



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

Onde está Wally? Procurando os mamíferos em uma paisagem alterada



Ludmila Hufnagel

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Co-orientador: Dr. Rodrigo Lima Massara

Belo Horizonte

2017

Ludmila Hufnagel

**Onde está Wally? Procurando os mamíferos em uma
paisagem alterada**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como pré-requisito para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia
Co-orientador: Dr. Rodrigo Lima Massara

Belo Horizonte

2017

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais o dom da vida e dedico este trabalho à eles! Obrigada por todos os cuidados e ensinamentos que me tornaram a pessoa que eu sou hoje! Por me incentivarem desde sempre a enfrentar os medos, buscar os meus sonhos e a minha felicidade.

À minha mãe em especial, por desde pequena me fazer pensar e não me dar respostas prontas para as minhas perguntas. Por todas as vezes que cheguei com algum bicho na mão (lagartas, besouros, formigas), apesar do seu medo ou asco, não me fez desistir de desvendar o segredo e a beleza destes animais!

À toda minha família pelo apoio, diversão e opiniões contrárias que fortaleceram ainda mais as minhas!

Especialmente à Tia Cida (em memória) que contribuiu para minhas primeiras experiências de campo aos dois anos de idade. Tia inventava histórias mirabolantes e fazia de mim e do meu irmão grandes escoteiros, caçadores de ossos de dinossauros! A nossa brincadeira sempre acabava com goiaba verde cozida na fogueira. Tia onde quer que você esteja certamente você teve um papel importante na escolha da Biologia e da Ecologia na minha vida! Minha eterna gratidão!

Um agradecimento especial a todos os meus professores da graduação ao mestrado. Tenho muita gratidão por ter tido excelentes profissionais que fizeram a diferença na minha carreira acadêmica. Destaco alguns professores que tive o prazer de conviver durante esse tempo de UFMG. O Fred Neves e à Marina Beirão, professores de Eco I de quem fui monitora por dois anos e certamente as aulas e a monitoria me ajudaram a passar na prova do mestrado. Flávio Rodrigues, meu co-orientador durante a graduação, sempre me ajudando com as identificações das fotos das câmeras-trap, sendo parceiro neste projeto atual e contribuindo com ideias e discussões interessantes. Marco Mello que me fez repensar a vida de cientista, foi fundamental neste processo de escrita da dissertação pelas vivências e aprendizados do curso de campo e hoje ele é um exemplo de “como dar uma boa aula”. E o Lelê, Fernando Silveira, que tem o prazer de ensinar, de dividir o conhecimento e faz a gente repensar esse padrão de aula que é dado no Brasil.

E mais do que especial, meu orientador há quase cinco anos, Adriano Paglia. Ele abriu as portas do laboratório para uma menina com um pacote de fezes de carnívoros na mão pedindo um espaço pra lavar e triar as amostras. Mais do que isso, investiu dinheiro e apostou nas suas ideias! Nunca vou me esquecer de quando eu pensei em desistir de tudo e ele me

disse que desistir, trocar de projeto e até de laboratório era muito comum por vários motivos, mas que se eu optasse por continuar no seu laboratório, ele tinha assumido um compromisso comigo como meu orientador e era responsável pela minha formação enquanto cientista. Que bom que eu não desisti e pude aprender muito com esses anos todos de convivência! Muito obrigada por tudo e por acreditar em mim!

Ao Rodrigo, meu co-orientador que ajudou desde o início do projeto, do campo às análises deste estudo. Muito obrigada pela atenção, pela paciência, pelas aulas sobre modelos de ocupação e pelo café na Villa.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia e Conservação da UFMG (LEC-UFMG) pelas discussões sempre produtivas, pela excelente convivência e pro atividade! É uma honra fazer parte desta equipe! Agradeço especialmente ao pessoal do Projeto QF que me ajudou muito no laboratório e em campo! Este trabalho também é de vocês!

À Gabi que mesmo no aperto do doutorado e morando no RJ participou ativamente no planejamento dos campos e em campo coordenando uma das equipes. À Paloma, à Ana, à Luiza e à Marcela que nesta fase final foram fundamentais, me ajudaram com o planejamento dos últimos campos, com a revisão das fotos e elaboração do mapa.

Aos colegas, agregados e amigos da Villa Parentoni que hoje é uma grande família! Nem tenho palavras para agradecer o carinho, a amizade, as discussões produtivas e improdutivas que tornam o ambiente de trabalho mais leve e divertido.

Agradeço imensamente ao Arleu, meu amigo e irmão que nos apertos me socorreu, trabalhando de madrugada e aos finais de semana. Obrigada pelos almoços maravilhosos, pelos Viana's, pelas pizzas, sushi, cachorro-quente, pela companhia em todas essas gordices e nas cervejas artesanais! Também por me apoiar nessa fase final tão estressante, acordando cedo mesmo sendo extremamente difícil só pra me incentivar a nadar no CEU! Meu parceiro você é sensacional! Também dedico esse trabalho à você!

Ao Lucas Perillo, por desde a graduação ser parceiro nos projetos! A experiência que eu tenho hoje e a base para eu desenvolver este estudo foi graças à ele e ao Bruno Leles que animaram, mesmo sem financiamento, desenvolver um super projeto na RPPN Santuário do Caraça. Aprendi muito em campo nestes três anos de projeto e também durante os Cursos Mario De Maria que ele organiza e que eu tive o prazer de participar como palestrante. Por esse trabalho com os calouros de Ciências Biológicas e por todo trabalho desenvolvido na Bocaina com Biologia da Conservação, o Perillo é um cara que eu admiro muito!

Agradeço aos amigos que a Biologia me deu. Principalmente os do D.A.Bio! Vocês garantiram a minha diversão e me ensinaram que muito mais que um curso de ciências biológicas e mais que a profissão de biólogo, a Biologia é um estilo de vida, é respeito e é amor! Nestes dois anos do mestrado a companhia de vocês foi essencial, principalmente no boteco de quarta! Em especial às minhas amigas Luiza (Pão), Luiza Vidal, Isadora e Marla por todo carinho, puxões de orelha e por todos os momentos compartilhados dentro e fora da UFMG. Principalmente à Luiza (Pãozoca) que há sete anos entrou na minha vida e mais do colega da graduação se tornou minha amiga, irmã, colega de laboratório e de projeto. Também foi minha estagiária e auxiliar de campo! Sem você este trabalho não existiria! São muitas lágrimas derramadas juntas! Agradeço sua mãe (Malu) também pelo carinho e por me adotar como “filha”.

À Beré, amiga tão querida da família, que emprestou a sua casa em Mariana para a equipe do Projeto QF ficar durante os campos nesses dois anos. Muito obrigada, essa ajuda foi fundamental para o meu trabalho!

À Ana Izabel minha psicóloga que me ajudou bastante nessa fase final.

Ao CNPQ pelo financiamento da minha bolsa de mestrado e à FAPEMIG e à CAPES por financiarem o meu projeto de pesquisa.

A todos que de uma forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho, minha gratidão!

Dedico este trabalho aos pés de lótus de Baghavan Sri Sathya Sai Baba.

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1 Localização dos sítios de armadilhas fotográficas em três diferentes tipos de habitats naturais (Mata, Campo Rupestre e Cerrado) no Quadrilátero Ferrífero, Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Em cinza, a distribuição dos habitats naturais e em branco, as áreas alteradas na região. 11

Fig. 2 Esquema ilustrando a metodologia adotada para fotografar a vegetação nos sítios amostrais. As fotografias foram usadas posteriormente para calcular a Densidade da Vegetação (DV) em cada local. 16

Fig. 3 Fotografia da vegetação em um ponto de amostragem usada para calcular a densidade da vegetação (DV). a) Fotografia tirada em campo. No fundo em branco, o anteparo de lona com a marcação de 1m x 1m. b) A mesma imagem editada no Photoshop mantendo apenas a área dentro da marcação de 1m x 1m. c) A imagem b convertida em preto e branco no ImageJ para o cálculo da porcentagem de pixels pretos e brancos. 17

Anexo A-Fotografia da equipe em campo definindo o local em que o fotógrafo vai permanecer para tirar as fotos da vegetação. Esse local era definido a partir da árvore em que a armadilha fotográfica foi instalada. 34

Anexo B- Equipe posicionando o anteparo branco para a fotografia da vegetação em um dos sítios de amostragem. 34

Anexo C - Registros fotográficos de exemplares das guildas registradas no Quadrilátero Ferrífero – MG. 35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Lista de espécies registradas nos habitats de mata (MT), cerrado (CE) e campo rupestre (CR) do Quadrilátero Ferrífero, com o número de registros por ambiente e número de pontos em que foram registradas. As espécies foram separadas por guildas com base nas referências citadas (Ca - Carnívoros, CaOn - Carnívoros/Onívoros, Hb - Herbívoro, HbFr - Herbívoros/Frugívoros, In - Insetívoros, On - Onívoros e NA - Não se Aplica). 21

Tabela 2 Peso acumulativo das variáveis modeladas e estimativas médias (“model averaging”) para a probabilidade de ocupação (Ψ) e de detecção (p) das guildas (Ca-Carnívora, CaOn-Carnívora/Onívora, Hb-Herbívora, HbFr-Herbívora/Frugívora, In-Insetívora e On-Onívora). Em negrito, as variáveis com peso acumulativo ≥ 0.50 22

SUMÁRIO

RESUMO	7
1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	10
2.1. Área de estudo	10
2.2. Delineamento amostral	11
2.3. Caracterização das Guildas	12
2.4 - Modelando a probabilidade de ocupação e detecção das guildas em função de variáveis locais e da paisagem	13
2.5. Análise dos dados	18
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO	23
REFERÊNCIAS	27
ANEXOS	34

RESUMO

A fragmentação, perda e alteração dos habitats nativos vêm afetando a biodiversidade e podem comprometer as funções e serviços ecossistêmicos desempenhados pelos diversos grupos. Este estudo teve como objetivo investigar fatores da paisagem que podem influenciar a probabilidade de ocupação (Ψ) e detecção (p) de seis guildas tróficas de mamíferos terrestres (Carnívoros, Carnívoros/Onívoros, Herbívoro, Herbívoros/Frugívoros Insetívoros e Onívoros) em uma região de intensa atividade antrópica no Estado de Minas Gerais, o Quadrilátero Ferrífero (QF). Utilizando um protocolo padronizado de armadilhas fotográficas, amostramos nos anos de 2015 e 2016, durante 60 dias, 116 sítios no total, os quais foram aleatorizados em três tipos de habitats (Mata Atlântica, Cerrado e Campo Rupestre). Em geral, as estimativas de probabilidade de ocupação foram baixas ($\hat{\Psi} < 0,50$), sendo ainda mais preocupante para a guilda Carnívoros ($\hat{\Psi} < 0,20$), aqui composta somente pelos felinos, grupo fortemente ameaçado. Nossos achados indicam que há uma carência de espécies que desempenham funções ecossistêmicas importantes em mais da metade dos sítios amostrados. Adicionalmente, a probabilidade de detecção da guilda Carnívoros foi cinco vezes maior em sítios amostrados dentro de Unidades de Conservação (UCs), sugerindo uma menor abundância ou uma menor frequência (ou intensidade) de uso dos felinos em ambientes externos às UCs. Já a probabilidade de ocupação da guilda Insetívoros e a probabilidade de detecção das guildas Herbívoros/Frugívoros e Onívoros foram maiores em habitats florestais. O nosso estudo é um apelo para que medidas emergenciais sejam tomadas, como a inclusão do homem no processo de preservação dos mamíferos e a recuperação das áreas impactadas, de modo que as espécies de diferentes guildas voltem a ocupar paisagens alteradas. Adicionalmente, este trabalho ressalta a importância das UCs e dos remanescentes de habitats florestais para a comunidade de mamíferos.

Palavras chave: Mastofauna; antropização; habitats naturais; Modelagem de Ocupação.

1. INTRODUÇÃO

As alterações na paisagem resultantes da intensificação do uso e ocupação do solo pelo homem perturbam a integridade estrutural e a estabilidade dos ecossistemas (Hautier et al., 2015; Pereira et al., 2010). Atividades relacionadas com a agricultura e a expansão imobiliária, por exemplo, são fontes de perturbação que podem afetar negativamente a biodiversidade (Newbold et al., 2015; Ramesh and Downs, 2015). Considerando que as espécies possuem diferentes necessidades quanto ao tipo, a qualidade e a quantidade de habitat natural para persistirem (Fahrig, 2003), a modificação destes ambientes pode afetar a estrutura das comunidades (Mouillot et al., 2013) e influenciar a distribuição (Ramesh and Downs, 2015; Schuette et al., 2013), abundância, riqueza, e composição de espécies (Banks-Leite et al., 2013; Newbold et al., 2015; Ramesh and Downs, 2015).

Atualmente, um quinto das espécies de mamíferos do planeta estão ameaçadas de extinção (Hoffmann et al., 2011). Além disso, estas ameaças são crescentes, principalmente para os animais de grande porte que necessitam de grandes áreas para manutenção e viabilidade de suas populações em longo prazo (Chiarello, 2000, 1999). Os mamíferos são responsáveis por diversas funções e serviços ecossistêmicos, tais como a dispersão de sementes (Stoner et al., 2007) e o controle de populações de animais e plantas (Bergstrom, 2017; Terborgh et al., 2001). Considerando que as espécies de mamíferos podem ser agrupadas em guildas alimentares (ou tróficas) de acordo com o tipo e a forma de utilização de um determinado recurso (Root, 1967), as funções e serviços ecossistêmicos também podem ser desempenhados por estas guildas. Deste modo, os mamíferos pertencentes à guilda frugívoros (animais que consomem frutos) são potenciais dispersores ou predadores de sementes. Já os predadores de topo, agrupados na guilda carnívoros, controlam populações de outros animais. E as espécies que realizam essas duas funções, por se alimentarem de frutos e outros animais, fazem parte da guilda onívoros.

No Brasil, os impactos na paisagem resultantes das atividades antrópicas constituem as maiores ameaças aos mamíferos terrestres (Costa et al., 2005), o que pode acarretar em perda de funções e serviços ecossistêmicos. As atividades de mineração, agricultura, pecuária, plantio de eucalipto e a rápida expansão urbana são as principais fontes de perturbação no Quadrilátero Ferrífero (QF), região em que este estudo foi desenvolvido. Dentre as abordagens que visam investigar a influência de fatores antrópicos na comunidade de mamíferos, a modelagem da probabilidade de ocupação das espécies permite avaliar a influência de variáveis ambientais e da paisagem no padrão de distribuição (e uso do habitat)

destas espécies e, ao mesmo tempo, levar em consideração variáveis que podem influenciar a probabilidade de detecção das mesmas (Mackenzie et al., 2002). Esta abordagem pode ser aplicada para avaliar os fatores ambientais e aqueles relacionados à paisagem que possam influenciar a probabilidade de ocupação das guildas em uma paisagem heterogênea e antropizada. Até hoje, poucos estudos foram realizados modelando a probabilidade de ocupação e a detecção de guildas de vertebrados. Mattsson and Marshall (2009) trabalharam com ocupação de guildas de aves e Rovero et al. (2014) avaliaram a probabilidade de detecção de guildas funcionais de mamíferos. Entretanto estes últimos não utilizaram a metodologia de modelagem de ocupação. Compreender como a paisagem afeta os padrões e processos de biodiversidade é fundamental para o entendimento da dinâmica em paisagens cada vez mais dominadas pelo homem. Isso se torna importante para a elaboração de estratégias eficientes de conservação, manejo sustentável da terra e proteção dos processos que sustentam os ecossistemas (Gardner et al., 2009; Larsen et al., 2005; Tschamtkke et al., 2012).

Este estudo visou investigar quais as características da paisagem influenciaram a probabilidade de ocupação (Ψ) e de detecção (p) das guildas de mamíferos no QF, promovendo informações úteis para a conservação do grupo em uma região de intensa atividade antrópica. De modo geral, hipotetizamos que a probabilidade de ocupação das guildas tróficas dos mamíferos no QF seria negativamente correlacionadas com a porcentagem dos impactos (mineração, pastagem, plantações de eucalipto e área urbana) na paisagem. Alternativamente, hipotetizamos que a probabilidade de ocupação das guildas tróficas no QF seria positivamente correlacionadas com a porcentagem de áreas naturais na paisagem, com a densidade de corpos d'água, com o grau de proteção das áreas e com a distância para os impactos antrópicos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O Quadrilátero Ferrífero (QF) é um geossistema ferruginoso localizado na porção centro-sul do Estado Minas Gerais, sudeste do Brasil (Fig. 1). Possui uma área aproximada de 7.000km² e delimita uma região com alta concentração de jazidas de minério sendo considerado uma importante província mineral no Brasil. Com grande destaque internacional devido principalmente à sua riqueza em ferro, ouro e manganês (ICMBIO, 2010), o QF concentra a maior exploração de minério de ferro do país e a maior população humana do estado. Além disso, a região apresenta grande importância econômica devido ao turismo, principalmente relacionado às cidades históricas do século XVII, construídas no período da colonização do Brasil. Outro potencial econômico no QF é o ecoturismo. São inúmeras cachoeiras e trilhas imersas em uma cadeia de montanhas e vales que se destacam por suas riquezas naturais e pelo seu potencial cênico (Lamounier et al., 2011; Silva, 2007).

O clima tropical de altitude, caracterizado pelo inverno seco e verão chuvoso, é predominante na região e pode ser influenciado pela variação altitudinal. Esta grande diferença, com amplitude de 600m na região de Ouro Preto e Sabará à 2074m no Pico do Sol na RPPN Santuário do Caraça, é um dos fatores topográficos que favorece o surgimento de microclimas locais, com temperaturas e umidades variando entre áreas bem próximas (Barbosa et al., 2015; Silva, 2007).

Além do clima de altitude, a região do QF encontra-se na zona de transição entre dois grandes biomas brasileiros, Cerrado e Mata Atlântica, resultando em uma vegetação peculiar composta por matas, cerrados e Campos Rupestres. Os Campos Rupestres são definidos por Silveira et al. (2016) como um mosaico de pastagens e vegetação associado à afloramentos rochosos. Os habitats florestais encontrados nesta região são formados principalmente por florestas estacionais semidecíduais e matas ripárias enquanto as fitofisionomias predominantes do Cerrado são os campos sujos e o Cerrado *sensu stricto* (Giulietti et al., 1997; Gontijo, 2008; Jacobi and Carmo, 2008). Aliada a esta altíssima diversidade de habitats, a área do QF é classificada como sendo de extrema importância biológica, com elevada riqueza e altos níveis de endemismo de fauna e flora (Drummond et al., 2005; ICMBIO, 2010; Viana and Lombardi, 2007).

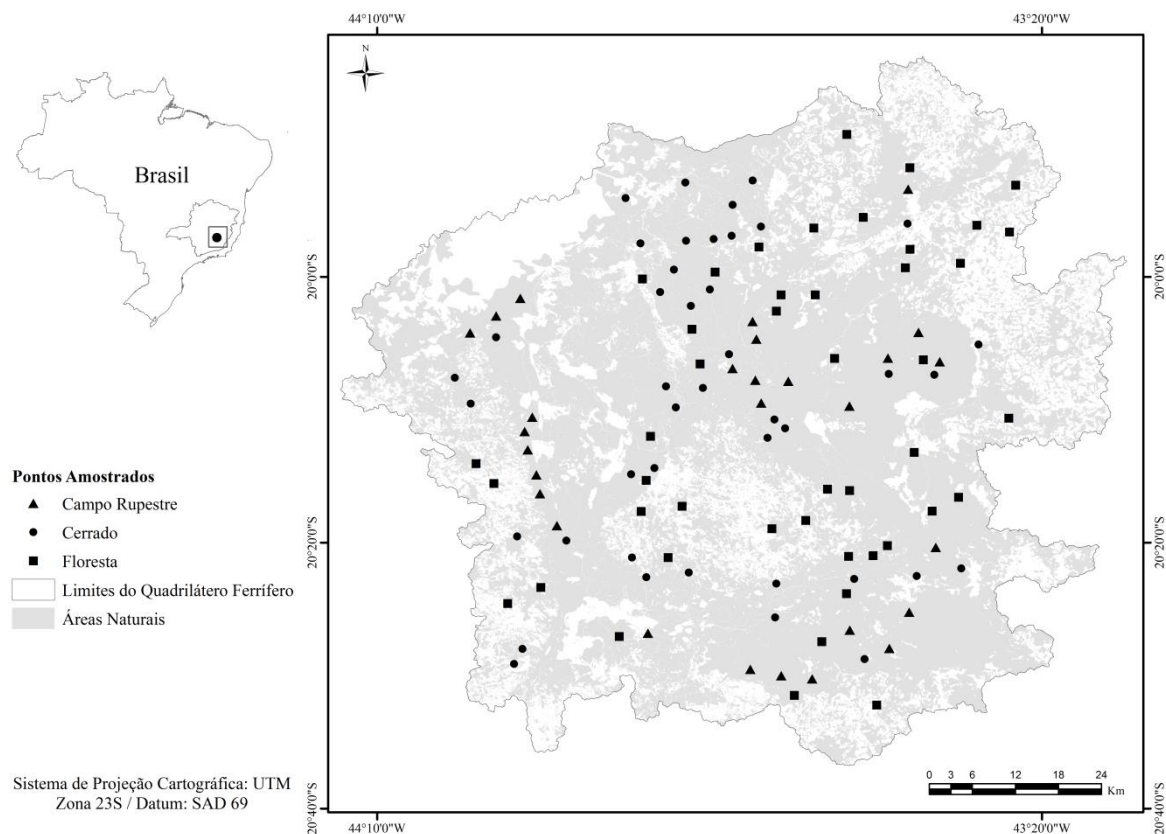


Fig. 1 Localização dos sítios de armadilhas fotográficas em três diferentes tipos de habitats naturais (Mata, Campo Rupestre e Cerrado) no Quadrilátero Ferrífero, Estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Em cinza, a distribuição dos habitats naturais e em branco, as áreas alteradas na região.

2.2. Delineamento amostral

Amostramos 116 sítios com armadilhas fotográficas, consistindo em 46, 43 e 27 sítios aleatorizados respectivamente nas áreas de Mata, Cerrado e Campo Rupestre (Fig. 1). O menor número de sítios no Campo Rupestre deve-se principalmente à dificuldade de acesso às áreas e à reduzida proporção deste habitat no QF se comparado aos demais habitats. A distância mínima entre os sítios foi de 2000m e usamos o mapa de cobertura vegetal e uso da terra elaborado por Duarte et al. (2016) como base para a aleatorização dos mesmos, utilizando o software ArcGIS 10.2 (ESRI, 2014). Os sítios amostrais aleatorizados, nos três tipos de habitat natural, estavam sujeitos a diversos tipos de impactos antrópicos, tais como mineração, plantações de eucalipto, pastagens, agricultura, estradas e áreas urbanas. As armadilhas fotográficas foram instaladas nas coordenadas pré-determinadas ou o mais próximo possível delas (no máximo 100m) quando estas estavam em local inacessível. Em cada sítio amostral instalamos uma armadilha-fotográfica (Busnhnell – TrophyCam, Bushnell

- NatureView HD ou Ecotone SGM 5220) configurada para funcionar 24 horas por dia e com um intervalo de 30 segundos entre fotos. Para a instalação das armadilhas-fotográficas priorizamos trilhas e/ou carreiros onde eram observados vestígios (pegadas, fezes, etc.) do grupo de interesse. As câmeras operaram dois meses em cada sítio de amostragem durante a estação predominante seca (Maio a Outubro) nos anos de 2015 e 2016.

2.3. Caracterização das Guildas

As espécies registradas no estudo foram classificadas em seis guildas de acordo com a forma de utilização do recurso alimentar e a sua dieta principal:

Carnívoros (Ca): animais silvestres estritamente carnívoros que abrange a família Felidae. A dieta dos grandes felinos consiste principalmente em animais de médio e grande porte (Reis et al., 2006). Já os felinos de médio porte têm sua dieta voltada principalmente para pequenos vertebrados, como pequenos roedores e marsupiais, lagomorfos, aves, lagartos, serpentes e peixes (Reis et al., 2006). O grupo apresenta ampla distribuição no país, ocorrendo em todos os biomas, desde ambientes abertos à florestais (Reis et al., 2006).

Carnívoros/Onívoros: (CaOn): Animais da ordem Carnivora (exceto felidae), generalistas e oportunistas cuja dieta varia com a estação do ano e o tipo de habitat. Geralmente se alimentam de grandes proporções de frutos, pequenos mamíferos, artrópodes, aves, répteis e anfíbios (Reis et al., 2006). Podem ocorrer em áreas abertas e florestais e possuem ampla distribuição no Brasil (Reis et al., 2006).

Herbívoros (Hb): Composta pelo tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*, Linnaeus, 1758), que se alimenta principalmente de folhas, talos e raízes (Reis et al., 2006). Ocorre em quase todo o país, habitando desde áreas abertas à ambientes florestais, mas principalmente em regiões de transição entre esses ambientes, ocorrendo também em borda de cursos d'água e regiões alagadas. (Reis et al., 2006)

Herbívoros/Frugívoros (HbFr): Espécies que tem a base da sua alimentação constituída por frutos, flores, gramíneas, arbustos, ervas, cascas, sementes e tubérculos (Reis et al., 2006). Algumas espécies ocorrem preferencialmente em áreas florestadas, mas de uma maneira geral, o grupo se distribui por todo Brasil, ocorrendo em diferentes tipos de ambientes (Reis et al., 2006).

Insetívoros (In): Guilda compostas pelos tamanduás e tatus. O tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) e o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*, Linnaeus, 1758) são espécies que se alimentam basicamente de formigas e cupins, mas eventualmente podem se alimentar de larvas e adultos de besouros, abelhas e mel (Reis et al., 2006). Estas espécies podem ocorrer em diferentes habitats, desde ambientes secos e abertos à úmidos e florestais e ocorrem em baixas e médias altitudes (Vizcaíno, et al., 2008). Apesar de predominantemente insetívoros, os tatus possuem sua dieta variada e, dependendo da espécie, podem consumir plantas, insetos e pequenos vertebrados, como roedores, lagartos e cobras (Vizcaíno and Loughry, 2008). Têm sua ocorrência associada principalmente à áreas abertas, mas também podem ocorrer em ambientes florestais (Reis et al., 2006; Vizcaíno and Loughry, 2008).

Onívoros (On): Composta pelos marsupiais dos gêneros *Didelphis* e *Philander*. São animais generalistas e oportunistas que se alimentam de invertebrados, pequenos vertebrados e frutos (Cáceres, 2012). O gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*, Wied-Neuwied, 1826) e a cuíca-de-quatro-olhos (*Philander frenatus*, Olfers, 1818) estão associados a áreas florestadas e têm sua distribuição ao longo do Bioma da Mata Atlântica, já o gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*, Lund, 1840) ocorre tanto em áreas abertas, quanto florestais, se distribuindo ao longo do Cerrado, Caatinga, Pampas e Mata Atlântica (Cáceres, 2012).

2.4 - Modelando a probabilidade de ocupação e detecção das guildas em função de variáveis locais e da paisagem

Neste estudo interpretamos a probabilidade de ocupação (o parâmetro Ψ) como a probabilidade das guildas ocuparem os sítios amostrais (ou os habitats naturais, já que os nossos sítios foram aleatorizados nesses habitats). Já a probabilidade de detecção (o parâmetro p) interpretamos como sendo um “proxy” para a intensidade (ou frequência) de uso (Cassano et al., 2014) das guildas nos sítios amostrais. Esperamos um efeito das variáveis locais e da paisagem na ocupação e na detecção das guildas. Porém é difícil realizar previsões com base no agrupamento de guildas e para a região em que o estudo foi desenvolvido, principalmente pela carência de informações a respeito. Como exemplo, esperamos um efeito negativo das ações antrópicas nas estimativas de ocupação e detecção de todas as guildas, mas não sabemos se elas respondem da mesma maneira aos diferentes tipos de perturbação e se algum tipo de impacto poderia influenciar mais uma guilda do que outra. Além disto, esperamos um

efeito positivo das áreas naturais nessas estimativas, mas não sabemos se esta influência varia com o tipo de habitat e qual teria um maior efeito para cada guilda. Para tentar responder estas e outras questões, avaliamos variáveis do local de instalação das câmeras e dentro de um *buffer* de 2 km de raio ao redor de cada sítio amostral. As análises das métricas de paisagem foram realizadas nos programas ArcGIS 10.2 (ESRI, 2014) e FRAGSTATS 4.2 (Mcgarigal, 2012), utilizando como base o mapa de cobertura vegetal e uso da terra elaborado por Duarte et al. (2016) que possui resolução de 30 metros, 82% de acurácia global e foi derivado a partir de uma imagem *LandSat* de 2013. Para estimar a probabilidade de ocupação (Ψ) das guildas utilizamos as seguintes variáveis:

- a) **Elevação:** com variação de 742 m a 1729 m.
- b) **Tipo de habitat:** O tipo de habitat natural o qual o sítio amostral pertence (Mata, Cerrado ou Campo Rupestre).
- c) **UC:** Se o sítio amostral estava localizado dentro ou fora de Unidade de conservação (UC). Esperamos uma influência positiva das unidades na ocupação das guildas. Por serem áreas protegidas com melhor qualidade de habitat esperamos que as guildas apresentem maiores estimativas nestas áreas do que fora das UC's.
- d) **PLAND:** Porcentagem de cada classe na paisagem, ou seja, é a porcentagem da área dentro do buffer que corresponde a cada tipo de classe (Habitats naturais e atividades antrópicas mais expressivas na região):
 - Habitats naturais (PLAND_AN) - classe composta pelas áreas de mata, cerrado e campo rupestre
 - Eucalipto (PLAND_EUC)
 - Pasto (PLAND_PAS)
 - Mineração (PLAND_MIN)
 - Área urbana (PLAND_URB)

Esperamos uma influência negativa das atividades antrópicas na ocupação das guildas. Quanto maior a proporção dessas classes na paisagem, maior o impacto no ambiente, portanto, menor será a estimativa de ocupação. Em contrapartida esperamos um efeito positivo para a proporção de áreas naturais na paisagem, já que essa métrica pode refletir maior conectividade e disponibilidade de habitat para os animais.

- e) **NDIST:** Representa a menor distância do ponto amostral até uma variável de perturbação antrópica dentro do buffer.

- Eucalipto (NDIST_EUC)
- Pasto (NDIST_PAS)
- Mineração (NDIST_MIN)
- Área urbana (NDIST_URB).

Esperamos um efeito positivo da distância para a perturbação. Quanto maior a distância, maior a ocupação das guildas. Essa variável não leva em consideração o tamanho do impacto e nem o número de perturbações, apenas a distância entre o sítio amostral e o impacto mais próximo de cada uma das classes de atividade antrópica. Novamente selecionamos as classes mais representativas na região.

- f) **DENS_ÁGUA:** Densidade de corpos d'água na paisagem, que corresponde à soma dos perímetros de todos os corpos d'água dividido pela área total do *buffer*. A densidade pode ser um *proxy* para quantidade ou disponibilidade de recurso hídrico na paisagem. Esta disponibilidade pode influenciar o parâmetro (Ψ), sendo maior a estimativa em áreas com maior densidade de corpos d'água.

Já as variáveis avaliadas para estimar a detecção(p) das guildas foram:

- a) **Elevação:** com variação de 742 m a 1729 m.
- b) **Tipo de habitat:** O tipo de habitat natural o qual o sítio amostral pertence (Mata, Cerrado ou Campo Rupestre).
- c) **UC:** Se o sítio amostral estava localizado dentro ou fora de Unidade de conservação (UC). Esperamos que os animais restrinjam sua movimentação em áreas desprotegidas e impactadas levando à uma maior circulação dos mesmos dentro das Unidades de conservação, o que pode influenciar positivamente a detectabilidade das guildas.
- d) **p_d:** Número de dias que as câmeras funcionaram em cada ocasião (0-10 dias; ver mais detalhes na análise dos dados) e sítio de amostragem. O funcionamento inadequado das câmeras pode comprometer a amostragem. Desta forma, resolvemos testar se o tempo de funcionamento das armadilhas influenciou as estimativas de detecção das guildas.
- e) **Densidade da vegetação (DV):** Para avaliar a densidade da vegetação (DV) em cada sítio de amostragem, analisamos imagens digitais da estrutura da vegetação seguindo o método proposto por Nobis (2005). Para tal, a vegetação local era fotografada em quatro posições distintas usando um anteparo branco de 100 cm x 100 cm como pano

de fundo. Um integrante da equipe portando uma câmera fotográfica em mãos se posicionava ao lado oposto e a dois metros da árvore onde a armadilha fotográfica estava fixada (Anexo A). Tendo como referência o integrante da equipe que portava a câmera fotográfica, outro integrante portando o anteparo branco se posicionava a dois metros e em quatro posições distintas (a leste, oeste, norte e sul) da câmera fotográfica para que vegetação local fosse fotografada (Fig.2- Anexo B).

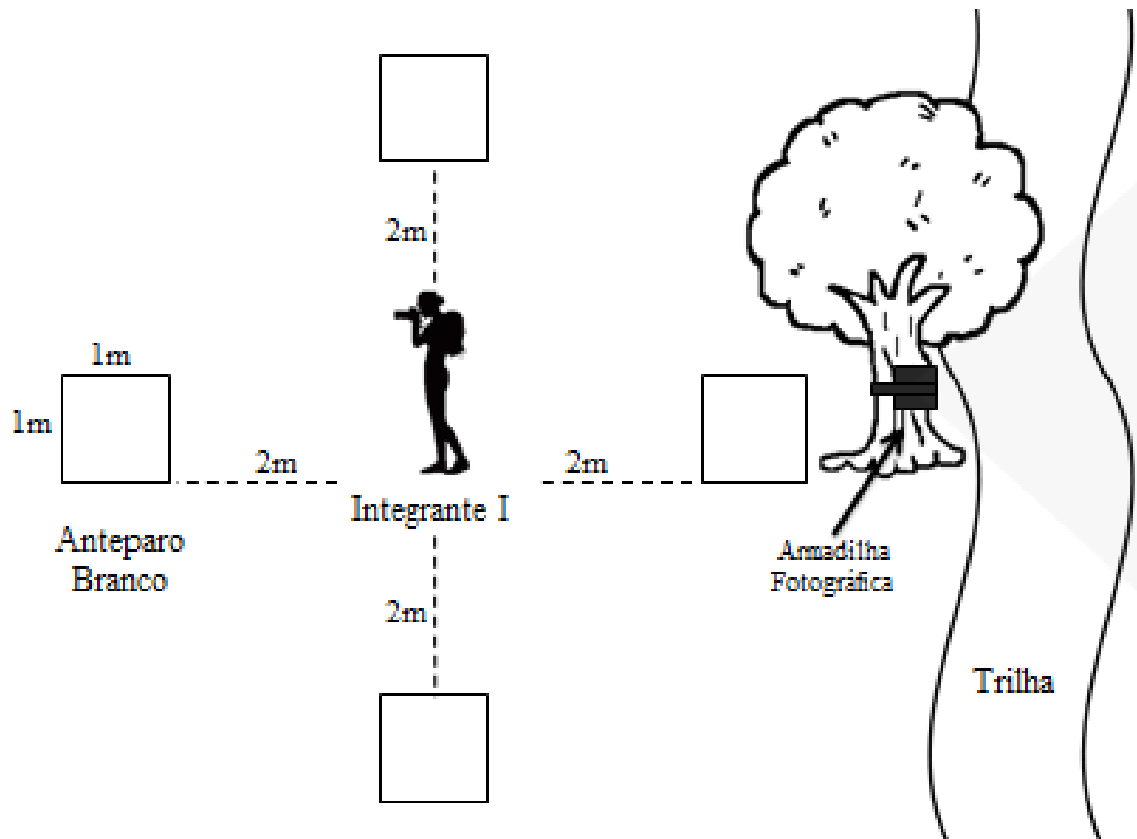


Fig. 2 Esquema ilustrando a metodologia adotada para fotografar a vegetação nos sítios amostrais. As fotografias foram usadas posteriormente para calcular a Densidade da Vegetação (DV) em cada local.

Avaliamos a resolução e o contraste das fotos utilizando os softwares Photoshop CC2015.5 e ImageJ (Fig.3). Posteriormente, calculamos os valores de pixels pretos e pixels brancos para cada fotografia e com base nesses valores, definimos o valor médio de pixels pretos e pixels brancos para cada sítio amostral. Em seguida, usando os resultados obtidos, calculamos a densidades da vegetação para cada sítio amostral a partir da seguinte fórmula:

$$DV = \frac{\text{Área do Anteparo} \times (\text{Média de Pixels Pretos} / \text{Média de Pixels Brancos})}{\text{Comprimento do Anteparo}}$$

Onde:

$$\text{Área do Anteparo} = \text{Altura do anteparo} \times \text{Comprimento do Anteparo.}$$



Fig. 3 Fotografia da vegetação em um ponto de amostragem usada para calcular a densidade da vegetação (DV). a) Fotografia tirada em campo. No fundo em branco, o anteparo de lona com a marcação de 1m x 1m. b) A mesma imagem editada no Photoshop mantendo apenas a área dentro da marcação de 1m x 1m. c) A imagem b convertida em preto e branco no ImageJ para o cálculo da porcentagem de pixels pretos e brancos.

f) **PLAND:** Porcentagem da área dentro do buffer que corresponde a cada tipo de classe (Habitats naturais e atividades antrópicas mais expressivas na região):

- Habitats naturais (PLAND_AN) – classe composta pelas áreas de mata, cerrado e campo rupestre
- Eucalipto (PLAND_EUC)
- Pasto (PLAND_PAS)
- Mineração (PLAND_MIN)
- Área urbana (PLAND_URB)

Esperamos um efeito negativo das classes antrópicas nas estimativas de detecção das guildas, pois a tendência é que as espécies restrinjam a movimentação em áreas mais perturbadas, portanto, a detectabilidade das guildas nestas áreas.

g) **NDIST:** Representa a menor distância do ponto amostral até uma variável de perturbação antrópica dentro do buffer:

- Eucalipto (NDIST_EUC)
- Pasto (NDIST_PAS)
- Mineração (NDIST_MIN)
- Área urbana (NDIST_URB).

Também esperamos que as espécies restrinjam a movimentação em áreas muito próximas aos impactos, desta forma, a detecção também será maior, quanto maior for a distância para a perturbação.

h) NDIST_RIOS: Distância para recurso hídrico mais próximo dentro do buffer. .
Muitos mamíferos apresentam ligação forte aos cursos d'água, ambientes mais úmidos e até alagados. Assim, acreditamos que a movimentação das espécies em ambientes mais próximos de recursos hídricos será maior que em ambientes distantes da água, o que pode aumentar a detecção das guildas.

Por fim, testamos se todas as variáveis preditoras eram correlacionadas e nenhuma delas apresentou alto valor de correlação (<0.70).

2.5. *Análise dos dados*

Todos os registros detectados pelas armadilhas fotográficas foram armazenados no programa CPW Photo Warehouse 4.0 (Newkirk, 2016). Posteriormente, as espécies de mamíferos foco do estudo foram identificadas ao menor nível taxonômico possível e, subsequentemente, classificadas nas guildas de interesse. Agrupamos os 60 dias de amostragem em seis ocasiões de captura (10 dias de amostragem/ocasião), de modo a compor os históricos de detecção para cada sítio de armadilha fotográfica para cada um dos anos (2015 e 2016). Os históricos de detecção foram constituídos pela detecção (1) ou ausência de detecção (0) de cada guilda em cada uma das ocasiões de captura.

Usando estes dados e o modelo de ocupação dinâmico ou “multi-season” (MacKenzie et al., 2003), primeiramente exploramos possíveis mudanças no estado de ocupação (isto é, testamos a premissa de fechamento; Mackenzie et al., 2002), assim como possíveis diferenças na probabilidade de detecção entre os anos de amostragem. Construímos quatro modelos, onde os parâmetros responsáveis por uma dinâmica entre anos (probabilidade de colonização e extinção local) eram estimados (sem fixar em zero – a ocupação é dinâmica entre os anos) ou não (fixados em zero – a ocupação é estática entre os anos) e a probabilidade de detecção variava ou não entre os anos. Usando o critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc) na seleção dos modelos (Burnham and Anderson, 2002), o modelo com a ocupação dinâmica e a probabilidade de detecção variando entre os anos foi suportado ($\Delta AICc < 2$). Deste modo, utilizamos o modelo de ocupação “single-season” (Mackenzie et al., 2002) no Programa MARK (White and Burnham, 1999) e consideramos o ano como mais uma variável a ser modelada na probabilidade de ocupação e detecção das guildas nas análises subsequentes.

Posteriormente, testamos se os registros das guildas foram independentes nos sítios amostrais. Esta análise foi realizada no programa PRESENCE (Hines, 2006), avaliando a sobredispersão dos dados do modelo mais parametrizado em cada conjunto de modelos através do fator de inflação da variância (\hat{c} estimado para o modelo; veja detalhes em MacKenzie and Bailey, 2004). Valores estimados de \hat{c} próximo a 1 e com $p > 0,05$ sugerem um bom ajuste e uma ausência de dependência espacial entre os sítios amostrados.

Nós construímos 373 modelos por guilda no Programa MARK, consistindo em todas as possíveis combinações aditivas (máximo duas covariáveis por modelo) entre as variáveis de interesse para a probabilidade de ocupação e detecção. Esta estratégia resultou em um balanceamento no conjunto de modelos, isto é, todas as variáveis apareceram o mesmo número de vezes em cada conjunto de modelos, permitindo interpretar o peso acumulativo do AICc (w_+) para cada variável de interesse (Doherty et al., 2012). Esta estratégia permitiu avaliar as variáveis com maior importância biológica e que mais influenciaram na probabilidade de ocupação e detecção das guildas de interesse. A estimativa final dos parâmetros de interesse (Ψ e p) para cada guilda foi realizada com base na média ponderada das estimativas de todos os modelos (“model averaging”; Burnham and Anderson, 2002) testados ou com base naquelas covariáveis com o maior peso acumulativo para cada parâmetro de interesse. Estimadores de máxima verossimilhança (MLE) incorporados no programa MARK foram utilizados para obter as estimativas de probabilidade de ocupação e detecção das guildas de interesse (Mackenzie et al., 2002).

3. RESULTADOS

Com um esforço amostral total de 13.920 câmara-dias e um total de 891 registros, foram registradas 29 espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte (Tabela 1-Anexo C). Destes 891 registros, 496 foram registrados em 39 dos 46 sítios de mata, 332 registrados em 29 dos 43 sítios de cerrado e 63 em 16 dos 27 sítios amostrados no Campo Rupestre.

A Guilda mais registrada foi Carnívoro/Onívoros com o total de 260 registros. Esta guilda foi registrada em 55 localidades, sendo 82 registros em 25 sítios de mata, 161 registros em 19 sítios de Cerrado e 17 registros em 11 sítios de Campo Rupestre. O tapeti (*S. brasiliensis*), o Herbívoro, foi registrado 212 vezes em 29 sítios. Foram 125 registros em 14 sítios de mata, 81 registros em 10 sítios de Cerrado e seis registros em cinco sítios de Campo Rupestre. A guilda Onívoros apresentou 109 registros em 14 sítios de mata, 10 registros em

três sítios de cerrado e um registro no Campo Rupestre, totalizando 120 registros em apenas 18 sítios de amostragem. Já a guilda Insetívoros foi registrada em 34 localidades em um total de 118 registros, sendo 79 registros em 23 sítios de mata, 34 registros em sete sítios de cerrado e cinco registros em quatro sítios de Campo Rupestre. A guilda menos registrada foi Carnívoros com apenas 54 registros distribuídos em 23 sítios de amostragem. Desses registros, 20 foram em 12 sítios de mata, 10 em seis sítios de cerrado e 24 em cinco sítios de Campo Rupestre.

Os testes de independência não indicaram sobredispersão dos dados ($\hat{c} \leq 1.1$ e $p > 0.05$ em todos os testes), sugerindo que os registros das guildas foram independentes entre os sítios amostrais.

Nenhuma variável da paisagem influenciou $\hat{\Psi}$ ou \hat{p} e somente duas variáveis do sítio influenciaram estes parâmetros ($w_+ > 0.50$; Tabela 2). A variável “Habitat” influenciou a estimativa de ocupação da guilda Insetívoros ($w_+ = 0.75$), sendo a probabilidade de ocupação desta guilda maior nos sítios instalados no habitat de mata do que nos habitats de cerrado e de Campo Rupestre (Tabela 2). Essa variável também influenciou positivamente a probabilidade de detecção das guildas Herbívoro/Frugívoro ($w_+ = 0.66$) e Onívoros ($w_+ = 0.51$), com os habitats de mata apresentando as maiores estimativas (Tabela 2). Outra variável que apresentou influência foi “UC”. Esta variável afetou a probabilidade de detecção da guilda Carnívoros ($w_+ = 0.60$), sendo a probabilidade de detecção maior nos sítios de armadilhas fotográficas instalados dentro de Unidades de Conservação do que nos sítios fora dessas unidades (Tabela 2).

As estimativas de ocupação das guildas foram baixas. Considerando todos os habitats amostrados, a guilda Carnívoro/Onívoros teve a maior estimativa com $\hat{\Psi} = 0.43$ (IC95% = 0.31-0.56), seguida pela guilda Herbívoro/Frugívoros com $\hat{\Psi} = 0.41$ (IC95% = 0.28-0.56). As guildas Onívoros, Herbívoro e Carnívoros apresentaram as estimativas de ocupação iguais a 0.25 (IC95% = 0.14-0.41), 0.24 (IC95% = 0.17-0.34) e 0.19 (IC95% = 0.09-0.36), respectivamente (Tabela 2). Considerando o efeito da variável “Habitat” na estimativa de ocupação da guilda Insetívoros, a estimativa média desta guilda nos habitats de mata foi igual a 0.50 (IC95% = 0.30-0.71). (Tabela 2).

Tabela 1 Lista de espécies registradas nos habitats de mata (MT), cerrado (CE) e campo rupestre (CR) do Quadrilátero Ferrífero, com o número de registros por ambiente e número de pontos em que foram registradas. As espécies foram separadas por guildas com base nas referências citadas (Ca - Carnívoros, CaOn - Carnívoros/Onívoros, Hb - Herbívoro, HbFr - Herbívoros/Frugívoros, In - Insetívoros, On - Onívoros e NA - Não se Aplica).

ORDEM	TAXON	GUILDA	MT	CE	CR	TOTAL	N_PONTOS	REFERÊNCIAS
Artiodactyla	<i>Mazama sp.</i> ^{*1}	Hb/Fr	26	30	3	59 - 6.64%	26 - 22.41%	Reis et al.,2006
	<i>Pecari tajacu</i>	Hb/Fr	11	0	0	11 - 1.24%	5 - 4.31%	(Desbiez et al., 2009; Galetti et al., 2015)
Carnivora	<i>Cerdocyon thous</i>	CaOn	12	28	4	44 - 4.95%	18 - 15.52%	(Gatti et al., 2006; Rocha et al., 2008)
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	CaOn	0	25	0	25 - 2.81%	6 - 5.17%	(De Arruda Bueno and Motta-Junior, 2009; Rodrigues et al., 2007)
	<i>Conepatus semistriatus</i>	CaOn	1	4	0	5 - 0.56%	3 - 2.59%	(Cavalcanti, 2010; Kasper et al., 2009)
	<i>Eira barbara</i>	CaOn	27	10	2	39 - 4.39%	20 - 17.24%	(Presley, 2000)
	<i>Leopardus guttulus</i>	Ca	9	3	0	12 - 1.12%	6 - 5.17%	(Wang, 2002)
	<i>Leopardus pardalis</i>	Ca	4	0	7	11 - 1.24%	7 - 6.03%	(Bianchi et al., 2010; Wang, 2002)
	<i>Lycalopex vetulus</i>	CaOn	0	89	7	96 - 10.80%	14 - 12.07%	(Dalponte, 2009; Juarez and Marinho, 2002)
	<i>Nasua nasua</i>	CaOn	42	4	4	50 - 5.62%	16 - 13.79%	(Alves-Costa et al., 2004; Gompper and Decker, 1998)
	<i>Procyon cancrivorus</i>	CaOn	0	1	0	1 - 0.11%	1 - 0.86%	(Gatti et al., 2006)
	<i>Puma concolor</i>	Ca	4	3	17	24 - 2.70%	7 - 6.03%	(Cassaigne et al., 2016; Gómez-Ortiz and Monroy-Vilchis, 2013)
Cingulata	<i>Puma yagouaroundi</i>	Ca	3	4	0	7 - 0.79%	6 - 5.17%	(Bianchi et al., 2010; Tófoli et al., 2009)
	<i>Cabassous sp.</i>	In	14	4	2	20 - 2.25%	12 - 10.34%	Vizcaíno and Loughry, 2008
	Dasypodidae	In	9	7	1	17 - 1.91%	11 - 9.48%	Vizcaíno and Loughry, 2008
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	In	52	14	0	66 - 7.42%	23 - 19.83%	Vizcaíno and Loughry, 2008
	<i>Dasypus septemcinctus</i>	In	0	2	0	2 - 0.22%	1 - 0.86%	Vizcaíno and Loughry, 2008
	<i>Euphractus sexcinctus</i>	In	0	4	0	4 - 0.45%	2 - 1.72%	Vizcaíno and Loughry, 2008
Didelphimorphia	Didelphidae ^{*2}	On	109	10	1	120 - 13.5%	18 - 15.52%	Cárceles, 2012
Lagomorpha	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Hb	125	81	6	212 - 23.85%	29 - 25%	Reis et al.,2006
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i>	Hb/Fr	1	0	6	7 - 0.79%	4 - 3.45%	(Galetti et al., 2001; Talamoni and Assis, 2009)
Pilosa	<i>Tamandua tetradactyla</i>	In	4	3	2	9 - 1.01%	9 - 7.76%	(Vizcaíno and Loughry, 2008; Gallo et al., 2017)
Primata	<i>Callithrix penicillata</i> ^{*3}	NA	2	1	0	3 - 0.34%	3 - 2.59%	NA
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i>	Hb/Fr	31	3	0	34 - 3.82%	14 - 12.07%	Reis et al., 2006
	<i>Dasyprocta</i> ^{*3}	NA	2	0	0	2 - 0.22%	1 - 0.86%	NA
	<i>Sphiggurus sp.</i> ^{*3}	NA	0	2	0	2 - 0.22%	1 - 0.86%	NA
	<i>Sciurus aestuans</i> ^{*3}	NA	8	0	1	9 - 1.01%	4 - 3.45%	NA
Total	29 espécies	-	496	332	63	891	116	-

^{*1} Registros de *Mazama americana* e *M. gouazoubira*. ^{*2} Registros de *Didelphis aurita*, *D. albiventris* e *Philander sp.* ^{*3} Espécies registradas no trabalho, mas que não entraram nas análises.

Tabela 2 Peso acumulativo das variáveis modeladas e estimativas médias (“model averaging”) para a probabilidade de ocupação (Ψ) e de detecção (p) das guildas (Ca-Carnívora, CaOn-Carnívora/Onívora, Hb-Herbívora, HbFr-Herbívora/Frugívora, In-Insetívora e On-Onívora). Em negrito, as variáveis com peso acumulativo ≥ 0.50 .

Ψ	Ca	CaOn	Hb	HbFr	In	On
ANO	0.12	0.04	0.01	0.01	0.01	0.02
HABITAT	0.01	0.02	0.00	0.02	0.75	0.21
GRUPO	0.00	0.01	0.00	0.00	0.06	0.06
ALTITUDE	0.07	0.06	0.01	0.01	0.03	0.03
DENS_RIOS	0.06	0.02	0.01	0.01	0.03	0.03
NDIST_EUC	0.05	0.05	0.01	0.02	0.03	0.03
NDIST_MIN	0.03	0.12	0.04	0.01	0.03	0.03
NDIST_PAS	0.02	0.02	0.01	0.01	0.04	0.05
NDIST_URB	0.03	0.03	0.01	0.01	0.04	0.02
PLAND_AN	0.02	0.07	0.01	0.01	0.03	0.02
PLAND_EUC	0.05	0.07	0.02	0.01	0.04	0.03
PLAND_MIN	0.03	0.08	0.02	0.01	0.03	0.13
PLAND_PAS	0.08	0.02	0.01	0.01	0.05	0.05
PLAND_URB	0.07	0.03	0.01	0.01	0.03	0.03
UC	0.03	0.02	0.03	0.02	0.04	0.02
Mata = 0.50 (IC95%=0.30-0.71)						
Estimativa média	0.19 (IC95%=0.09-0.36)	0.43 (IC95%=0.31-0.56)	0.24 (IC95%=0.17-0.34)	0.41 (IC95%=0.28-0.56)	Cerrado = 0.20 (IC95%=0.05-0.54)	0.25 (IC95%=0.14-0.41)
Campo Rupestre = 0.22 (IC95%=0.03-0.73)						
P	Ca	CaOn	Hb	HbFr	In	On
ANO	0.07	0.03	0.00	0.00	0.04	0.01
HABITAT	0.02	0.28	0.48	0.66	0.19	0.51
GRUPO	0.02	0.41	0.29	0.31	0.02	0.28
ALTITUDE	0.27	0.04	0.24	0.29	0.19	0.02
DIAS	0.03	0.02	0.01	0.02	0.03	0.03
DV	0.04	0.07	0.37	0.22	0.03	0.03
NDIST_EUC	0.04	0.03	0.01	0.01	0.03	0.05
NDIST_MIN	0.03	0.03	0.08	0.02	0.08	0.03
NDIST_PAS	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.03
NDIST_RIOS	0.10	0.03	0.01	0.02	0.03	0.03
NDIST_URB	0.02	0.02	0.27	0.16	0.13	0.11
UC	0.60	0.28	0.01	0.03	0.04	0.03
Mata = 0.35 (IC95%=0.18-0.58)						
Estimativa média	Dentro de UC 0.41 (IC95%=0.26-0.59)	0.27 (IC95%=0.16-0.42)	0.50 (IC95%=0.32-0.69)	Cerrado = 0.17 (IC95%=0.09-0.31)	0.22 (IC95%=0.13-0.36)	Mata=0.41 (IC95%=0.23-0.62) Cerrado=0.14 (IC95%=0.01-0.67)
Campo Rupestre = 0.03 (IC95%=0.00-0.26)						
Campo Rupestre = 0.10 (IC95%=0.00-0.80)						

4. DISCUSSÃO

Inúmeros estudos já alertam para o processo de defaunação global provocado pelas alterações antrópicas, sendo necessárias medidas urgentes para a proteção da biodiversidade (e.g. Bello et al., 2015; Chapron and López-Bao, 2016; Dirzo et al., 2014). Nossos achados sugerem que a situação dos mamíferos de médio e grande porte no Quadrilátero Ferrífero não é diferente. A baixa probabilidade de ocupação das guildas encontrada pelo presente estudo é extremamente preocupante e deve ser considerada no planejamento de estratégias para a conservação da comunidade de mamíferos no local. Apesar de 70% da área deste geossistema ferruginoso ser composta por áreas naturais e corpos d'água (Duarte et al., 2016), as estimativas de ocupação das guildas de mamíferos na região foram muito baixas ($\hat{P} < 0.50$ para todas as guildas). Mesmo para a guilda Carnívoros/Onívoros, que é composta por espécies oportunistas e generalistas, como a Irara (*Eira barbara*, Linnaeus, 1758) (Presley, 2000), o Quati (*Nasua nasua*, Linnaeus, 1766) (Alves-Costa et al., 2004) e o Cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*, Linnaeus, 1766) (Gatti et al., 2006; Rocha et al., 2008), somente 43% dos sítios foram ocupados por pelo menos uma das sete espécies que compõem essa guilda. A situação é ainda mais crítica se analisarmos a guilda Carnívoros, onde apenas 19% dos sítios foram ocupados por felinos, que é o grupo mais ameaçado entre os carnívoros e mamíferos em geral (Macdonald et al., 2010).

Desde o período colonial, no final do século XVII, os recursos minerais do Quadrilátero Ferrífero vêm sendo intensamente explorados, tais como ouro e diamante e, atualmente, o minério de ferro (Brasil, 2016). Considerando o histórico de exploração e colonização da região, a fauna local sofre uma pressão antrópica crescente há centenas de anos o que pode ter afetado negativamente a comunidade de mamíferos de médio e grande porte. Isso pode ter refletido no baixo número de registros das espécies e, conseqüentemente, nas baixas probabilidades de ocupação das guildas em toda a área do Quadrilátero Ferrífero. Desta forma, pode ser que algumas das variáveis avaliadas já tenham influenciado as guildas em algum momento, e que, atualmente, devido a baixa distribuição das espécies na área de estudo, não seja possível mensurar o efeito dessas variáveis, ou mesmo se esse efeito ainda existe. Além disso, outros fatores não avaliados neste estudo, como por exemplo, a disponibilidade de presas (Burton et al., 2012), a caça (Brodie et al., 2014; Naughton-Treves et al., 2003) e a presença de animais domésticos (Silva-Rodríguez and Sieving, 2012), podem

também estar relacionados com a probabilidade de ocupação e detecção das guildas de interesse.

Sabemos, entretanto, que algumas variáveis são importantes e influenciaram a distribuição (ou ocupação) e a detecção dessas espécies no atual cenário do Quadrilátero Ferrífero. A variável “Habitat” influenciou a probabilidade de ocupação da guilda Insetívoros, sendo esta estimativa maior nos ambientes de mata do que nos de Cerrado e de Campo Rupestre. Esta mesma variável também influenciou positivamente a probabilidade de detecção das guildas Herbívoros/Frugívoros e Onívoros nos habitats de mata, sugerindo uma maior frequência ou intensidade de uso (Cassano et al., 2014), ou até mesmo uma maior abundância das espécies que compõe estas guildas (Royle and Nichols, 2003). Estes resultados sugerem que os habitats florestais representam melhores condições para estas guildas na área de estudo. Gentile et al. (2004) demonstram uma relação positiva de marsupiais com a produção de serrapilheira em áreas florestadas, e sugerem que a serrapilheira seja a base de recursos como artrópodes e frutos para estes animais, o que pode atrair também os tatus e pequenos frugívoros para estas áreas.

Por outro lado, considerando-se que tanto a estimativa de ocupação da guilda Insetívoros, quanto as estimativas de detecção das guildas Herbívoros/Frugívoros e Onívoros nos habitats de mata também foram baixas, estes ambientes podem apresentar melhores condições que os demais, simplesmente porque os outros ambientes podem estar em piores condições de preservação. Segundo Duarte et al (2016), existe uma pressão direta de perturbações antrópicas nas áreas naturais do Quadrilátero Ferrífero, sendo, por exemplo, os ambientes florestais constituídos majoritariamente por áreas de borda do que por áreas de interior de floresta. Além disso, grande parte das atividades de mineração está localizada em regiões de canga, uma formação rochosa ferruginosa presente em porções mais altas do relevo (Souza and Carmo, 2015). No QF as cangas correspondem a cerca de 6,5% da área desse geossistema e menos de 2% dessa formação está protegida em Unidades de Conservação (Souza and Carmo, 2015). Sendo o Quadrilátero Ferrífero a maior região produtora de minério de ferro do país, suas cangas são áreas de grande interesse das mineradoras, o que constitui uma ameaça direta para os campos rupestres ferruginosos. Apesar da alta resistência, esses campos apresentam baixa resiliência, o que torna difícil a restauração das suas áreas degradadas (Le Stradic et al., 2014). Já o Cerrado apresenta, atualmente, crescentes e elevadas taxas de desmatamento, principalmente relacionadas às atividades agropecuárias, que podem levar este *hotspot* ao colapso se medidas urgentes de preservação do bioma não forem

tomadas (Strassburg et al., 2017). As áreas de cerrado do nosso estudo também sofrem influência dessas atividades. Durante o período de amostragem, tivemos 103 registros de gado, sendo 81 deles só no Cerrado, 19 no Campo Rupestre e apenas três em mata. Além de gado, registramos 287 vezes os cavalos. Destes registros, 266 estavam no Cerrado, enquanto apenas 10 estavam em Campo Rupestre e 11 em mata. Neste contexto, a maior probabilidade de detecção das guildas Herbívoros/Frugívoros e Onívoros, além da maior probabilidade de ocupação da guilda Insetívoros nas áreas de mata, podem ser reflexos dos impactos no Campo Rupestre e no Cerrado, o que contribui para que estes animais fiquem ilhados nos fragmentos de mata.

Outra variável avaliada que influenciou as espécies estudadas foi a “UC”. A probabilidade de detecção da guilda Carnívoros foi aproximadamente cinco vezes maior ($p=0.41$) nos sítios dentro de Unidades de Conservação do que nos sítios fora dessas Unidades ($p=0.08$), sugerindo uma maior frequência de utilização das espécies (felinos) que compõe esta guilda ou uma maior abundância das mesmas em áreas protegidas. Este resultado ressalta a importância das unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável, que correspondem a apenas 13% do território do QF (PRÍSTINO, 2016), para a conservação deste grupo.

Mudanças na biodiversidade e no padrão de distribuição das espécies ou grupos funcionais afetam funções, processos e serviços ecossistêmicos (Chapin et al., 2000; Edwards et al., 2014; Haddad et al., 2015; Mouillot et al., 2013; Pereira et al., 2010). A dispersão de sementes em muitas plantas é mediada por mamíferos (Howe and Smallwood, 1982). Desta forma, a ausência do dispersor pode afetar a colonização de novos habitats e a manutenção das populações de plantas, implicando em impactos sobre todo o ecossistema (Ruxton and Schaefer, 2012; Wotton and Kelly, 2011). Já a ausência de predadores, além de afetar serviços ecossistêmicos (Beschta and Ripple, 2009; Ripple et al., 2014), geram desequilíbrios nas populações de presas, o que causa diversos prejuízos ao meio ambiente, podendo inclusive, levar espécies à extinção (Berger et al., 2001; Beschta and Ripple, 2009; Johnson et al., 2007; Ripple et al., 2014). Considerando-se as baixas estimativas apresentadas neste estudo, as funções desempenhadas pelas guildas dos mamíferos podem não ser eficientes em mais da metade dos pontos amostrados, ressaltando a importância de se elaborar estratégias de conservação para o grupo estudado.

Neste sentido, a criação de novas unidades de conservação, com áreas que suportem populações de médios e grandes mamíferos, bem como a gestão correta das áreas protegidas,

podem ser medidas eficientes para a conservação desses animais. Adicionalmente, projetos que avaliem a conectividade entre as UCs e medidas que visem melhorar o fluxo de animais entre elas, também podem ser estratégias eficientes com um melhor custo-benefício. Além do mais, a manutenção de reservas legais, matas ciliares e áreas de preservação permanente (APPs) do Quadrilátero Ferrífero podem ser medidas importantes para o reestabelecimento das populações de mamíferos.

É importante a proteção desses ambientes dentro e fora das áreas protegidas, já que os limites das unidades não constituem uma barreira para as espécies, o que torna as zonas de amortecimento e as áreas particulares cruciais nesse processo. Uma vez que as áreas remanescentes de Mata Atlântica influenciaram positivamente a probabilidade de ocupação de uma guilda (Insetívoros) e a probabilidade de detecção de duas guildas (Herbívoros/Frugívoros e Onívoros) na área de estudo, esse habitat merece atenção no planejamento dessas estratégias. Além disso, são necessárias medidas que melhorem a qualidade dos outros habitats e reduzam as fontes de perturbação em todos os ambientes do Quadrilátero Ferrífero.

Para que essas estratégias sejam efetivas é preciso que haja um plano de ação que inclua a população humana. Hossain et al. (2016) registraram em apenas 21 dias, através de armadilhas fotográficas, 872 atividades ilegais, tais como a presença de caçadores e pescadores, em três áreas protegidas de Bangladesh. Se essas atividades acontecem dentro de unidades com fiscalização, possivelmente esse número é muito superior em áreas sem fiscalização. Segundo Koziarski et al. (2016), muito além de unidades de conservação, a educação ambiental, a conscientização da população e o manejo adequado da agricultura e da pecuária são as principais ferramentas para mitigar os conflitos entre os homens e os mamíferos. Mudanças na legislação e práticas de conservação compartilhadas por vários países da Europa, além de práticas individuais como medidas de proteção ao gado, reduziram os conflitos entre carnívoros e humanos neste continente (Chapron et al., 2014). Essas medidas permitiram o crescimento e o estabelecimento com sucesso de populações de carnívoros em áreas dominadas por humanos (Chapron et al., 2014). Estes exemplos nos mostram que é possível incluir o homem no processo de preservação dos mamíferos e recuperação das áreas impactadas para que as espécies que compõem as guildas voltem a ocupar os habitats no Quadrilátero Ferrífero. O nosso estudo é um alerta para que medidas urgentes para conservação dos mamíferos terrestres de médio e grande porte sejam tomadas a fim de manter estáveis os processos que sustentam o ecossistema. Esperamos que com

medidas de conservação como estas, torne-se mais fácil encontrar o Wally, no caso os mamíferos, no Quadrilátero Ferrífero.

REFERÊNCIAS

- Alves-Costa, C.P., Da Fonseca, G. a. B., Christófaró, C., 2004. Variation in the Diet of the Brown-Nosed Coati (*Nasua Nasua*) in Southeastern Brazil. *J. Mammal.* 85, 478–482. doi:10.1644/1545-1542(2004)085<0478:VITDOT>2.0.CO;2
- Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Metzger, J.P., 2013. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. *Ecol. Indic.* 31, 82–88. doi:10.1016/j.ecolind.2012.04.015
- Barbosa, N.P. de U., Fernandes, G.W., Sanchez-Azofeifa, A., 2015. A relict species restricted to a quartzitic mountain in tropical America: an example of microrefugium? *Acta Bot. Brasilica* 29, 299–309. doi:10.1590/0102-33062014abb3731
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M.A., Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Lima, R.A.F., Peres, C.A., Ovaskainen, O., Jordano, P., 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci. Adv.* 1, 1–11. doi:10.1126/sciadv.1501105
- Berger, J., Stacey, P.B., Bellis, L., Johnson, M.P., 2001. A mammalian predator-prey imbalance: Grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecol. Appl.* 11, 947–960. doi:10.1890/1051-0761(2001)011[0947:AMPPIG]2.0.CO;2
- Bergstrom, B.J., 2017. Carnivore conservation: shifting the paradigm from control to coexistence. *J. Mammal.* 98, 1–6. doi:10.1093/cercor/bhw393
- Beschta, R.L., Ripple, W.J., 2009. Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biol. Conserv.* 142, 2401–2414. doi:10.1016/j.biocon.2009.06.015
- Bianchi, R.D.C., Mendes, S.L., Júnior, P.D.M., 2010. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 45, 111–119. doi:10.1080/01650521.2010.514791
- Brasil, 2016. Departamento Nacional de Produção Mineral. Anuário Mineral Brasileiro: Principais substâncias metálicas [WWW Document]. URL http://www.dnppm.gov.br/dnppm/paginas/anuario-mineral/arquivos/dnppm_amb_2016_metalicos (accessed 4.5.17).
- Brodie, J.F., Giordano, A.J., Zipkin, E.F., Bernard, H., Mohd-Azlan, J., Ambu, L., 2014. Correlation and persistence of hunting and logging impacts on tropical rainforest mammals. *Conserv. Biol.* 29, 110–121. doi:10.1111/cobi.12389
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed), Second Edi. ed, Ecological Modelling. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004
- Burton, A.C., Sam, M.K., Balangtaa, C., Brashares, J.S., 2012. Hierarchical multi-species modeling of carnivore responses to hunting, habitat and prey in a West African protected area. *PLoS One* 7. doi:10.1371/journal.pone.0038007
- Cáceres, N. C. (Ed.), 2012. Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação, second ed. UFMS, Campo Grande.
- Cassaigne, I., Medellín, R.A., Thompson, R.W., Culver, M., Ochoa, A., Vargas, K., Childs, J.L., Sanderson, J., Torres-gomez, A., 2016. Diet of pumas (*Puma concolor*) in Sonora, Mexico, as determined by GPS kill sites and molecular identified scat, with comments on jaguar (*Panthera onca*) diet. *Southwest. Nat.* 61, 125–132. doi:10.1894/0038-4909-

61.2.125

- 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. doi:10.1016/j.biocon.2013.10.006
- Cavalcanti, G.N., 2010. *Biologia comportamental de Conepatus semistriatus (Carnivora, Mephitidae) em Cerrado do Brasil Central*. UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–42. doi:10.1038/35012241
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., Arx, M. von, Huber, D., Andrén, H., López-Bao, J.V., Adamec, M., Álvares, F., Anders, O., Balčiauskas, L., Balys, V., Bedó, P., Bego, F., Blanco, J.C., Breitenmoser, U., Brøseth, H., Bufka, L., Bunikyte, R., Ciucci, P., Dutsov, A., Engleder, T., Fuxjäger, C., Groff, C., Holmala, K., Hoxha, B., Iliopoulos, Y., Ionescu, O., Jeremić, J., Jerina, K., Kluth, G., Knauer, F., Kojola, I., Kos, I., Krofel, M., Kubala, J., Kunovac, S., Kusak, J., Kutal, M., Liberg, O., Majjić, A., Männil, P., Manz, R., Marboutin, E., Marucco, F., Melovski, D., Mersini, K., Mertzanis, Y., Mysłajek, R.W., Nowak, S., Odden, J., Ozolins, J., Palomero, G., Paunović, M., Persson, J., Potočník, H., Quenette, P.-Y., Rauer, G., Reinhardt, I., Rigg, R., Ryser, A., Salvatori, V., Skrbinišek, T., Stojanov, A., Swenson, J.E., Szemethy, L., Trajçe, A., Tsingarska-Sedefcheva, E., Váňa, M., Veeroja, R., Wabakken, P., Wölfl, M., Wölfl, S., Zimmermann, F., Zlatanova, D., Boitani, L., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* (80-). 346, 1517–1519. doi:10.1126/science.1257553
- Chapron, G., López-Bao, J.V., 2016. Coexistence with Large Carnivores Informed by Community Ecology. *Trends Ecol. Evol.* 31, 578–580. doi:10.1016/j.tree.2016.06.003
- Chiarello, A.G., 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 14, 1649–1657. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99071.x
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Current* 89, 71–82. doi:10.1016/S0006-3207(98)00130-X
- Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conserv. Biol.* 19, 672–679. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00666.x
- Dalponte, J.C., 2009. *Lycalopex vetulus (Carnivora: Canidae)*. *Mamm. Species* 847, 1–7. doi:10.1644/847.1
- De Arruda Bueno, a, Motta-Junior, J.C., 2009. Feeding habits of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus (Carnivora: Canidae)*, in Southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 44, 67–75. doi:10.1080/01650520902891413
- Desbiez, A.L.J., Santos, S.A., Keuroghlian, A., Bodmer, R.E., 2009. Niche Partitioning Among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus Scrofa*). *J. Mammal.* 90, 119–128. doi:10.1644/08-MAMM-A-038.1
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-). 345, 401–406. doi:10.1126/science.1251817
- Doherty, P.F., White, G.C., Burnham, K.P., 2012. Comparison of model building and selection strategies. *J. Ornithol.* 152, 317–323. doi:10.1007/s10336-010-0598-5
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*, *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*.
- Duarte, G.T., Ribeiro, M.C., Paglia, A.P., 2016. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. *PLoS One* 11, e0154573.

- doi:10.1371/journal.pone.0154573
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F., 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 29, 511–520. doi:10.1016/j.tree.2014.07.003
- ESRI, 2014. ArcGIS Desktop: Release 10.3. Redlands CA.
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Rev. Lit. Arts Am.* 34, 487–515. doi:10.1146/132419
- Galetti, M., Camargo, H., Siqueira, T., Keuroghlian, A., Donatti, C.I., Jorge, M.L.S.P., Pedrosa, F., Kanda, C.Z., Ribeiro, M.C., 2015. Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PLoS One* 10, 1–10. doi:10.1371/journal.pone.0141459
- Galetti, M., Keuroghlian, A., Hanada, L., Morato, M.I., 2001. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir. *Biotropica* 33, 723–726. doi:10.1646/0006-3606(2001)033[0723:FASDBT]2.0.CO;2
- Gallo, J.A., Abba, A.M., Elizalde, L., Di Nucci, D., Ríos, T.A., Ezquiaga, M.C., 2017. First study on food habits of anteaters, *Myrmecophaga tridactyla* and *Tamandua tetradactyla*, at the southern limit of their distribution. *Mammalia* 0, 1–4. doi:10.1515/mammalia-2016-0117
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A., Sodhi, N.S., 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol. Lett.* 12, 561–582. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x
- Gatti, A., Bianchi, R., Rosa, C.R.X., Mendes, S.L., 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. *J. Trop. Ecol.* 22, 227–230. doi:10.1017/S0266467405002956
- Gentile, R., Finotti, R., Rademaker, V., Cerqueira, R., 2004. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic forest in southeastern Brazil. *Mammalia* 68, 109–119. doi:10.1515/mamm.2004.012
- Giulietti, A.M., Pirani, J.R., Harley, R.M., 1997. Espinhaço range region, eastern Brazil. *Centres Plant Divers.* 3, 397–404.
- Gómez-Ortiz, Y., Monroy-Vilchis, O., 2013. Feeding ecology of *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife Biol.* 19, 179–187.
- Gompper, M., Decker, D., 1998. *Nasua nasua*. *Mamm. Species.* doi:10.1126/science.95.2469.427-b
- Gontijo, B.M., 2008. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4, 7–15.
- Haddad, N.M., Brudvig, L. a., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, a. J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B. a., Nicholls, a. O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Sci. Adv.* 1, 1–9. doi:10.1126/sciadv.1500052
- Hautier, Y., Tilman, D., Isbell, F., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Reich, P.B., 2015. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* (80-.). 348, 336–340. doi:10.1126/science.aaa1788
- Hines, J. E., 2006. PRESENCE- Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. URL:<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.
- Hoffmann, M., Belant, J.L., Chanson, J.S., Cox, N. a, Lamoreux, J., Rodrigues, A.S.L., Schipper, J., Stuart, S.N., 2011. The changing fates of the world’s mammals. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 366, 2598–2610. doi:10.1098/rstb.2011.0116
- Hossain, A.N.M., Barlow, A., Barlow, C.G., Lynam, A.J., Chakma, S., Savini, T., 2016. Assessing the efficacy of camera trapping as a tool for increasing detection rates of wildlife crime in tropical protected areas. *Biol. Conserv.* 201, 314–319.

- doi:10.1016/j.biocon.2016.07.023
- Howe, H.F., Smallwood, J., 1982. Ecology of Seed Dispersal 13, 201–228.
- ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), 2010. Proposta De Criação Do Parque Nacional Da Serra do Gandarela.
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., 2008. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero , MG. Megadiversidade 4, 25–33.
- Johnson, C.N., Isaac, J.L., Fisher, D.O., 2007. Rarity of a Top Predator Triggers Continent-Wide Collapse of Mammal Prey : Dingoes and Marsupials in Australia. Proc. R. Soc. B 274, 341–346. doi:10.1098/rspb.2006.3711
- Juarez, K., Marinho, J., 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. J. Mammal. 83, 925–933.
- Kasper, C.B., Fontoura-Rodrigues, M.L. da, Cavalcanti, G.N., Freitas, T.R.O. de, Rodrigues, F.H.G., Oliveira, T.G. de, Eizirik, E., 2009. Recent advances in the knowledge of Molina’s Hog-nosed Skunk *Conepatus chinga* and Striped Hog-nosed Skunk *C. semistriatus* in South America. Small Carniv. Conserv. 41, 25–28.
- Koziarski, A., Kissui, B., Kiffner, C., 2016. Patterns and correlates of perceived conflict between humans and large carnivores in Northern Tanzania. Biol. Conserv. 199, 41–50. doi:10.1016/j.biocon.2016.04.029
- Lamounier, W.L., Carvalho, V.L.M., Salgado, A.A.R., 2011. Serra do Gandarela: possibilidade de ampliação das unidades de conservação no Quadrilátero Ferrífero-MG. Geogr. Dep. Univ. Sao Paulo 22, 171–192. doi:10.7154/RDG.2011.0022.0009
- Larsen, T.H., Williams, N.M., Kremen, C., 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. Ecol. Lett. 8, 538–547. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00749.x
- Le Stradic, S., Buisson, E., Fernandes, G.W., 2014. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. Appl. Veg. Sci. 17, 482–492. doi:10.1111/avsc.12074
- Macdonald, D.W., Loveridge, A.J., Nowell, K., 2010. Dramatis personae: an introduction to the wild felids, in: D. Macdonald, A. Loveridge (Orgs), The biology and conservation of wild felids, Oxford: Oxford University Press. v.II. pp. 3-58.
- MacKenzie, D.I., Bailey, L.L., 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. J. Agric. Biol. Environ. Stat. 9, 300–318. doi:Doi 10.1198/108571104x3361
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., Franklin, A.B., 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology 84, 2200–2207. doi:10.1890/02-3090
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew, J., Langtimm, C. a, Ecology, S., Aug, N., 2002. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. Ecology 83, 2248–2255. doi:10.2307/3072056
- Mattsson, B.J., Marshall, M.R., 2009. Occupancy modeling as a framework for designing avian monitoring programs: A Case study along appalachian streams in Southern West Virginia. Fourth Int. Partners Flight Conf. Tundra to Trop. 617–632.
- Mcgarigal, K., 2001. Landscape metrics for categorical map Patterns 2001, 1–77. doi:10.1007/BF00162741
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends Ecol. Evol. 28, 167–177. doi:10.1016/j.tree.2012.10.004
- Naughton-Treves, L., Mena, J.L., Treves, A., Alvarez, N., Radeloff, V.C., 2003. Wildlife Survival Beyond Park Boundaries: The Impact of Slash-and-Burn Agriculture and Hunting on Mammals in Tambopata, Peru. Conserv. Biol. 17, 1106–1117. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02045.x

- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. a, Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhousseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Laginha Pinto Correia, D., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–. doi:10.1038/nature14324
- Newkirk, E.S., 2016. CPW Photo Warehouse 1–51.
- Nobis, M., 2005. Side Look 1.1 Manual. *Flora* 6.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M., 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* (80-.). 330, 1496–1501. doi:10.1126/science.1196624
- Presley, S.J., 2000. Eira barbara. *Am. Soc. Mammal.* 3, 1–6.
doi:http://dx.doi.org/10.1644/1545-1410(2000)636<0001:EB>2.0.CO;2
- PRÍSTINO (Instituto Prístino), 2016. *Quadrilátero Ferrífero: Unidades de Conservação*. Acesso em 3 de abril de 2017. Disponível em Instituto Prístino: Atlas Digital Geoambiental. URL: <https://inst-pristino.maps.arcgis.com/home/item.html?id=2ad13daed8de4690937a5e4de7b203f3#visualize>
- Ramesh, T., Downs, C.T., 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *J. Nat. Conserv.* 23, 9–18.
doi:10.1016/j.jnc.2014.12.001
- Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P., 2006. *Mamíferos do Brasil, Mamíferos do Brasil*. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Ripple, W.J., Estes, J. a, Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing, A.J., 2014. Status and ecological effects of the world’s largest carnivores. *Science* (80-.). 343, 1241484. doi:10.1126/science.1241484
- Rocha, V.J., Aguiar, L.M., Moro-rios, R.F., Passos, F.C., 2008. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cercopithecus thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 594–600.
- Rodrigues, F.H.G., Hass, A., Lacerda, A.C.R., Grando, R.L.S.C., Bagno, M.A., Bezerra, A.M.R., Silva, W.R., 2007. FEEDING HABITS OF THE MANED WOLF (*Chrysocyon brachyurus*) IN THE BRAZILIAN CERRADO. *Mastozoología Neotrop.* 14, 37–51.
- Root, R.B., 1967. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37, 317–350. doi:10.2307/1942327
- Rovero, F., Martin, E., Rosa, M., Ahumada, J.A., Spitale, D., 2014. Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PLoS One* 9. doi:10.1371/journal.pone.0103300
- Royle, J.A., Nichols, J.D., 2003. ESTIMATING ABUNDANCE FROM REPEATED PRESENCE – ABSENCE data or point counts. *Ecology* 84, 777–790. doi:10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2
- Ruxton, G.D., Schaefer, H.M., 2012. The conservation physiology of seed dispersal. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 367, 1708–18. doi:10.1098/rstb.2012.0001
- Schuetz, P., Wagner, A.P., Wagner, M.E., Creel, S., 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures.

- Biol. Conserv. 158, 301–312. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.008
- Silva, F.R., 2007. a Paisagem Do Quadrilátero Ferrífero , Mg : Potencial Para O Uso Turístico Da Sua Geologia E Geomorfologia. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Silva-Rodríguez, E.A., Sieving, K.E., 2012. Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biol. Conserv.* 150, 103–110. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.008
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., Conceição, A.A., Cornelissen, T.G., Echternacht, L., Fernandes, G.W., Garcia, Q.S., Guerra, T.J., Jacobi, C.M., Lemos-Filho, J.P., Le Stradic, S., Morellato, L.P.C., Neves, F.S., Oliveira, R.S., Schaefer, C.E., Viana, P.L., Lambers, H., 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403, 129–152. doi:10.1007/s11104-015-2637-8
- Souza, F.C.R.de, Carmo F.F do, 2015. Geossistemas Ferruginosos no Brasil, in: Carmo, F.F. do, Kamino, L.H.Y.(Orgs), Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais. 3i Editora, Belo Horizonte, pp. 47-76. doi:10.1590/S1415-475738420150053
- Stoner, K.E., Riba-hern, P., Rica, U.D.C., Biolog, E. De, Pedro, S., Rica, C., Lambert, J.E., 2007. The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica* 39, 316–327. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00292.x
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R.D., Latawiec, A., Oliveira, F., Scaramuzza, C.A. de M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado. *Science* (80-.). 1, 1–3. doi:10.1038/s41559-017-0099
- Talamoni, S. a., Assis, M. a. C., 2009. Feeding habit of the Brazilian tapir, *Tapirus terrestris* (Perissodactyla: Tapiridae) in a vegetation transition zone in south-eastern Brazil. *Zool. (Curitiba, Impresso)* 26, 251–254. doi:10.1590/S1984-46702009000200007
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological Meltdown in predator-free forest fragments. *Science* (80-.). 294, 1923–1926. doi:10.1126/science.1064397 Article
- Tófoli, C.F., Rohe, F., Setz, E.Z.F., 2009. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) Food Habits in a Mosaic of Atlantic Rainforest and Eucalypt Plantations of Southeastern Brazil. *Brazilian J. bBology* 69, 871–877. doi:10.1590/S1519-69842009000400015
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H., Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87, 661–685. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x
- Viana, P.L., Lombardi, J.A., 2007. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 58, 159–177.
- Vizcaíno, S.F., Loughry, W.J.(Eds), 2008. *Biology of the Xenarthra*. University Press of Florida.
- Wang, E., 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 37, 207–212. doi:10.1076/snfe.37.3.207.8564
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of

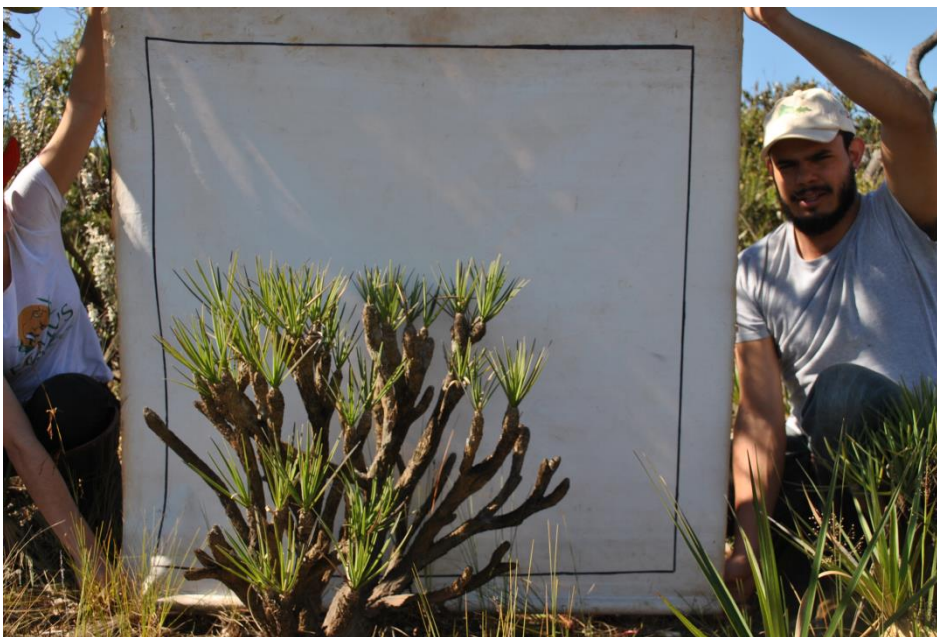
marked animals. *Bird Study* 46, S120–S139. doi:10.1080/00063659909477239
Wotton, D.M., Kelly, D., 2011. Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees. *Proc. R. Soc. Biol. Sci.* 278, 3345–3354. doi:10.1098/rspb.2011.0185

ANEXOS

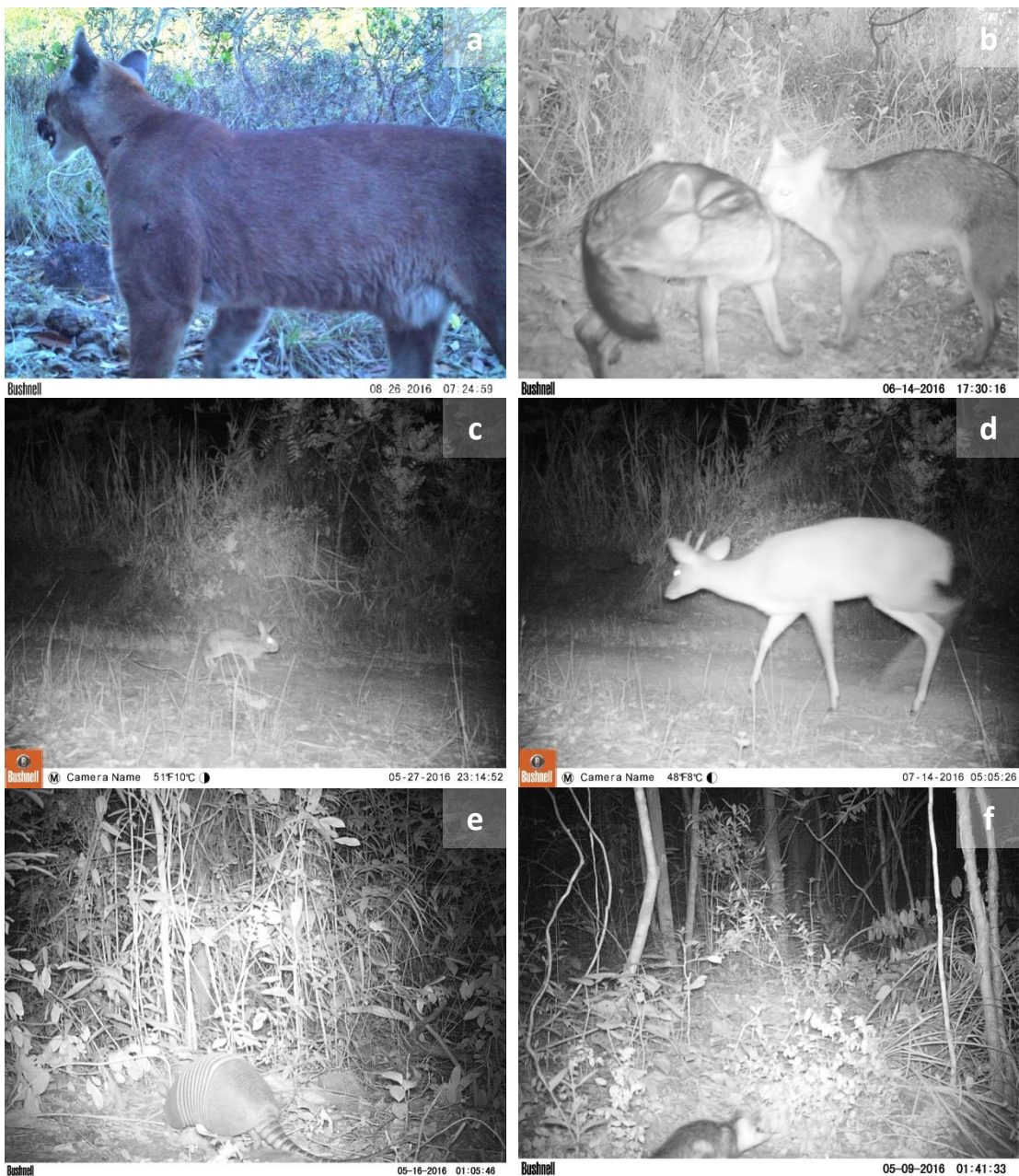
Anexo A- Fotografia da equipe em campo definindo o local em que o fotógrafo vai permanecer para tirar as fotos da vegetação. Esse local era definido a partir da árvore em que a armadilha fotográfica foi instalada.



Anexo B- Equipe posicionando o anteparo branco para a fotografia da vegetação em um dos sítios de amostragem.



Anexo C - Registros fotográficos de exemplares das guildas registradas no Quadrilátero Ferrífero – MG.



a.Registro de *Puma concolor* (Guilda Carnívoros); b.Casal de *Cerdocyon thous* (Guilda Carnívoro/Onívoros); c.Registro de *Silvilagus brasiliensis* (Herbívoro); d.Registro de *Mazama* sp. (Guilda Herbívoro/Frugívoro); e.Registro de *Dasyurus novemcinctus* (Guilda Insetívoro); f.Registro de *Didelphis albiventris*(Guilda Onívoros).