



Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Biologia Geral

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

**Fatores que influenciam a intensidade de uso pela
mastofauna de médio e grande portes em uma região
antropizada no sudeste brasileiro**

Ana Flávia de Melo Mendes Carvalho

Orientador: Professor Doutor Flávio Henrique Guimarães Rodrigues

Coorientador: Doutor Rodrigo Lima Massara

Dissertação de Mestrado

Belo Horizonte

2019

Para Floripes: avó, professora, passarinho e semente...

Dedico este trabalho a Marielle Franco, Alexandra Elbakyan, Sônia Guajajara, Cláudia Jacobi, Doroty Marques, Chico Mendes, Ângelo Machado, Jane Goodall, Niède Guidon, Tom Jobim, David Attenborough, Clarice Lispector, Nelson Mandela, Manoel de Barros, Simone de Beauvoir, Nise da Silveira, Charles Darwin e Peter Lund, exemplares indígenas, negros e brancos da mesma espécie *Homo sapiens*, a qual se redime em parte de seus terríveis crimes contra o planeta e contra a humanidade pela existência de pessoas bonitas, curiosas e corajosas como estas.

GRATIDÃO

À minha mãe, Amparo, por sempre ter me insuflado o gosto pelo conhecimento, além do amor e cuidado infinitos.

Ao meu pai, Marcos, por incluir o amor aos animais entre os meus valores mais enraizados.

À Luana, meu amor e companheira de jornada, pela paciência e serenidade nestes tempos sombrios do mundo.

À Li, pelo amor maternal.

Ao Vinícius, por me ensinar um pouco a cada dia.

À Tia Mem, pela lealdade constante.

À Tininha, pela alegria de viver.

À Juracy, por me inspirar no trato com as plantas.

À minha vó Alda, pelo bom humor e pelos genes.

À Tia Margareth, pela paixão ao pensamento e livros e músicas e teorias e tudo em que me iniciou.

À Tia Memé, pela confiança que deposita em nós.

Ao Tio Zé Aguiar, por ter sido a melhor pessoa que conheci.

Ao meu orientador e mago do Cerrado, Flávio, pela paciência e pelas dicas valiosíssimas.

Ao meu coorientador, Rodrigo, por ter me ensinado quase tudo que sei sobre Estatística e por me inspirar a transformar o amor à Natureza em soluções pragmáticas e consistentes.

Aos membros da banca, Ana Paschoal e Newton Barbosa, pela gentileza em aceitar meu convite.

À Dani, pela ajuda com os mapas, pelos toques sobre o texto e pela amizade.

À Nadja, por ter me apresentado o mundo da Ecologia de Mamíferos.

Ao Chico, pelos conselhos científicos.

Ao Brenner, pela generosidade em ofertar um curso gratuito de ArcGis.

Ao Marco, pelo companheirismo inoxidável. Ainda terei sua jovialidade.

Aos colegas da Ipiranga e da COPASA, por terem me aberto todas as portas: Anderson, Carlos, João, Silvano, Mauro Diniz, Roberto Souza, Douglas, Reni, Rodrigo, Conceição, Euzileia, Valdeni, Antônio (gente boíssima), Roberto Carlos, Alexander e Célio.

À Tia Salete, Tia Silvana, Tia Edwiges, Tia Irene e Tia Donana, pelas mulheres fortes que são.

Aos colegas, professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Obrigada por esta deliciosa aventura.

À CAPES, por financiar meus sonhos.

À UFMG, pela grandiosidade.

Aos companheiros da Casa de Cultura Cássia Afonso de Almeida, pelo brilho nos olhos que sempre tiveram.

Aos irmãos da Amora De Pé, por tudo, desde sempre até sempre.

À Associação Amigos da Serra do Elefante, por ter me mostrado a beleza e importância da Serra.

Aos meus amigos, que, para minha sorte, são muitos e inumeráveis. Amo vocês e agradeço a nutrição que me dão.

Aos mamíferos da minha vida: Rambo, Guri, Duquesa, Barão II, Edilene <3, Pipoca, Together, Mariá, Amélie, Uísque, Júnior, Mandioca, Badan, Jaguarão e Pampulha.

Aos mamíferos da Serra do Elefante e da Área de Proteção do Sistema Serra Azul. Sem vocês, esta dissertação não existiria.

Aos cursos d'água, por nos darem de beber de maneiras tantas.

À Serra do Elefante, por resistir.

Ao Rio Paraopeba, agradeço e peço perdão por todo o mal que temos lhe feito.

À minha vó Floripes, amor de todas as minhas vidas, por quem sempre procuro me tornar um ser humano melhor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização dos sítios de armadilhas fotográficas utilizados para a amostragem de mamíferos de médio e grande portes na região contemplada pela Serra do Elefante (polígono SE) e pela Área de Proteção Especial Serra Azul (polígono APESA) e áreas verdes do entorno, em Minas Gerais, sudeste brasileiro. As bases cartográficas de malha rodoviária e da hidrografia seguem, respectivamente, DNIT (2013) e IGAM (2015). **13**

Figura 2: Intensidade de uso (\pm IC 95%) dos sítios amostrais por mamíferos de médio e grande portes em relação à distância a cursos d'água da região de estudo formada pela Serra do Elefante e pela Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **21**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Espécies de mamíferos de médio e grande portes que ocorrem na região de estudo, assim como aquelas de potencial ocorrência, e seus status de ameaça, nomes populares e grupos filogenéticos. A ocorrência ou não de cada espécie e em cada área, Serra do Elefante (SE) e Área de Proteção Especial Serra Azul (APESA), localizadas em Minas Gerais, sudeste do Brasil, está indicada com um 'x'. O status de ameaça segue Chiarello et al. (2016). **18**

Tabela 2: Resultado da seleção de modelos utilizada para avaliar as variáveis que influenciaram a intensidade de uso (p) e a riqueza da mastofauna nas escalas da região de estudo (ψ) e do sítio amostral (θ), no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Em negrito, os modelos mais bem ranqueados em cada etapa da estratégia de seleção de modelos nomeada de *stepdown* (veja os métodos para mais detalhes). Foram avaliados os efeitos das seguintes variáveis: status de ameaça (sta), nível de proteção ambiental (pro), distanciamento ao curso d'água mais próximo (agu), distância à rodovia mais próxima (rod), presença e quantidade de cachorros domésticos (cac), modelo da armadilha fotográfica (cam) e distância à residência mais próxima (res). **20**

6. APÊNDICES

Apêndice 1: Mastofauna nativa registrada na região de estudo, formada por Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil. A: Cachorro-do-Mato (*Cerdocyon thous*) / B: Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*) / C: Onça-Parda (*Puma concolor*) / D: Jaguaririca (*Leopardus pardalis*) / E: Gato-do-Mato-Pequeno (*Leopardus guttulus*) / F: Gato-Mourisco (*Puma yagouaroundi*) / G: Furão (*Galictis cuja*) / H: Irara (*Eira barbara*) / I: Quati (*Nasua nasua*) / J: Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) / K: Tamanduá-Mirim (*Tamandua tetradactyla*) / L: Tatu-de-Rabo-Mole (*Cabassous unicinctus*) / M: Tatupeba (*Euphractus sexcinctus*) / N: Tatu-Galinha (*Dasypus novemcinctus*) / O: Gambá (*Didelphis albiventris*) / P: Veado-Catingueiro (*Mazama gouazoubira*) / Q: Tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*) / R: Paca (*Cuniculus paca*) **34**

Apêndice 2: Mastofauna exótica invasora registrada na região de estudo, formada por Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil. S: Cavalo (*Equus ferus caballus*) / T: Vacas (*Bos taurus*) / U: Ser humano (*Homo sapiens*) / V: Cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*) / W: Gato doméstico (*Felis silvestris catus*) **40**

ÍNDICE

RESUMO	8
SUMMARY	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. MÉTODOS	12
2.1. Região De Estudo	12
2.2. Desenho Amostral	14
2.3. Modelando a riqueza e detecção de espécies em função de variáveis ambientais e antrópicas	14
2.4. Análise dos Dados	16
3. RESULTADOS	17
4. DISCUSSÃO	21
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
6. APÊNDICES	34
6.1. Mastofauna nativa registrada na região de estudo, formada pela Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil	34
6.2. Mastofauna exótica invasora registrada na região de estudo, formada pela Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil	40

RESUMO

Alterações das paisagens naturais, devido a atividades antrópicas (ex.: agropecuária, indústria, expansão imobiliária e mineração) durante o Antropoceno, vêm isolando a maioria das espécies em pequenos remanescentes de habitats naturais. Nós utilizamos armadilhas fotográficas e uma modelagem de ocupação em multi-escala para avaliar como e com qual intensidade variáveis ambientais e antrópicas influenciaram a riqueza e a intensidade de uso pela mastofauna de médio e grande portes em duas áreas protegidas, mas que sofrem pressões antrópicas, no sudeste do Brasil. Na escala de sítio amostral, a riqueza de mamíferos não respondeu a nenhuma variável preditora avaliada. Já a intensidade de uso dos sítios amostrais pelos mamíferos foi maior em ambientes mais próximos a corpos d'água, como é o caso das matas ripárias. Na escala da região de estudo, vimos que tanto as espécies ameaçadas quanto as não ameaçadas ($n = 18$) ocorrem com a mesma probabilidade na região. Nossos achados nos permitem sugerir que os ambientes intensamente alterados por ações antrópicas ainda são capazes de suportar uma rica comunidade de mamíferos de médio e grande portes, sendo que os ambientes ripários existentes possuem um papel fundamental para a manutenção desta comunidade. Vale ressaltar também que a manutenção da comunidade de mamíferos nestas áreas é fundamental para o bem-estar da população humana do entorno, provendo diversos serviços ecossistêmicos e exercendo distintas funções ecológicas que permitem garantir e preservar, por exemplo, os recursos hídricos dos habitats de mata ripária.

Palavras-Chave: Cerrado; probabilidade de ocupação; probabilidade de detecção; uso do habitat; mata ciliar.

SUMMARY

Alterations of natural landscapes, due to anthropic activities (eg: agriculture, industry, real estate expansion and mining) during the Anthropocene, have isolated most species in small remnants of natural habitats. We used photographic traps and multi-scale occupation modeling to assess how and to what extent environmental and anthropogenic variables influenced the richness and intensity of use by large and medium-sized mammals in two protected areas, but which suffer from anthropogenic pressures, in southeastern Brazil. At the sampling site scale, mammalian richness did not respond to any of the predicted variables evaluated. The intensity of use of sampling sites by mammals was higher in environments closer to water bodies, such as riparian forests. At the scale of the study region, we saw that both threatened and non-threatened species ($n = 18$) occurred with the same probability in the region. Our findings allow us to suggest that environments intensely altered by anthropic actions are still able to support a rich community of mammals of medium and large size, and existing riparian environments play a fundamental role in maintaining this community. It is also worth mentioning that the maintenance of the mammal community in these areas is fundamental to the well-being of the surrounding human population, providing several ecosystem services and exercising distinct ecological functions that allow to guarantee and preserve, for example, the water resources of riparian habitats.

Keywords: Cerrado; probability of occupancy; probability of detection; habitat use; riparian forest.

1. INTRODUÇÃO

Estamos vivendo uma nova era geológica, o Antropoceno, na qual as atividades humanas alteram rapidamente as paisagens nativas (Artaxo, 2014). Dentre as atividades humanas mais intensas, destacam-se as atividades agropecuárias, minerárias, industriais e de expansão imobiliária, que são comuns na maioria das áreas não cobertas por gelo no planeta (Vitousek et al., 1997). Esta alteração das paisagens coloca a biodiversidade em situação arriscada, isolando a maioria das espécies de vertebrados em pequenos remanescentes de áreas naturais, muitas vezes sem conectividade (Forero-Medina & Vieira, 2007).

Por exemplo, a proximidade a zonas urbanas já revelou, em muitos casos, exercer impacto negativo sobre a fauna em áreas naturais (p.e. Cruz et al., 2018). Além do mais, a ocupação humana nos entornos das áreas naturais (legalmente protegidas ou não) gera inúmeros fatores que podem afetar a distribuição, a composição e os padrões de atividade dos vertebrados silvestres (Longcore & Rich, 2004). Entre estes fatores, estão as alterações de qualidade da água (Grostein, 2001) e do ar, a redução e fragmentação dos habitats nativos (Riley et al., 2003) e a invasão de animais domésticos nos remanescentes naturais (Paschoal et al., 2018). Tudo isso causa impactos de curto ou longo prazo na comunidade de mamíferos, como os de médio e grande portes (Ceballos et al., 2005).

O declínio da comunidade de mamíferos de médio e grande portes pode colapsar o ecossistema (Spiller & Schoener, 1994), já que eles desempenham diversas funções ecológicas, auxiliando na dispersão de sementes, predação de frutos, pastoreio e controle populacional de outras espécies animais (Murdoch, 1969). Tais relações geram e mantêm um equilíbrio dinâmico das teias tróficas dos ecossistemas de todos os biomas mundiais (Abernethy, 2013).

No Brasil, país conhecido por sua extensão continental e sua megadiversidade, estudos apontam fortes influências de variáveis antrópicas sobre as comunidades de vertebrados silvestres, em especial de mamíferos de médio e grande portes (Cuaron, 2000), por serem, na maioria dos casos, os animais de maior peso e tamanho corporal dos ecossistemas em que estão inseridos. Chiarello (1999), por exemplo, apontou que a antropização (manifesta por pastagens, queimadas, entre outras alterações) é a grande responsável pela fragmentação de habitats na Floresta Atlântica Brasileira, e que a riqueza de mamíferos de médio e grande portes está correlacionada positivamente com o tamanho da área

preservada. Estudos posteriores demonstraram que a riqueza de mamíferos tende a diminuir com o aumento da urbanização, principalmente devido à perda e à fragmentação de habitats, além da degradação dos habitats remanescentes pela poluição atmosférica e sonora em áreas de urbanização extrema (McKinney, 2008). Neste contexto, são fundamentais estudos que objetivem avaliar os fatores responsáveis por influenciar a riqueza de mamíferos em áreas legalmente protegidas que estejam rodeadas por áreas antropizadas.

Estudos de estimativa de riqueza da comunidade de mamíferos de médio e grande portes geralmente interpretam a falha na detecção de registro de uma determinada espécie como uma ausência verdadeira (Brocardo et al., 2012; Soares et al., 2013; Aximoff et al., 2015). É fato que o registro de uma espécie está relacionado à presença dela no local, mas o contrário não é verdadeiro, já que existem falhas na detecção das espécies (Moritz et al., 2008). Os modelos de ocupação levam em consideração a detecção imperfeita nas análises, permitindo a modelagem das probabilidades de detecção das espécies (que pode variar por questões ecológicas – como a frequência de uso pelos animais em determinadas localidades – ou metodológicas – como o modelo de câmera utilizado) e, conseqüentemente, uma estimativa não enviesada dos demais parâmetros de interesse, como, por exemplo, a riqueza (MacKenzie et al., 2002).

Neste estudo, objetivamos avaliar como e com qual intensidade as variáveis ambientais e antrópicas influenciaram a riqueza da mastofauna de médio e grande portes em duas áreas protegidas localizadas no meio de grandes e emergentes zonas urbanas na região sudeste do Brasil. Especificamente, exploramos se a proximidade a residências ou rodovias, a quantidade de cachorros domésticos, a distância aos cursos d'água e o nível de proteção da área influenciaram tanto a riqueza quanto a intensidade de uso dos locais pela comunidade de mamíferos de médio e grande portes.

2. MÉTODOS

2.1. Região de estudo

A região de estudo englobou duas unidades de conservação: o Monumento Natural da Serra do Elefante (SE) e a Área de Proteção Especial do Sistema Serra Azul (APESA), ambas localizadas no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. A Serra do Elefante abrange os municípios de Mateus Leme, Juatuba e Florestal, englobando uma área de 15 km². A parte da Serra do Elefante localizada no município de Mateus Leme tornou-se Monumento Natural em dezembro de 2008 (Decreto número 146/2008 – Prefeitura Municipal de Mateus Leme), protegendo uma área de 8 km². No entanto, as partes localizadas nos municípios de Juatuba e Florestal permanecem legalmente desprotegidas. Já a Área de Proteção do Sistema Serra Azul é a mais antiga Área de Proteção Especial (APE) pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais, COPASA (Decreto 20.792/1980). Esta área tem maior probabilidade de proteção que o Monumento Natural da Serra do Elefante, já que, além de possuir cercas e placas informativas, conta com a presença de vigilantes ambientais por 24 horas. A Área de Proteção Especial do Sistema Serra Azul abrange os municípios mineiros de Mateus Leme, Igarapé e Juatuba, e compreende uma superfície territorial de 32 km², que, somados a 15 km² de área verde legalmente desprotegida ao redor, resultam em 47 km². Nela, encontra-se a barragem do Ribeirão Serra Azul, pertencente à Bacia do Rio Paraopeba, a qual abastece 13% da região metropolitana de Belo Horizonte, capital de Minas Gerais (Magalhães Junior et al., 2016). Somando o território da Serra do Elefante (15 km²) a este último (47 km²), a nossa área de estudo possui 62 km² (figura 1).

As áreas estão inseridas em uma região de Clima Subtropical Úmido (Cwa), com duas estações bem marcadas: a seca e a chuvosa (Köppen, 1900; Alvares et al., 2013). Fitofisionomias diversas, como Cerrado, Campos Rupestres e Floresta Estacional Semidecidual, podem ser encontradas em ambas as áreas, sendo, entretanto, o Cerrado o domínio predominante. Os estudos realizados para a criação do Monumento Natural Serra do Elefante registraram diversas espécies de vertebrados e plantas. Dentre os mamíferos, destacam-se o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*) (Teixeira & Lima, 2008), espécies consideradas ameaçadas de extinção (Chiarello et al., 2016).

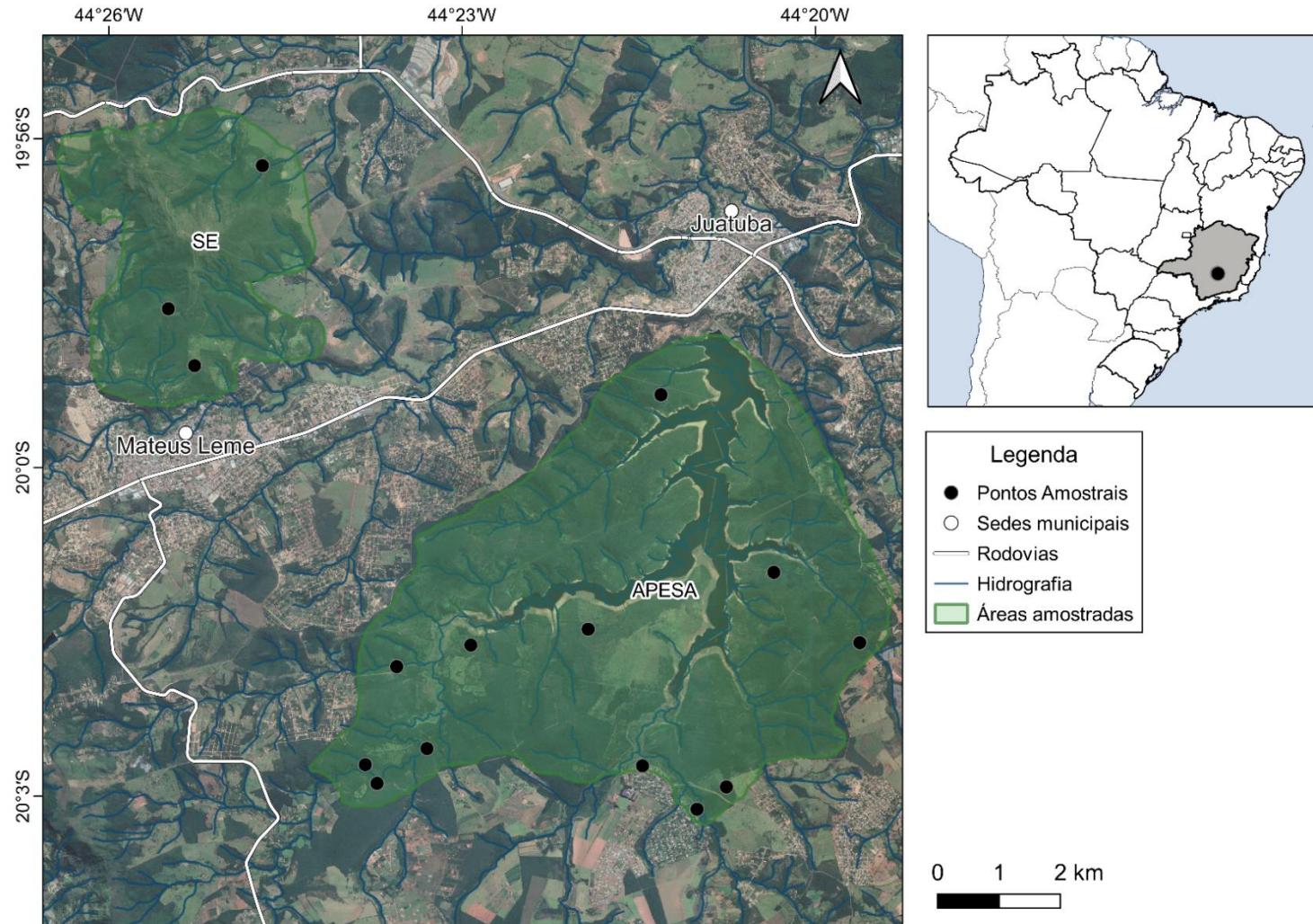


Figura 1: Localização dos sítios de armadilhas fotográficas utilizados para a amostragem de mamíferos de médio e grande portes na região contemplada pela Serra do Elefante (polígono SE) e pela Área de Proteção Especial Serra Azul (polígono APESA) e áreas verdes do entorno, em Minas Gerais, sudeste brasileiro. As bases cartográficas de malha rodoviária e da hidrografia seguem, respectivamente, DNIT (2013) e IGAM (2015).

2.2. Desenho amostral

Para a amostragem de mamíferos de médio e grande portes, sobreposamos um *grid* composto por 15 quadrados (ou sítios de amostragem) de 4 km² em toda a região de estudo. Por motivos logísticos de acessibilidade aos locais, não foi possível amostrar todos os quadrados, mas, para minimizar uma possível falta de independência entre os sítios, mantivemos uma distância média de ~ 1400 metros de um sítio ao outro (mínima e máxima = 380 m - 3550 m). Em cada sítio foi instalada uma armadilha fotográfica, que permaneceu ativa por 110 dias consecutivos. Para potencializar as chances de registros, priorizamos trilhas e estradas antigas para a instalação das armadilhas fotográficas, já que estas vias são sabidamente usadas como rotas de deslocamento por mamíferos de médio e grande portes (Meek et al., 2014). A coleta dos dados foi realizada na estação seca e contemplou o período de 28 de março a 15 de julho de 2018. Foram utilizados três diferentes modelos de câmeras digitais (Ecotone, Bushnell 2011 e Bushnell 2015), as quais foram instaladas a uma altura média de 50 centímetros do chão.

2.3. Modelando a riqueza e detecção de espécies em função de variáveis ambientais e antrópicas

Para explorar as variáveis que poderiam influenciar a riqueza de mamíferos de médio e grande portes na escala do sítio amostral, extraímos a distância euclidiana entre o sítio amostral e: (1) a residência mais próxima, (2) a rodovia mais próxima, e (3) o curso d'água mais próximo, utilizando o programa ArcGis 10.2 (ESRI, 2014). Esperávamos uma correlação positiva entre a riqueza e a distância da residência mais próxima, assim como entre a riqueza e a distância da rodovia mais próxima, já que tanto cidades quanto rodovias geram alta iluminação noturna (Beier, 2006), poluição sonora (Barber et al., 2009), poluição atmosférica (Hughes et al., 1980) e atropelamentos (Bagatini, 2006), fatores estes que podem contribuir para o afugentamento, morte ou não-estabelecimento das espécies nativas nos sítios amostrados. Esperávamos, ainda, uma correlação negativa entre a riqueza e a distância do curso d'água mais próximo, já que este recurso é indispensável para qualquer ser vivo (Goulart et al., 2009; Kurta, 2017). Adicionalmente, para avaliar se a classe de proteção influenciou a riqueza nos sítios, atribuímos (1) aos pontos dentro da APESA e (0) aos pontos dentro da SE. Esperávamos uma maior riqueza nos sítios amostrados dentro da APESA, já que esta área é consideravelmente

maior e aparentemente mais protegida que a SE. Para explorar a influência dos cães domésticos (*Canis lupus familiaris*) na riqueza, nós catalogamos o número de cachorros domésticos fotografados em cada sítio amostral e usamos este número como uma variável na nossa análise. Os cães foram individualizados a partir de características físicas únicas, como coloração do pelo, formato das orelhas e da cauda e tamanho corporal (Paschoal et al., 2012; Paschoal et al., 2016). Hipotetizamos que a presença de cães domésticos influenciaria negativamente a riqueza nos sítios, já que esta espécie exótica invasora pode afugentar espécies nativas (Lacerda et al., 2009, Massara et al., 2018; Paschoal et al., 2018). Nós testamos se todas estas variáveis estavam correlacionadas, mas nenhuma estava altamente correlacionada ($|r| \leq 0,50$ em todos os casos).

Já para a escala da região de estudo, esperávamos uma maior probabilidade de ocorrência de espécies não ameaçadas quando comparado com as espécies ameaçadas, já que a região é antropizada e descontínua em alguns pontos, características que desfavorecem a ocorrência de espécies menos generalistas e mais sensíveis a alterações do habitat. Utilizamos, para determinar o status de ameaça, o Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Chiarello et al., 2016).

Também exploramos se as mesmas variáveis medidas em nível do sítio amostral poderiam ter influenciado a intensidade de uso dos espaços pelas espécies. A probabilidade de detecção pode ser interpretada como um substituto para a frequência (ou intensidade) de uso de certas áreas pelas espécies de mamíferos (Cassano et al., 2014; Massara et al., 2018). Esperávamos diminuição da frequência de uso dos locais pelas espécies à medida que diminuísse a distância euclidiana para as rodovias e residências mais próximas. Imaginávamos que o número de cachorros domésticos detectados influenciasse negativamente a frequência de uso por mamíferos nativos em cada ocasião (veja análise dos dados) e em cada sítio, já que o cachorro doméstico pode afugentar a fauna nativa e diminuir sua mobilidade (Banks et al., 2003), além de ser um potencial competidor (Atickem et al., 2010) e predador da fauna silvestre (Oliveira et al., 2008). Também esperávamos uma correlação negativa entre a frequência de uso dos sítios pelas espécies e a distância para corpos d'água. Por fim, além das variáveis ambientais, também hipotetizamos que a probabilidade de detecção das espécies se diferísse entre os modelos de câmeras utilizadas, já que há diferenças nos níveis de

detectabilidade entre marcas e modelos distintos de armadilhas fotográficas (Apps & Mcnutt, 2018).

2.4. Análise dos dados

Nós combinamos nossos 110 dias consecutivos de amostragem em 22 ocasiões de cinco dias cada para compor nosso histórico de detecção para a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande portes. Utilizamos um conjunto de cinco dias para cada ocasião, pois as chances de um mamífero nativo evitar usar um sítio amostral logo após o registro de um cão doméstico seriam maiores em um curto período de tempo (Lewis et al., 2015). Especificamente, nós registramos quando a câmera detectou (1) ou não (0) cada espécie em cada sítio amostral e em cada ocasião. Adicionalmente, incluímos espécies nativas não registradas no presente estudo, mas que potencialmente ocorrem na região (Reid, 2016; Dalponte & Courtenay, 2008; Jędrzejewski et al., 2018; DeMatteo et al., 2011; Naveda et al., 2008; Lima et al., 2017), e outras que já foram encontradas em estudos anteriores nestas mesmas áreas (Bouchardet, 1988; Teixeira & Lima, 2008). Usando estes dados, e, para avaliar se a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande portes foi influenciada por nossas variáveis preditoras, usamos o modelo de ocupação em multi-escala (Nichols et al., 2008) no programa Mark (White & Burnham, 1999), o qual nos permitiu avaliar a riqueza em duas escalas distintas: em nível do sítio amostral (parâmetro θ) e em nível da região de estudo (parâmetro ψ). Originalmente, os modelos de ocupação foram desenvolvidos para explorar como diferentes variáveis podem influenciar a probabilidade de ocupação de uma determinada espécie em uma certa área, mas estes mesmos modelos podem ser utilizados em nível de comunidade, como, por exemplo, nas estimativas de riqueza de espécies (MacKenzie et al., 2018). Além do mais, este modelo também nos permitiu avaliar os possíveis efeitos das variáveis preditoras que poderiam ter influenciado a probabilidade de detecção e/ou intensidade de uso (parâmetro p) pelas espécies nos sítios amostrais.

Adotamos a estratégia ad-hoc ou “stepdown” (Lebreton et al., 1992) para a seleção de modelos. Especificamente, deixamos os parâmetros θ e ψ o mais parametrizados possível para encontrar as variáveis preditoras que mais influenciaram o parâmetro p , sendo que a influência de cada variável preditora em p foi averiguada individualmente. Quando encontramos a variável que mais influenciou

o p , fixamos a estrutura do modelo em p e começamos a modelar o θ , adotando a mesma estratégia. Por fim, ao fixar a melhor estrutura de modelo para θ , começamos a modelar o Ψ . Esta estratégia resultou em 13 modelos diferentes.

Utilizamos um $\Delta AICc \leq 2$ como critério para selecionar os melhores modelos em cada uma das etapas e, conseqüentemente, as covariáveis que mais influenciaram cada um dos parâmetros de interesse (Burnham & Anderson, 2002). Usamos os métodos de máxima verossimilhança incorporados no Programa MARK para obter as estimativas de riqueza e de probabilidade de detecção de espécies (MacKenzie et al., 2018).

3. RESULTADOS

Foram registrados representantes de 18 espécies nativas de mamíferos de médio e grande portes (Tabela 1) pertencentes a sete ordens, sendo cinco dessas espécies ameaçadas de extinção no Brasil (Chiarello et al., 2016). Das espécies detectadas, *Myrmecophaga tridactyla* só foi registrado no Monumento Natural Serra do Elefante. Sete espécies (*Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus guttulus*, *Puma concolor*, *Cabassous unicinctus*, *Cuniculus paca*, *Dasypus novemcinctus* e *Galictis cuja*) foram registradas exclusivamente na APE Serra Azul, e dez foram comuns às duas localidades. O único predador de topo registrado foi a onça-parda (*P. concolor*). Além dos táxons silvestres (vide seção 6: Apêndice), foram registradas cinco espécies de animais domésticos (Tabela 1).

Nenhuma das variáveis investigadas influenciou a riqueza de espécies na escala de sítio amostral (Tabela 2). Já na escala da região de estudo (Ψ), é improvável que o status de ameaça influencie a riqueza de espécies, já que o modelo nulo foi bem ranqueado (Tabela 2). A riqueza total estimada para a região de estudo foi de 18,09 (IC 95% = 12,41 a 23,65).

A intensidade (ou frequência) de uso do sítio amostral pelas espécies (p) de mamíferos correlacionou-se negativamente ($\beta = -0,28 \times 10^{-2} \pm 0,56 \times 10^{-3}$) com a distância do curso d'água mais próximo (Tabela 2 e Figura 2). Não houve correlação entre a intensidade de uso do sítio pelos mamíferos e as outras variáveis preditoras avaliadas.

Tabela 1: Espécies de mamíferos de médio e grande portes que ocorrem na região de estudo, assim como aquelas de potencial ocorrência, e seus status de ameaça, nomes populares e grupos filogenéticos. A ocorrência ou não de cada espécie e em cada área, Serra do Elefante (SE) e Área de Proteção Especial Serra Azul (APESA), localizadas em Minas Gerais, sudeste do Brasil, está indicada com um 'x'. O status de ameaça segue Chiarello et al. (2016).

	Nome Científico	Nome Popular	Área de Estudo		Status de ameaça
			APESA	SE	
Inserção	Ordem Didelphimorphia				
	Família Didelphidae				
ERE ¹	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	x	x	Não ameaçado
IOE ²	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá-de-orelha-preta	-	-	Não ameaçado
	Ordem Pilosa				
	Família Myrmecophagidae				
ERE	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	-	x	Vulnerável
ERE	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	x	x	Não ameaçado
	Ordem Cingulata				
	Família Chlamyphoridae				
IOE	<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole-grande	-	-	Não ameaçado
ERE	<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	x	-	Não ameaçado
ERE	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatupeba	x	x	Não ameaçado
IOE	<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	-	-	Vulnerável
	Família Dasypodidae				
ERE	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	x	-	Não ameaçado
IOE	<i>Dasypus septemcinctus</i>	Tatuí	-	-	Não ameaçado
	Ordem Perissodactyla				
	Família Tapiridae				
IOE	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	-	-	Vulnerável
	Família Equidae				
EXO ³	<i>Equus ferus caballus</i>	Cavalo	-	x	Não se aplica
	Ordem Artiodactyla				
	Família Cervidae				
IOE	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	-	-	Não ameaçado
ERE	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	x	x	Não ameaçado
IOE	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro	-	-	Vulnerável
	Família Tayassuidae				
IOE	<i>Pecari tajacu</i>	Caititu	-	-	Não ameaçado
IOE	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	-	-	Vulnerável
	Família Bovidae				
EXO	<i>Bos taurus</i>	Vaca	-	x	Não se aplica
	Ordem Primates				
	Família Hominidae				
EXO	<i>Homo sapiens</i>	Ser Humano	x	x	Não se aplica
	Ordem Carnivora				
	Família Canidae				
ERE	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	x	x	Não ameaçado

ERE	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	x	-	Vulnerável
IOE	<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposinha	-	-	Vulnerável
IOE	<i>Speothos venaticus</i>	Cachorro-do-mato-vinagre	-	-	Vulnerável
EXO	<i>Canis lupus familiaris</i>	Cachorro doméstico	x	x	Não se aplica
	Família Felidae				
ERE	<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	x	-	Vulnerável
ERE	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaritica	x	x	Não ameaçado
IOE	<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	-	-	Vulnerável
IOE	<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	-	-	Vulnerável
ERE	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	x	-	Vulnerável
ERE	<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	x	x	Vulnerável
EXO	<i>Felis silvestris catus</i>	Gato doméstico	x	x	Não se aplica
	Família Mustelidae				
ERE	<i>Eira barbara</i>	Irara	x	x	Não ameaçado
ERE	<i>Galictis cuja</i>	Furão	x	-	Não ameaçado
IOE	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	-	-	Não ameaçado
	Família Procyonidae				
ERE	<i>Nasua nasua</i>	Quati	x	x	Não ameaçado
IOE	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	-	-	Não ameaçado
	Ordem Lagomorpha				
	Família Leporidae				
ERE	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	x	x	Não ameaçado
	Ordem Rodentia				
	Família Caviidae				
IOE	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	-	-	Não ameaçado
	Família Cuniculidae				
ERE	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	x	-	Não ameaçado
	Família Dasyproctidae				
IOE	<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	-	-	Não ameaçado
Total de espécies nativas por área de estudo			17	11	
Total geral de espécies nativas			18		

¹ERE = Espécie registrada neste estudo

²IOE = Espécie potencial e/ou inserida a partir de outros estudos

³EXO = Espécie doméstica

Tabela 2: Resultado da seleção de modelos utilizada para avaliar as variáveis que influenciaram a intensidade de uso (p) e a riqueza da mastofauna nas escalas da região de estudo (Ψ) e do sítio amostral (θ), no Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Em negrito, os modelos mais bem ranqueados em cada etapa da estratégia de seleção de modelos nomeada de *stepdown* (veja os métodos para mais detalhes). Foram avaliados os efeitos das seguintes variáveis: status de ameaça (sta), nível de proteção ambiental (pro), distanciamento ao curso d'água mais próximo (agu), distância à rodovia mais próxima (rod), quantidade de cachorros domésticos (cac), modelo da armadilha fotográfica (cam) e distância à residência mais próxima (res).

Modelando p					
Modelo	AICc	Delta AICc	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(agu)$	1594,89	0,00	1,00	10,00	1565,72
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(res)$	1609,50	14,62	0,00	10,00	1580,34
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(.)$	1628,33	33,45	0,00	9,00	1603,13
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(rod)$	1630,68	35,80	0,00	10,00	1601,52
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(cam)$	1656,43	61,54	0,00	10,00	1627,26
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(cac)$	2471,14	876,25	0,00	10,00	2441,97
Modelando θ					
Modelo	AICc	Delta AICc	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
$\Psi(sta)\theta(.)p(agu)$	1571,73	0,00	1,00	5,00	1559,67
$\Psi(sta)\theta(pro)p(agu)$	1574,12	2,39	0,30	6,00	1559,12
$\Psi(sta)\theta(agu)p(agu)$	1574,19	2,45	0,29	6,00	1559,19
$\Psi(sta)\theta(cac)p(agu)$	1574,28	2,55	0,28	6,00	1559,28
$\Psi(sta)\theta(res)p(agu)$	1574,53	2,80	0,25	6,00	1559,53
$\Psi(sta)\theta(rod)p(agu)$	1574,65	2,92	0,23	6,00	1559,65
$\Psi(sta)\theta(agu+rod+res+cac+pro)p(agu)$	1594,89	23,15	0,00	10,00	1565,72
Modelando Ψ					
Modelo	AICc	Delta AICc	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
$\Psi(.)\theta(.)p(agu)$	1570,40	0,00	1,00	4,00	1561,07
$\Psi(sta)\theta(.)p(agu)$	1571,73	1,33	0,51	5,00	1559,67

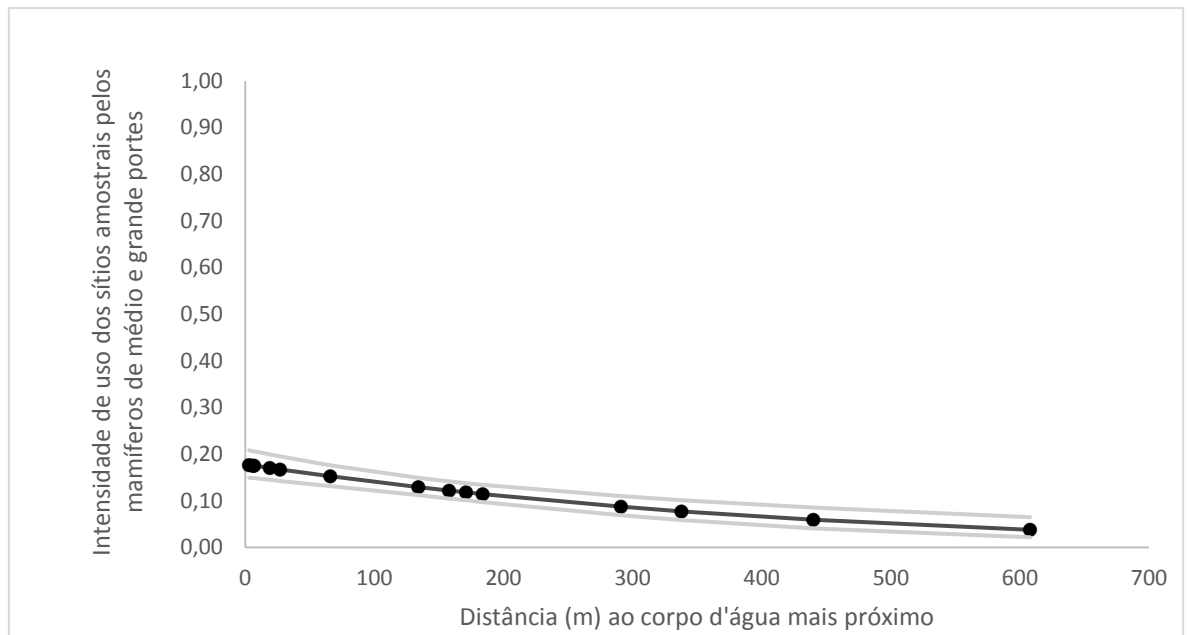


Figura 2: Intensidade de uso (\pm IC 95%) dos sítios amostrais por mamíferos de médio e grande portes em relação à distância a cursos d'água da região de estudo formada pela Serra do Elefante e pela Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil.

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram uma forte influência da disponibilidade de água sobre a intensidade de uso dos mamíferos nos sítios amostrados. Corpos d'água, como lagoas ou braços de rios, são fontes de dessedentação e recursos essenciais tanto para os mamíferos de médio e grande portes quanto para aves e outros animais. Matos et al. (2009), num estudo conduzido em Portugal, registraram maior abundância de populações de mamíferos carnívoros em ambientes ripários, ainda que a maior parte das espécies tenha sido encontrada em todos os tipos de ambientes. Em Belize, mamíferos herbívoros apresentaram taxas mais altas de detecção em ambientes próximos a rios e córregos (Harmsen et al., 2010).

O Cerrado tem uma sazonalidade muito marcada, com uma estação de chuvas abundantes e outra em que praticamente não há precipitação (Munhoz & Felfili, 2005). Durante a estação seca, período em que nossos dados foram coletados, as espécies tendem a intensificar a utilização dos locais ao redor de ambientes aquáticos (Johnson et al., 1999). Logicamente, a realização de estudos também durante a estação chuvosa na região é fundamental para elucidar se, mesmo durante esta época, a água ainda continua sendo a

variável responsável por influenciar a intensidade do uso do habitat pela comunidade de mamíferos de médio e grande portes, ou se existe algum outro fator mais importante. Entretanto, durante a estação seca observamos que a distância para cursos d'água foi um fator importante e influenciou negativamente a frequência (ou intensidade) de uso da comunidade de mamíferos nos sítios amostrados, corroborando os achados de Johnson et al. (1999).

Em outras palavras, é essencial atentar para as diferenças na intensidade do uso do habitat pela comunidade de mamíferos devido à distância dos sítios amostrados para ambientes com disponibilidade de água, isto é, ambientes associados às matas ripárias. Ambientes ripários proveem recursos para a fauna, como abrigos para descanso e reprodução (Thomas et al., 1980). Além do mais, por sempre possuírem uma mata associada, tais ambientes servem de esconderijo tanto para presas quanto para predadores (Naiman & Décamps, 1997). Além disso, há muitas espécies de presas potenciais exclusivamente florestais, como alguns mamíferos arborícolas (alguns roedores e marsupiais, principalmente) e várias espécies da avifauna que dependem de ambientes florestais para realizar rituais de corte, construção de ninhos e cuidado parental (Ferreira & Lopes, 2018). A presença destes grupos se traduz em recurso alimentar para mamíferos, principalmente os carnívoros e onívoros, que compuseram a maioria das espécies registradas no presente estudo. Adicionalmente, a proximidade à água traz consigo microclimas mais estáveis e amenos, fundamentais para evitar perda energética por excesso de calor (Karr & Freemark, 1983). De modo geral, trata-se de um ambiente mais propício para descanso e forrageio de muitas espécies de mamíferos, principalmente durante a estação seca (Marinho-Filho & Reis, 1989; Motta-Junior & Lombardi, 2002).

Vale frisar ainda que as matas ripárias têm importância histórica para os mamíferos não-voadores do Cerrado. É atribuído a estas matas o baixo grau de endemismo de espécies de mamíferos do Cerrado, pois estes possuem, há milhares de anos, a possibilidade de utilizar matas ripárias, não tendo havido, portanto, uma pressão de seleção sobre características fisioecológicas de adaptação ao ambiente xérico (Redford & Da Fonseca, 1986). Por outro lado, as plantas, por serem imóveis, apresentam altíssimo endemismo no Cerrado,

exibindo adaptações a cada uma das fitofisionomias deste bioma (Redford & Da Fonseca, 1986). Portanto, os ambientes ripários (seja pela disponibilidade de água ou pelos inúmeros recursos propiciados aos mamíferos) parecem ocupar uma importantíssima parte da história de vida da comunidade de mamíferos de médio e grande portes na nossa região de estudo. A perda, diminuição ou alteração da qualidade destes ambientes podem fragilizar populações, que poderão ter seu comportamento, dieta e utilização do espaço alteradas. Obviamente, algumas espécies são menos plásticas do que outras no que concerne à adaptabilidade em processos de mudança da paisagem e, assim sendo, é natural esperar que as populações destas espécies respondam de maneira diferente no caso de alteração da disponibilidade, qualidade e/ou densidade de cursos d'água na região (Canale & Henry, 2010).

Por outro lado, nenhuma variável avaliada influenciou a riqueza da comunidade de mamíferos nos sítios amostrados. Entretanto, a ausência de efeito destas variáveis não significa, necessariamente, que esta comunidade não seja afetada pela falta de proteção e pelas pressões antrópicas ao redor. O fato de a riqueza não variar entre os sítios amostrados pode ser um indício de que nossa região de estudo não se encontre em processo de alteração e perda de espécies de mamíferos, mas que talvez ela já tenha passado por esse processo e hoje se apresente homoganeamente mais pobre em espécies do que era anteriormente (McGill et al., 2015). Além do mais, é importante ressaltar que amostramos a comunidade de mamíferos apenas em um único momento no espaço-tempo e talvez estudos mais duradouros, que envolvam sazonalidade, possam sugerir ou elucidar alguns outros importantes fatores a serem considerados.

Quanto à escala da região de estudo, composta pela Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, termos encontrado o modelo nulo como o melhor ranqueado significa que, provavelmente, tanto as espécies ameaçadas quanto as não ameaçadas têm as mesmas probabilidades de ocorrer na região ou, alternativamente, que, independentemente do status de ameaça das espécies, todas elas devem estar amplamente distribuídas na região. A riqueza estimada de 18,09 para a região foi numericamente a mesma registrada pelas armadilhas fotográficas e, sendo assim, é provável que tenhamos registrado todas as espécies pertencentes à comunidade de

mamíferos de médio e grande portes durante a amostragem. É interessante notar que, ainda que nossa área seja antropizada, ela abriga cinco espécies consideradas ameaçadas de extinção (*M. tridactyla*, *C. brachyurus*, *L. guttulus*, *P. yagouaroundi* e *P. concolor*). A presença desta ainda diversa comunidade de mamíferos mostra que a área é importante e que sua rica rede hídrica deve ser preservada. Reciprocamente, a manutenção desta comunidade de mamíferos de médio e grande portes é também importantíssima para a qualidade dos serviços ecossistêmicos que os ambientes ripários podem prover à população humana do entorno.

Infelizmente, entretanto, o que estamos vivenciando são desastres ambientais oriundos de atividades extrativistas mal planejadas e que visam prioritariamente o lucro. Em menos de quatro anos, por exemplo, dois eventos de altíssimo impacto ambiental afetaram a diversidade biológica do Estado de Minas Gerais. Em 2015, o rompimento da barragem na Mina de Fundão (município de Mariana), da mineradora Samarco, deixou 19 mortos, e é considerado o desastre industrial que causou o maior impacto ambiental da história brasileira, afetando também o Estado do Espírito Santo. A lama proveniente de rejeito de minério atingiu o Rio Doce, afetando a biodiversidade e, provavelmente, extinguindo as espécies endêmicas (Fernandes et al., 2016). Já em 2019, o rompimento da barragem na Mina Córrego do Feijão, da mineradora Vale, no município de Brumadinho, matou centenas de pessoas. Apesar de o dano ambiental ter sido comparativamente menor que o do rompimento da barragem na Mina de Fundão, o rejeito de minério atingiu o Rio Paraopeba, contaminando-o com metais pesados e aumentando o índice de turbidez para dezenas de vezes acima do nível aceitável (Pereira et al., 2019).

Todos os cursos d'água avaliados pelo presente estudo são afluentes do Rio Paraopeba, e a região onde nossos dados foram coletados se encontra a menos de 24 km do local do desastre. O principal resultado deste estudo é que a intensidade de uso dos espaços pelos mamíferos está intrinsecamente ligada à proximidade dos cursos d'água. Entraremos, novamente, na estação seca, durante a qual, segundo muitos autores, a mastofauna se mostra ainda mais dependente da quantidade e qualidade dos corpos d'água, bem como dos recursos proporcionados pelas matas ripárias. Torna-se urgente, portanto, investigar as comunidades animais da Bacia do Rio Paraopeba, de modo a

percebermos a extensão e magnitude dos efeitos do rompimento da barragem para tentarmos mensurar os impactos no comportamento da fauna regional e prevenir ou remediar futuros danos. Acreditamos que as ferramentas analíticas adotadas neste estudo podem servir como modelo para monitorar estas e outras áreas alteradas por atividades antrópicas, de modo a explorar as variáveis norteadoras e influenciadoras do uso do habitat pelas espécies nativas. Assim, teremos informações robustas que poderão subsidiar estratégias de manejo e conservação das espécies que habitam estes ambientes depauperados.

No caso específico da nossa região de estudo, por exemplo, preservar as matas ripárias e as espécies de mamíferos que frequentam estes locais, seja por meio de planos de manejo, pesquisas ou fiscalização ambiental, significa assegurar o abastecimento humano de água pelas próximas gerações. Adicionalmente à importância destes locais pela disponibilidade de água, a existência de áreas protegidas pode propiciar melhor qualidade de vida às populações humanas do entorno. Maas et al. (2006) demonstraram haver relação positiva entre a qualidade de saúde percebida pelas populações humanas e a porcentagem de área natural num raio de 3 km das casas. Áreas naturais preservadas fornecem água (Messerli et al., 1997), oxigênio e microclimas amenos (Dacanal & Labaki, 2011), além de aumentarem a umidade relativa do ar e sequestrarem gases do efeito estufa (Díaz et al., 2009), ajudando a retardar (ou atenuar) o atual processo de aquecimento global. Neste contexto, é fundamental a mudança da consciência ambiental por parte do poder público para, então, planejar cidades mais sustentáveis, principalmente que priorizem a conservação de áreas naturais, entendendo a importância dos serviços ecossistêmicos para o abastecimento de água, estabilidade dos microclimas locais e aumento da umidade relativa do ar, além da própria beleza cênica destes espaços (Satterthwaite, 1997; Tannier, 2009; Leite, 2010).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abernethy, K.A., Coad, L., Taylor, G., Lee, M.E., Maisels, F. 2013. **Extent and ecological consequences of hunting in Central African rainforests in the twenty-first century.** Phil Trans R Soc B 368: 20120303.

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G. 2013. **Köppen's climate classification map for Brazil.** Meteorologische Zeitschrift, Volume 22, Number 6, pp. 711-728(18).

Apps, P. & McNutt, J.W. 2018. **Are camera traps fit for purpose? A rigorous, reproducible and realistic test of camera trap performance.** African Journal of Ecology; 56:710–720.

Artaxo, P. 2014. **Uma nova era geológica em nosso planeta: o Antropoceno?** Revista USP, n. 103, p. 13-24.

Atickem, A., Bekele, A., Williams, S.D. 2010. **Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia.** African Journal of Ecology, Pages 401-407.

Aximoff, I., Cronemberger, C., Pereira, F.A. 2015. **Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no estado do Rio de Janeiro.** Oecologia Australis 19(1).

Bagatini, T. 2006. **Evolução dos índices de atropelamento de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica Águas Emendadas, DF, Brasil, e eficácia de medidas mitigadoras.** 67 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília.

Banks, P., Nelika, K., Hughes, A., Rose, T. 2003. **Do native Australian small mammals avoid faeces of domestic dogs? Responses of *Rattus fuscipes* and *Antechinus stuartii*.** Australian Zoologist, Vol. 32, No. 3.

Barber, J.R., Crooks, K.R., Fristrup, K.M. 2009. **The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms.** Trends in Ecology and Evolution Volume 25 No.3.

Beier, P. **Effects of artificial night lighting on terrestrial mammals.** in: Catherine Rich & Travis Longcore (editores). 2006. Ecological Consequences of Artificial Night Lighting. Island Press.

Bouchardet, M.B., Guimarães Filho, P.E. 1988. **Levantamento de pequenos e médios mamíferos da Área de Proteção do Serra Azul**. Projeto Ecológico da Companhia de Saneamento de Minas Gerais: DROP, SPPM, DVPR.

Brocardo, C.R., Rodarte, R., Bueno, R.S., Culot, I., Galetti, M. 2012. **Non-volant mammals of Carlos Botelho State Park, Paranapiacaba Forest Continuum**. *Biota Neotrop.* 12(4).

Burnham, K.P., Anderson D.R. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2nd ed. Springer, New York.

Canale, C., & Henry, P. 2010. **Adaptive phenotypic plasticity and resilience of vertebrates to increasing climatic unpredictability**. *Climate Research*, 43(1), 135–147.

Cassano, C.R., Barlow, J., Pardini, R. 2014. **Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests**. *Biol. Conserv.* 169: 14–22.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Soberón, J., Salazar, I., Fay, J.P. 2005. **Global mammal conservation: what must we manage?** *Science*, vol. 309.

Chiarello, A.G. 1999. **Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil**. *Biological Conservation*. Volume 89, pages 71-82.

Chiarello, A.G., Aguiar, L.M.S., Cerqueira, R., Melo, F.R., Rodrigues, F.H.G., Silva, V.M.F. 2016. **Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil**. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. ICMBio / MMA.

Cruz, P., Iezzi, M.E., De Angelo, C., Varela, D., Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. 2018. **Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest**. *Plos One*, 13(8).

Cuaron, A.D. 2000. **A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals**. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 6.

Dacanal, C., Labaki, L.C. 2011. **Microclimate in urban forest fragments**. 27th Conference on Passive and Low Energy Architecture, Louvain-la-Neuve, Belgium, 13-15 July.

Dalponte, J. & Courtenay, O. 2008. **Lycalopex vetulus**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.

DeMatteo, K., Michalski, F. & Leite-Pitman, M.R.P. 2011. **Speothos venaticus**. The IUCN Red List of Threatened Species 2011.

Díaz, S., Hector, A., Wardle, D.A. 2009. **Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit**. Current Opinion in Environmental Sustainability, 1:55-60.

DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. 2013. **DNITGeo – Geotecnologias Aplicadas**: <https://www.dnit.gov.br/planejamento-e-pesquisa/dnit-geo/> / Acesso em 22/12/2018.

ESRI, 2014. **ArcGIS Desktop: Release 10.2**. Redlands CA.

Fernandes, G.H., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F.A., Carvalho, D.C., Dirzo, R., Fernandes, S., Galetti Jr, P.M., Millan, V.E.G., Mielke, C., Ramirez, J.L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S.P., Scariot, A., Soares-Filho, B. 2016. **Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil**. Natureza & Conservação, volume 14.

Ferreira, L.J., Lopes, L.E. 2018. **Breeding Biology of the Pale-bellied Tyrant-manakin *Neopelma pallescens* (Aves: Pipridae) in south-eastern Brazil**. Journal of Natural History, 52:29-30, 1893-1908.

Forero-Medina, G., Vieira, M.V. 2007. **Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem**. Oecol. Bras., 11(4) 493-502.

Goulart, F.V.B., Cáceres, N.C., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni Jr., I.R., Oliveira-Santos, L.G.R. 2009. **Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest**. Mamm. biol. 74 (2009) 182–190.

Grostein, M.D. 2001. **Metrópole e expansão urbana: a persistência de processos “insustentáveis”**. São Paulo em perspectiva, 15(1).

Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L., Doncaster, C.P. 2010. **Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize**. BIOTROPICA 42(1).

Hughes, M.K., Lepp, N.W., Phipps, D.A. 1980. **Aerial Heavy Metal Pollution and Terrestrial Ecosystems**. Advances in Ecological Research. Volume 11, Páginas 217-327.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2015. **Mapas e bases cartográficas do IGAM.** <http://igam.mg.gov.br/geoprocessamento> / Acessado em 22/12/2018.

Jędrzejewski W, Robinson HS, Abarca M, Zeller KA, Velasquez G, Paemelaere EAD, et al. (2018). **Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution – Application to the jaguar (*Panthera onca*).** PLoS ONE 13(3): e0194719.

Johnson, M.A., Saraiva, P.M., Coelho, D. 1999. **The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals.** Rev. Brasil. Biol., 59(3).

Karr, J.R., Freemark, K.E. 1983. **Habitat Selection and Environmental Gradients: Dynamics in the "Stable" Tropics.** Ecology, Vol. 64, No. 6.

Köppen, W. 1900. **Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt.** Geographische Zeitschrift; 6. Jahrg., 12. H. (1900), pp. 657-679.

Kurta, A. 2017. **Mammals of the Great Lakes region.** University of Michigan Press. 3ª edição.

Lacerda, A.C.R, Tomas, W.M., Marinho-Filho, J. 2009. **Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals.** Animal Conservation 12 (2009) 477–487.

Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J., Anderson, D.R. 1992. **Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies.** Ecological Monographs, Vol. 62, Number 1, pp. 67-118.

Leite, C. 2010. **Cidades sustentáveis? Desafios e oportunidades.** ComCiência, número 118, Campinas.

Lewis, J.S., Bailey, L.L., VandeWoude, S., Crooks, K.R., 2015. **Interspecific interactions between wild felids vary across scales and levels of urbanization.** Ecol. Evol., 1-16.

Lima F., Beca G., Muylaert R.L., Jenkins C.N., Perilli M.L.L., Paschoal A.M.O., Massara R.L., Paglia A.P., Chiarello A.G., Graipel M.E., Cherem J.J., Regolin A.L., Santos L.G.R.O., Brocardo C.R., Paviolo A., Di Bitetti M.S., Scoss L.M., Rocha F.L., Fusco-Costa R., Rosa C.A., Silva M.X., Hufnagel L., Santos P.M., Duarte G.T., Guimarães L.N., Bailey L.L., Rodrigues F.H.G., Cunha H.M., Fantacini F.M., Batista G.O., Bogoni J.A., Tortato M.A., Luiz M.R., Peroni N.,

Castilho P.V., Maccarini T.B., Picinatto Filho V., De Angelo C., Cruz P., Quiroga V., Iezzi M.E., Varela D., Cavalcanti S.M.C., Martensen A.C., Maggiorini E.V., Keesen F.F., Nunes A.V., Lessa G.M., Cordeiro-Estrela P., Beltrão M.G., Albuquerque A.C.F., Ingberman B., Cassano C.R., Cullen Junior L., Ribeiro M.C., Galetti M. 2017. **Atlantic-camtraps: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America.** Ecology, volume 98.

Longcore, T., Rich, C. 2004. **Ecological light pollution.** Front Ecol Environ; 2(4): 191–198.

Maas, J., Verheij, R.A., Groenewegen, P.P., Vries, S., Spreeuwenberg, P. 2006. **Green space, urbanity, and health: how strong is the relation?** J. Epidemiol. Community Health, 60:587–592.

Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew, J., Langtimm, C.A. 2002. **Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One.** Ecology 83 (8), 2248–2255.

Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.A., Bailey, L.L., Hines, J.E. 2018. **Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence.** Elsevier Science Publishing Co Inc. Academic Press Inc.

Magalhães Junior, A.P., Cota, G.E.M., Lemos, R.S. 2016. **Contradições e desafios para a proteção de mananciais hídricos em Minas Gerais – os casos das áreas de proteção especial de Vargem das Flores e Serra Azul – região metropolitana de Belo Horizonte.** Caminhos de Geografia. Uberlândia. v. 17, n. 60, p. 89-104.

Marinho-Filho, J.S., Reis, M.L. 1989. **A fauna de mamíferos associada às matas-de-galeria.** I Simpósio sobre Mata Ciliar, Campinas, Brasil, Fundação Cargil, p 43-60.

Massara, R.L., Paschoal, A.M.O., Bailey, L.L., Doherty Jr., P.F., Hirsch, A. Chiarello, A.G. 2018. **Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves.** BIOTROPICA 50(1): 125–134.

Matos, H.M., Santos, M.J., Palomares, F., Santos-Reis, M. 2009. **Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems?** Biodivers Conserv (2009) 18:373–386.

McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J., Magurran, A.E. 2015. **Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene**. Trends in Ecology & Evolution, February 2015, Vol. 30, No. 2.

McKinney, M.L. 2008. **Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals**. Urban Ecosyst (2008) 11:161–176.

Meek, P.D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'Brien, T., O'Connell, A., Sanderson, J., Swann, D.E., Tobler, M., Townsend, S. 2014. **Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research**. Biodiversity and Conservation, 23(9).

Messerli, B., Grosjean, M., Vuille, M. 1997. **Water Availability, Protected Areas, and Natural Resources in the Andean Desert Altiplano**. Mountain Research and Development, Vol. 17, No. 3.

Moritz, C., Patton, J.L., Conroy, C.J., Parra, J.L., White, G.C., Beissinger, S.R. 2008. **Impact of a Century of Climate Change on Small-Mammal Communities in Yosemite National Park, USA**. SCIENCE VOL 322.

Motta-Junior, J.C., Lombardi, J.A. 2002. **Ocorrência de zoocoria em florestas de galeria no Complexo do Cerrado, Brasil**. Biotemas, 15(1).

Munhoz, C.B.R., Felfili, J.M. 2005. **Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil**. Acta bot. bras. 19(4): 979-988.

Murdoch, W.W. 1969. **Switching in general predators: experiments on predator specificity and stability of prey populations**. Ecological Monographs, Vol. 39, No. 4, pp. 335-354.

Naiman, R.J., Décamps, H. 1997. **The ecology of interfaces: riparian zones**. Annu. Rev. Ecol. Syst. 1997. 28:621–58.

Naveda, A., de Thoisy, B., Richard-Hansen, C., Torres, D.A., Salas, L., Wallace, R., Chalukian, S. & de Bustos, S. 2008. **Tapirus terrestris**. The IUCN Red List of Threatened Species 2008.

Nichols, J.D., Bailey, L.L., O'Connell Jr., A.F., Talancy, N.W., Grant, E.H.C., Gilbert, A.T., Annand, E.M., Husband, T.P., Hines, J.E. 2008. **Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods**. Journal of Applied Ecology, 45, 1321–1329.

Oliveira, V.B., Linares, A.M., Corrêa, G.L.C., Chiarello, A.G. 2008. **Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates:**

Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. Rev. Bras. Zool. vol.25 no.2 Curitiba.

Paschoal, A.M.O., Massara, R.L., Santos, J.L., Chiarello, A.G. 2012. **Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil.** Mammalia, 76: 67-76.

Paschoal, A.M.O., Massara, R.L., Bailey, L.L., Kendall, W.L., Doherty Jr., P.F., Hirsch, A., Chiarello, A.G., Paglia, A.P. 2016. **Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use.** Ecosphere 7(10).

Paschoal, A.M.O., Massara, R.L., Bailey, L.L., Doherty Jr., P.F., Santos, P.M., Paglia, A.P., Hirsch, A., Chiarello, A.G. 2018. **Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas.** Tropical Conservation Science, 11: 1-14.

Pereira, D.M., Freitas, S.M.C., Guimarães, H.O.R., Mângia, A.A.M. 2019. **Brumadinho: muito mais do que um desastre tecnológico.** No prelo.

Prefeitura Municipal de Mateus Leme. 2008. **Decreto 146/2008.** Dispõe sobre a criação Monumento Natural da Serra do Elefante e dá outras providências. Diário Oficial do Município. 29 de dezembro de 2008.

Redford, K.H., Da Fonseca, G.A.B. 1986. **The Role of Gallery Forests in the Zoogeography of the Cerrado's Non-volant Mammalian Fauna.** Biotropica, Vol. 18, No. 2, pp. 126-135.

Reid, F. 2016. **Hydrochoerus hydrochaeris.** The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

Riley, S.P.D., Sauvajot, R.M., Fuller, T.K., York, E.C., Kamradt, D.A., Bromley, C., Wayne, R.K. 2003. **Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California.** Conservation Biology, volume 17, número 2, pages 566-576.

Satterthwaite, D. 1997. **Sustainable Cities or Cities that Contribute to Sustainable Development?** Urban Studies, 34(10), 1667–1691.

Soares, C.S., Faneca, L.F., Mascarenhas, R.F.B., Alvarez, M.R.V. 2013. **Levantamento de mamíferos de maior porte em seringais e florestas do sul da Bahia (Brasil) utilizando armadilhas fotográficas.** Rev. Biol. Neotrop. 10(1): 36-45.

Spiller, D.A., Schoener, T.W. 1994. **Effects of Top and Intermediate Predators in a Terrestrial Food Web**. Ecology, Vol. 75, No. 1, pp. 182-196.

Tannier, C. 2009. **Formes de villes optimales, formes de villes durables. Réflexions à partir de l'étude de la ville fractale**. Espaces et sociétés (n° 138), pages 153 à 171.

Teixeira, D.A.; Lima, T.C. 2008. **Caracterização do meio biótico da Serra do Elefante - Mateus Leme - MG**. Relatório técnico. AASE.

Thomas, J.W., Maser, C., Rodiek, J.E. 1980. **Wildlife habitats in managed rangelands – the great basin of Southeastern Oregon**. General Technical Report, U.S. Department of Agriculture.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. **Human domination of Earth's ecosystems**. Science. Volume 277.

White, G.C.; Burnham, K.P. 1999. **Program MARK: survival estimation from populations of marked animals**. Bird Study, 46: 120-139.

6. APÊNDICES

Apêndice 1: Mastofauna nativa registrada na região de estudo, formada por Serra do Elefante e Área de Proteção Especial Serra Azul, Minas Gerais, sudeste do Brasil. A: Cachorro-do-Mato (*Cerdocyon thous*) / B: Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*) / C: Onça-Parda (*Puma concolor*) / D: Jaguaritica (*Leopardus pardalis*) / E: Gato-do-Mato-Pequeno (*Leopardus guttulus*) / F: Gato-Mourisco (*Puma yagouaroundi*) / G: Furão (*Galictis cuja*) / H: Irara (*Eira barbara*) / I: Quati (*Nasua nasua*) / J: Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) / K: Tamanduá-Mirim (*Tamandua tetradactyla*) / L: Tatu-de-Rabo-Mole (*Cabassous unicinctus*) / M: Tatupeba (*Euphractus sexcinctus*) / N: Tatu-Galinha (*Dasypus novemcinctus*) / O: Gambá (*Didelphis albiventris*) / P: Veado-Catingueiro (*Mazama gouazoubira*) / Q: Tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*) / R: Paca (*Cuniculus paca*)

A



B



C



D



E



F



G



H



I



J



K



L



M



N



O



P



Q



R



Apêndice 2: Mastofauna exótica invasora registrada na região de estudo.

S: Cavalo (*Equus ferus caballus*) / T: Vacas (*Bos taurus*) / U: Ser humano (*Homo sapiens*) / V: Cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*) / W: Gato doméstico (*Felis silvestris catus*)

S



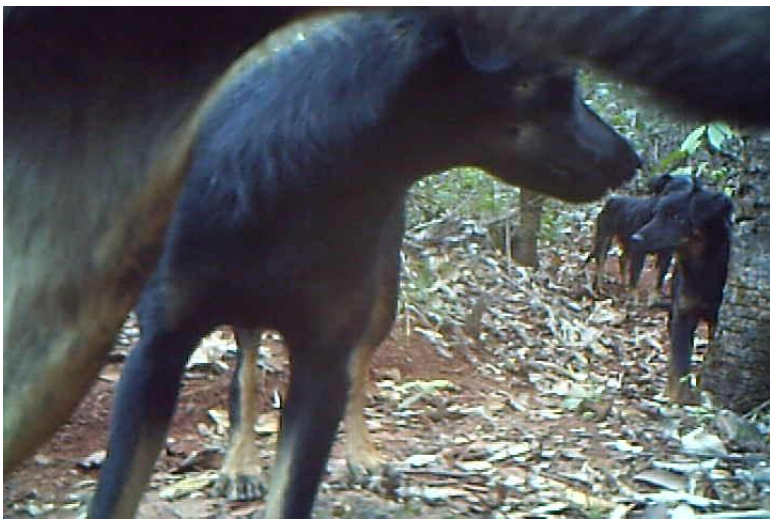
T



U



V



W

