	SI	NT
DASYPODIDAE								
<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	4	8	3	1	LC	SI	VU
<i>Dasyus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	5	5	3	4	LC	SI	LC
DASYPROCTIDAE								
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	1	0	1	0	SI	SI	LC
FELIDAE								
<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	1	3	1	3	VU	EN	VU
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaririca	6	3	4	3	LC	VU	VU
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	1	0	1	0	NT	VU	EN
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	7	6	5	4	LC	VU	VU
<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	2	0	1	0	LC	VU	LC
LEPORIDAE								
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	14	0	3	0	LC	SI	LC
MUSTELIDAE								
<i>Eira barbara</i>	Irara	12	14	6	3	LC	SI	LC
MYRMECOPHAGIDAE								
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	3	2	3	2	LC	SI	LC
PROCYONIDAE								
<i>Nasua nasua</i>	Quati	1	0	1	0	LC	SI	LC
SUIDAE								
<i>Sus scrofa</i>	Javaporco	3	2	3	1	SI	SI	SI
TAPIRIDAE								
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	48	63	16	19	VU	VU	EN
TAYASSUIDAE								
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	0	1	0	1	LC	SI	NT

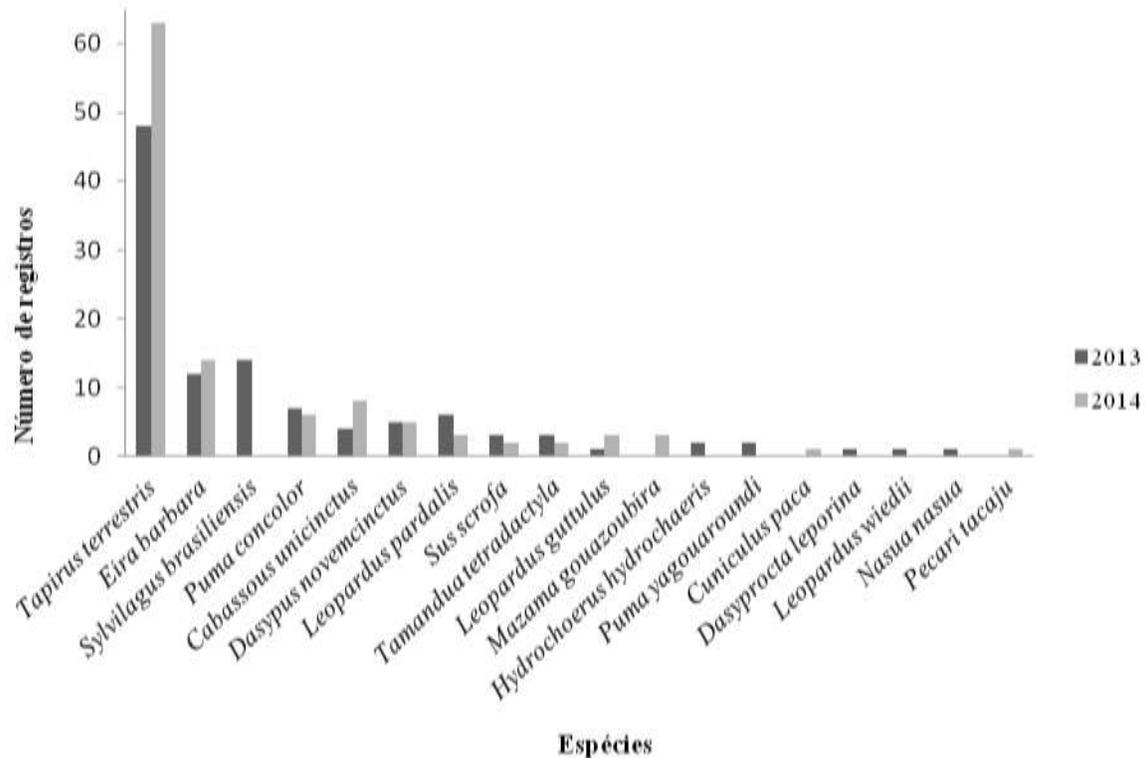


Figura 2.9 - Número total de registros por espécie no Parque das Neblinas

Três indivíduos da espécie *L. pardalis* foram identificados no local em 2014 (Figura 2.10). Nenhum animal doméstico foi registrado e a espécie exótica invasora *Sus scrofa* esteve presente nos dois anos. A curva de acúmulo de espécies (Figura 2.11) indicou que seria necessário aumentar o esforço para amostrar toda a comunidade de mamíferos de médio e grande porte existente no Parque das Neblinas (N=18; Jackknife =21).

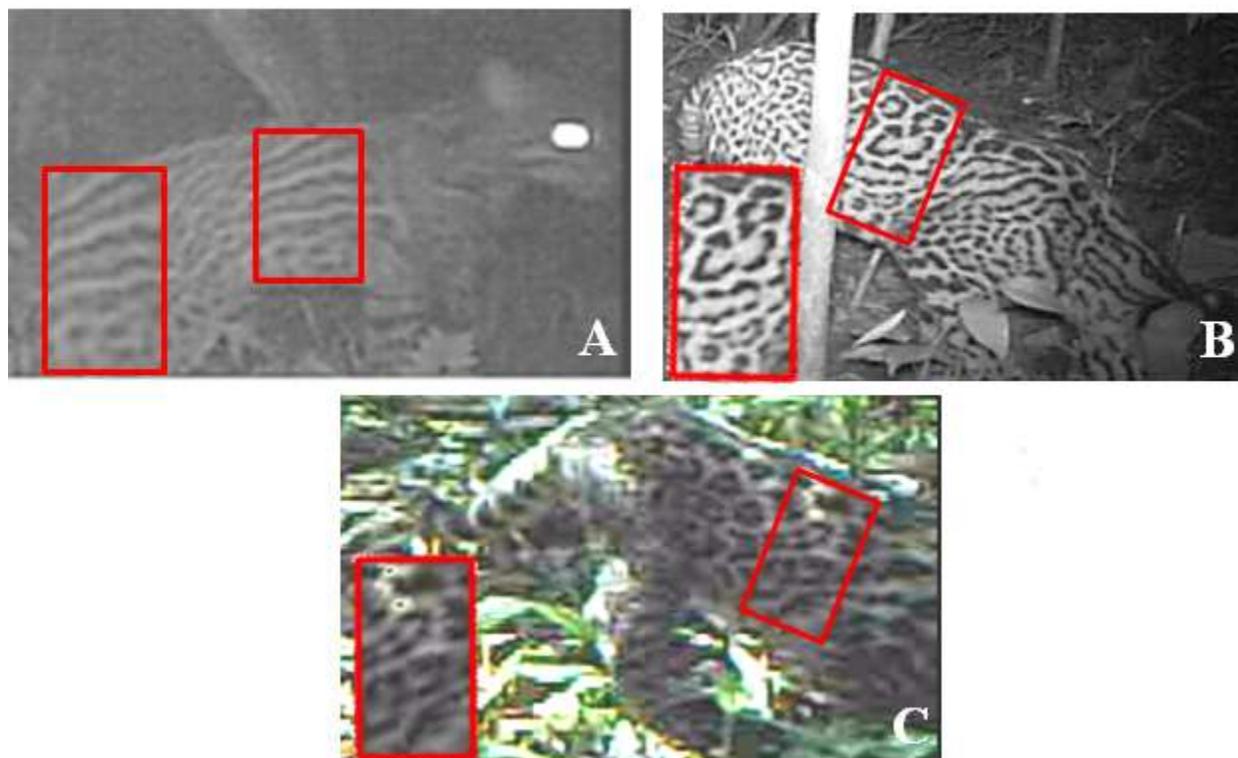


Figura 2.10 - Três indivíduos de *L. pardalis* (A, B e C) registrados na área de estudo. Em destaque, área da mesma região corporal utilizada para diferenciação entre os animais

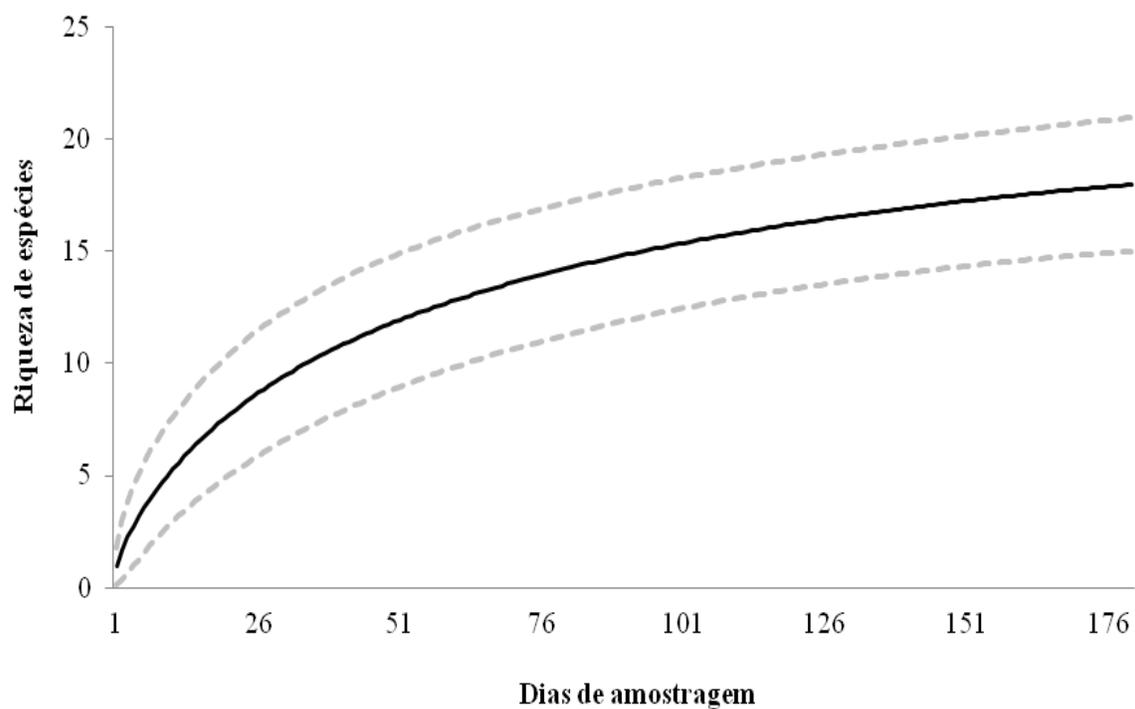


Figura 2.11 - Curva de acúmulo de espécies (linha contínua) e intervalo de confiança (linha pontilhada)

Das nove espécies que ocorreram em ambos os anos, a única que manteve o mesmo número de pontos amostrais ocupados foi *L. pardalis*, embora sua distribuição tenha diminuído, pois se concentrou mais na porção nordeste do local (Figura 2.12, Figura 2.13, APÊNDICE A). Apenas três aumentaram os pontos de ocorrência, tendo sido *D. novemcinctus*, *L. guttulus* e *T. terrestris*, entretanto somente *L. guttulus* aumentou sua distribuição, pois *D. novemcinctus* deixou de ocorrer na região sudoeste e passou a ocupar o nordeste, enquanto *T. terrestris* diminuiu o uso da parte central, mantendo a ocorrência à sudoeste e aumentando à nordeste (Figura 2.12, Figura 2.13, Apêndice A). Cinco espécies diminuíram os pontos, *C. unicinctus*, *E. barbara*, *P. concolor*, *S. scrofa* e *T. tetradactyla*, no entanto, *P. concolor* continuou ocupando as mesmas áreas e *T. tetradactyla* aumentou sua distribuição do Parque, enquanto as outras três diminuíram (Figura 2.12, Figura 2.13, Apêndice A).

Nos dois anos houve maior ocorrência de espécies nos extremos da área e poucos registros na parte central. Pela distribuição das variáveis ambientais (Tabela 2.3; Figura 2.14), as regiões de maior riqueza parecem ter relação com maior volume de chuva, maior número de palmitos e menor altitude.

Tabela 2.3 - Riqueza de espécies, média das variáveis e número de trilhas por grade amostral

Variáveis	Grade 1	Grade 2	Grade 3
Riqueza 2013	8	5	13
Riqueza 2014	7	5	9
Altitude	903	926	837
Chuva (mm) 2013	3,7	1,3	5,2
Chuva (mm) 2014	0,9	3,4	3,6
Densidade de drenagem	17,4	12,8	13,4
Palmitos 2013	0,5	7,4	11,3
Palmitos 2014	5,3	3,2	7,6
Temperatura (°C) 2013	15,3	16,6	17,8
Temperatura (°C) 2014	16,4	17,6	19,2
Número de trilhas	4	6	6

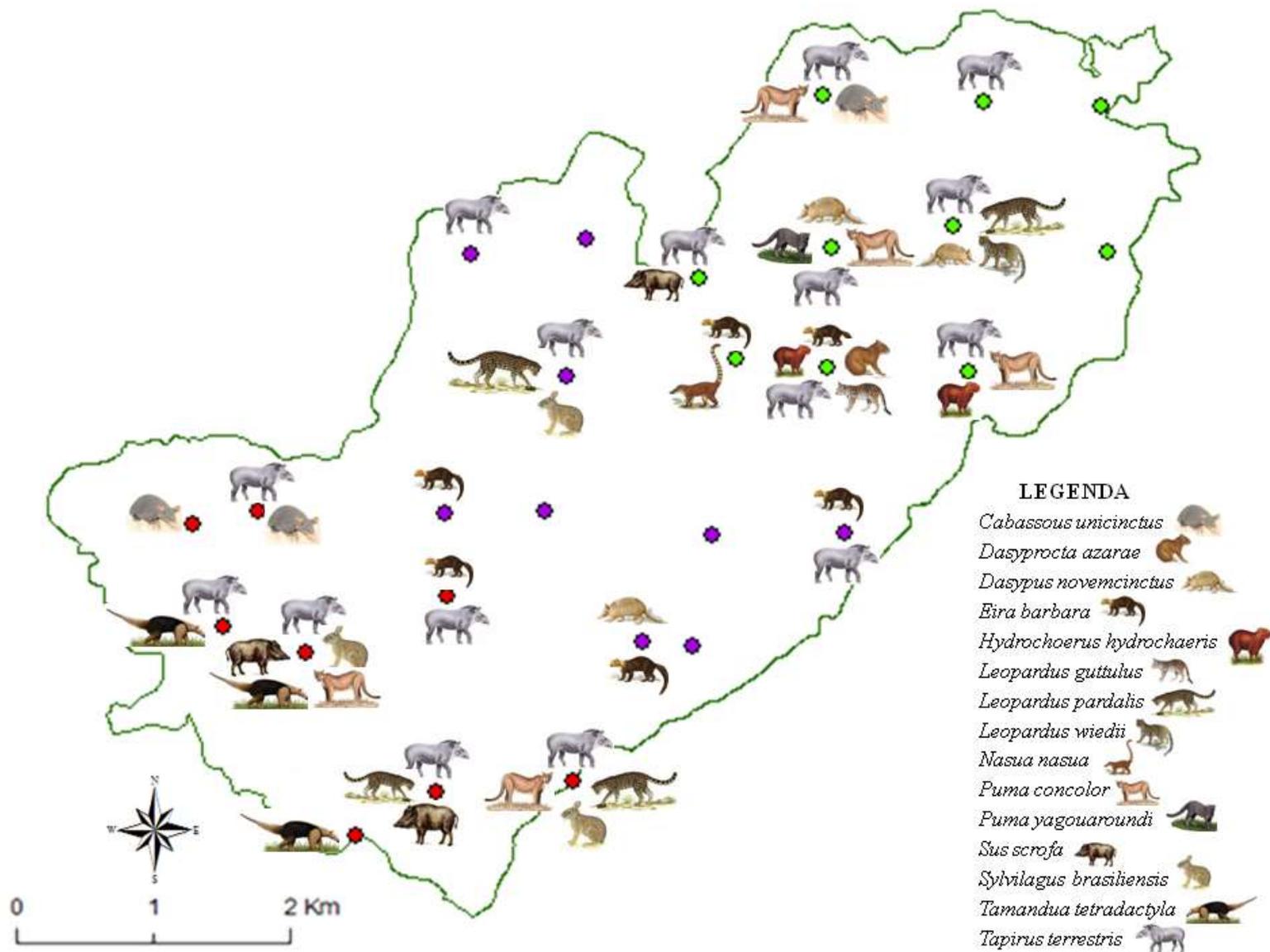


Figura 2.12 - Mapa de registros de espécies em 2013

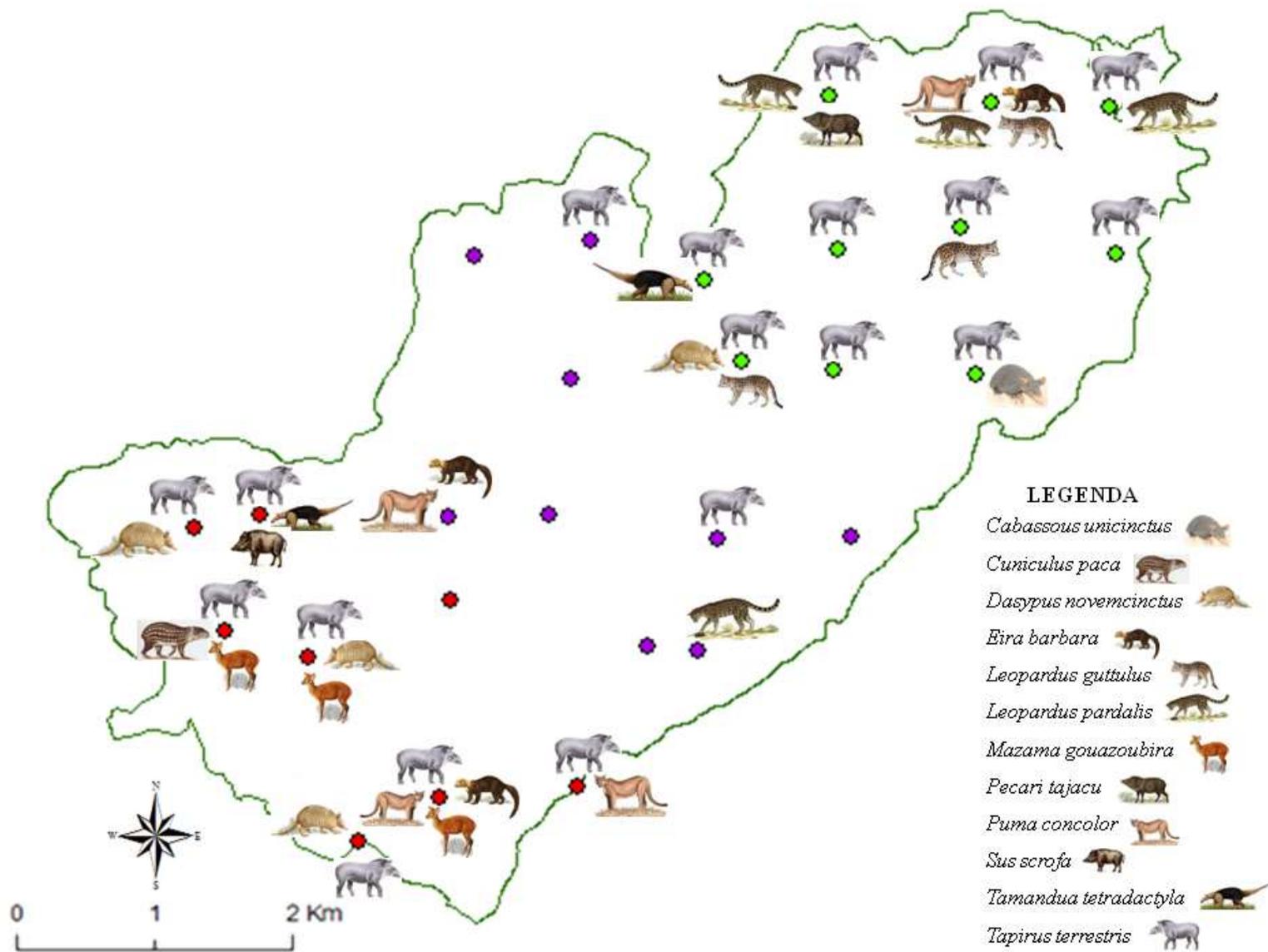


Figura 2.13 - Mapa de registros de espécies em 2014

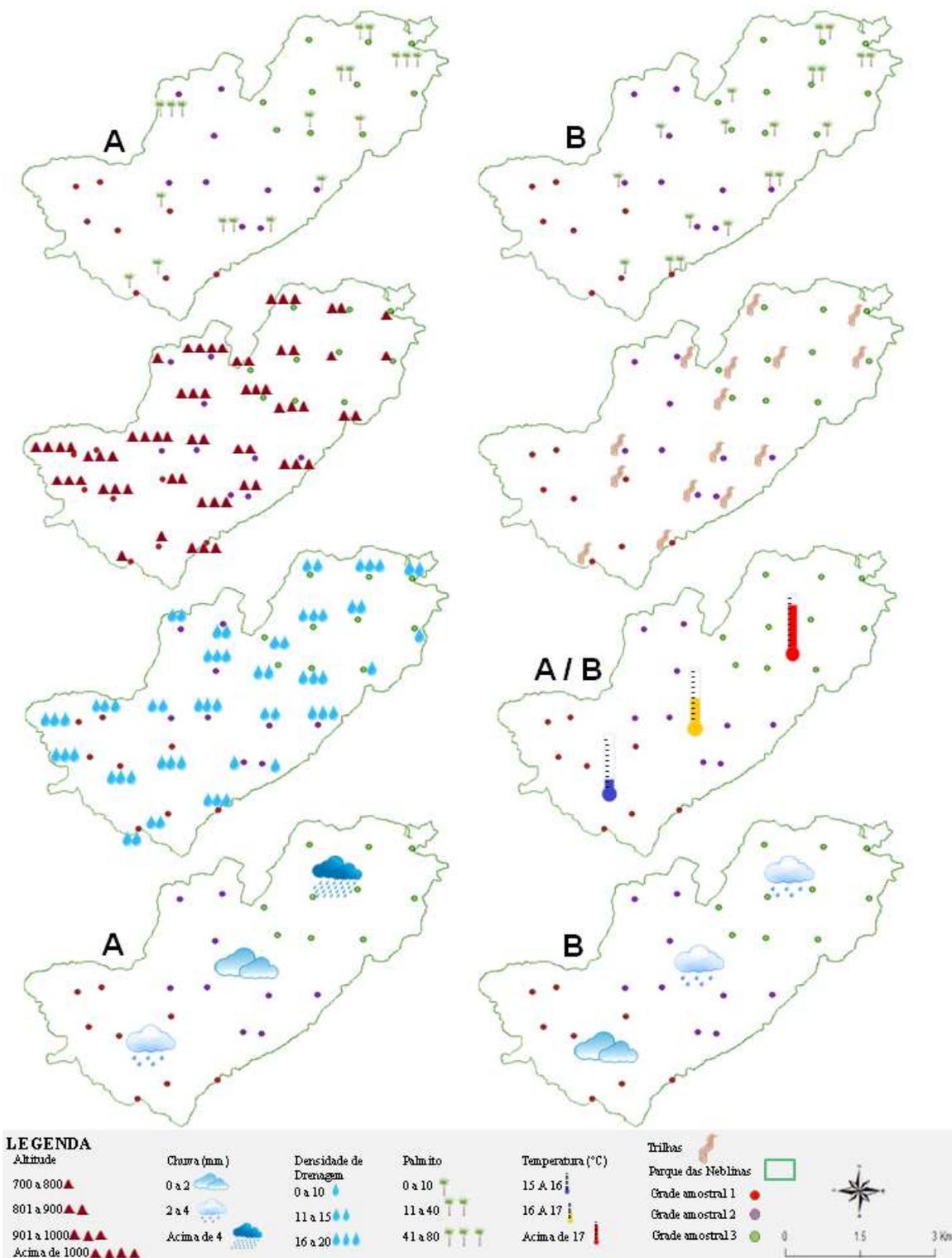


Figura 2.14 - Mapa de distribuição das variáveis ambientais na área de estudo

Legenda: A) Dados de 2013; B) Dados de 2014

2.3.2 Influência das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência das espécies

O maior volume de chuva esteve mais relacionado à riqueza de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte no Parque das Neblinas, em 2013, como também a combinação deste fator com o menor número de palmitos, menor densidade de drenagem e pontos alocados fora de trilhas (Tabela 2.4). No ano seguinte, sofreu menor interferência das variáveis, pois o modelo nulo foi selecionado como melhor para explicar a riqueza nos pontos amostrais.

Tabela 2.4 - Melhores modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) com as variáveis que mais influenciaram a riqueza de espécies na área, em 2013 e 2014, e o modelo nulo. Legenda: ch: chuva; ddr: densidade de drenagem; pal: palmito; tr: trilha; w_i : peso de AICc; K: número de parâmetros; SE: erro padrão do modelo

Melhores modelos	$\Delta AICc$	w_i	K	Variáveis (SE)			
				ch	ddr	pal	tr
2013							
ch+tr+pal	0,0	0,14	4	0,36(0,16)		-0,39(0,26)	-0,28(0,14)
ch+tr	0,7	0,10	3	0,34(0,16)			-0,26(0,14)
ch+pal	1,4	0,07	3	0,37(0,16)		-0,32(0,22)	
ch+tr+pal+ddr	1,6	0,06	5	0,31(0,16)	-0,19(0,17)	-0,40(0,27)	-0,26(0,14)
ch	1,9	0,05	2	0,35(0,15)			
ch+pal+ddr	1,9	0,05	4	0,32(0,16)	-0,24(0,17)	-0,33(0,24)	
ch+ddr	1,9	0,05	3	0,30(0,15)	-0,25(0,17)		
ch+tr+ddr	1,9	0,05	4	0,29(0,16)	-0,21(0,17)		-0,23(0,14)
nulo	5,0	0,01	1				
2014							
nulo	0,0	0,15	1				
ch	0,1	0,15	2	-0,21(0,14)			
ch+ddr	0,8	0,10	3	-0,30(0,15)	-0,22(0,17)		
pal	1,9	0,06	2				

Em 2013, a presença de pontos em trilhas esteve relacionada de forma negativa à ocorrência de *C. uncinctus*, enquanto maiores temperaturas e altitudes interferiram positivamente nestes registros (Tabela 2.5). No ano seguinte, a maior influência foi da alta densidade de drenagem, negativamente, como também de elevadas altitudes, e positiva do maior número de palmitos (Tabela 2.6). Altitude e densidade de drenagem estiveram relacionadas aos registros de *D. novemcinctus*, no primeiro ano, de forma negativa, ao contrário da temperatura que se mostrou positiva para a espécie (Tabela 2.5). Em 2014, a interferência das variáveis foi pouco expressiva em sua ocorrência, visto que o modelo nulo esteve entre os melhores, o que também aconteceu com *M. gouazoubira*, no mesmo ano, *L. pardalis*, em ambos os anos, e *T. tetradactyla*, em 2013 (Tabela 2.5; Tabela 2.6). Para *E. barbara*, pontos alocados em trilhas, que estavam em altitudes maiores e de maior densidade de drenagem no entorno foram positivos para

sua ocorrência, em 2013 (Tabela 2.5). Estas variáveis continuaram interferindo na ocorrência da espécie somadas aos maiores volumes de chuva no ano seguinte (Tabela 2.6). Em relação a *P. concolor*, em 2013, os maiores volumes de chuva foram expressivos para o aumento de seus registros, como também as baixas densidades de drenagem e menor número de palmitos (Tabela 2.5). No ano seguinte, a quantidade de palmitos foi positiva e única variável determinante para sua ocorrência (Tabela 2.6). Outra espécie relacionada positivamente à densidade de drenagem, em 2013, foi *S. brasiliensis*, tendo sofrido influência negativa das chuvas (Tabela 2.5). Ao contrário, *T. terrestris*, no mesmo ano, foi influenciada de forma positiva pela chuva, somada à maior densidade de drenagem e ausência de trilhas (Tabela 2.6). No ano seguinte, a chuva passou a ser negativa, sendo a única variável influente na sua ocorrência (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Melhores modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) com as variáveis que mais influenciaram a ocorrência das espécies na área, em 2013, e o modelo nulo. Legenda: alt: altitude; ch: chuva; ddr: densidade de drenagem; pal: palmito; temp: temperatura; tr: trilha; *wi*: peso de AICc; K: número de parâmetros; SE: erro padrão do modelo

Espécie	Melhores modelos	$\Delta AICc$	<i>wi</i>	K	Variáveis (SE)						
					alt	ch	ddr	pal	temp	tr	
2013											
<i>C. uncinctus</i>	alt + tr	0,0	0,15	3	1,76(0,96)						-1,15(0,78)
	alt	0,3	0,13	2	1,40(0,77)						
	alt + tr + temp	1,1	0,09	4	2,71(1,45)				1,22(1,04)		-1,87(1,14)
	nulo	2,8	0,04	1							
<i>D. novemcinctus</i>	alt+ddr	0,0	0,15	3	-1,70(0,96)		-4,28(2,30)				
	tr+alt	0,5	0,11	3	-1,87(1,03)		-5,14(2,55)				0,76(0,57)
	temp + ddr	1,6	0,07	3			-2,67(1,91)		1,06(0,82)		
	ddr	1,7	0,06	2			-2,69(1,76)				
	nulo	5,4	0,01	1							
<i>E. barbara</i>	alt + tr	0,0	0,21	3	1,20(0,33)						0,95(0,53)
	alt+tr+ddr	0,5	0,16	4	1,14(0,30)		0,47(0,29)				0,97(0,53)
	nulo	18,5	<0,001	1							
<i>L. pardalis</i>	nulo	0,0	0,11	1							
	tr	0,7	0,08	2							-0,53(0,43)
	temp	0,8	0,08	2					-0,52(0,44)		
	ddr	1,6	0,05	2			0,37(0,45)*				
	pal	1,9	0,04	2					-0,43(0,80)*		
<i>P. concolor</i>	ch + pal + ddr	0,0	0,37	4		0,62(0,64)	-36,5(20,05)		-64,03(42,27)		
	nulo	9,5	0,003	1							
<i>S. brasiliensis</i>	ch + ddr	0,0	0,49	3		-1,03(0,49)	2,73(0,82)				
	nulo	23,0	<0,001	1							
<i>T. tetradactyla</i>	ddr	0,0	0,18	2			1,61(1,03)				
	ddr + alt	0,3	0,15	3	-1,76(1,43)		2,67(1,39)				
	ddr + tr	1,1	0,10	3			2,23(1,34)				0,79(0,68)
	nulo	1,6	0,08	1							
<i>T. terrestris</i>	ch + tr + ddr	0,0	0,40	4		0,65(0,22)	0,48(0,19)				-0,68(0,19)
	nulo	36,6	<0,001	1							

*Estimativa fraca (SE inclui o número zero)

Tabela 2.6 - Melhores modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) com as variáveis que mais influenciaram a ocorrência das espécies na área, em 2014, e o modelo nulo. Legenda: alt: altitude; ch: chuva; ddr: densidade de drenagem; pal: palmito; temp: temperatura; tr: trilha; *wi*: peso de AICc; K: número de parâmetros; SE: erro padrão do modelo

Espécie	Melhores modelos	$\Delta AICc$	<i>wi</i>	K	Variáveis (SE)				
					alt	ch	ddr	pal	tr
2014									
<i>C. uncinctus</i>	ddr	0,0	0,34	2			-2,84(0,97)		
	ddr + pal	0,1	0,33	3			-3,91(1,73)	0,53(0,35)	
	ddr + alt	0,2	0,31	3	-0,78(0,57)		-2,83(1,05)		
	nulo	21,5	<0,001	1					
<i>D. novemcinctus</i>	ch	0,0	0,21	2		-1,87(1,19)			
	nulo	0,2	0,20	1					
	alt	1,5	0,10	2	0,50(0,52)*				
	ch + alt	1,8	0,09	3	0,48(0,57)*	-1,81(1,22)			
<i>E. barbara</i>	alt + tr	0,0	0,29	3	2,14(0,47)				0,76(0,54)
	alt	0,2	0,26	2	2,51(0,49)				
	alt + ch	1,3	0,15	3	2,29(0,48)	1,31(1,25)			
	nulo	45,5	<0,001	1					
<i>L. pardalis</i>	ch + pal	0,0	0,23	3		24,80(41,17)*		0,79(0,91)*	
	nulo	0,1	0,22	1					
	ch + pal + tr	1,8	0,10	4		29,61(41,56)*		1,10(0,97)	0,71(0,75)*
	pal	1,8	0,09	2				0,36(0,45)*	
	tr	1,9	0,09	2					0,42(0,61)*
	alt	1,9	0,09	2	-0,40(0,59)*				
<i>M. gouazoubira</i>	nulo	0,0	0,22	1					
	pal	0,3	0,19	2				-2,41(2,78)*	
	pal+ddr	1,6	0,10	3			-0,82(0,86)*	-3,19(2,98)	
<i>P. concolor</i>	pal	0,0	0,42	2				0,81(0,21)	
	nulo	9,5	0,004	1					
<i>T. terrestris</i>	ch	0,0	0,43	2		-1,70(0,30)			
	nulo	32,6	<0,001	1					

*Estimativa fraca (SE inclui o número zero)

2.4 Discussão

2.4.1 Comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte

A riqueza de mamíferos terrestres de médio e grande porte, com 18 espécies, foi a maior já amostrada em um único estudo no Parque das Neblinas (Tabela 2.7). Há presença de um grande felino, *P. concolor*, ocupando a posição de predador de topo, de mesopredadores, como *L. guttulus*, *L. pardalis*, *L. wiedii* e *P. yagouaroundi*, e de presas, como os frugívoros *C. paca*, *D. azarae* e *T. terrestris*, importantes dispersores de sementes. A composição desta comunidade reforça a posição do Parque como área prioritária para conservação da Mata Atlântica. Contudo, o esforço amostral não foi suficiente para registrar as 22 espécies já identificadas no local em estudos anteriores, através de armadilhamento fotográfico (CASA DA FLORESTA, 2007) e busca ativa (TÓFOLI, 2004; CASA DA FLORESTA, 2007). Entretanto, de todas já registradas foram identificadas 15, com mais três, *C. uncinctus*, *L. wiedii* e *S. scrofa*, que foram exclusivas deste estudo (Tabela 2.7). Apenas um dos levantamentos amostrou *P. onca* (TÓFOLI, 2004), porém, somente por relato, sem confirmação da presença da espécie, por não ter sido registrada em nenhum dos três estudos. Outras espécies, amostradas no Parque Estadual da Serra do Mar (NORRIS et al., 2012; ROCHA-MENDES et al., 2015), contíguo à área do presente estudo, também não foram registradas, como, por exemplo, *T. pecari* (queixada). Muito provavelmente, pela recente regeneração florestal do Parque das Neblinas, essas espécies podem estar retornando à área nos próximos anos, o que confirma a importância de um monitoramento a longo prazo da comunidade focal nesta RPPN.

Tabela 2.7 - Lista de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte identificadas neste estudo e em outros dois levantamentos realizados no local e no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM 2012/2015). Em vermelho as espécies exclusivas deste estudo

Espécies	Nome comum	Tófoli 2004	Casa da Floresta 2007	PESM 2012/2015	Alves 2016
<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole-gigante			X	
<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole				X
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato			X	
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará			X	
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	X	X	X	X
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia		X	X	X
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	X	X	X	X
<i>Eira barbara</i>	Irara	X		X	X
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba			X	
<i>Galictis cuja</i>	Furão		X	X	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	X	X	X	X
<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	X	X	X	X
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	X	X	X	X
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá			X	X
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	X	X	X	
<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro		X	X	
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro		X		X
<i>Nasua nasua</i>	Quati		X	X	X
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	X		X	
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	X		X	X
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	X	X	X	
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	X	X	X	X
<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	X	X	X	X
<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-viangre			X	
<i>Sus scrofa</i>	Javaporco				X
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	X	X	X	X
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim		X	X	X
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	X	X	X	X
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada			X	

Dentre as espécies registradas, *C. paca* e *P. tajacu* estão classificadas como quase ameaçadas regionalmente, sendo as duas muito suscetíveis à caça (PIANCA, 2004; VALSECCHI; AMARAL, 2009; FONSECA; PEZUTI, 2012). Este dado ressalta que a área é um importante local para conservação da biodiversidade do bioma onde está inserido. Este estudo ainda traz relevante informação com o primeiro registro de *S. scrofa* na região, preenchendo uma lacuna que havia na distribuição da espécie no Estado de São Paulo

(ANEXO B). Este fato é importante por poder auxiliar na elaboração de um plano de manejo para a espécie, que é uma das 100 piores exóticas invasoras, por causar inúmeros prejuízos ao meio ambiente e à agricultura (LOWE; BROWNE; BOUDJELAS; DE POORTER, 2000).

Outras duas espécies foram registradas pela primeira vez na área. Para *C. uncinctus* também foi o primeiro registro na região, ampliando sua distribuição geográfica no país (ANEXO C). Este tatu ocorre em diversos biomas, como na Mata Atlântica (PAGLIA et al., 2012), e há poucas informações sobre a ele, com novas áreas de ocorrência recentes (SMITH et al., 2011; ANACLETO; GODOY; TUBELIS, 2013). O felino *L. wiedii* é um pequeno mesopredador, com ocorrência desde o México até o Uruguai, que ocupa quase todos os biomas brasileiros (IUCN, 2015), estando em grande parte restrito à ambientes florestais (CHEIDA et al., 2006). Está classificado em diversos níveis de ameaça à extinção, seja internacional, estadual ou regionalmente (IUCN, 2015; ICMBIO, 2014; BRESSAN et al., 2009) e seu registro é de extrema importância para a área, sendo esta um local potencial para conservação da espécie.

C. uncinctus e *S. scrofa* estão entre as cinco espécies que apresentaram diminuição de sua distribuição na área de estudo, de 2013 para 2014. Com exceção de *S. scrofa*, da qual a redução do uso do espaço é algo positivo por ser exótica invasora, este fato chama a atenção para melhorias no plano de manejo da mastofauna local, pois a redução do espaço utilizado pelas outras quatro espécies implica na fragilidade da conservação dessas. Dentre essas está *P. concolor*, classificada nacional e regionalmente como vulnerável à extinção, o que aumenta esta preocupação, para manter o local adequado ao uso desta espécie, pois é uma das poucas áreas de mata nativa que apresenta características que possibilitam sua sobrevivência, garantindo conectividade estrutural na paisagem. Em contrapartida, houve aumento no número de pontos ocupados por duas espécies importantes, *L. guttulus* e *T. terrestris*, o que indica que o local é capaz de abrigar animais com maior requerimento de habitat, auxiliando assim na conservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

2.4.2 Influência das características ambientais sobre a riqueza e ocorrência das espécies

No geral, a variável que mais esteve relacionada à riqueza de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte da área foi a precipitação, sendo que o Parque apresenta alta média anual, o que pode influenciar a ocorrência das espécies amostradas. O grande volume de chuvas na área pode estar relacionada a maior disponibilidade de recursos. A ocorrência das espécies *P. concolor* e *T. terrestris* também apresentou relação positiva com esta variável. Por outro lado, quando houve menor precipitação, em 2014, com uma das piores

secas no país já registradas, a ocorrência de *T. terrestris* na área aumentou. Este fato pode sugerir maior atividade do animal em busca de alimento, pois muitas espécies consumidas por este mamífero frutificam mais em ocasiões de maior umidade (BENCKE; MORELLATO, 2002).

Houve diminuição da riqueza quando o número de palmitos foi maior, em 2013, o que pode estar relacionado à presença de palmiteiros no local, que podem caçar eventualmente quando estão na área (PIANCA, 2004). Em 2014, a maior quantidade de palmitos esteve associada de forma positiva à ocorrência de *C. uncinctus* e *P. concolor*. Este fato pode sugerir menor circulação de pessoas nesses locais, como também que a primeira espécie atraiu a segunda, por serem presa e predador, respectivamente. Este predador foi altamente influenciado por esta variável, que atrai diversas espécies de frugívoros (GALETTI et al., 1999) que podem atraí-lo também.

Como esperado, a riqueza ainda foi menor em pontos alocados em trilhas, pois estas são menos utilizadas por mamíferos terrestres de médio e grande porte, como felinos (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014). *C. uncinctus* e *T. terrestris* também mostraram não usar as trilhas, tendo esta sido atraente apenas para *E. barbara*, como poderia ser esperado (GOULART et al., 2009). Este mustelídeo ainda se mostrou relacionado com pontos em altitudes mais elevadas, como foi registrado no Rio de Janeiro (PEREIRA; BOSSI; BERGALLO, 2004). No Parque, este fato pode estar atrelado às atividades turísticas em regiões planas, fazendo com que a movimentação de pessoas afaste algumas espécies mais elusivas.

Outro fator importante para a riqueza e muito significativo para a ocorrência de algumas espécies foi a densidade de drenagem próxima aos pontos amostrais. Em ambos os anos, a riqueza se mostrou negativamente relacionada as maiores densidades. Esta variável só apresentou ligação positiva, em 2013, com *E. barbara*, *S. brasiliensis*, *T. tetradactyla* e *T. terrestris*. Muitas espécies tem estreita relação com corpos d'água (SANTOS et al., 2008), evidência que pode explicar essa relação positiva. Em contrapartida, em 2014, nenhuma espécie mostrou relação com a variável, o que pode ser explicado também pela diminuição do fluxo hídrico no local por conta da seca severa.

De uma forma geral, as características ambientais influenciaram a riqueza e ocorrência das espécies de mamíferos terrestres na área de estudo, apresentando variações entre os anos estudados. Avaliações da comunidade de mamíferos terrestres e médio e grande porte em médio-longo prazo podem elucidar melhor relações e padrões existentes entre ambiente e mastofauna.

2.5 Conclusões

- 1) O Parque das Neblinas é utilizado por diversas espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte sensíveis à degradação de habitat, tais como *C. unicinctus*, *P. tajacu* e *T. terrestris*, o que corrobora a localização da área dentro do limite de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica e sua biodiversidade.
- 2) As espécies *C. unicinctus*, *L. wiedii* e *S. scrofa* foram registradas pela primeira vez no local. Os registros de *C. unicinctus* e *S. scrofa* são os primeiros para a região, preenchendo uma lacuna nas informações sobre essas espécies e contribuindo para definição de suas áreas de distribuição.
- 3) A precipitação média foi a variável mais influente na riqueza de espécies amostrada na área de estudo.
- 4) A densidade de drenagem foi a variável que mais se relacionou positivamente com a ocorrência de espécies amostradas em 2013.
- 5) Em 2014, as características ambientais apresentaram menor influência sobre a riqueza e ocorrência da mastofauna local.

Referências

- AHUMADA, J.A.; SILVA, C.E.F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; MCWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W.R.; WINARMI, N.; ANDELMAN, S.J. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. **The Royal Society**, London, v. 366, p. 2703-2711, Nov. 2011.
- ANACLETO, T.C.S.; GODOY, L.P.; TUBELIS, D.P. New records of the southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus unicinctus* Linnaeus, 1758 (Cingulata: Dasypodidae) in Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 293-296, 2013.
- ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 3, p. 422-436, 2011.
- BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 237-248, 2002.

BODMER, R.E. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. **Biotropica**, Washington, v.23, p.255-261, 1991.

BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**: vertebrados. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009. 648p

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. Boston:Springer Science & Business Media, 2002. 515p

CAMPANILI, M. ;SCHAFFER; ATLÂNTICA, W.B. **Mata Atlântica**. Manual de Adequação Ambiental. Brasília: MMA/SBF, 2010. 96p

CARDILLO, M.; MACE, G.M.; JONES, K.E.; BIELBY, J.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; SECHREST, W.; ORME, C.D.L.; PURVIS, A. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, Washington, v. 309, n. 5738, p. 1239-1241, 2005.

CASA DA FLORESTA, **Seleção da espécie símbolo do Parque das Neblinas**: avaliação da anta (*Tapirus terrestris*) e da onça-parda (*Puma concolor*). Piracicaba, 2007. 43p. (Relatório Técnico)

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnívora. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, 2006. p. 231-275.

CHEREM, J.J.; KAMMERS, M.; GHIZONI-Jr, I.R.; MARTINS, A. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 30, n. 2, p. 81-96, set. 2007.

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

COLWELL, R.K.; MAO, C.X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, Durhan, v.85, p.2717-2727, abr. 2004.

CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 488-502, Apr. 2002

CUÁRON, A.D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v.14, p.1574-1579, 2000.

DAMUTH, J. Population density and body size in mammals. **Nature**, Boston, v. 290, n. 5808, p. 699-700, 1981.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 8. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484p.

- DI BITETTI, M.S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 21, n. 1, p. 37-46, 2014.
- DI BLANCO, Y. E.; PÉREZ, I. J.; DI BITETTI, M. S. Habitat selection in reintroduced giant anteaters: the critical role of conservation areas. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v.96, n.5, p.1024-1035, 2015.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; CARVALHO, P.; BINI, L.M.; TÔRRES, N.M. Macroecology, geographic range size–body size relationship and minimum viable population analysis for new world carnivora. **Acta Oecologica**, Paris, v. 27, n. 1, p. 25-30, 2005.
- DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Boston, v. 75, p. 345-352, 2011.
- ESRI. **ArcGis 9.3**. New York, 2008.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FLESHER, K.M.; LAUFER, J. Protecting wildlife in a heavily hunted biodiversity hotspot: a case study from the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. **Tropical Conservation Science**, Cidade do México, v. 6, n. 2, p. 181-200, 2013.
- FONSECA, R.A.; PEZZUTI, J.C.B. Dietary breadth of the animal protein consumed by riverine communities in the Tapajós National Forest, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, San Jose, v. 61, n. 1, p. 263-272 2013.
- GALETTI, M.; ZIPPARRO, V.B.; MORELLATO, P.C. Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic Forest of Brazil. **Ecotropica**, Bonn, v. 5, p. 115-122, 1999.
- GALETTI, M.; EIZIRIK, E.; BEISIEGEL, B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CAVALCANTI, S.M.; SRBEK-ARAÚJO, A.C.; CRAWSHAW, P.; PAVIOLO, A.; GALETTI JR., P.M.; JORGE, M.L.; MARINHO-FILHO, J.; VERCILLO, U.; MORATO, R.; Atlantic rainforest's jaguars in decline. **Science**, v. 342, n. 6161, p. 930-930, 2013.
- GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 109, n. 2, p. 283-295, 2003.
- GEISE, L.; PEREIRA, L.G.; BOSSI, D.E.P.; BERGALLO, H.G. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 3B, p. 599-612, 2004.
- GOULART, F.V.B.; CÁCERES, N.C.; GRAIPEL, M.E.; TORTATO, M.A.; GHIZONI, I.R.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, Berlin, v. 74, n. 3, p. 182-190, 2009.

HAMMER, O. **PAST**: paleontological statistics, version 1.94b. Oslo: University of Oslo; Natural History Museum, 2009. 175p.

HARMSSEN, B.J.; FOSTER, R.J.; SILVER, S.C.; OSTRO, L.E.T.; DONCASTER, C.P. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, Berlin, v. 76, n. 3, p. 320-324, 2011.

HENLE, K.; LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R.; SAUNDERS, D.A.; WISSEL, C. Species survival in fragmented landscape: where are we now? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, p. 1-8, 2004.

HURVICH, C.M.; TSAI, C. Regression and time series model selection in small samples. **Biometrika**, London, v. 76, n. 2, p. 297-307, 1989.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais**. NASCIMENTO; J.L. do ; CAMPOS, I.B. (Ed.). Brasília:editora, 2011. 276p

IUCN. 2015. **Red List of Threatened Species**. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 11 May 2015.

JORGE, M.L.S.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological conservation**, Essex, v. 163, p. 49-57, 2013.

KARANTH, U.K. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. **Biological Conservation**, Essex, v.71, p.333-338, 1995.

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. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 18, n. 7, p. 1733-1750, 2009.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; DE POORTER, M. **100 of the world's worst invasive alien species**: a selection from the global invasive species database. Auckland, New Zealand: Invasive Species Specialist Group, 2000. 12p

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savana, Brazil. **European Journal Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, p. 359-368, Oct. 2010.

MEDICI, E.P.; DESBIEZ, A. L. J. Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. **Integrative Zoology**, v. 7, n. 4, p. 356-372, 2012.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex v. 124, n. 3, p. 383-396, 2005.

Miller, B.; Dugelby, B.; Foreman, D.; Río, C.M. del; Noss, R.; Phillips, M.; Reading, R.; Soulé, M.E.; Terborgh, J.; Willcox, L. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species UPDATE**, v. 18, p.202-210, 2001.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2006. **Atualização das Áreas Prioritárias**. Disponível em: <homolog-w.mma.gov.br>. Acesso em: 17 mar. 2014.

MORTELLITI, A.; BOITANI, L. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, cidade, v. 23, n. 3, p. 285-298, 2008.

NIEBALLA, J.; SOLLMANN, R., MOHAMED, A., BENDER, J., WILTING, A. Defining habitat covariates in camera-trap based occupancy studies. **Scientific reports**, London, v. 5, 2015.

NORRIS, D., RAMÍREZ, J.M., ZACCHI, C. & GALETTI, M. A survey of mid and large bodied mammals in Núcleo Caraguatatuba, Serra do Mar State Park, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, p. 127-133, 2012.

OCHOA-QUINTERO, J.M.; GARDNER, T.A.; ROSA, I.; BARROS FERRAZ, S.F.; SUTHERLAND, W.J. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 29, n. 2, p. 440-451, 2015.

OLFF, H.; RITCHIE, M. E.; PRINS, H. H.T. Global environmental controls of diversity in large herbivores. **Nature**, Boston, v. 415, n. 6874, p. 901-904, 2002.

ONOFRE, F.F. **Restauração da Mata Atlântica em antigas unidades de produção florestal com *Eucalyptus saligna* Smith. no Parque das Neblinas, Bertioga, SP.** 2009. 120p. Dissertação de (Mestrado na área de Conservação de Ecossistemas Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B. da; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. da C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2. ed. **Occasional Papers in Conservation Biology**, Boston, n. 6. Arlington: Conservation International, 2012. 76p.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, 2005.

PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, Ontario, v. 5, n. 10, p. 1-10, Oct. 2010.

PIANCA, C.C. A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba (SP). **2004. 90p. Dissertação de (Mestrado na área de Ecologia de Agroecossistemas). Universidade de São Paulo, 2004.**

PEDROSA, F.; SALERNO, R.; PADILHA, F.V.B.; GALETTI, M. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza e Conservação*, São Paulo, v. 13, p. 84-87, 2015.

RAMESH, T.; KALLE, R.; ROSENBLUND, H.; DOWNS, C. T.. Native habitat and protected area size matters: Preserving mammalian assemblages in the Maputaland Conservation Unit of South Africa. **Forest Ecology and Management**, Cleveland, v. 360, p. 20-29, 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA-MENDES, F., NEVES, C.L., NOBRE, R.A., MARQUES, R.M., BIANCONI, G.V., GALETTI, M. Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**. Campinas, v.15, p. 1–9, 2015.

ROQUES, S.; SOLLMAN, R., JÁCOMO, A., TÔRRES, N., SILVEIRA, L., CHÁVEZ, C., LUZ, X. B. G.. Effects of habitat deterioration on the population genetics and conservation of the jaguar. **Conservation Genetics**, Paris, v. 17, n. 1, p. 125-139, 2016.

SAITO, M.; KOIKE, F. Distribution of Wild Mammal Assemblages along an Urban–Rural–Forest Landscape Gradient in Warm-Temperate East Asia. **PLoS ONE**, Cambridge, v.8, n.5, p.e65464, 2013.

SANTOS, T.G.D.; SPIES, M.R.; KOPP, K.; TREVISAN, R.; CECHIN, S.Z. Mammals of the campus of the Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 1, p. 125-131, 2008.

SILVA; J.M C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature**, Boston, v.404, p.72-74, 2000.

SILVER, S.C.; OSTRO, L.E.T.; MARSH, L.K.; MAFFEI, L.; NOSS, A.J.; KELLY, M.J.; WALLACE, R.B.; GÓMEZ, H.; AYALA, G. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. **Oryx**, Oxford, v.38, p.148-154, 2004

SMITH, P.; OWEN, R.D.; ATKINSON, K.; CASTILLO, H.; NORTHCOTE-SMITH, E. First records of the southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in Paraguay. **Edentata**, Paraná, v. 12, p. 53-57, 2011.

SRBEK-ARAÚJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, p. 1-5, 2005.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P. V.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L.

Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v.294, p. 1923-1926, 2001.

TÓFOLI, C. **Plano de Manejo da Mastofauna do Parque das Neblinas.** , Mogi das Cruzes, 2004. 47p.(Relatório Técnico)

VIEIRA, M.V; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, Z.V.; BERNARDO, L.R.; GRELE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p.1191-1200, 2009.

Anexos

Anexo A

Registros fotográficos das espécies de mamíferos de médio e grande porte do Parque das Neblinas



Bushnell

07-15-2013 12:01:22

Registro fotográfico da espécie *Cabassous unicinctus* (Tatu-de-rabo-mole)



Bushnell

01-07-2011 06:05:16

Registro fotográfico da espécie *Cuniculus paca* (Paca)

*data alterada pelo equipamento



BUSHNELL

9.27.2013 8:31:10

Registro fotográfico da espécie *Dasyprocta leporina* (Cutia)

Bushnell

09-14-2013 05:00:37

Registro fotográfico da espécie *Dasybus novemcinctus* (Tatu-galinha)



Registro fotográfico da espécie *Eira barbara* (Irara)



Registro fotográfico da espécie *Hydrochoerus hydrochaeris* (Capivara)



Registro fotográfico da espécie *Leopardus guttulus* (Gato-do-mato-pequeno)



Registro por vídeo da espécie *Leopardus pardalis* (Jaguaririca)



Bushnell

09-14-2013 03:49:59

Registro fotográfico da espécie *Leopardus wiedii* (Gato-maracajá)



Bushnell

07-14-2014 11:26:25

Registro fotográfico da espécie *Mazama gouazoubira* (Veadocatingueiro)



Registro fotográfico da espécie *Nasua nasua* (Quati)



Registro por vídeo da espécie *Pecari tajacu* (Cateto)



Registro fotográfico da espécie *Puma concolor* (Onça-parda)



Registro fotográfico da espécie *Puma yagouaroundi* (Gato-mourisco)



Registro fotográfico da espécie *Sus scrofa scrofa* (Javali)



Registro fotográfico da espécie *Sylvilagus brasiliensis* (Tapiti)



Bushnell

07-21-2014 05:07:58

Registro fotográfico da espécie *Tamandua tetradactyla* (Tamanduá-mirim)

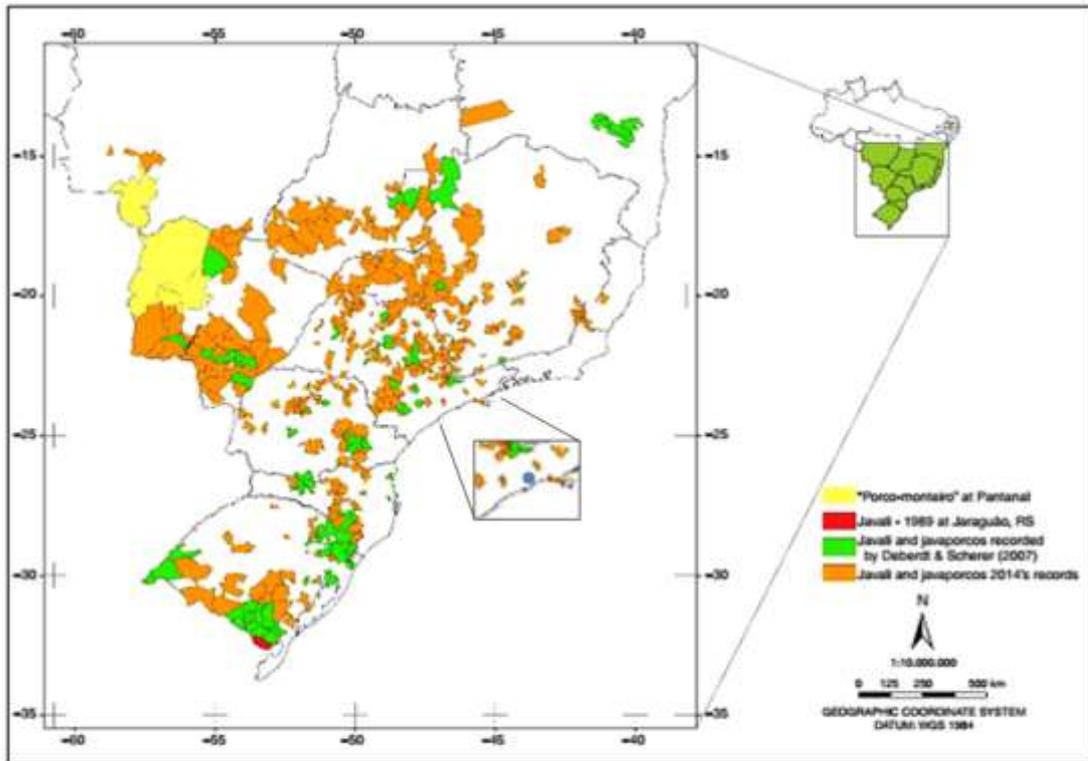


Bushnell

09-25-2013 11:21:02

Registro fotográfico da espécie *Tapirus terrestris* (Anta)

Anexo B



Distribuição atual da espécie *Sus scrofa* (japarco) no Brasil (PEDROSA et al., 2015) e ponto de ocorrência (em azul) no Parque das Neblinas.

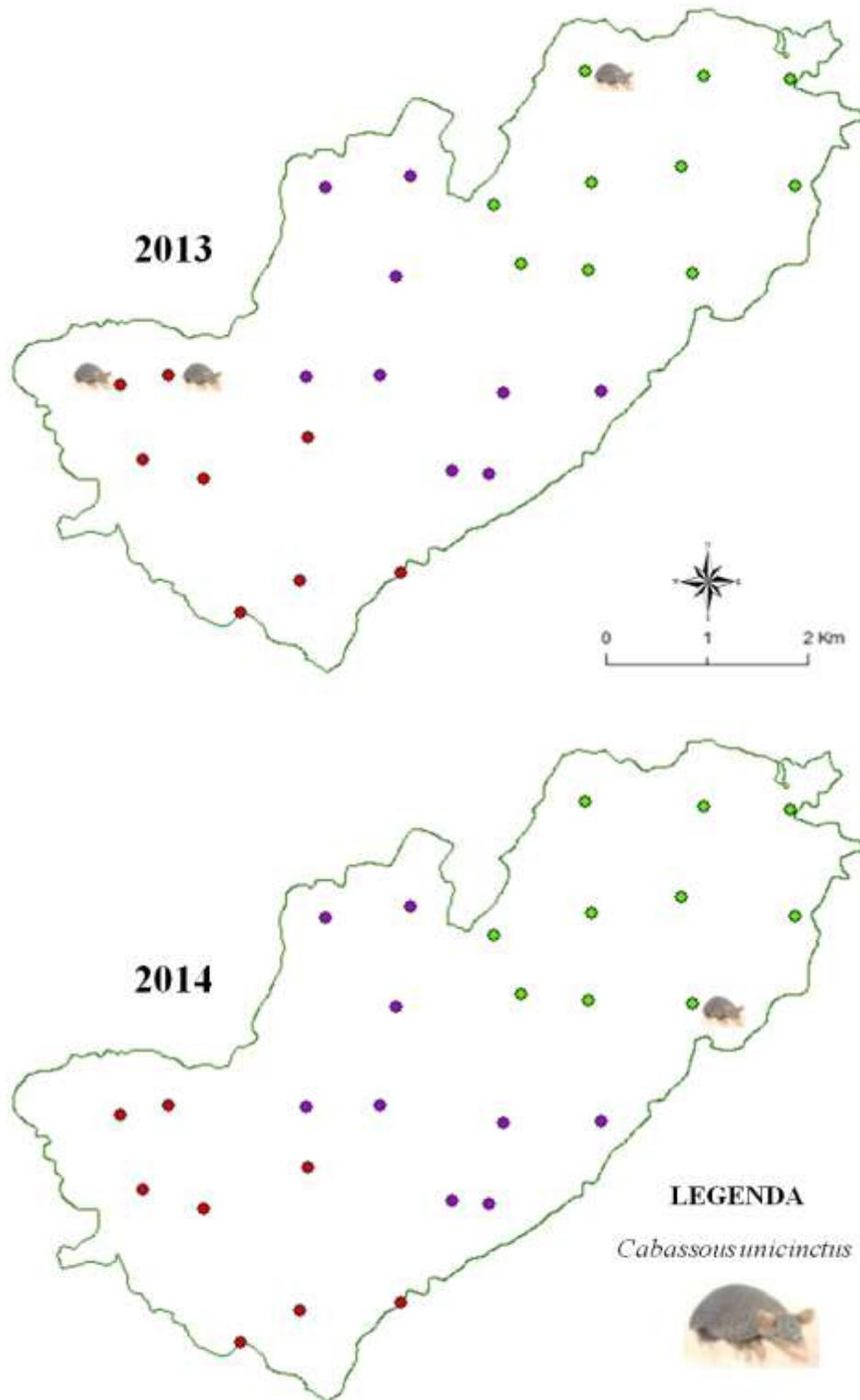
Anexo C



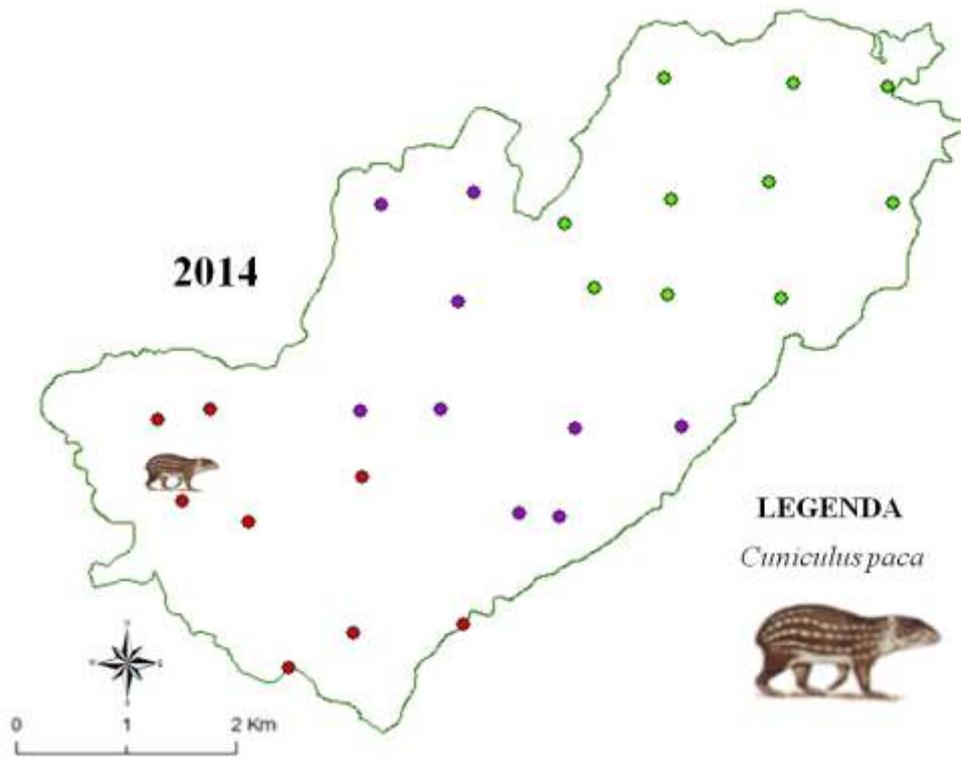
Distribuição atual da espécie *Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabo-mole) na América do Sul (IUCN, 2015)

Apêndice**Apêndice A**

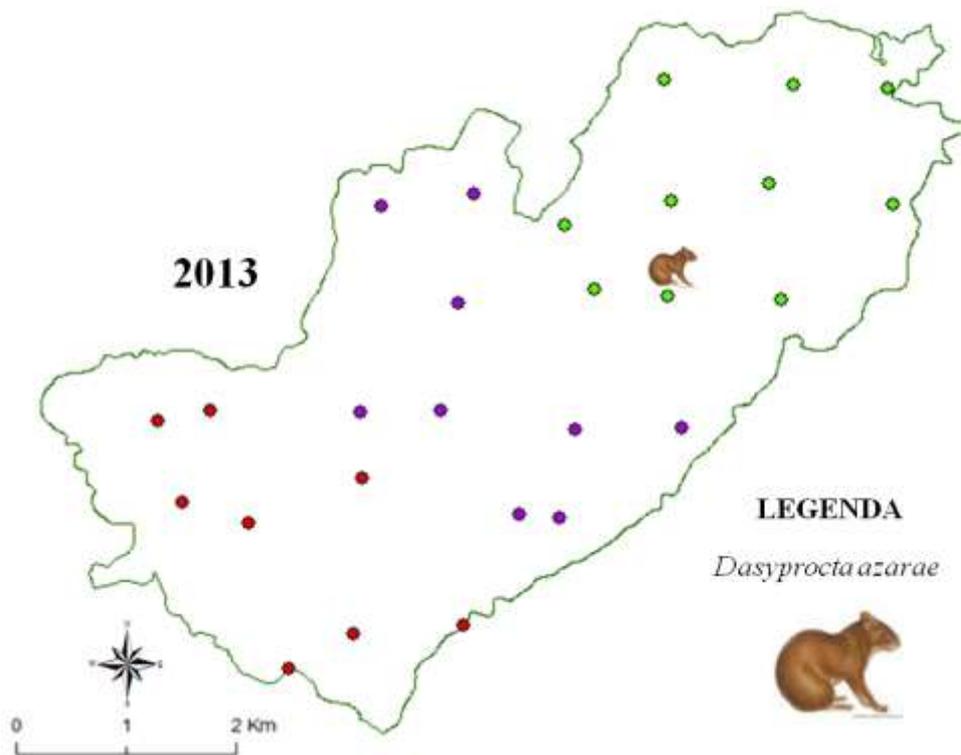
Distribuição das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, em 2013 e 2014, no Parque das Neblinas



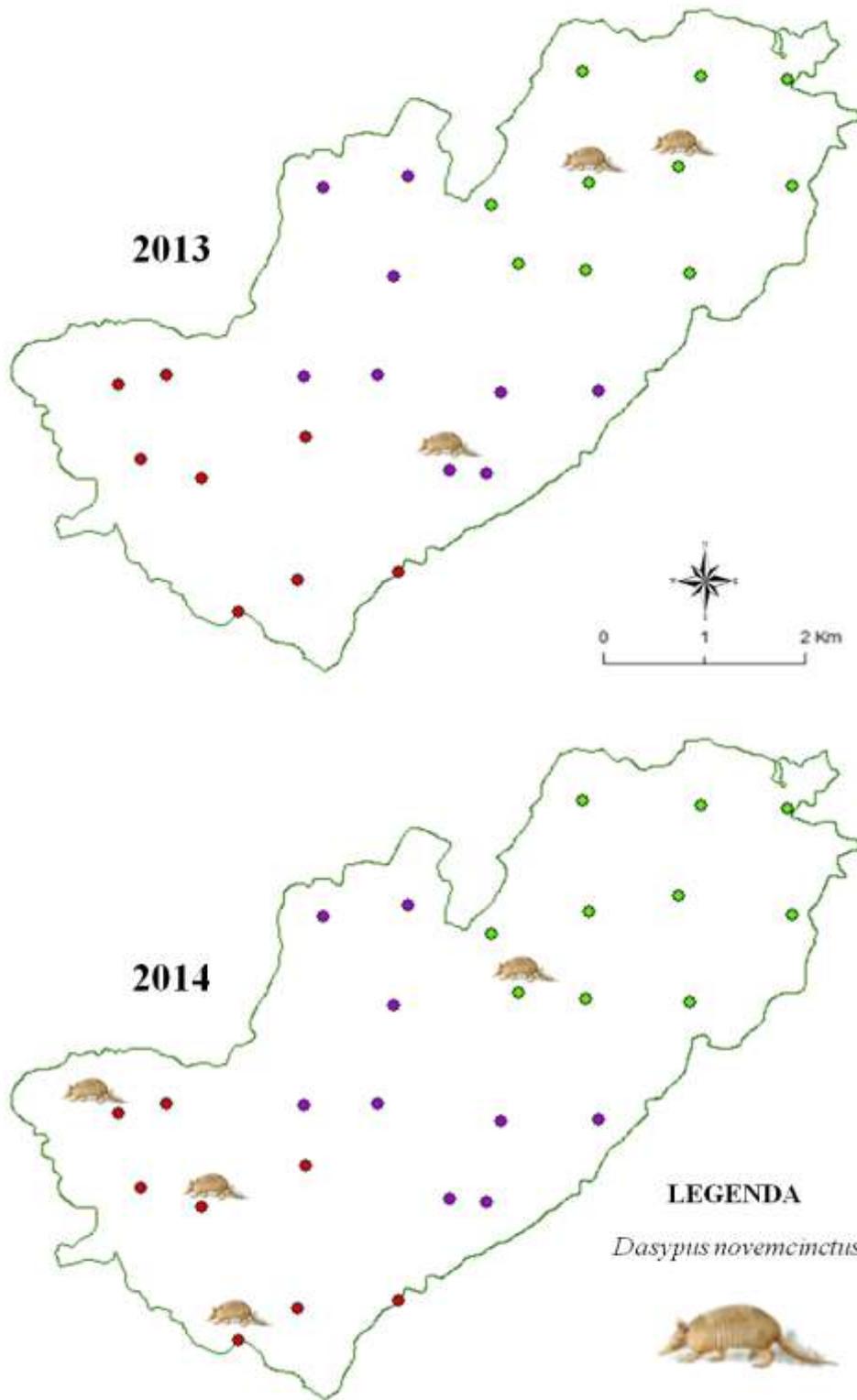
Distribuição da espécie *Cabassous unicinctus*



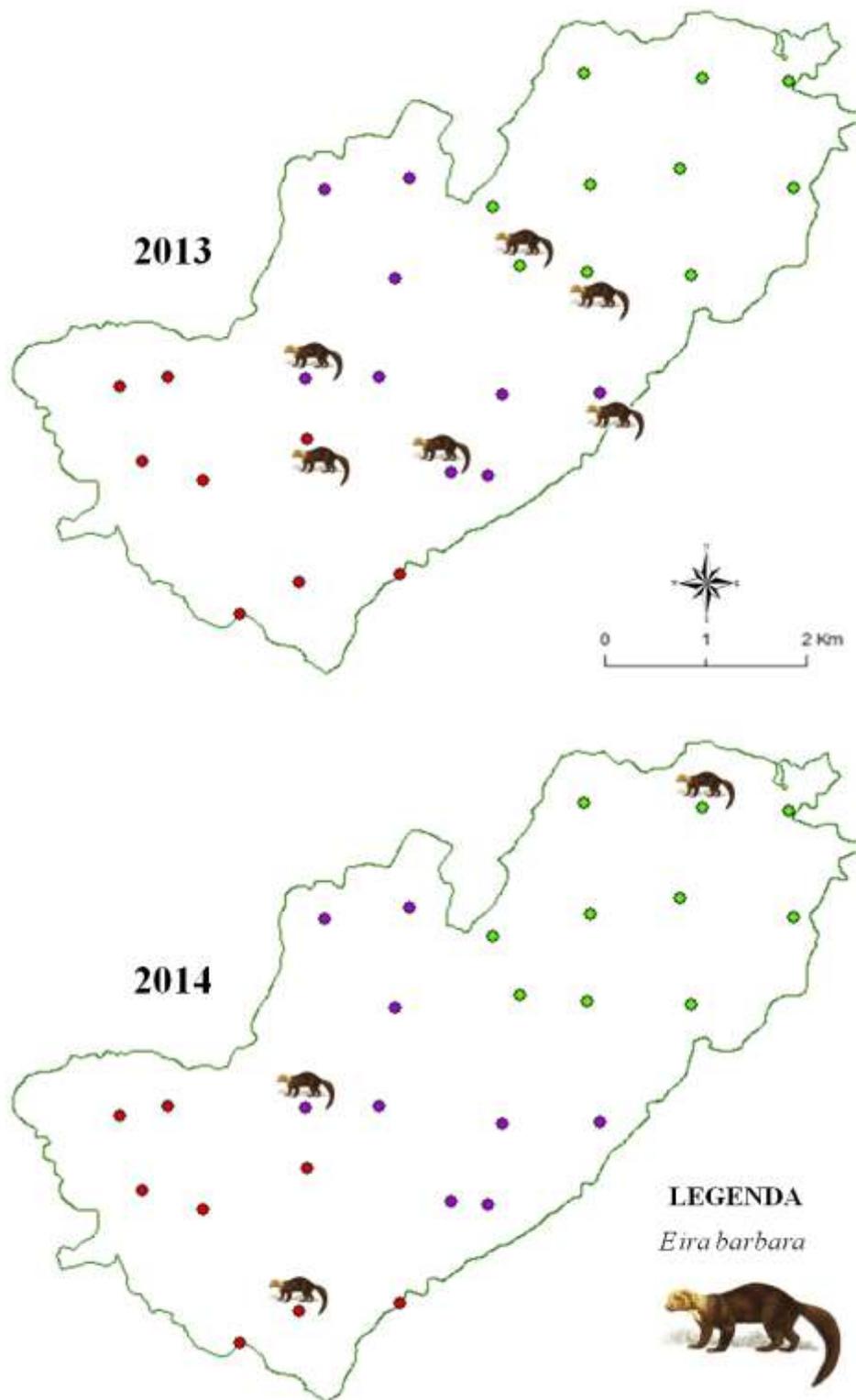
Distribuição da espécie *Cuniculus paca*



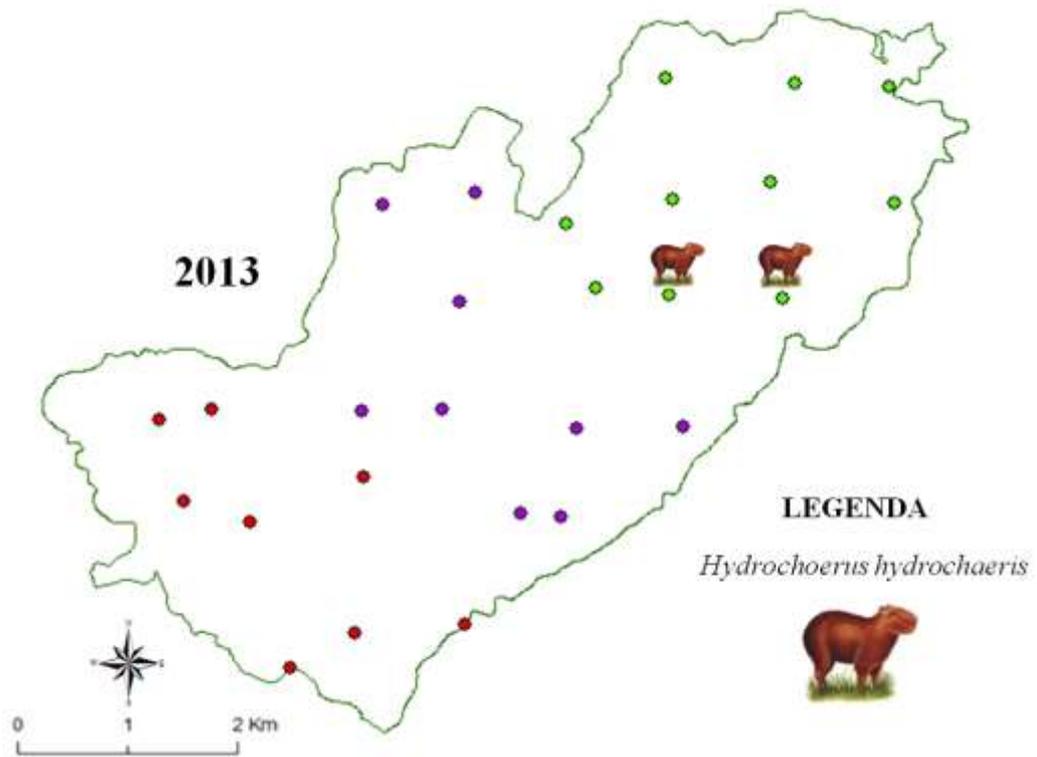
Distribuição da espécie *Dasyprocta leporina*



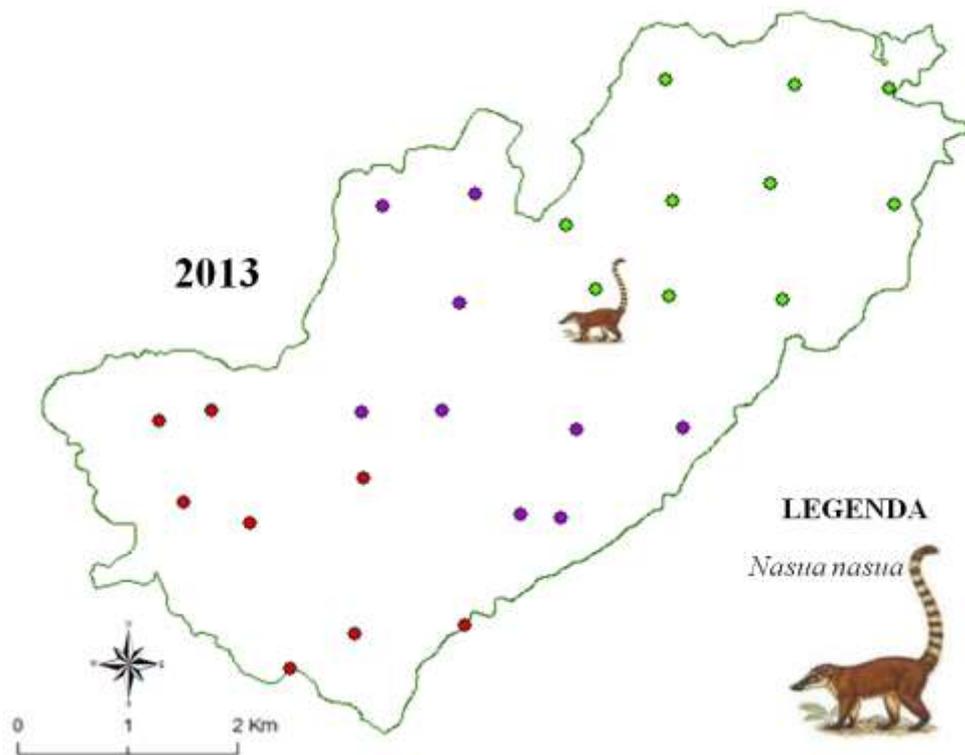
Distribuição da espécie *Dasyurus novemcinctus*



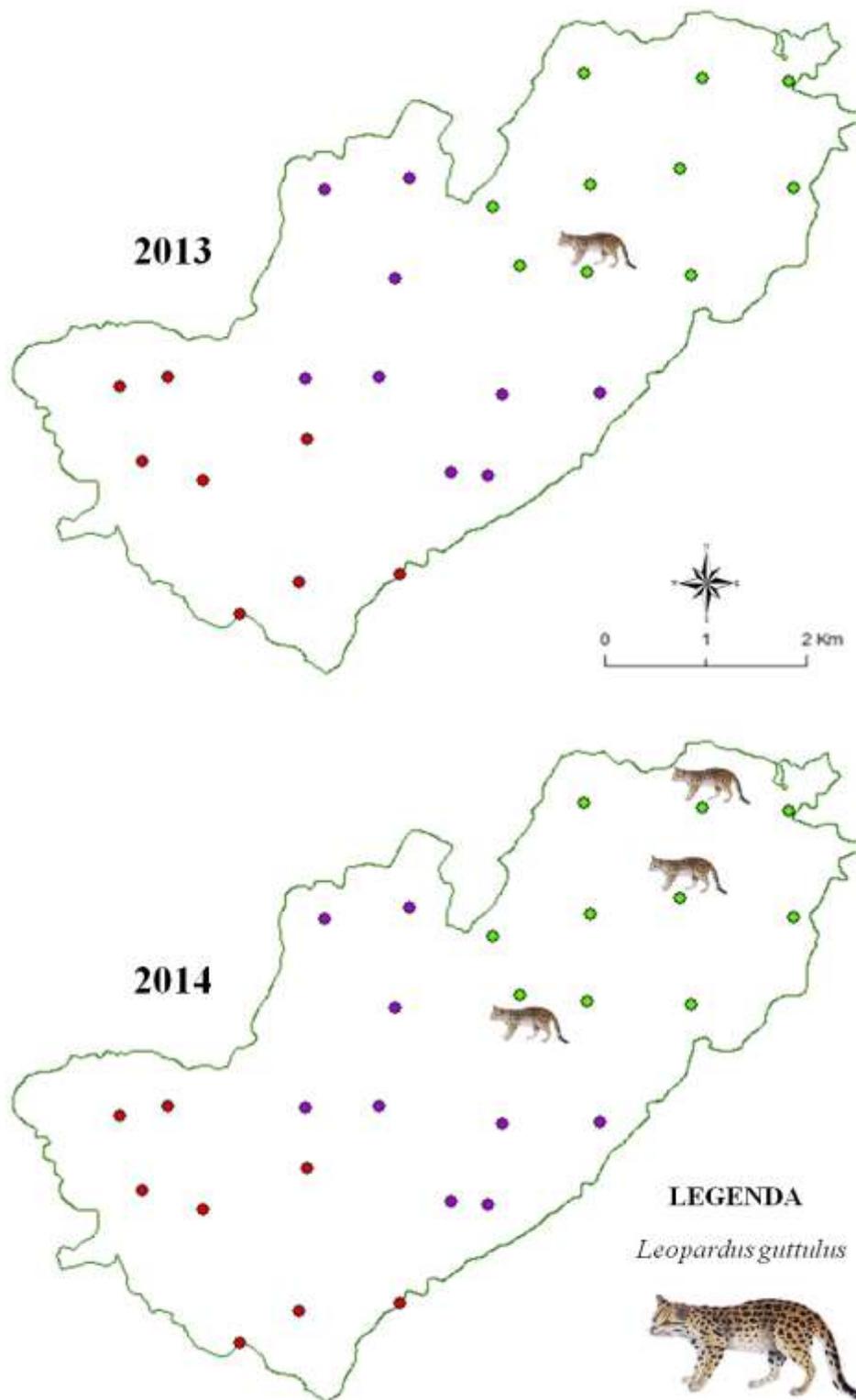
Distribuição da espécie *Eira barbara*



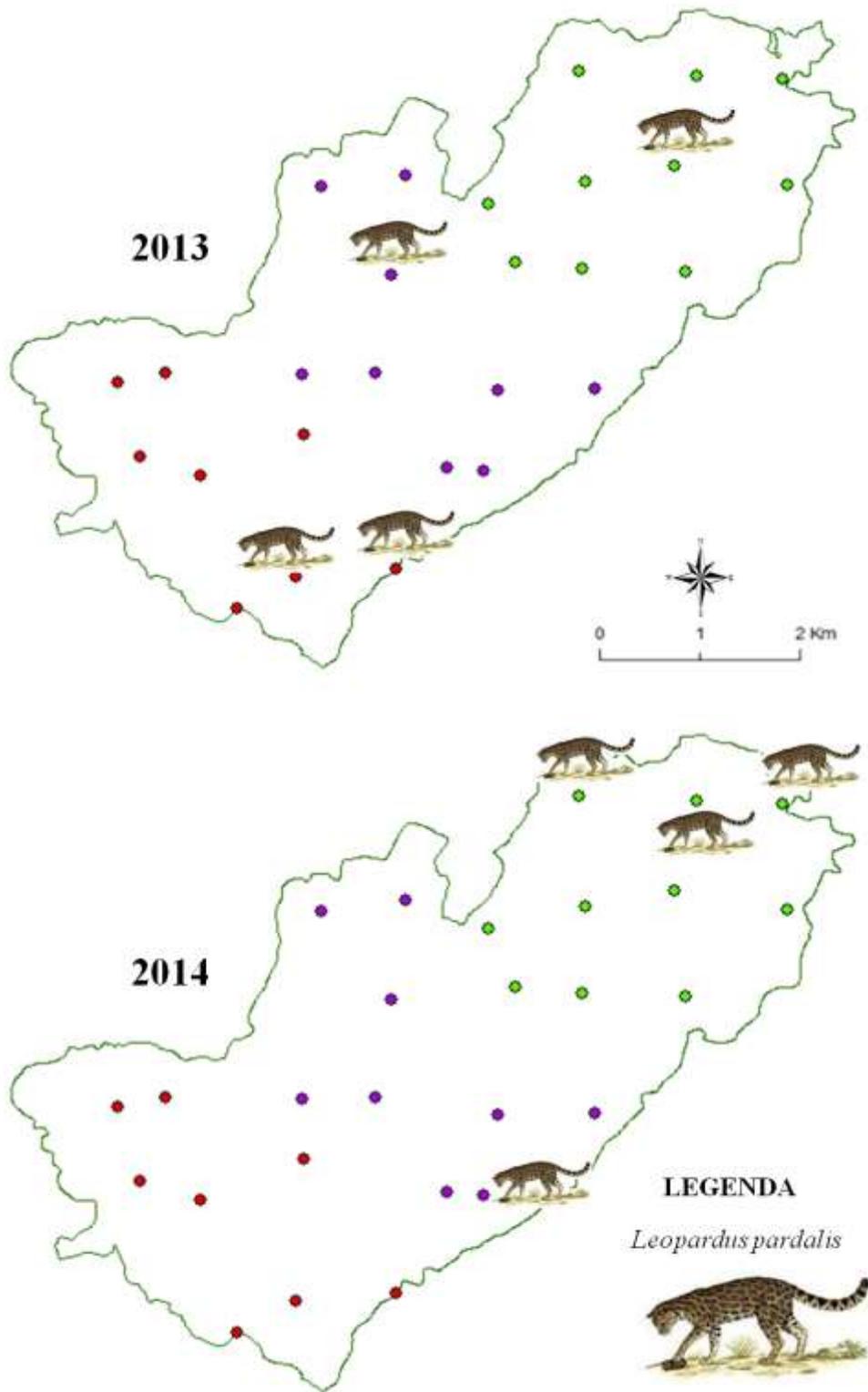
Distribuição da espécie *Hydrochoerus hydrochaeris*



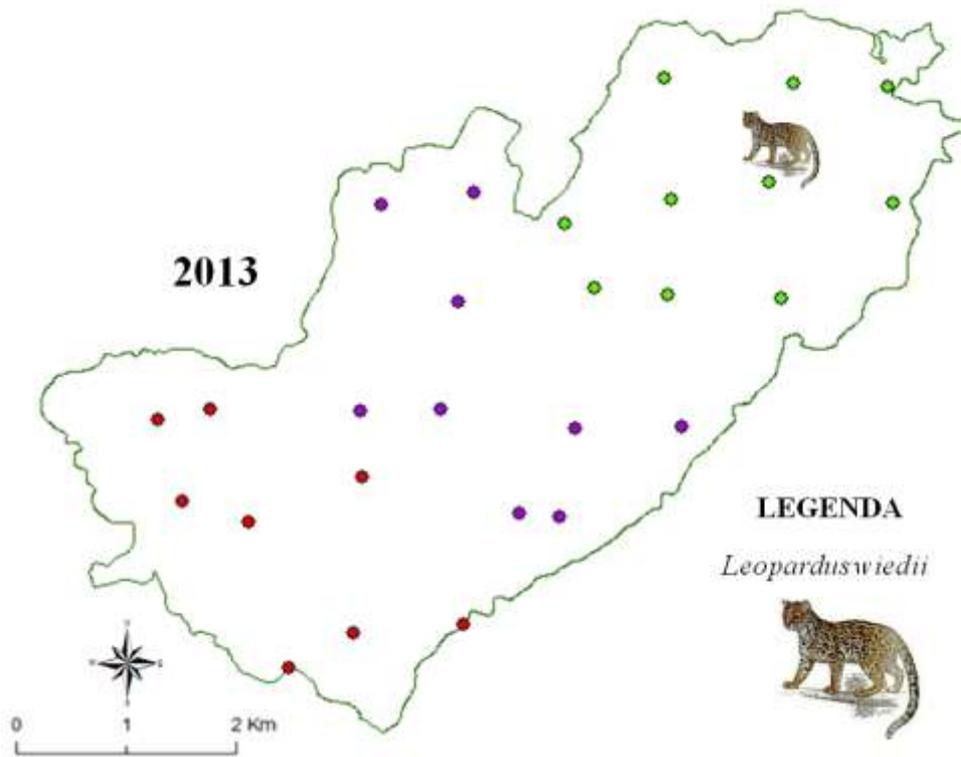
Distribuição da espécie *Nasua nasua*



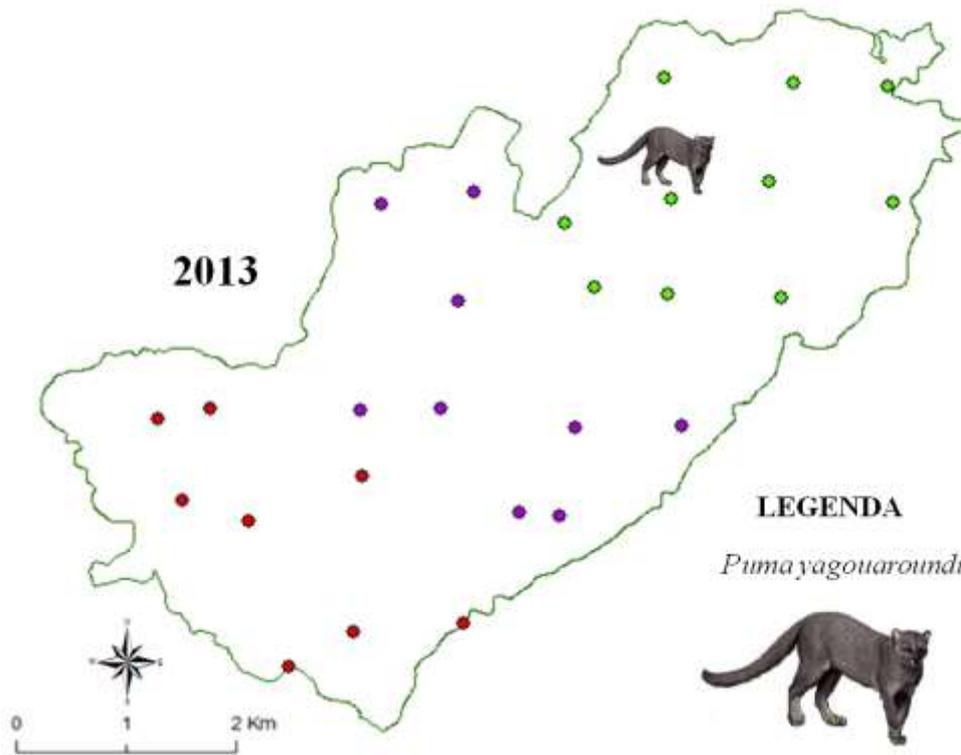
Distribuição da espécie *Leopardus guttulus*



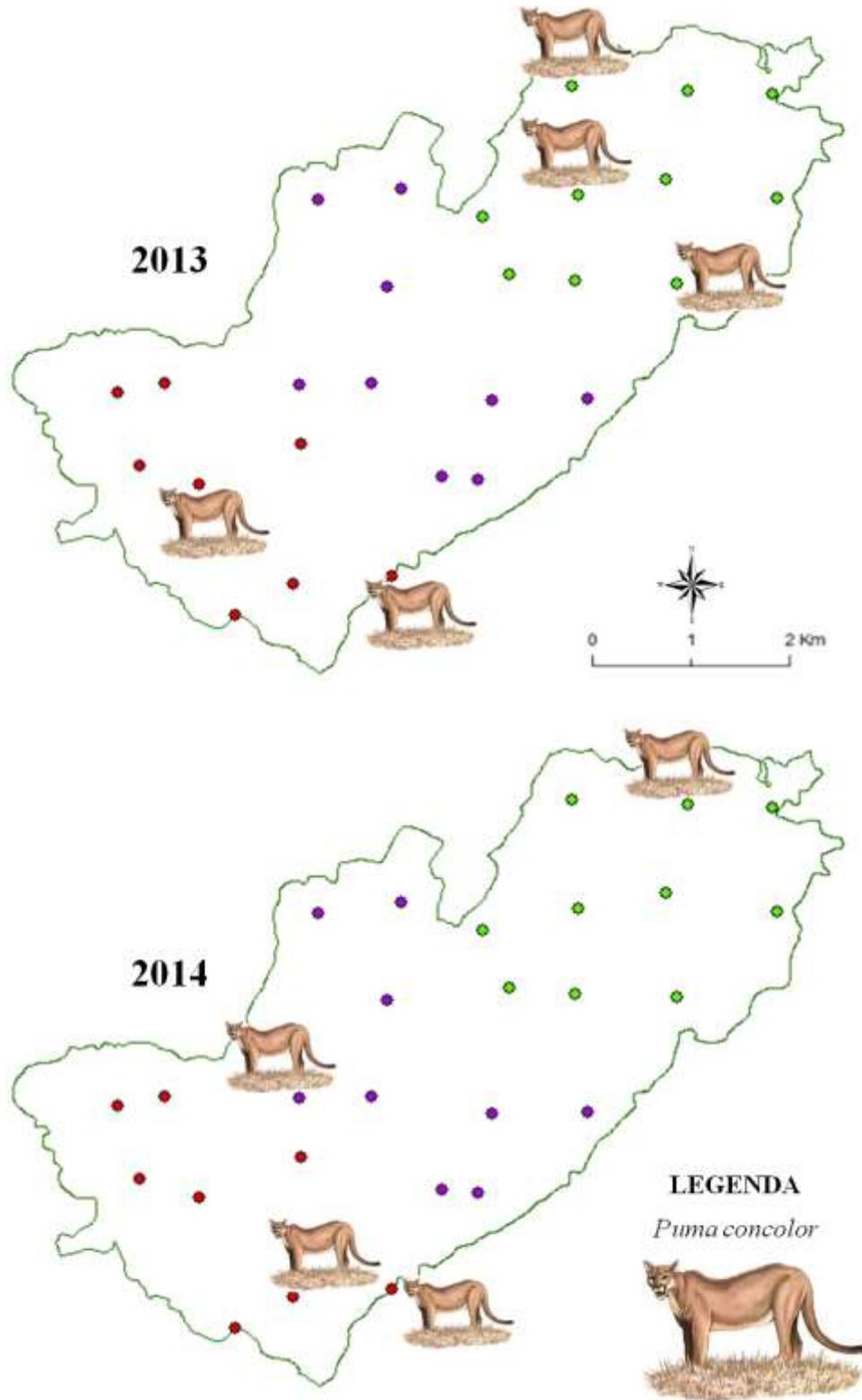
Distribuição da espécie *Leopardus pardalis*



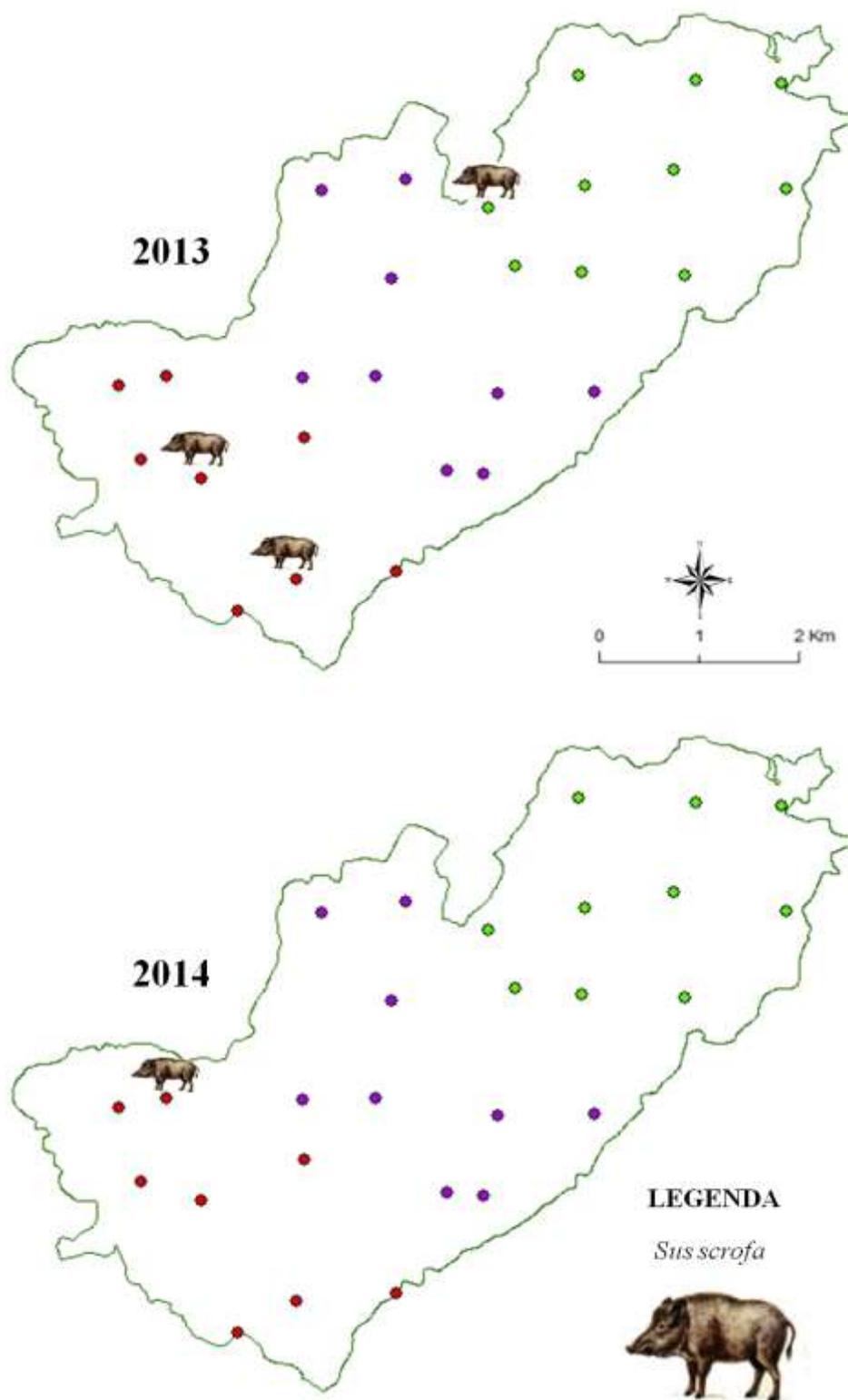
Distribuição da espécie *Leopardus wiedii*



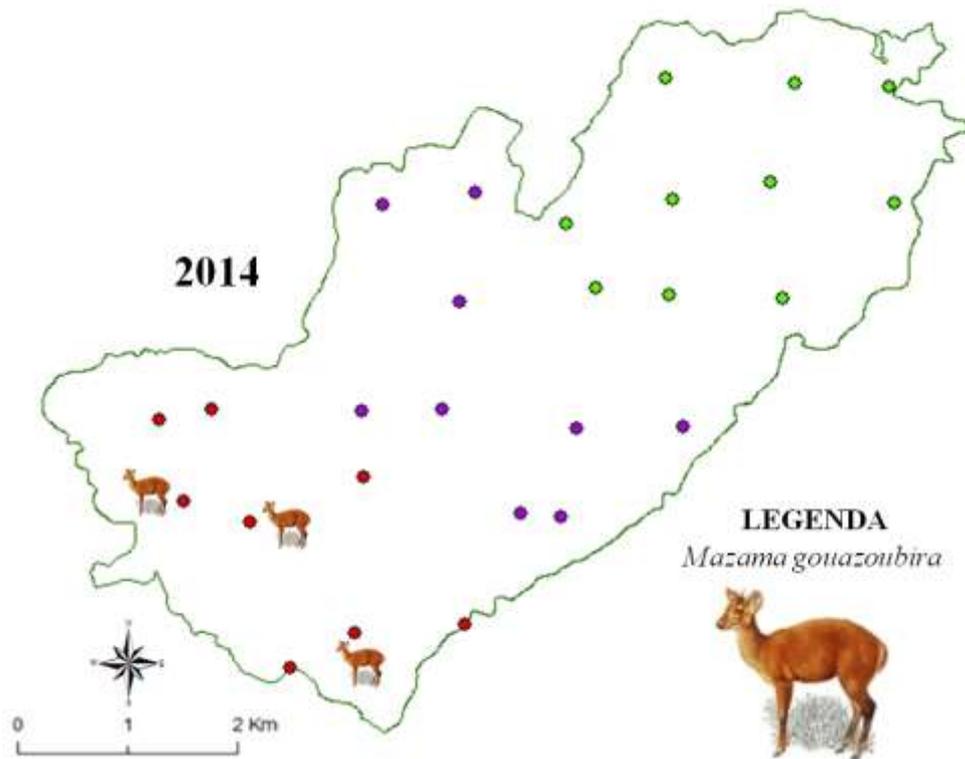
Distribuição da espécie *Puma yagouaroundi*



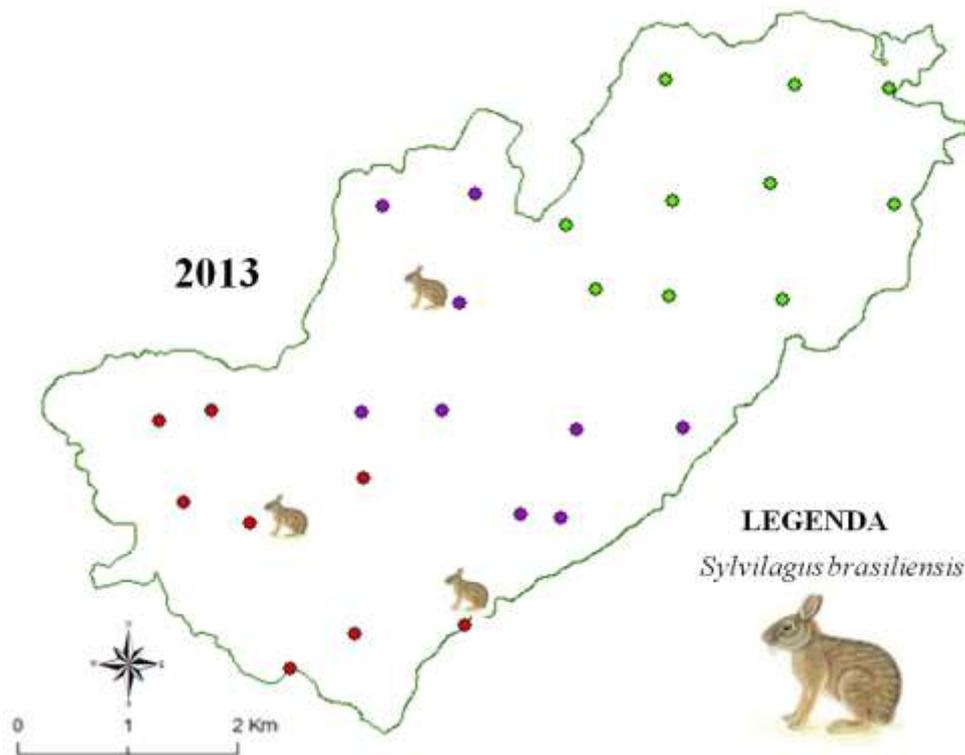
Distribuição da espécie *Puma concolor*



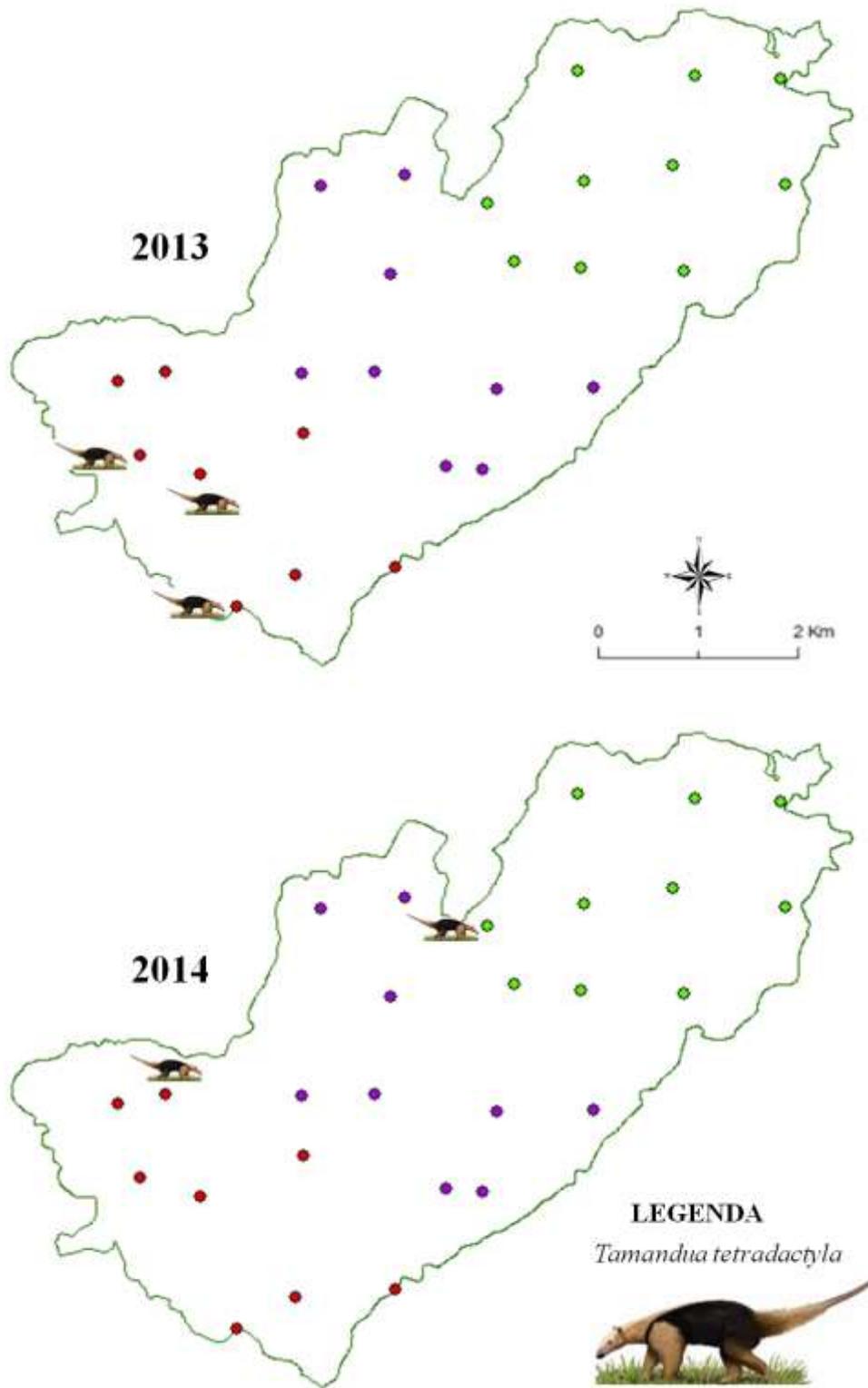
Distribuição da espécie *Sus scrofa*



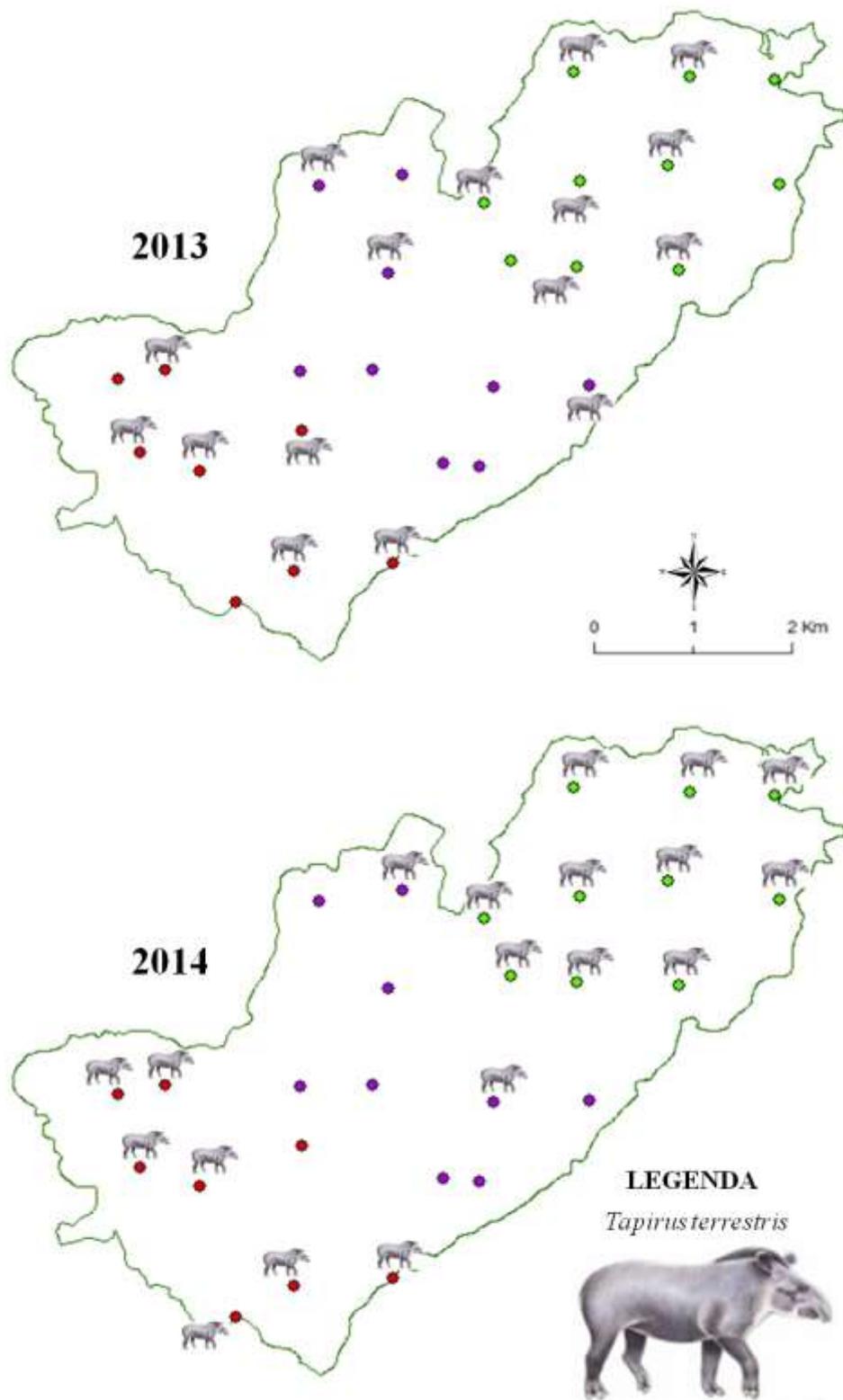
Distribuição da espécie *Mazama gouazoubira*



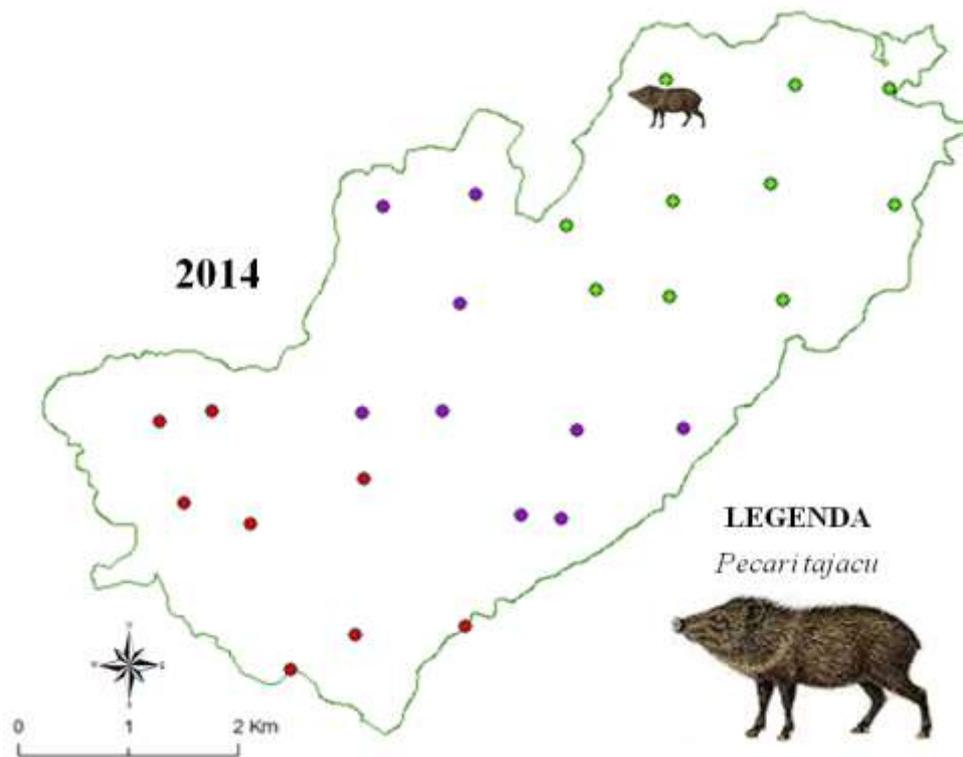
Distribuição da espécie *Sylvilagus brasiliensis*



Distribuição da espécie *Tamandua tetradactyla*



Distribuição da espécie *Tapirus terrestris*



Distribuição da espécie *Pecari tajacu*

3 RELAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO PREDADOR DE TOPO COM MESOPREDADORES E SUAS PRESAS TERRESTRES NA MATA ATLÂNTICA

Resumo

Diante da grande perda e isolamento de habitat na Mata Atlântica, mamíferos terrestres buscam diversos mecanismos para coexistirem nas áreas florestais restantes deste bioma. Logo, visando a conservação dessas espécies, é indispensável entender as influências que umas exercem sobre as outras, interferindo na presença ou ausência de cada uma em determinados locais. A partir contexto, o presente estudo buscou compreender as relações espaço-temporais do predador de topo com mesopredadores e presas. Para isso, foi realizado um armadilhamento fotográfico, no Parque das Neblinas, em três grades amostrais, durante 30 dias em cada, totalizando 27 pontos em 90 dias, em 2013 e em 2014, em ambos os anos nos meses de julho, agosto e setembro. As espécies amostradas foram divididas em cinco grupos: predador (*Puma concolor* (onça-parda)), mesopredadores (*Leopardus guttulus* (gato-do-mato-pequeno), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Leopardus pardalis* (jaguatirica) e *Puma yagouaroundi* (gato-mourisco)) e presas de porte grande (*Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro), *Pecari tajacu* (cateto) e *Tapirus terrestris* (anta)), médio (*Cuniculus paca* (paca), *Eira barbara* (irara), *Nasua nasua* (quati) e *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim)) e pequeno (*Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabomole), *Dasyprocta azarae* (cutia), *Dasyopus novemcinctus* (tatu-galinha), *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) e *Tinamus solitarius* (nacuco)). Modelos de uma temporada (*single-season*) foram utilizados para estimar as probabilidades de ocupação (ψ) e detecção (p) do predador de topo em cada ano de coleta. As covariáveis utilizadas nestes modelos foram as abundâncias médias de mesopredadores e presas, em cada ponto amostral, e as ocasiões de amostragem (equivalentes a cada mês em cada grade amostral). O padrão de atividade de cada grupo, e a sobreposição deste com o do predador de topo, foi estimado através da densidade de Kernel. Foram obtidos 254 registros no total, dos quais a maior parte foi de presas de grande porte ($N=117$). A abundância diminuiu tanto para mesopredadores, quanto para presas, de um ano para outro de coleta. Em relação aos padrões de atividade, o predador se mostrou catemeral, mesopredadores e presas de grande porte foram mais noturnas e as outras presas mais diurnas. O grupo com maior sobreposição total (2013 e 2014) com o predador foi de presas de pequeno porte ($\Delta_1=0,72$; IC 0,50-0,90). Em 2013, as abundâncias médias de presas de grande e pequeno porte influenciaram positivamente a probabilidade de ocupação dos pontos pelo predador. No ano seguinte, a maior influência foi por parte das presas de médio porte, sendo que houve também interferência das ocasiões, de maneira negativa, em sua detecção ao longo dos meses de coleta. De acordo com esses resultados, o partilhamento temporal parece ser o principal meio de coexistência entre predador e mesopredadores e é possível concluir que as maiores influências sobre a ocupação do predador são por parte da abundância de suas presas. Portanto, para que o predador persista na área, mantendo o equilíbrio da cadeia trófica pelo controle *top-down*, é essencial que suas presas estejam presentes e que mantenham abundâncias viáveis para sustentar sua presença.

Palavras-chave: Abundância de espécies; Padrão e sobreposição de atividade; Coexistência; Modelo de ocupação

Abstract

Due to the great habitat loss and isolation in the Atlantic Forest, terrestrial mammals seek different mechanisms to coexist in the remaining forest of this biome. Therefore, to promote the conservation of these species, it is essential to understand how they influence each other, interfering in their presence or absence in the areas. In the context, this study investigated the spatial-temporal relationships of top predator with the mesopredator and the prey. For this, a camera trapping was set in Neblinas Park in three sample grids for 30 days each, totaling 27 points in 90 days in 2013 and 2014, both years in July, August and September. The sampled species were divided into five groups: predator (*Puma concolor* (cougar)); mesopredator (*Leopardus guttulus* (oncilla), *Leopardus wiedii* (margay), *Leopardus pardalis* (ocelot) and *Puma yagouaroundi* (jaguarundi)); and large sized prey (*Hydrochoerus hydrochaeris* (capybara), *Mazama gouazoubira* (deer brocket), *Pecari tajacu* (collared peccary) and *Tapirus terrestris* (tapir)); medium sized prey (*Cuniculus paca* (paca), *Eira barbara* (tayra), *Nasua nasua* (coati) and *Tamandua tetradactyla* (anteater)) and small sized preys (*Cabassous unicinctus* (naked-tailed armadillo), *Dasyprocta azarae* (agouti), *Dasyprocta novemcinctus* (nine-banded armadillo), *Sylvilagus brasiliensis* (tapeti) and *Tinamus solitarius* (macuco)). Single-season models were used to estimate the occupancy probabilities (ψ) and detection (p) of the top predator in each year of sample. The covariates used in these models were the average abundances of mesopredator and prey in each sample point, and the sampling occasions (corresponding to each month at each sampling grid). The activity pattern of each group and the overlap with the top predator were estimated by the kernel density. A total of 254 records were obtained, of which the majority were large preys ($N = 117$). The abundance decreased for both mesopredator and prey, from one year to another. Regarding the activity patterns, the predator was catemeral, mesopredator and large prey were mainly nocturnal, and the other prey was diurnal. The group with the highest total overlap (2013 and 2014) with the predator was small prey ($\Delta_1=0.72$; CI 0.50 to 0.90). In 2013, the average abundances of large and small prey positively influenced the probability of occupancy of the points by the predator. The following year, the greatest influence was by the mid-sized prey, and there were also negative interference occasions in their detection over the sampling months. These results suggest that the temporal partitioning seems to be the primary means of coexistence among predator and mesopredator and we conclude that the major influences on the predator occupancy are the abundance of their prey. Therefore, in order to maintain the predator in the area, keeping the balance of the food chain by top-down control, it is essential that its prey is present and in viable abundance to sustain its presence.

Keywords: Species abundance; Patterns and overlap of activities; Coexistence; Occupancy models

3.1 Introdução

Um dos principais processos ecológicos nos ecossistemas é a predação, na qual o predador pode regular a abundância de presas através do processo *top-down*, ou, através do processo inverso, chamado *bottom-up*, no qual as presas regulam as populações de predadores (RICKLEFS, 2010). Pode haver ainda a regulação intermediária de predadores de topo sobre mesopredadores, pela predação intraguilda, o que também provoca efeito na abundância de presas (POLIS et al., 1989). A ausência do predador de topo em uma determinada área, por exemplo, pode beneficiar o aumento de mesopredadores, provocando o que é conhecido como

efeito da liberação mesopredador, no qual a abundância destes aumenta, reduzindo as populações de presas (CROOKS;SOULÉ, 1999). Logo, é preciso que as interações interespecíficas sejam mantidas sem interferências antrópicas visando o equilíbrio das comunidades e do ecossistema.

Em ambientes conservados estas interações sofrem menos influências, como no bioma Pantanal. Neste, por exemplo, a disponibilidade de recursos alimentares é vasta para *Panthera onca* (onça-pintada) (PERILLI et al., 2016), o que auxilia no equilíbrio de sua população neste ambiente. Em contrapartida, em paisagens degradadas, onde muitos fatores podem desequilibrar o ambiente, se torna mais difícil manter o equilíbrio da cadeia trófica. Por exemplo, a pressão de caça pode reduzir a população de presas, como os porcos *Tayassu pecari* (queixada) e *Pecari tajacu* (cateto), afetando indiretamente a população de seu predador *P. onca*, como ocorre na Mata Atlântica, na qual este felino corre sério risco de extinção (GALETTI et al., 2013). Por outro lado, espécies menos sensíveis às alterações ambientais, como *Puma concolor* (onça-parda), são menos afetadas pelas alterações que atingem suas presas. Este predador apresenta alta plasticidade alimentar, podendo consumir de pequenos a grandes mamíferos (MORENO et al., 2006).

Apesar de importantes são escassas informações sobre padrões e sobreposições de atividade entre predadores com seus competidores e suas presas, especialmente na Mata Atlântica (DI BITETTI et al., 2006; PAVIOLO et al., 2009; FOSTER et al., 2013). A compreensão dessas relações é importante para conhecermos tanto a ecologia básica destas espécies, como para entender quais as interações que estes apresentam em diferentes ambientes (BLAKE et al., 2012; HERNÁNDEZ-SAINTMARTÍN et al., 2013). Baixas sobreposições de atividade podem facilitar a coexistência entre predadores e mesopredadores, visto em Sumatra entre vários felinos (SUNARTO et al., 2015). Animais com alta sobreposição de nicho podem utilizar deste mecanismo de segregação temporal para ocuparem o mesmo habitat (FERREGUETI et al., 2015). Por sua vez, altas sobreposições de períodos de atividade entre predadores e suas presas podem indicar possíveis encontros, aumentando a eficiência de predação (LINKIE; RIDOUT, 2011), como acontece em Belize, entre onças, pacas e tatus (HARMSSEN et al., 2011). Em contrapartida, presas podem adequar seus horários para evitar encontros com potenciais predadores (ECCARD et al., 2008).

Além das relações temporais, pode haver influência espacial de uma espécie sobre outra. Entender interações espaciais interespecíficas facilita a compreensão de como as espécies coexistem em determinados locais. Uma forma de analisar essas informações é o uso

de modelos de ocupação (MACKENZIE et al., 2006), nos quais podemos analisar a presença de uma espécie influenciando na ocupação de uma área pela outra (SUNARTO et al., 2015). Esses autores, por exemplo, encontraram indícios de segregação espacial entre felinos pela diferença na detecção de alguns em alta e baixa altitude, indicando um possível mecanismo de coocorrência entre competidores. Já em Belize, a maior ocorrência de presas de grande porte interferiu positivamente no aumento da ocorrência de *P. onca* (DAVIS et al., 2011). Na Patagônia, também houve influencia de presas, como forte preditor na variação da área de vida de *P. concolor* (ELBROCH; WITTMER, 2013).

Identificar essas relações espaço-temporais pode facilitar o entendimento dos processos presentes em uma área, sendo de suma importância para direcionar estratégias de conservação em determinado local. Neste contexto, o objetivo geral deste capítulo foi compreender as relações espaço-temporais do predador de topo presente com mesopredadores e presas potenciais, buscando também atingir os objetivos específicos deste estudo, sendo (i) analisar a sobreposição de atividade entre o predador, mesopredadores e presas e (ii) compreender como a abundância de mesopredadores e presas pode influenciar a ocupação do habitat pelo predador.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo e delineamento amostral

A área deste estudo compreende o Parque das Neblinas, descrito no capítulo 1, item 2.2.1. O delineamento amostral foi o mesmo do capítulo 1, descrito no item 2.2.3.

3.2.2 Análise dos dados

O esforço amostral foi calculado multiplicando-se o número de pontos amostrais, em cada grade, pelo número de dias amostrais (30 dias). A taxa de captura foi obtida através da divisão do número total de registros de cada grupo pelo esforço amostral total (soma das grades), multiplicando-se o valor obtido por 100 (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005).

Para as análises de ocupação e detecção, as espécies amostradas foram divididas em cinco grupos: predador, mesopredadores e presas de grande, médio e pequeno porte (Tabela 3.1). As presas foram categorizadas de acordo com sua massa corpórea média: grande (>20 kg), média (5 a 20 kg) e pequena (<5 kg) (DAVIS et al., 2011; SUNARTO et al., 2015). O

agrupamento para as análises foi feito para que espécies com menos registros fossem contempladas.

Tabela 3.1 - Espécies por grupo em cada ano de coleta

Grupos	2013	2014
Predador	<i>Puma concolor</i>	<i>Puma concolor</i>
Mesopredadores	<i>Leopardus pardalis</i> <i>Leopardus guttulus</i> <i>Leopardus wiedii</i> <i>Puma yagouaroundi</i>	<i>Leopardus pardalis</i> <i>Leopardus guttulus</i>
Presas de grande porte	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> <i>Tapirus terrestris</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> <i>Mazama gouazoubira</i> <i>Pecari tajacu</i> <i>Tapirus terrestris</i>
Presas de médio porte	<i>Eira barbara</i> <i>Nasua nasua</i> <i>Tamandua tetradactyla</i>	<i>Cuniculus paca</i> <i>Eira barbara</i> <i>Tamandua tetradactyla</i>
Presas de pequeno porte	<i>Cabassous unicinctus</i> <i>Dasyprocta azarae</i> <i>Dasypus novemcinctus</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Tinamus solitarius</i>	<i>Cabassous unicinctus</i> <i>Dasypus novemcinctus</i> <i>Tinamus solitarius</i>

Para estimar a abundância média por ponto amostral de mesopredadores e presas, em 2013 e 2014, a fim de incluí-la como covariável na análise de modelos de ocupação do predador de topo, foi utilizado o modelo *N-mixture* (ROYLE, 2004a), a partir de uma matriz de contagens, replicadas espacial e temporalmente (população fechada). Essa análise possibilita estimar a abundância (λ) de espécies sem marcações naturais, através das repetições dos registros de cada grupo em cada ponto. Apenas o modelo nulo foi gerado, para quantificar a abundância constante, sem influência de nenhuma covariável. O histórico de contagens foi agrupado em três ocasiões, de 30 dias de amostragem cada um. A análise foi realizada através do pacote *unmarked* (ROYLE 2004a), em ambiente R (R CORE TEAM, 2015).

Modelos de ocupação de uma temporada (*single-season*; MACKENZIE et al., 2006) foram utilizados para estimar as probabilidades de ocupação e detecção do predador de topo (*P. concolor*) em 2013 e 2014, de acordo com as covariáveis independentes (abundância de mesopredadores, de presas (grandes, médias e pequenas), e diferentes ocasiões). Antes de incluir as covariáveis nos modelos, realizou-se teste de correlação de Pearson. Os modelos foram gerados a partir de uma matriz composta pelo histórico de detecção e não-deteção do predador e pelas variáveis. O histórico foi agrupado em três ocasiões, de 30 dias de amostragem cada um, para diminuir o número de zeros na matriz. Primeiramente, os modelos nulos, com parâmetros constantes, foram gerados. Em seguida, modelos alternados foram construídos, nos quais as covariáveis poderiam influenciar a probabilidade de ocupação (ψ),

de forma separada ou conjunta, ao mesmo tempo em que a detectabilidade (p) poderia estar constante ou sendo influenciada pelas ocasiões. Essas análises também foram conduzidas em ambiente R (R CORE TEAM, 2015), utilizando-se o pacote *unmarked* (FISKE; CHANDLER, 2011).

A seleção de modelos foi feita através do *Akaike Information Criterion* (BURNHAM; ANDERSON, 2002), que faz a seleção do melhor modelo levando em consideração o menor valor de $\Delta AICc$ (para pequenas amostras), e incorpora o princípio da parcimônia, procurando por modelos com menor número de parâmetros (K). Os modelos gerados são ordenados pelo $AICc$, por ordem crescente de valor (BURNHAM; ANDERSON, 2002). A partir do $AICc$ é calculado o $\Delta AICc$, que é a diferença entre os valores de $AICc$ de cada modelo com o menor valor encontrado. Apenas os modelos com $\Delta AICc < 2$ foram selecionados (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Posteriormente, o peso de $AICc$ (w_i) é calculado, que representa a medida relativa de adequação de cada modelo em relação aos outros. Quanto mais próximo de um o valor de w_i maior a probabilidade do modelo ser escolhido como melhor.

Para as análises de período e sobreposição de atividade, as espécies de mesopredadores e presas (com mais de três registros por ano) foram divididas em dois grupos: diurnas (*C. uncinctus*, *E. barbara* e *T. solitarius*) e noturnas (*D. novemcinctus*, *L. pardalis* e *T. terrestris*). Essas análises foram realizadas a partir dos horários de registros das espécies (grupos previamente definidos), considerando como período diurno entre 06h00 e 17h59 e noturno entre 18h00 e 5h59. Os horários foram transformados em hora circular (0 a 1), que quanto mais próximo a 0 indica que o registro foi perto das 00h00, e a 0,5, mais próximo das 12h00. Esses dados foram considerados como uma amostra aleatória da distribuição que descreve a probabilidade de um registro estar dentro de qualquer intervalo particular do dia. A função de probabilidade de densidade dessa distribuição é tida como o padrão de atividade, o qual pressupõe que o animal tem a mesma possibilidade de ser fotografado sempre que está presente (RIDOUT; LINKIE, 2009). Duas etapas foram seguidas para quantificar a sobreposição entre dois padrões de atividades. Primeiro cada padrão foi estimado separadamente para cada um dos cinco grupos, utilizando a estimativa de densidade de Kernel (RIDOUT; LINKIE, 2009). Em seguida, foram calculadas as sobreposições entre o predador e cada um dos quatro grupos, nos dois anos de amostragem, a partir do coeficiente de sobreposição (Δ), o qual varia entre 0 (sem sobreposição) e 1 (sobreposição completa) (LINKIE; RIDOUT, 2011). Uma interpretação importante deste coeficiente é que, para qualquer período do dia, a probabilidade de uma armadilha fotográfica aleatória registrar a espécie difere entre duas distribuições em $<1-\Delta$. Há várias maneiras possíveis para estimar

este coeficiente e utilizamos Δ_1 , recomendado para pequenas amostras (LINKIE; RIDOUT, 2011). Intervalos de confiança (95%) foram obtidos a partir de 1000 reamostragens *bootstrap*. Essas análises foram feitas em ambiente R (R CORE TEAM, 2015), utilizando-se os pacotes *overlap* (MEREDITH; RIDOUT, 2014a,b), *boot* e *circular*.

3.3 Resultados

3.3.1 Armadilhamento fotográfico

Foram obtidos 254 registros, a partir de um esforço amostral total de 1620 armadilhas/noite, sendo 117 de presas de grande porte, 75 de pequeno porte, 33 de médio porte, 16 de mesopredadores e 13 do predador de topo (Tabela 3.2). Houve aumento na taxa de captura, de um ano para outro, apenas de presas de grande e médio porte (Figura 3.1).

Tabela 3.2 - Número de registros por grupo e de cada espécie, nos anos de 2013 e 2014

Grupos de espécies	Nome popular	Número de registros	
		2013	2014
Predador			
<i>P. concolor</i>	Onça-parda	7	6
Mesopredadores		10	6
<i>L. guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	1	3
<i>L. pardalis</i>	Jaguaritica	6	3
<i>L. wiedii</i>	Gato-maracajá	1	0
<i>P. yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	2	0
Presas grandes		50	67
<i>H. hydrochaeris</i>	Capivara	2	0
<i>M. gouazoubira</i>	Veado-gatingueiro	0	3
<i>P. tajacu</i>	Cateto	0	1
<i>T. terrestris</i>	Anta	48	63
Presas médias		16	17
<i>C. paca</i>	Paca	0	1
<i>E. barbara</i>	Irara	12	14
<i>N. nasua</i>	Quati	1	0
<i>T. tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	3	2
Presas pequenas		42	33
<i>C. unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	4	8
<i>D. azarae</i>	Cutia	1	0
<i>D. novemcinctus</i>	Tatu-galinha	5	5
<i>S. brasiliensis</i>	Tapiti	14	0
<i>T. solitarius</i>	Macuco	18	20

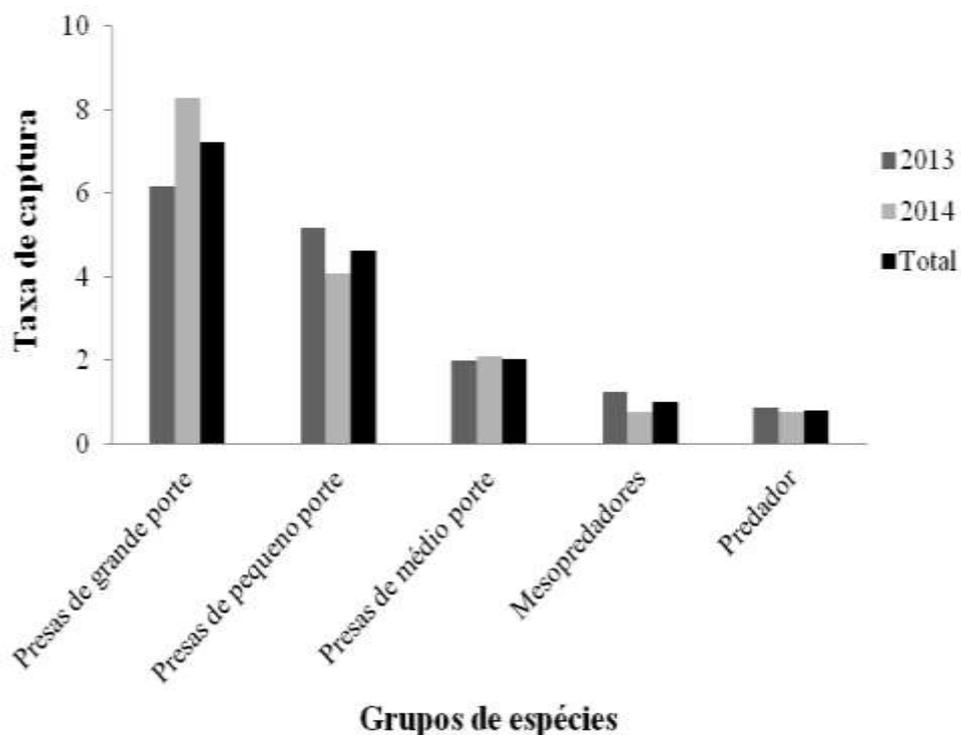


Figura 3.1 - Taxa de captura do predador, mesopredadores e presas de grande, médio e pequeno porte, em ambos os anos de coleta de dados

3.3.2 Abundância

A abundância (número de indivíduos na área amostrada) das presas diminuiu de um ano para outro (Tabela 3.3).

Tabela 3.3. Abundância de cada grupo na área de estudo em cada ano de coleta

Grupos de espécies	Abundância total	
	2013	2014
Mesopredadores	17	-
Presas grandes	53	37
Presas médias	30	18
Presas pequenas	75	40

A maior queda foi das presas de pequeno porte (46%), seguidas pelas de médio (40%) e grande (30%) porte. Não foi possível estimar a abundância para mesopredadores no segundo ano, devido a ausência de recontagens nos pontos.

3.3.3 Padrão e sobreposição de atividade

O predador de topo não apresentou preferência pelo dia ou pela noite, mostrando-se ativo ao longo das 24 horas, com apenas um pico de queda na atividade (Figura 3.2).

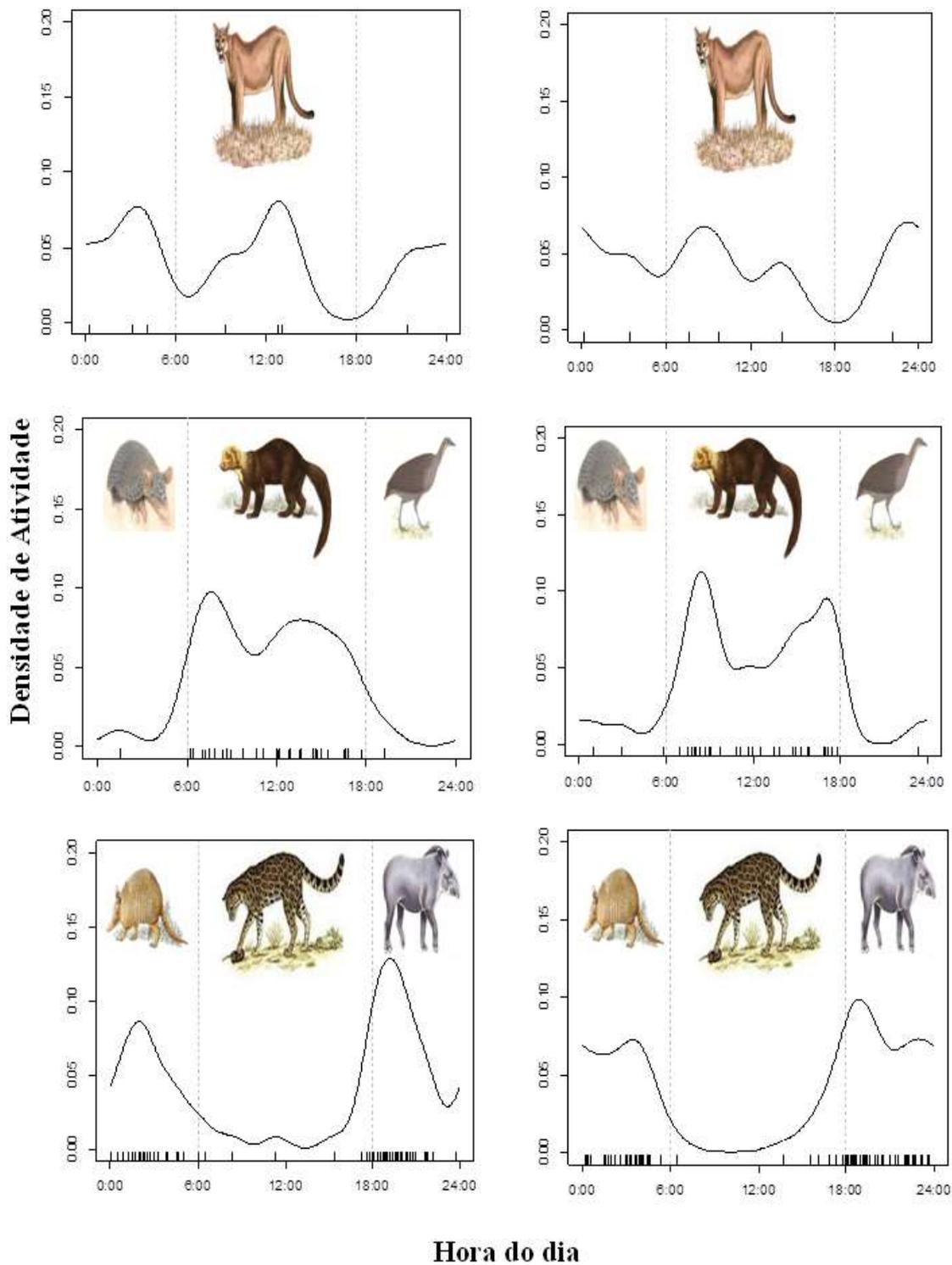


Figura 3.2 - Densidade estimada do padrão de atividade diário do predador de topo e espécies de hábitos diurnos e noturnos, em 2013 e 2014, primeira e segunda colunas, respectivamente, no Parque das Neblinas. A linha sólida indica a estimativa da densidade de Kernel, as linhas verticais acima do eixo x indicam os registros fotográficos e as linhas verticais tracejadas a hora aproximada do nascer e pôr do sol

O predador de topo, no geral, apresentou 46% de suas atividades durante o dia e 54% à noite, caracterizando-se como animal catemeral na área de estudo, com atividades ao longo das 24h, em ambos os anos. Ambos os grupos de espécies, de hábito diurno e noturno,

apresentaram sobreposição média com o predador de topo, tanto em 2013 (Δ_1 diurnas=0,46; Δ_1 noturnas=0,46), como 2014 (Δ_1 diurnas=0,47; Δ_1 noturnas=0,47), confirmando seu comportamento de atividade catemeral. (Figura 3.3).

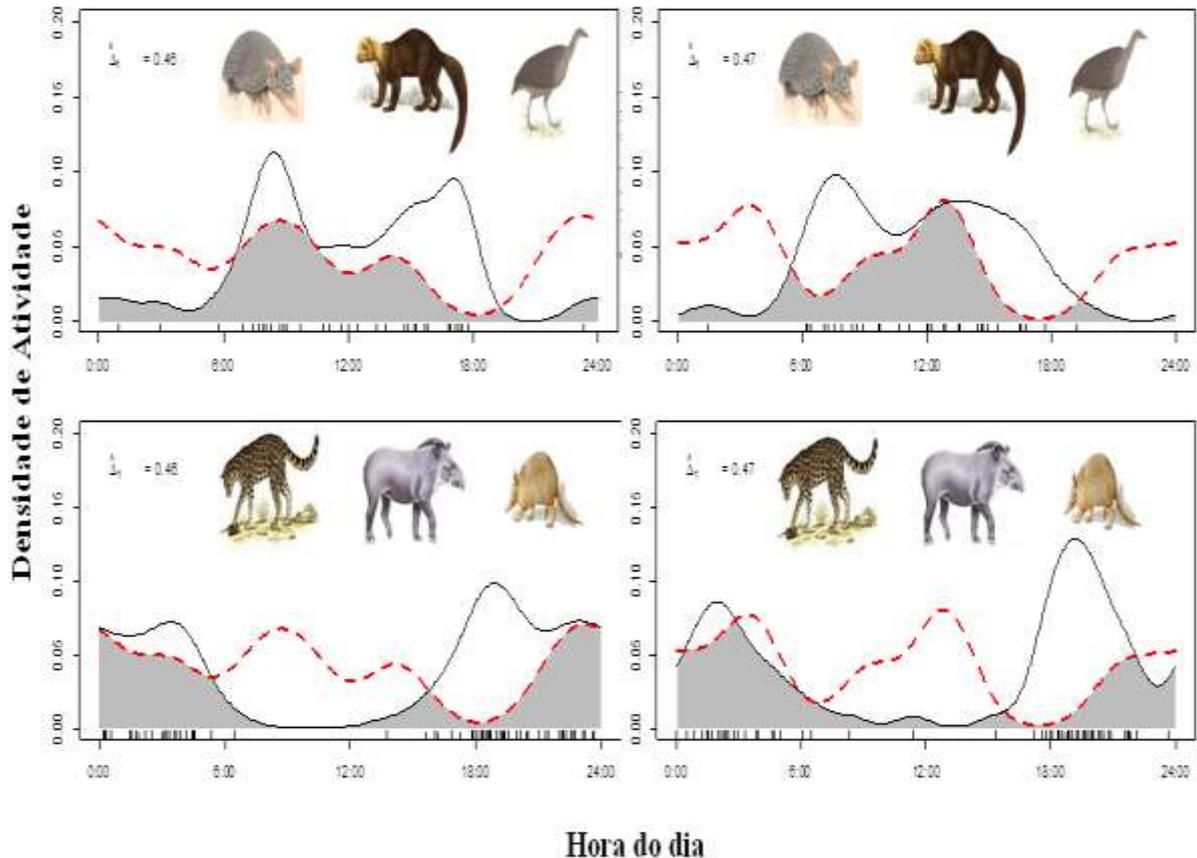


Figura 3.3 - Sobreposição de atividade do predador (linha tracejada vermelha) com espécies de hábitos diurnos e noturnos, em 2013 (primeira coluna) e 2014 (segunda coluna)

3.3.4 Probabilidade de ocupação e detecção

A probabilidade de ocupação dos pontos amostrais pelo predador de topo foi $\psi=0,13$ em 2013 e $\psi=0,18$ em 2014. A probabilidade de detecção da espécie decaiu de um ano para o outro, tendo sido $p=0,48$ em 2013 e $p=0,28$ em 2014. Presas de grande e pequeno porte influenciaram a probabilidade de ocupação dos pontos pelo predador de topo em 2013 (Tabela 3.4). Em locais onde houve maior abundância média dessas presas, maior foi a ocorrência do predador. A abundância das presas de médio porte foi menos influente e de forma negativa, afastando o predador dos pontos. Neste primeiro ano, não houve influência significativa das ocasiões e de mesopredadores na ocupação dos pontos pelo predador. Já no ano seguinte, a abundância média de presas de médio porte foi quem mais atraiu o predador a ocupar os pontos amostrais. Além disso, houve uma pequena influência negativa na detecção do predador ao longo das ocasiões, ou seja, com o passar dos meses este foi menos detectado.

Tabela 3.4 - Melhores modelos selecionados para probabilidade de ocupação e detecção da espécie *P. concolor* ($\Delta AICc < 2$) e modelo nulo, a partir da abundância de mesopredadores e presas de grande, médio e pequeno porte, em 2013 e 2014. Legenda: gde: presas de grande porte; med: presas de médio porte; peq: presas pequenas; meso: mesopredadores; w_i : peso de AICc; K: número de parâmetros; SE: erro padrão do modelo

Melhores modelos	$\Delta AICc$	w_i	K	Coeficientes(SE)			
				gde	med	peq	ocasião
2013							
$\psi(\text{gde} + \text{peq}) p(\cdot)$	0,00	0,24	4	2,37(1,45)		1,77(1,25)	
$\psi(\text{peq}) p(\cdot)$	0,34	0,20	3			16,20(70,50)*	
$\psi(\text{gde}) p(\cdot)$	0,41	0,19	3	2,03(0,98)			
$\psi(\text{med} + \text{peq} + \text{gde}) p(\cdot)$	1,22	0,13	5	4,61(4,33)	-4,70(6,33)*	3,80(3,28)	
$\psi(\cdot) p(\cdot)$	6,14	0,01	2				
2014							
$\psi(\text{med}) p(\cdot)$	0,00	0,34	3		2,39(2,27)		
$\psi(\text{med}) p(\text{ocasião})$	1,79	0,14	4		2,06(2,20)*		0,78(0,81)*
$\psi(\cdot) p(\cdot)$	2,49	0,10	2				

*Estimativa fraca (SE inclui o número zero)

3.4 Discussão

O predador de topo presente apresentou maior relação espacial com suas possíveis presas, de grande e pequeno porte, em 2013, e com as de médio porte, em 2014. Apesar disso, alguns fatores mostraram possíveis interações entre este e outros felinos amostrados neste estudo. Dois mesopredadores, *L. guttulus* e *L. pardalis*, foram detectados em ambos os anos, e o primeiro ainda com maior registro em 2014, o que sugere que algumas espécies não sofrem negativamente com a presença do predador de topo e permanecem com o mesmo padrão de ocupação espacial. Na Califórnia, algumas espécies evitam esses encontros, enquanto outras parecem se beneficiar disso (CROOKS; SOULÉ, 1999; WANG et al., 2015). Houve confirmação da coexistência nesta área de estudo dos felinos *P. concolor*, *L. pardalis* e *L. guttulus*, como acontece em outros lugares, como na Amazônia (PALMEIRA 2015), em Barro Colorado (MORENO et al., 2006), Belize (DAVIS; KELLY; STAUFFER, 2011). Essas espécies podem partilhar recursos, consumindo, por exemplo, presas de tamanhos diferentes (SUNARTO et al., 2015) ou ter atividades em horários distintos, possibilitando a ocorrência de todas num determinado local.

P. concolor e *L. pardalis* parecem ocorrer em horários distintos no Parque, embora a sobreposição entre este predador e espécies noturnas tenha sido mediana, fator que pode auxiliar a coexistência. A espécie *L. pardalis* foi expressivamente noturna, como na Mata Atlântica da Argentina (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2006) e em outras florestas tropicais (KOLOWSKI; ALONSO, 2010; PEREZ-IRINEO; SANTOS-MORENO, 2014). O predador de topo se mostrou catemeral, diferentemente de locais onde ocorre *P. onca* (FOSTER et al., 2013; HERNÁNDEZ-SAINTMARTÍN et al., 2013; PALMEIRA, 2015).

Este comportamento pode indicar ocupação do período de atividade do predador que não foi registrado na área.

No segundo ano de coleta, *L. wiedii* e *P. yagouaroundi* não foram detectadas. No Paraná, foi encontrada alta sobreposição de nicho destas espécies com *L. guttulus* e *L. pardalis* (ROCHA-MENDES et al., 2010; SILVA-PEREIRA et al., 2011), assim como em São Paulo (CAMPOS, 2009), o que pode sugerir que as duas primeiras estejam evitando o local por conta da competição por recursos. Estes felinos, que não foram amostrados em 2014, são geralmente diurnos, o que ainda pode indicar que estejam evitando a área pela sobreposição temporal com o predador de topo, que também apresentou atividade ao longo do dia. Neste caso, a presença deste predador estaria dificultando a ocorrência destes mesopredadores no local.

Em 2014, não foi possível avaliar a abundância dos mesopredadores, por conta da ausência de repetições de registros nos pontos e baixa taxa de captura. Esta diminuição pode ser decorrente da presença deste predador de topo, que pode ser um fator negativo e limitante para competidores, como entre dingos e raposas-vermelhas na Austrália (JOHNSON; VANDERWAL, 2009; COLMAN; CROWTHER; LETNIC, 2015). Sabe-se também que o aumento de coiotes pode reduzir o número de raposas-cinzentas (FEDRIANI et al., 2000), gambás, gatos domésticos e guaxinins (CROOKS; SOULÉ, 1999).

A presença deste predador de topo pode também ter refletido em uma redução nas populações de suas presas, através do processo *top-down*. Em 2013, presas de grande porte apresentaram influência positiva sobre a ocupação da área pelo predador de topo, indicando encontros entre eles, o que pode levar à predação. Quando *P. onca* não ocorre em determinado local, *P. concolor* pode passar a alimentar-se de presas maiores, como *P. tajacu* (MORENO et al., 2006). Possivelmente, essa pode ser uma das causas da diminuição da abundância dessas presas no segundo ano, no qual passaram a não influenciar mais a ocupação dos pontos pelo predador.

Da mesma forma, presas menores exerceram influência nesta ocupação no primeiro ano, aumentando a chance de encontros entre estes e, possivelmente, favorecendo a predação. Fato que pode explicar o declínio dos seus registros, taxa de captura e abundância em 2014. Em outros locais do Brasil, por exemplo, os tatus são itens frequentes na dieta de *P. concolor* (CRAWSHAW, 1995), assim como no México (GÓMEZ-ORTIZ; MONROY-VILCHIS, 2013), tendo sido animais bastante registrados no Parque das Neblinas. Assim como os

macucos, que também estão presentes na dieta do predador registrado (MARTINS; QUADROS; MAZZOLI, 2008).

Ao contrário, apenas no segundo ano a abundância de presas de médio porte estiveram relacionadas positivamente à ocupação do local pelo predador de topo. Talvez isso tenha relação com o fato de *C. paca*, potencial presa deste predador (MORENO et al., 2006), ter sido detectada apenas em 2014. Este dado pode sugerir que a preferência alimentar tem maior relação com qualidade do que quantidade, pois a abundância deste grupo era maior no primeiro ano, quando não influenciou a ocupação dos pontos pelo predador, tendo sido a única influência no ano seguinte.

Neste estudo, *P. concolor* foi considerada como predador de topo, pois *P. onca* não foi registrada, o que acontece há mais de 10 anos no local (TÓFOLI, 2004; CASA DA FLORESTA, 2007). Este pode ser um dos motivos para a alta abundância de presas de grande porte, como *T. terrestris*, e para a maior atividade diurna do predador presente, como era previsto. A atividade ao longo do dia deste também pode ter levado à permanência de mesopredadores mais noturnos na área de estudo de um ano para outro, diminuindo assim a sobreposição temporal entre eles, favorecendo a coexistência.

3.5 Conclusões

1) A abundância de presas de grande e pequeno porte influenciou positivamente a ocupação dos pontos amostrais pelo predador de topo, no primeiro ano, e de médio porte no segundo.

2) A sobreposição de atividade mediana entre o predador de topo e as espécies diurnas e noturnas reforça o comportamento catemeral de *P. concolor* e sugere que, atividades em horários semelhantes pode levá-los a possíveis encontros, favorecendo a predação

Referências

AHUMADA, J.A.; SILVA, C.E.F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; MCWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W.R.; WINARMI, N.; ANDELMAN, S.J. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. **The Royal Society**, London, v. 366, p. 2703-2711, Nov. 2011.

ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 3, p. 422-436, 2011.

BLAKE, J. G., MOSQUERA, D., LOISELLE, B. A., SWING, K., GUERRA, J., ROMO, D. Temporal activity patterns of terrestrial mammals in lowland rainforest of eastern Ecuador. **Ecotropica**, Boston, v.18, p.137-146, 2012.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. Boston:Springer Science & Business Media, 2002. 515p

CAMPOS, C. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil**. 2009. 137p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2009.

CASA DA FLORESTA, **Seleção da espécie símbolo do Parque das Neblinas: avaliação da anta (*Tapirus terrestris*) e da onça-parda (*Puma concolor*)**. , Piracicaba, 43p. 2007. (Relatório Técnico)

CASTILHO, C.S.; HACKBART, V.C.S.; PIVELLO, V.R.; SANTOS, R.F. Evaluating Landscape Connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* Among Atlantic Forest Protected Areas. **Environmental Management**, New York, v. 55, n. 6, p. 1377-1389, 2015

CHINCHILLA, F.A. La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*)(Carnivora; Felidae) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, San Jose, v. 45, p. 1223-1230, 1997.

COLMAN, N. J.; CROWTHER, M.S.; LETNIC, M. Macroecological patterns in mammal abundances provide evidence that an apex predator shapes forest ecosystems by suppressing herbivore and mesopredator abundance. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 42, n. 10, p. 1975-1985, 2015.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **The biodiversity hotspots**. 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/Pages/hotspots_main.aspx> Acesso em: 10 fev. 2015.

CRAWSHAW, P.G. **Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina**. Florida: University FloridaLocal:Oxford, 1995.190p

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, 1999. doi:10.1038/23028.

DAVIS, M.L.; KELLY, M.J.; STAUFFER, D.F. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. **Animal Conservation**, Malden, v. 14, n. 1, p. 56-65, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2010.00389.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 8. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484p.

- DI BITETTI, M.S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, London, v. 270, n. 1, p. 153-163, 2006.
- ECCARD, J. A., PUSENIUS, J., SUNDELL, J., HALLE, S., YLÖNEN, H. Foraging patterns of voles at heterogeneous avian and uniform mustelid predation risk. **Oecologia**, London, v. 157, n. 4, p. 725-734, 2008.
- ELBROCH; L.M.; WITTMER, H.U. Puma spatial ecology in open habitats with aggregate prey. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 77, n. 5, p. 377-384, 2013.
- FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, Essex, v. 100, p. 65-74, 2001.
- _____. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FEDRIANI, J.M; FULLER, T.K.; SAUVAJOT, R.M.; YORK, E.C. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. **Oecologia**, Berlin, v. 125, n. 2, p. 258-270, 2000.
- FERREGUETTI, A. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 96, n. 6, p. 1245-1254, 2015
- FISKE, I.; CHANDLER, R. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. **Journal of Statistical Software**, Cambridge, v. 43, n. 10, p. 1-23, 2011.
- FOSTER, V.C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A.T.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, Malden, v. 45, n. 3, p. 373-379, 2013. DOI: 10.1111/btp.12021
- GALETTI, M.; EIZIRIK, E.; BEISIEGEL, B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CAVALCANTI, S.M.; SRBEK-ARAUJO, A.C.; CRAWSHAW, P.; PAVIOLO, A.; GALETTI JR., P.M.; JORGE, M.L.; MARINHO-FILHO, J.; VERCILLO, U.; MORATO, R.; Atlantic rainforest's jaguars in decline. **Science**, v. 342, n. 6161, p. 930-930, 2013.
- GOMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O. Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. **Wildlife Biology**, London, v. 19, n. 2, p. 179-187, 2013.
- HARMSSEN, B.J.; FOSTER, R.J.; SILVER, S.C.; OSTRO, L.E.T.; DONCASTER, C.P. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. **Mammalian Biology**, Berlin, v. 76, n. 3, p. 320-324, 2011.
- HERNÁNDEZ-SAINTMARTÍN, A.D.; ROSAS-ROSAS, O.C.; PALACIO-NÚÑEZ, J.; TARANGO-ARÁMBULA, L.A.; SÁNCHEZ, F.C.; HOOGESTEIJN, A. Activity patterns of

jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, México. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, Cidade do México, v. 29, n. 3, p. 520-533, 2013.

JOHNSON, C.N.; VANDERWAL, J. Evidence that dingoes limit abundance of a mesopredator in eastern Australian forests. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, n. 3, p. 641-646, 2009.

JORGE, M.L.S.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological conservation**, Essex, v. 163, p. 49-57, 2013.

KOŁOWSKI, J. M.; ALONSO, A. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 4, p. 917-925, 2010.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago:University of Chicago Press, 1997. 616p

LINKIE, M.; RIDOUT, M.S. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. **Journal of Zoology**, Malden, v. 284, n. 3, p. 224-229, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x

MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.D.; ROYLE, J.A.; POLLOCK, K.H.; BAILEY, L.L.; HINES, J.E. (Ed.). **Occupancy estimation and modeling**. Burlington: Academic Press, 2006. 324p.

MARTINS, R.; QUADROS, J.; MAZZOLLI, M. Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 427-435, 2008.

MEREDITH, M.; RIDOUT, M. **Package ‘overlap’**. 2014a. 18 p. Disponível em: <<http://cran.us.rproject.org/web/packages/overlap/overlap.pdf>>. Acesso em: 23 apr. 2014a.

_____. **Overview of the overlap package**. 2014b. 9 p. Disponível em: <<http://cran.cs.wvu.edu/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf>>. Acesso em: 23 may. 2014b.

MORENO, R.S.; KAYS, R.W.; SAMUDIO JUNIOR, R. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. **Journal of Mammology**, Lawrence, v. 87, n. 4, p. 808-816, 2006.

OLIFIERS, N.N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de Hábitat: Efeitos históricos e ecológicos. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Editora Rima, 2006. p. 261-280.

OLIVEIRA, T.G. Comparative feeding ecology of jaguar and puma in the neotropics. In: **El jaguar en el nuevo milenio**. R. A. MEDELLÍN; C. EQUIHUA; C. L. CHETKIEWICZ; P. G. CRAWSHAW Jr.; A. RABINOWITZ; K. H. REDFORD; J. G. ROBINSON; E. W.

SANDERSON; A. TABER; eds. Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, México, 2002. p. 265-288.

OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R.; GRAIPEL, M.E.; TORTATO, M.A.; ZUCCO, C.A.; CÁCERES, N.C.; GOULART, F.V.B. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. **Zoologia**, Curitiba, v. 29, n. 2, p. 115-120, 2012.

PAVIOLO, A., DI BLANCO, Y. E., DE ANGELO, C. D., DI BITETTI, M. S. Protection affects the abundance and activity patterns of pumas in the Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, Laurence, v. 90, n. 4, p. 926-934, 2009

PÉREZ-IRINEO, G.; SANTOS-MORENO, A. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests. **International Journal of Tropical Biology and Conservation**, Oxford, v. 62, n. 4, p. 1421-1432, 2014.

PERILLI, M. L., LIMA, F., RODRIGUES, F. H., CAVALCANTI, S. M. Can Scat Analysis Describe the Feeding Habits of Big Cats? A Case Study with Jaguars (*Panthera onca*) in Southern Pantanal, Brazil. **PloS one**, Washington, v. 11, n. 3, p. e0151814, 2016

POLIS, G. A.; MYERS, C. A.; HOLT, R. D. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. **Annual review of ecology and systematics**, p. 297-330, 1989.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 6ª ed., 546 p., 2010

RIDOUT, M.S.; LINKIE, M. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, New York, v. 14, n. 3, p. 322-337, 2009.

ROCHA-MENDES, F., MIKICH, S.B., QUADROS, J. & PEDRO, W.A. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic forest remnants, southern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 21-30, 2010.

ROYLE, J.A. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. **Biometrics**, Washington, v. 60, n. 1, p. 108-115, 2004.

SANDERSON, E.W.; REDFORD K.H.; CHETKIEWICZ C.L.B.; MEDELLIN R.A.; RABINOWITZ A.R.; ROBINSON J.G.; TABER A.B. Planning to save a species: the jaguar as a model. **Conservation Biology**, Malden, v. 16, n. 1, p. 58-72, 2002.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, p.72-74, Mar. 2000.

SILVA-PEREIRA, J.E.; MORO-RIOS, R.F.; BILSKI, D.R.; PASSOS, F.C. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, Berlin, v. 76, n. 3, p. 308-312, 2011.

SRBEK-ARAÚJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, p. 1-5, 2005.

SUNARTO, S.; KELLY, M.J.; PARAKKASI, K.; HUTAJULU, M.B. Cat coexistence in central Sumatra: ecological characteristics, spatial and temporal overlap, and implications for management. **Journal of Zoology**, London, n. 296, p. 104–115, 2015.

SUNQUIST, M.; SUNQUIST, F. **Wild cats of the world**. University of Chicago Press, 2002.462p

TÓFOLI, C. **Plano de Manejo da Mastofauna do Parque das Neblinas**, Mogi das Cruzes, 2004. 47p. (Relatório Técnico)

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, Z.V.; BERNARDO, L.R.; GRELE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p.1191-1200, Mar. 2009.

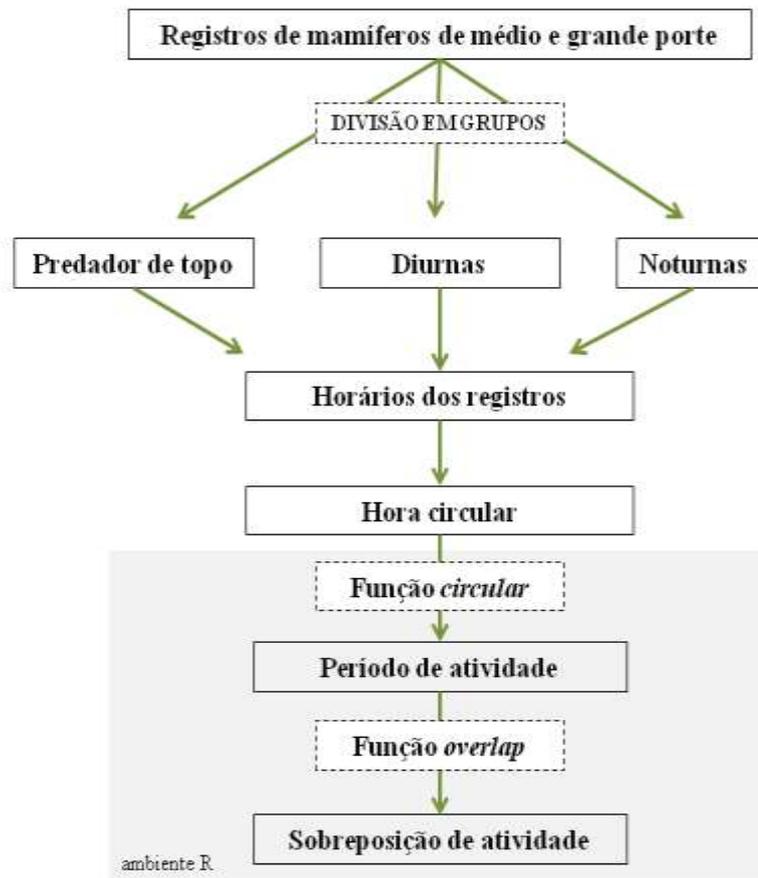
WANG, Y.; ALLEN, M.L.; WILMERS, C.C. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. **Biological Conservation**, Boston, v.190,p-23-33, 2015.

ZELLER, K. **Jaguars in the new millennium data set update: the state of the Jaguar in 2007**. New York: Wildlife Conservation Society, 2007. 82p. (WCS Report.)

Anexos

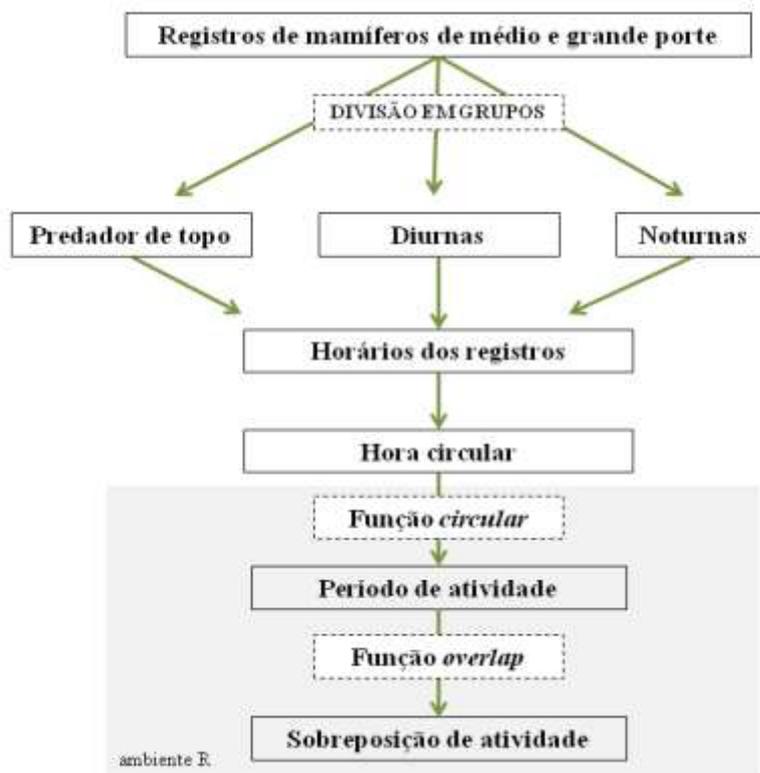
Anexo A

Diagrama esquemático das análises estatísticas de período e sobreposição de atividade



Anexo B

Diagrama esquemático das análises estatísticas de abundância e modelos de ocupação



4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados desta tese foram preenchidas lacunas do conhecimento sobre a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte no bioma Mata Atlântica. Uma das principais foi o registro de três novas espécies para o Parque das Neblinas (Bertioga, SP), *C. uncinctus*, *L. wiedii* e *S. scrofa*. Para *C. uncinctus* é o primeiro registro na região, ampliando a distribuição da espécie no país. Igualmente, foi a primeira ocorrência de *S. scrofa* nesta porção do Estado de São Paulo, expandindo sua distribuição geográfica. Este fato requer atenção, pois se trata de uma das piores espécies exóticas invasoras presentes no país e que compete por recursos com os porcos nativos, *T. pecari* e *P. tajacu*, que são importantes dispersores de sementes do bioma. Preocupa o fato de esta população crescer, uma vez que não existe um predador que possa exercer um controle sobre ela. Além de competir com espécies nativas e comprometer a regeneração da área, o invasor pode prejudicar as culturas agrícolas do entorno, trazendo grandes prejuízos à população. Por isso é de extrema importância a elaboração de um plano de manejo para eliminar os indivíduos de *S. scrofa* deste local, conforme Instrução Normativa nº 03/2013, de 31 de janeiro de 2013.

Além disso, nove espécies classificadas em algum nível de ameaça à extinção, internacional, nacional ou regional, foram registradas na área de estudo, sendo estas *C. uncinctus*, *C. paca*, *L. guttulus*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *P. tajacu*, *P. concolor*, *P. yagouaroundi* e *T. terrestris*, o que confirma a importância desta RPPN para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, sendo essencial a continuidade das estratégias estabelecidas para sua proteção e das espécies que o habitam. Dentre as estratégias podemos elencar: monitoramento a longo prazo da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte, aumento na fiscalização contra a extração de palmito juçara e caça, atividades turísticas de baixo impacto sobre a fauna e flora, e desenvolvimento de projetos de educação ambiental, envolvendo, principalmente, a comunidade do entorno.

Do mesmo modo, para garantir a permanência desses animais no local, é imprescindível conservar sua abundante rede de drenagem, que apresentou influência direta sobre a ocorrência das espécies na área. Conservando seus recursos hídricos, conseqüentemente, estarão mantendo processos ecológicos, como o ciclo da água, sustentando a alta precipitação e umidade locais, que continuarão alimentando seus rios, como o Itatinga. Igualmente, há de se continuar com o enriquecimento da vegetação nativa com sementes de *E. edulis*, que também mostrou interferir no uso do espaço pelos mamíferos e que pode atrair seus predadores e dispersores para o Parque. Um dos mais importantes é *T. pecari*

(KEUROGHLIAN; EATON, 2009), não registrado no local neste estudo, mas que pode retornar à área por conta do recurso disponível.

Outra importante contribuição do estudo é a confirmação da provável ausência de *P. onca* nesta RPPN. Uma das evidências é de que o predador de topo registrado, *P. concolor*, se mostrou mais diurno na área, sendo que, habitualmente, é noturna quando ambas espécies estão presentes (FOSTER et al., 2013; PALMEIRA, 2015). Outro fator, que pode indicar ausência do maior predador e de seu controle *top-down*, é a alta frequência de registros de *T. terrestris*, uma potencial presa para ele (GARLA; SETZ; GOBBI, 2001). Contudo, podem haver outras causas para a espécie não estar na área, como a presença de palmiteiros e caçadores, confirmada por evidências diretas durante a coleta deste estudo. Além disso, após seu histórico de uso e degradação, a área teve sua regeneração iniciada há apenas 30 anos, sendo considerada recente, podendo ser outro fator explicativo para a ausência de registro da espécie. Ou seja, a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte pode ainda estar se estruturando no local.

O predador de topo amostrado, *P. concolor*, está no local em coexistência com, pelo menos, mais dois outros felinos, *L. guttulus* e *L. pardalis*, que estiveram presentes nos dois anos de coleta. Essas espécies apresentaram diferenças nos períodos de atividade, com o predador mais diurno e mesopredadores principalmente noturnos, o que parece possibilitar esta convivência, pois co-ocorrem na área, mas em horários diferentes, sugerindo o partilhamento de habitat. Os resultados ainda indicaram que o predador estaria sendo influenciado pela abundância de presas de grande, médio e pequeno porte na ocupação do local. Ou seja, para que *P. concolor* persista no Parque é essencial que suas presas estejam presentes e que mantenham abundâncias viáveis para sustentar seu predador. Uma das principais medidas para auxiliar neste processo é o aumento da efetividade da fiscalização contra a pressão de caça na área, bem como em seu entorno.

Diante do presente estudo, o Parque das Neblinas apresenta-se como uma importante e potencial área para conservação da comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte do bioma Mata Atlântica. Para que atinja este objetivo, cumprindo efetivamente seu papel como Reserva Particular do Patrimônio Natural, deve-se aplicar as estratégias supracitadas, a fim de proteger as espécies registradas e, por conseguinte, os processos ecológicos dos quais fazem parte.

Referências

FOSTER, V.C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R.; TÔRRES, N.; JÁCOMO, A.T.; NEGRÕES, N.; FONSECA, C.; SILVEIRA, L. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, Malden, v. 45, n. 3, p. 373-379, 2013. DOI: 10.1111/btp.12021

GARLA, R.C.; SETZ, E.Z.F.; GOBBI, N. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. **Biotropica**, Malden, v. 33, n.4, p. 691-696.2001.

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. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 18, n. 7, p. 1733-1750, 2009.

PALMEIRA, F.B.L. **Co-ocorrência, interações tróficas e distribuição potencial da onça-pintada (*Panthera onca*) no bioma Amazônia**. 2015.135p.Tese de (Doutorado na área de Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.