



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

CAMILA ALVEZ ISLAS

FATORES INFLUENCIANDO ASSEMBLEIAS DE
MAMÍFEROS EM PAISAGENS RURAIS: CONTRIBUIÇÕES
PARA O MANEJO

FACTORS INFLUENCING MAMMAL ASSEMBLAGES IN
RURAL LANDSCAPES: CONTRIBUTIONS TO MANAGEMENT

CAMPINAS

2019

CAMILA ALVEZ ISLAS

**FATORES INFLUENCIANDO ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS EM
PAISAGENS RURAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA O MANEJO**

**FACTORS INFLUENCING MAMMAL ASSEMBLAGES IN RURAL
LANDSCAPES: CONTRIBUTIONS TO MANAGEMENT**

*Tese apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade Estadual de Campinas
como parte dos requisitos exigidos para a
obtenção do Título de Doutora em Ecologia.*

*Thesis presented to the Institute of Biology
of the University of Campinas in partial
fulfillment of the requirements for the degree
of Doctor in Ecology*

ESTE ARQUIVO DIGITAL CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA TESE DEFENDIDA PELA
ALUNA CAMILA ALVEZ ISLAS E ORIENTADA
PELA CRISTIANA SIMÃO SEIXAS.

Orientador: CRISTIANA SIMÃO SEIXAS

CAMPINAS

2019

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Ana Maria Rabetti - CRB 8/2471

Is4f	<p>Islas, Camila Alvez, 1991- Fatores influenciando mamíferos em paisagens rurais : contribuições para o manejo / Camila Alvez Islas. – Campinas, SP : [s.n.], 2019.</p> <p>Orientador: Cristiana Simão Seixas. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.</p> <p>1. Ecologia de comunidades. 2. Ecologia das paisagens. 3. Vida selvagem - Manejo. 4. Conservação da natureza. 5. Pesquisa participativa. I. Seixas, Cristiana Simão, 1970-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.</p>
------	--

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Factors influencing mammals assemblages in rural landscapes : contributions to management

Palavras-chave em inglês:

Community ecology

Landscape ecology

Wildlife management

Nature conservation

Participatory research

Área de concentração: Ecologia

Titulação: Doutora em Ecologia

Banca examinadora:

Cristiana Simão Seixas [Orientador]

Luciano Martins Verdade

Martin Francisco Pareja Piaggio

Wesley Rodrigues Silva

Renata Pardini

Data de defesa: 25-06-2019

Programa de Pós-Graduação: Ecologia

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-6797-8519>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/2240041893907021>

Campinas, 25/06/2019.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof.(a) Dr.(a). Cristiana Simão Seixas

Prof.(a). Dr.(a) Luciano Martins Verdade

Prof.(a) Dr(a). Martin Francisco Pareja Piaggio

Prof.(a) Dr(a). Wesley Rodrigues Silva

Prof.(a) Dr(a). Renata Pardini

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

DEDICATÓRIA

A nossa história é reflexo de quem somos e do que vemos ao nosso redor. Jamais devemos esquecê-la ou ignorá-la.

“É impossível imaginar como era a Mata Atlântica antes da chegada dos primeiros ~~homens~~ [seres humanos], há cerca de treze mil anos, quando teve início o processo de interação entre o ~~homem~~ [Homo sapiens] e a natureza americana e a conseqüente intervenção na floresta. Primeiro foram os caçadores-coletores, depois os agricultores itinerantes...”
— Warren Dean, 1996.

E é impossível mudar o passado, mesmo suas piores partes.

“...mas o processo se acelerou com a chegada dos portugueses “...tropeçaram em um meio continente movidos por cobiça e virtude, sem se deixarem levar por compaixão ou mesmo por curiosidade”... E produziram tamanha devastação entre seus moradores ‘primitivos’ que, no prazo de um século, quase todos estavam mortos e suas sociedades em ruínas”.
— Warren Dean, 1996.

Porém, compreender o passado possibilita que possamos definir para onde queremos ir, ou ao menos para onde definitivamente não queremos. Afinal,

“If you don't know where you want to go, then it doesn't matter which path you take”
— Lewis Carroll, Alice in Wonderland

Ou, em uma linguagem mais familiar...

“Gostaria de perguntar por onde é que vocês estão indo”
— Ailon Krenak, Líder indígena

Surge uma pergunta. Quem pode dizer para onde devemos ir? Eu não sei dizer, mas é preciso lembrar que

“Cada um lê com os olhos que tem. E interpreta a partir de onde os pés pisam. Todo ponto de vista é a vista de um ponto”.
— Leonardo Boff

Surge outra pergunta. Para onde deveríamos ir? Eu também não sei dizer, mas posso apontar três coisas que não podem faltar:

Igualdade

“I raise up my voice, not so I can shout but so that those without a voice can be heard...we cannot succeed when half of us are held back”.

— Malala Yousafzai

Intenção

“You cannot get through a single day without having an impact on the world around you. What you do makes a difference and you have to decide what kind of a difference you want to make”.

—Jane Goodall

Transformação

“Never doubt that a small group of thoughtful, committed citizens can change the world; indeed, it is the only thing that ever has”.

—Margaret Mead

Para alguns, pode soar ingênuo, mas afinal, para que serve a utopia?

“La utopía está en el horizonte. Camino dos pasos, ella se aleja dos pasos y el horizonte se corre diez pasos más allá. ¿Entonces para que sirve la utopía? Para eso, sirve para avanzar”.

—Eduardo Galeano

De qualquer forma, apenas uma coisa é certa:

“The future will be green, or not at all”.

– Jonathon Porritt

AGRADECIMENTOS

Sendo o doutorado um longo e complexo processo de aprendizado pessoal e profissional é inviável, se não profundamente injusto, mencionar ou ranquear a contribuição de todas as pessoas e instituições que colaboraram, apoiaram, subsidiaram ou influenciaram o desenvolvimento desta pesquisa e a minha caminhada durante os últimos quatro anos e bem além deles. Pois, afinal, a concepção das ideias que são o cerne desta Tese e mesmo o que me motivou viajar até aqui poderiam ser rastreados até o desenvolver de minha infância ou para além disso. Ousaria dizer que cada ser que cruzou meu caminho poderia encontrar uma marca sua aqui, pois, como disse Eduardo Galeano “*Los científicos dicen que estamos hechos de átomos, pero a mí un pajarito me contó que estamos hechos de historias*”. Portanto, deixo aqui meu agradecimento sincero a todos esses seres (humanos ou não) e me proponho a registrar aqui apenas quem não poderia deixar de ser mencionado.

Agradeço à minha família, em especial mãe, pai, avós e avôs por terem dedicado grande parte de sua vida a mim e por terem feito de minha educação sempre uma prioridade. Aos sogros, cunhados, tios e tias, por terem torcido e dado força em todo o processo. À todos por serem parte de mim.

Agradeço ao Samuel, quem acompanhou cada um dos 1.575 dias deste processo e que foi sempre amor, apoio, compreensão, companheirismo e felicidade. Não há dúvidas de que sem sua presença a vida não teria sido tão colorida em todos esses dias e além.

Agradeço aos meus grandes amigos e companheiros de vida, de “Sibipiruna” (Luís Vicentim Sobrinho 228) e/ou de pós-graduação, pois foram companhia e amor e enchem meu coração de felicidade. Em especial, àqueles que também acompanharam e auxiliaram neste processo de perto: Lucas, Thuane, Alice, Luciana, Ana Carolina, Deborah, Juliana, Marta, Rafael, Amanda, Pietro, Mariana, Ana Flávia, Marcela, Kelly, Gabriel; ou que de certa forma são parte deste trabalho: Maraísa, Greici, André, Vinícius, Gasta. Agradeço aos que me receberam e se tornaram amigos no inesquecível Silwood Park: Jenna, Paula, Carmen, Jack, Edicson e Marco.

Agradeço à Cristiana, exatamente como o fiz em minha dissertação de mestrado, pois o sentimento apenas se fortaleceu ao longo do tempo e porque sem seu primeiro “sim” tudo seria diferente: “Agradeço... por tudo. Pela dedicação, pela paciência, pelo conhecimento passado, por ter feito desta ~~dissertação~~ [Tese] realidade, mas, principalmente, pela oportunidade e pela confiança. Pela oportunidade de estar aqui, de ter chegado até aqui, o que possibilitou

todo o resto, uma infinidade de realizações na vida acadêmica e pessoal. Pela confiança depositada desde o primeiro dia, sempre”.

Agradeço a todos os membros de meu querido grupo de pesquisa em Gestão e Conservação de Recursos de uso Comum (CGcommons). Neste, onde tive grande parte das oportunidades de desenvolvimento como pesquisadora, professora e extensionista nos últimos seis anos. Onde aprendi e me capacitei, imensuravelmente, sobre os temas mais fascinantes da área socioambiental. Onde tive oportunidades inimagináveis e onde recebi os apoios mais necessários. Também agradeço a todos os membros do LEME (Laboratório de Ecologia e Manejo de Ecossistemas), muitos dos quais foram meus colegas de mestrado e doutorado, acompanhando em parte ou toda a minha trajetória na pós-graduação.

Agradeço a todos os moradores do Vale do Paraíba que participaram desta pesquisa, por terem doado um pouco ou muito do seu tempo, e principalmente de seu conhecimento, para tornar realidade este trabalho. Espero ter deixado claro, em cada parte desta escrita, o valor e a importância de abrir espaço para essa colaboração no contexto científico. Esta pesquisa só se tornou realidade porque cada morador (a) e trabalhador (a) rural compartilhou comigo um pequeno pedacinho de seu conhecimento sobre a mastofauna e, assim, nos possibilitou construir um amplo cenário desse sistema socioecológico que são as paisagens rurais dessa região.

Agradeço aos meus acompanhantes de campo, Ivanilza, Edivaldo e Pedro pela companhia e pela constante simpatia, certamente deram leveza a uma etapa da pesquisa que, apesar de prazerosa, é intensa e cheia de desafios.

Agradeço à Cristina Banks-Leite e a Imperial College London, por terem me recebido no intercâmbio e terem me proporcionado uma experiência única. À Cristina, por ter apoiado e proporcionado os meios necessários para o desenvolvimento de uma parte desta Tese.

Agradeço à Community Conservation Research Network (CCRN) e seus pesquisadores pelas inúmeras oportunidades que me proporcionaram no ambiente acadêmico.

Agradeço aos membros do meu Comitê de Acompanhamento de Tese Luciano Verdade e Juliana Farinaci pelas contribuições que fizeram ao longo de todo o processo de construção desta pesquisa. Certamente, a visão de ambos me ajudou a direcionar os rumos desta pesquisa e sua qualidade é reflexo desse suporte.

Agradeço aos pesquisadores que colaboraram diretamente comigo em partes desta pesquisa, Cristina Banks-Leite, Jack Hatfield, Luciano Verdade e Juliana Farinaci. Agradeço

também ao Ramon Bicudo pelo fornecimento dos dados de geoprocessamento e classificação dos usos e coberturas da terra das paisagens investigadas nesta pesquisa e pelas oportunidades de discussão, o que representou grande auxílio para o desenvolvimento desta Tese.

Agradeço aos membros e suplentes de minha pré-banca e banca de doutorado, Luciano Verdade, Martín Pareja, Eleonore Setz, Renata Pardini, Wesley Silva, Cristina Adams, Patrícia Torres e Ramon da Silva. Fico grata e me sinto honrada de ter pesquisadores que admiro tanto contribuindo de forma tão primorosa com este trabalho.

Agradeço às agências de fomento pelo financiamento parcial desta pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da i) Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001; ii) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) – Processo 140040/2016-1; iii) da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) – Projeto SINTESIS Processo 15/19439-8; e iv) da Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC) do Canadá através da Community Conservation Research Network.

RESUMO

A acelerada perda de biodiversidade em nível global é um dos maiores desafios ambientais na atualidade. Os mamíferos, em especial os de médio e grande porte, são um dos táxons que tem apresentado altas taxas de defaunação. As paisagens rurais são fundamentais para o manejo da mastofauna, pois representam uma parte importante do território utilizado por esse táxon. Essas paisagens possuem múltiplos fatores ambientais e socioeconômicos que afetam a estrutura das assembleias de mamíferos e, todavia, pouco se compreende sobre esses efeitos. Nesse contexto, esta pesquisa tem por objetivo geral investigar que mudanças têm ocorrido, e que fatores têm influenciado essas mudanças, na estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte (>1kg) em paisagens rurais nas últimas três décadas, a fim de gerar informações para fomentar estratégias integradas de gestão ambiental e desenvolvimento local. Desenvolvemos este estudo na porção sul da região do Vale do Paraíba, São Paulo, Brasil. A coleta de dados consistiu de três etapas principais: revisão de literatura e reunião de dados sobre parâmetros estruturais da área de estudo (*e.g.*, cobertura vegetal, distância das paisagens às rodovias), entrevistas com atores-chave (n=10) e condução de *surveys* com moradores em 30 paisagens rurais (n=300) de 1250ha cada. Como produtos apresentamos cinco capítulos que propõem avanços teóricos (Capítulo 1) e metodológicos (Capítulo 2), bem como buscam contribuir (Capítulos 3, 4 e 5) para abordar/compreender como os fatores ambientais e socioeconômicos das paisagens rurais interagem e afetam as assembleias de mamíferos nessas áreas. Nossos resultados sugerem que três dimensões afetaram e estão afetando as assembleias de mamíferos nessas paisagens: condicionantes socioeconômicos e ambientais que moldaram as paisagens rurais do Vale do Paraíba ao longo do tempo, as características estruturais e socioeconômicas atuais das paisagens rurais e as interações ser humano-fauna. Em uma perspectiva histórica, i) estratégias de conservação implementadas na segunda metade do século passado (*e.g.*, unidade de conservação, leis de regulação da caça e de proteção da vegetação nativa), ii) um processo de êxodo rural e de mudança gradual no perfil do morador rural dessa região (transição no interesse na produção agropecuária para o interesse no turismo e na conservação) e iii) um consequente processo de transição florestal (*i.e.*, aumento líquido na cobertura vegetal nativa) na região resultaram na proteção parcial dos ecossistemas florestais da região e possivelmente da mastofauna. Atualmente, as assembleias de mamíferos de médio e grande porte que apresentam maior riqueza são as que estão mais próximas da área protegida, em paisagens com maior cobertura vegetal, com propriedades rurais de tamanhos maiores e com menor número de moradores. As interações ser humano-fauna também se transformaram nas últimas décadas nas paisagens investigadas. A caça parece ter sido a principal interação entre os produtores rurais e a mastofauna em décadas anteriores, porém atualmente também se destacam interações com prejuízos para produção agropecuária e de cuidado para manutenção da mastofauna. Estratégias de monitoramento da fauna, para diminuir perdas na produção agrícola e que promovam o desenvolvimento socioeconômico integrado à conservação podem informar a gestão das paisagens rurais e favorecer a coexistência entre populações humanas e mamíferos de médio e grande porte no Vale do Paraíba.

Palavras-chave: Efeitos antropogênicos, Conservação, Ecologia de Comunidades, Ecologia de paisagem

ABSTRACT

The accelerating decline of biodiversity on a global scale is one of the most relevant environmental challenges faced today, especially when considering medium and large-sized mammals which have registered high defaunation rates. Rural landscapes are essential for mammal management as they represent an important part of the territory used by this taxon. These landscapes have multiple environmental and socioeconomic factors which affect the structure of mammal assemblages, effects which are still poorly understood. In this context, the overall goal of this research is to investigate which changes have occurred, and which factors have influenced these changes, in the structure of medium and large size (>1kg) mammal assemblages in rural landscapes over the last three decades. Broadly speaking, this study aims to generate information to support integrated strategies of environmental conservation and local development. We developed this study in the southern portion of the Paraíba Valley, São Paulo, Brazil. Data collection consisted of three main phases: a literature review and the measurement of structuring parameters of rural landscapes (*e.g.*, forest cover, distance from highways), interviews with key-stakeholders (n=10) and conduction of surveys with inhabitants (n=300) in 30 rural landscapes (1250ha). As products we present five Chapters which propose theoretical (Chapter 1) and methodological (Chapter 2) advances, as well as seeking to contribute (Chapter 3, 4 and 5) to comprehend how environmental and social factors of rural landscapes interact and affect mammal assemblages in those areas. Our results suggest that three dimensions influenced and are affecting mammal assemblages in these landscapes: socioeconomic and environmental drivers which shaped the rural landscapes of the Paraíba Valley, current structuring and socioeconomic characteristics of rural landscapes and human-wildlife interactions. In a historical perspective, i) restrictive conservation strategies implemented in the last century (*e.g.*, a protected area, laws regulating hunting and the protection of native vegetation), ii) a process of rural out-migration and changes in the profile of rural inhabitants of this region (a transaction from an interest in farming production to an interest in tourism and nature conservation), iii) and a consequent process of forest transition (*i.e.*, net increase in native forest cover) in the region resulted in the partial protection of regional forest ecosystems and possibly of wild mammals too. At present, the medium and large size mammal assemblages, which present the greatest richness, are those in landscapes closest to the protected area, with higher percentages of vegetation coverage, with larger farms and with fewer inhabitants. Human-wildlife interactions were also transformed in the last decades in the investigated landscapes. Hunting seems to have been the main interaction between rural inhabitants and wild mammals in previous decades, but nowadays interactions related to losses in agricultural production and mammal stewardship also being highlighted. Strategies to monitor wildlife, to decrease losses in farming and to promote socioeconomic development integrated towards conservation can inform management of rural landscapes and favour the coexistence between rural populations and mammals of medium and large size in the Paraíba Valley.

Key-words: Anthropogenic effects, Conservation, Community Ecology, Landscape Ecology

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
Padrões locais em um cenário global de perda da biodiversidade	13
Efeitos antropogênicos como fatores determinantes influenciando assembleias de mamíferos	16
Gestão de paisagens rurais e manejo da mastofauna	18
OBJETIVO GERAL	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
MÉTODOS GERAIS	22
Área de estudo	22
Coleta e análise de dados.....	23
ESTRUTURA DA TESE	28
CAPÍTULO 1 - Rethinking Community Ecology through the lens of social-ecological systems	30
CAPÍTULO 2 - Wildlife-Human Survey: uma ferramenta para o levantamento rápido de mamíferos e atividades humanas	51
CAPÍTULO 3 - Understanding past and present to prepare for the future: human-wildlife coexistence in rural landscapes.....	82
CAPÍTULO 4 - How do socioeconomic features of the landscape affect mammal communities, guilds and species patterns in rural landscapes?	111
CAPÍTULO 5 - Desafios para um diagnóstico da Caça no Brasil e na região Centro-Sul: Uma Revisão Bibliográfica	134
DISCUSSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	154
REFERENCIAS	165
APÊNDICE I.....	197
APÊNDICE II	199
ANEXO I.....	204
ANEXO II.....	209
ANEXO III.....	212
ANEXO IV	214

INTRODUÇÃO

A fauna silvestre não respeita divisões geopolíticas, nem tem seu deslocamento completamente interrompido por barreiras construídas (*e.g.*, cercas, estradas), circulando tanto dentro de unidades de conservação como em paisagens antropizadas (Verdade *et al.* 2014). As unidades de conservação são uma das principais estratégias de conservação incentivadas pelo governo brasileiro e ao redor do mundo, apesar de abrangerem uma parcela muito pequena do território nacional (Tabarelli *et al.* 2005, Mercadante 2007, Van Dyke 2008). Enquanto isso, espécies da fauna silvestre têm persistido em diversas configurações de paisagens sob influência humana (*e.g.*, urbana, semiurbana, agrícola), em geral sem ações formais de gestão (Verdade *et al.* 2014). Como então é possível integrar o manejo de mamíferos ao desenvolvimento local em paisagens rurais, de forma que essas áreas atuem como espaços de conservação junto às atividades da população humana? Esta pesquisa explora essa pergunta a partir de três tópicos principais apresentados a seguir: “Padrões locais em um cenário global de perda da biodiversidade”, “Efeitos antropogênicos como fatores determinantes influenciando assembleias de mamíferos” e “Gestão de paisagens rurais e manejo da mastofauna”.

Padrões locais em um cenário global de perda da biodiversidade

As transformações no uso e cobertura da terra, e a consequente degradação dos ecossistemas e perda da biodiversidade são problemas socioambientais e econômicos de nível global (Foley *et al.* 2005, Barnoski *et al.* 2012, Cardinale *et al.* 2012, Steffen *et al.* 2015, Newbold *et al.* 2015, 2016). A defaunação, termo que se refere à perda de indivíduos e populações de animais silvestres (Dirzo 2001, Dirzo *et al.* 2014) tem sido expressiva nos últimos 500 anos (Barnoski *et al.* 2011). Estima-se que nesse período pelo menos 322 espécies de vertebrados foram extintas, 16 a 33% tornaram-se ameaçadas globalmente (IUCN 2014, Hoffmann *et al.* 2010) e suas populações perderam 28% ou mais de seus indivíduos (Collen *et al.* 2009).

No Brasil, um dos países com maior riqueza de mamíferos (Paglia *et al.* 2012), as principais ameaças a esse táxon são a perda e fragmentação de hábitat, a caça, o abate motivado por interações negativas com a população humana e o comércio ilegal (Chiarello *et al.* 2008, Bogoni *et al.* 2018). Para o bioma Mata Atlântica se estimam altos índices de defaunação (média entre 0,55 a 0,71) e uma redução média de 72,5% na riqueza de espécies das assembleias de mamíferos nos últimos séculos (Bogoni *et al.* 2018). Enquanto os mamíferos de pequeno porte apresentam menores índices de defaunação, os predadores de topo de cadeia apresentam índices preocupantes (Bogoni *et al.* 2018). A perda de diversidade de mamíferos tem impactos

sobre funções e serviços ecossistêmicos essenciais, como a predação e dispersão de sementes (Matías *et al.* 2010), controle de espécies invasoras (Dorcas *et al.* 2012), transferência de energia entre ecossistemas (McCauley 2012), ciclagem de nutrientes, decomposição e qualidade da água (Dirzo *et al.* 2014). Esses impactos podem ter consequências evolutivas, como a diminuição ou interrupção da dispersão de grandes sementes devido ao desaparecimento de seus dispersores (Palumbi 2001, Stoner *et al.* 2007, Estes *et al.* 2013) e a consequente diminuição do sequestro de carbono da atmosfera (Bello *et al.* 2015). É extremamente preocupante que a maioria dessas ameaças continue aumentando em nível global, diminuindo cada vez mais a diversidade do grupo (Butchart *et al.* 2010) e gerando efeitos desconhecidos nos ecossistemas.

Frente a esse cenário global alarmante parece incoerente buscar resultados diferentes em níveis regionais e locais, já que se espera que a perda de diversidade global seja consequência direta da perda de diversidade em níveis menores. No entanto, a literatura tem apresentado dados diferentes do esperado e muito mais complexos (McGill *et al.* 2015). Estudos empíricos recentes mostram que em muitos ambientes marinhos e terrestres a riqueza de espécies não está diminuindo e, por vezes, até aumentou local e regionalmente, considerando táxons variados (Sax *et al.* 2002, Vellend *et al.* 2013, Dornelas *et al.* 2014, Supp & Ernest 2014). Sax e colaboradores (2002) detectaram que em ilhas oceânicas, a riqueza total de aves terrestres permaneceu semelhante ao longo do tempo, enquanto a de plantas vasculares chegou a aumentar, apesar do processo de ocupação das ilhas pelos humanos. Em uma meta-análise global, Vellend e colaboradores (2013) não detectaram, em média, mudança líquida na riqueza de espécies vegetais em nível local ao longo do tempo. No mesmo sentido, Dornelas e colaboradores (2014) analisaram temporalmente 100 assembleias de animais e plantas ao redor do mundo e, ao contrário do que esperavam, não detectaram perda sistemática de diversidade local. No entanto, em todos os estudos foi identificado uma mudança na composição das espécies nas assembleias e comunidades, apontando para a substituição ao longo do tempo ao invés de uma perda sistemática de espécies.

O padrão encontrado nas comunidades biológicas pode ter algumas explicações. A diversidade em nível global (diversidade gama γ) não é uma função aditiva da diversidade em níveis locais (diversidade alfa α). Isso acontece porque pode ocorrer, por exemplo, imigração de espécies de outras localidades, sejam elas nativas ou exóticas (Sax & Gaines 2003, Ellis *et al.* 2012, Pereira *et al.* 2012, Vellend *et al.* 2013). Essa relação entre a diversidade global e local aponta para uma situação preocupante. Ainda que não seja detectada a diminuição da riqueza ou abundância de espécies em uma comunidade, mudanças em sua composição podem

resultar em perda de diversidade funcional e filogenética, comprometendo processos evolutivos (Faith *et al.* 2010). Essa mudança pode acarretar consequências não apenas para os ecossistemas, mas também para os serviços ecossistêmicos (*e.g.*, alimento, matéria prima, ciclagem de nutrientes, controle de pragas) e para o bem-estar humano (*e.g.*, garantia de materiais básicos para uma boa vida, saúde, segurança) (Petchey & Gaston 2002, Graham *et al.* 2009, Cadotte *et al.* 2011).

O contexto socioambiental no qual as comunidades biológicas estão inseridas ao longo do tempo também possui papel fundamental para explicar sua estrutura e possíveis resultados dissonantes do panorama global. Por exemplo, há comunidades biológicas que enfrentam perda massiva de habitat há apenas algumas décadas (*e.g.*, regiões isoladas na Amazônia - Morrison *et al.* 2007), outras há alguns séculos (*e.g.*, regiões de Mata Atlântica no litoral brasileiro - Dean 1996) e outras, ainda, há alguns milênios (*e.g.*, ilhas no pacífico – Redman 1999). Nesses diferentes cenários, evidenciam-se processos adaptativos e evolutivos particulares ocorrendo nas comunidades (Ashley *et al.* 2003). Enquanto alguns táxons são extintos, outros são resistentes aos efeitos da presença humana, persistindo em habitats modificados, e outros ainda se beneficiam das mudanças, aumentando suas populações e ocorrência (Palumbi 2001, Western 2001, Ashley *et al.* 2003, Festa-Bianchet 2003). Por exemplo, algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte são resistentes às mudanças no uso e cobertura da terra. Estudos mostram que algumas espécies utilizam áreas agrícolas, como plantações de eucalipto e cana de açúcar, como corredores ou mesmo para sua alimentação e encontro de parceiros reprodutivos (Sala *et al.* 2000, Daily *et al.* 2003, Dotta 2005, Dotta e Verdade 2009, Verdade *et al.* 2014).

Mudanças socioambientais em uma paisagem podem levar ao surgimento de novos padrões na estrutura das comunidades biológicas, diferentes do padrão global de perda de biodiversidade. Em algumas regiões do estado de São Paulo, Brasil, tem sido registrada desde os anos 1990 uma diminuição do desmatamento e um aumento da cobertura florestal, processo denominado de transição florestal, gerado por mudanças sociais e econômicas da região (Farinaci 2012, Silva *et al.* 2017, Calaboni *et al.* 2018). A transição florestal está ocorrendo em áreas cuja maior perda de habitat florestal se deu em séculos e décadas anteriores (principalmente até 1960) (Dean 1996, Calaboni *et al.* 2018). Paralelamente a isto, relatos de diversas fontes (*e.g.*, jornais – Revista Agência FAPESP 2017; pesquisas – Farinaci *et al.* 2012, Souza *et al.* 2017; relatos de moradores e técnicos ambientais na região) apontam para o reaparecimento de espécies e/ou para o aumento das populações de mamíferos de médio e grande porte nessa região. Informações como estas acabam dissolvidas quando se olha para o

cenário global, mas são de suma importância na perspectiva do manejo dessas espécies. Alguns pesquisadores são cautelosos quanto à associação da transição florestal ao aumento da biodiversidade em curto prazo, devido ao baixo valor biológico das florestas jovens (Vaca *et al.* 2012). Contudo, estudos mostram que, em uma visão global, a restauração e o crescimento de florestas em fazendas abandonadas podem ter efeitos positivos consistentes na biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos (Benayas *et al.* 2009, Queiroz *et al.* 2014).

Em suma, as dinâmicas das comunidades de mamíferos em nível local em resposta aos fatores socioambientais das paisagens ainda são pouco compreendidas. Destacamos, assim, a necessidade de investigar o que está acontecendo com as comunidades biológicas nessas paisagens, que fatores as estão afetando e como mudanças socioambientais em nível local e regional estão contribuindo para o quadro global da biodiversidade (McGill *et al.* 2015). Ainda, apontamos para a necessidade de monitorar as mudanças na estrutura das comunidades biológicas ao longo do tempo, não apenas com relação à riqueza e abundância, mas também quanto à composição, diversidade funcional e filogenética. Inclusive, para compreender que ações podem ser tomadas sobre o manejo desses animais para diminuir os fatores afetando negativamente essas comunidades e favorecer situações onde está ocorrendo ou poderá ocorrer aumento da fauna.

Efeitos antropogênicos como fatores determinantes influenciando assembleias de mamíferos

O nome Antropoceno, dado à época geológica que estamos vivendo (~1800 até o presente) (Crutzen 2002), evidencia o ser humano como um fator predominante modificando o planeta, nas mais diversas escalas e níveis (Steffen *et al.* 2001, McGill *et al.* 2015). Atualmente, ao menos 75% da superfície terrestre já sofreu impactos humanos significativos (Scholes *et al.* 2018). Essas mudanças são tão significativas que algumas áreas disciplinares e pesquisadores utilizam em seus estudos o conceito de sistemas socioecológicos, por compreender que os sistemas sociais, econômicos e naturais são indissociáveis devido aos efeitos que uns tem sobre os outros (Berkes & Folke 1998, Chapin *et al.* 2010). Apesar de saber que os efeitos humanos sobre a natureza são profundos e acelerados, e que a trajetória atual de degradação é insustentável, a comunidade científica ainda tem dificuldade em prever como esses múltiplos efeitos afetarão os ecossistemas, seus serviços e o bem-estar humano a longo prazo (Díaz *et al.* 2006, 2015, Chapin *et al.* 2010, Steffen *et al.* 2015).

As consequências das ações humanas sobre a natureza, seus ecossistemas e organismos podem ser denominadas efeitos antropogênicos (*de gênese humana*), dando destaque à possibilidade de os efeitos serem positivos, negativos ou neutros) (Crutzen & Stoermer 2000, Ashley *et al.* 2003). Os efeitos antropogênicos podem ser classificados de diferentes formas, dependendo inclusive do nível ecológico em foco (Vitousek *et al.* 1997, Nelson *et al.* 2006, Powledge 2006, Díaz *et al.* 2015). Neste estudo, a partir da perspectiva das comunidades ecológicas, entendemos que os efeitos antropogênicos podem ser diretos e indiretos. Os efeitos diretos são os que influenciam os organismos e suas interações nas comunidades (*e.g.*, caça, controle de pragas, tráfico de animais silvestres, atropelamentos, provisão de recursos, resgate e atendimento veterinário). Os efeitos indiretos são os que afetam o ambiente nos quais as comunidades estão inseridas, influenciando os organismos e suas interações nas comunidades (*e.g.*, mudanças climáticas, poluição do ar e sonora, transformações no uso e cobertura da terra, criação de áreas protegidas). As características socioeconômicas e culturais das populações humanas, por sua vez, podem influenciar a existência e a intensidade (*e.g.*, baixa, média, alta) dos efeitos diretos e indiretos.

Alguns efeitos antropogênicos que afetam a estrutura das comunidades de animais silvestres têm sido amplamente estudados, como é o caso da fragmentação de habitat. Sabe-se que o tamanho dos remanescentes, seu grau de isolamento, a estrutura da vegetação, o grau de heterogeneidade do habitat, a presença de predadores e a configuração da paisagem, dentre outros fatores ambientais, possuem efeitos significativos sobre a estrutura das comunidades animais em paisagens fragmentadas (Saunders *et al.* 1991, Mazerolle & Villard 1999, Chalfoun *et al.* 2002, Pardini *et al.* 2005, Da Silva & Pontes 2008, Umetsu *et al.* 2008, Tabarelli *et al.* 2010). Sabe-se, também, que as comunidades humanas têm efeito direto sobre as populações da fauna quando agem como predador e competidor das espécies (Castilla 1999, Ciuti *et al.* 2012) e promovem ou barram sua dispersão (Allendorf *et al.* 2001, Wu, 2009), favorecendo sua persistência, causando diminuição populacional ou, até mesmo, sua extinção (Helmus *et al.* 2014). Sabe-se, inclusive, que o manejo da biodiversidade por populações humanas é capaz de aumentar a heterogeneidade do habitat, a riqueza das espécies e sua variação genética, como é o caso do manejo de plantas por povos tradicionais da Amazônia (Balée 2013, Levis *et al.* 2017). Ainda assim, a teoria ecológica ainda tem pouco poder de predição sobre como os efeitos antropogênicos acometem a estrutura das comunidades biológicas, pois estes são diversos, complexos e multidimensionais. (Palumbi 2001, Western 2001, Festa-Bianchet 2003, Chapin *et al.* 2010, Dirzo *et al.* 2014, McGill *et al.* 2015). Além disso, há dimensões desses efeitos que ainda não foram profundamente exploradas. Pouco se compreende sobre como e qual a

magnitude com que características socioeconômicas e culturais das populações humanas se combinam com os parâmetros ambientais das paisagens (naturais e antropogênicos) para influenciar as comunidades da fauna (Galetti *et al.* 2009). Tampouco se entende como essa relação se dá em um contexto histórico das paisagens, que tem sofrido mudanças socioambientais profundas há séculos. Por isso, damos destaque nesta pesquisa à investigação dos efeitos antropogênicos sobre a estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte, em especial das características socioeconômicas e culturais das populações humanas, em uma perspectiva espacial e histórica. Nossa hipótese é que as características socioeconômicas e culturais da população humana (*e.g.*, tamanho da população, renda, escolaridade, descendência, identidade cultural, uso da propriedade rural) (Brashares *et al.* 2011), bem como as interações provenientes da coexistência humano-fauna (*e.g.*, caça para consumo, abate devido às interações negativas, subsídio alimentar), se combinem com as características estruturais e ambientais das paisagens rurais para estruturar as assembleias de mamíferos.

Gestão de paisagens rurais e manejo da mastofauna

O manejo da fauna (*wildlife management* em inglês) é caracterizado pelo cuidado/zelo com uma determinada população ou comunidade biológica, que pode se dar por uma ação direta ou pelo resguardo da mesma (Caughley & Sinclair 1994, p.1). De forma geral, o manejo de uma população silvestre pode ter quatro objetivos: aumentar a população (conservação), diminuir a população (controle), usar a população para algum fim (uso sustentável) e acompanhar a população ao longo do tempo (monitoramento) (Caughley & Sinclair 1994, p.2). A gestão ambiental, das paisagens ou dos ecossistemas (também *management* em inglês), se apresenta como um conceito mais abrangente, que inclui o manejo das populações silvestres (considerando seus quatro objetivos) e também outras dimensões da governança ambiental, como os atores¹, as atividades humanas (*e.g.*, caça, pesca, turismo), a resolução de conflitos entre grupos humanos, as leis e a educação. Damos prioridade aqui ao uso do termo gestão por entender que um manejo efetivo da fauna sempre dependerá de todas essas dimensões.

As áreas de proteção da natureza receberam historicamente os maiores esforços de conservação (Tabarelli *et al.* 2005, Van Dyke 2008) e, conseqüentemente, se tornaram foco da maior parte das pesquisas ecológicas desenvolvidas (Martin *et al.* 2012). O desenvolvimento de pesquisas nessas áreas se justificava pelo melhor estado dos ecossistemas nesses locais em

¹ As pessoas e instituições que dependem ou influenciam os sistemas de gestão (Chevalier 2001).

comparação com as áreas no entorno. Esses esforços para a criação de espaços para a proteção dos recursos naturais e dos ecossistemas foram em muitas partes bem-sucedidos e geraram imensos benefícios ambientais para a sociedade como um todo (Rossiter & Levine 2014, Watson *et al.* 2015), ainda que a custos sociais profundos para muitas das comunidades humanas que viviam nessas áreas (Arruda 1999). Nesse cenário, até recentemente, as paisagens rurais não obtiveram grande atenção dos esforços de conservação.

Ao contrário do que se pensava a princípio, as transformações dos ecossistemas naturais em áreas agricultáveis e urbanas, apesar de terem gerado uma grande perda de biodiversidade, não restringiram a ocorrência de espécies silvestres. Como a adequabilidade do habitat é particular de cada espécie, nas paisagens rurais se encontram espécies consideradas comuns e generalistas (*e.g.*, gambás, capivaras, pombas), mas também espécies raras ou especialistas (*e.g.*, veados, jaguatiricas) (Grimm *et al.* 2008, Dotta & Verdade 2009, McIntyre 2014, Verdade *et al.* 2014, Adams 2016). Essa fauna usa as paisagens rurais como extensões de seu território, principalmente para deslocamento ou alimentação, mas pode também se tornar residente, o que destaca a importância dessas áreas para o manejo desses animais (Verdade *et al.* 2014, McIntyre 2014, Adams 2016).

Um aspecto que surge da presença da fauna nas paisagens rurais são as interações ser humano-fauna decorrentes da coexistência² entre moradores rurais e animais silvestres. A existência e a intensidade dessas interações dependem de fatores como as características das espécies presentes (*e.g.*, hábito alimentar, comportamento), da população humana (*e.g.*, idade, gênero, nível educacional, cultura) e das atividades econômicas desenvolvidas (Frank 2016, Soulsbury & White 2016). As interações ser humano-fauna negativas ou desarmônicas (*i.e.*, quando um ou ambos indivíduos envolvidos na interação são prejudicados) são comuns em paisagens rurais, pois populações humanas rurais vivem e desenvolvem suas atividades socioeconômicas e culturais em proximidade com a fauna silvestre. Portanto, é nessas áreas que surgem alguns dos maiores desafios de coexistência ser humano-fauna, motivados por medo ou por prejuízos econômicos causados às atividades agropecuárias, em especial considerando os mamíferos silvestres, (MacDonald & Feber 2015, McMaus *et al.* 2015). Essas interações

² Tradicionalmente qualquer ação da fauna (movimento, forrageamento, reprodução) com impactos adversos nos interesses humanos eram conceituados como “conflitos humano-fauna” (em inglês *Human-Wildlife Conflicts – HWC*). O termo vem sendo questionado na literatura, pois faz alusão à ideia de que a fauna conscientemente antagoniza os seres humanos e não que a fauna está apenas competindo por recursos limitados (Peterson *et al.* 2010). O “conflito” só existe quando grupos humanos discordam sobre determinado assunto (*e.g.*, manejar a fauna silvestre) (Peterson *et al.* 2010; Hill 2015). Além disso, o termo faz alusão a ideia de que as pessoas não são parte da natureza (Peterson *et al.* 2010). Atualmente o termo coexistência ser humano-fauna (em inglês *Human-Wildlife Coexistence*) é sugerido pela comunidade científica para se referir às situações de desavenças entre a fauna e os seres humanos (Peterson *et al.* 2010).

negativas podem, inclusive, aumentar em locais onde as populações da fauna crescem além da capacidade de suporte das áreas protegidas (Rossiter & Levine 2014, Watson *et al.* 2015, Aryal *et al.* 2017). O cenário apresentado dá suporte à visão das paisagens rurais como chave no manejo da mastofauna. Assim, aponta para a necessidade de investigar como as dinâmicas socioambientais dessas paisagens influenciam a estrutura das assembleias de mamíferos.

Dois abordagens, “paisagens multifuncionais” e “*Ecosystem Stewardship*”, sustentaram o desenvolvimento desta pesquisa e guiam nossas discussões sobre a gestão de mamíferos em paisagens rurais. Recentemente, o conceito de paisagens multifuncionais é utilizado para direcionar a gestão das paisagens rurais e de suas comunidades biológicas. As paisagens multifuncionais são definidas como uma coexistência de diferentes esferas da paisagem (ecológica, econômica, cultural, histórica, estética) e uma singular história de intervenção humana (Tress e Tress 2000, Naveh 2001). Segundo O’Farell (2010), paisagens multifuncionais sustentáveis são paisagens criadas e manejadas de uma forma que a produção e o uso da terra pelo ser humano possam, de forma integrada, sustentar as funções ecossistêmicas, os fluxos de serviços ecossistêmicos e a biodiversidade, facilitando a movimentação das espécies e sua resistência frente às crescentes pressões antropogênicas. Assim, as produções agropecuárias são apenas alguns dos inúmeros benefícios funcionais e de serviços que as paisagens provêm para os seres humanos (Foley 2005). Para muitos pesquisadores (Naveh 2001, Foley 2005, O’Farell 2010) uma mudança de paradigma, como o proposto pelo conceito das paisagens multifuncionais, é fundamental para reverter a tendência de declínio na maioria dos serviços ecossistêmicos e uma forma de garantir sua prestação no futuro. Fry (2001), De’camps (2001) e Naveh (2001) são alguns dos autores que destacam a necessidade da utilização de abordagens inter e transdisciplinares para pesquisar e gerir as paisagens multifuncionais, porque entendem que estas não possuem apenas uma realidade física, mas também mental, social e cultural.

Por fim, a abordagem de gestão *Ecosystem Stewardship* (ES) traz a ideia de que todos os atores gerem as paisagens e são seus componentes-chave e seus guardiões, implicando um senso de responsabilidade e cuidado por parte dessas pessoas (Chapin *et al.* 2009). A participação social é um elemento importante dessa estratégia. Desenvolver a capacidade de responder e moldar os sistemas socioecológicos sobre condições de incerteza e mudança é o objetivo principal do ES, buscando sustentar a provisão de serviços ecossistêmicos que contribuem para o bem-estar humano ao longo do tempo (Chapin *et al.* 2010). Por meio dos conceitos de resiliência, vulnerabilidade, transformação e capacidade adaptativa, o ES guia a gestão dos ecossistemas para alcançar seus objetivos. Apesar de os termos “paisagens

multifuncionais” e “ES” não aparecerem, muitas vezes, explicitamente no texto, os princípios e objetivos dessas abordagens são plano de fundo desta Tese.

Por muito tempo, o desenvolvimento e a conservação foram vistos como antagônicos, no entanto, entende-se atualmente que não há um futuro promissor para ambos separadamente. Portanto, reconhecer a importância das paisagens rurais para a gestão de mamíferos, assim como, os benefícios e prejuízos que essa interação pode representar para o morador rural, é fundamental para subsidiar planos de manejo desses animais (Furze 1996, Seixas & Davy 2008, Johnson 2013). Além disso, é de suma importância que pesquisas e estratégias de conservação da biodiversidade incluam e sejam realizadas em áreas rurais (Fischer *et al.* 2006). Produzir conhecimento para fomentar estratégias de conservação junto às atividades econômicas de populações humanas em paisagens rurais é o objetivo final desta pesquisa. Esperamos que este trabalho contribua com as discussões recentes sobre a gestão das paisagens rurais e das comunidades biológicas e humanas que nelas vivem. A presente pesquisa visou também gerar dados para contribuir o com projeto SinteSIS (FAPESP - Proc. No. 2015/19439-8) e com a Rede de Conservação por Comunidades (*Community Conservation Research Network* - CCRN) no qual está inserida.

OBJETIVO GERAL

Investigar que mudanças ocorreram na estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte (>1kg) em paisagens rurais, e que fatores influenciaram tais mudanças, nas últimas três décadas, a fim de gerar informações para fomentar estratégias integradas de gestão ambiental e desenvolvimento local.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Especificamente, temos como objetivo:

1. Avaliar se há evidências sobre o estado das assembleias de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo, se estaria ocorrendo diminuição ou aumento do número de indivíduos e de espécies desse táxon.

2. Investigar quais fatores (*e.g.*, histórico socioambiental, características socioeconômicas da população humana, perfil das propriedades rurais, usos, práticas, instituições formais e informais de conservação, etc.) têm influenciado a estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo ao longo das últimas três décadas.

3. Caracterizar os principais aspectos da coexistência entre a população humana da área rural e a mastofauna de médio e grande porte na área de estudo (*e.g.*, interações ser humano-fauna e percepções da população sobre essas interações) e quais as implicações dessas interações para a gestão da fauna nessas paisagens.

4. Discutir como o conhecimento gerado pode ser utilizado para subsidiar estratégias de gestão ambiental e desenvolvimento local integrado com foco na mastofauna nas áreas rurais estudadas.

MÉTODOS GERAIS

Área de estudo

A região do Vale do Paraíba corresponde à área da Bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, que se divide entre os Estados de São Paulo, do Rio de Janeiro e de Minas Gerais, no Brasil. A área de estudo se encontra na porção dessa região localizada no Estado de São Paulo. Mais especificamente, investigamos os municípios no entorno das rodovias Oswaldo Cruz e dos Tamoios, são eles: São Luís do Paraitinga, Lagoinha, Natividade da Serra, Redenção da Serra, Taubaté, Cunha, Paraibuna, Salesópolis, Guararema e Jacareí (**Fig. 1**). A área de estudo está localizada entre duas áreas fundamentais para a conservação da biodiversidade regional, a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar. Estas duas áreas montanhosas possuem as maiores unidades de conservação na região e, conseqüentemente, uma das maiores porções de vegetação nativa.

A porção do Vale do Paraíba situada no estado de São Paulo possui cerca de 14.500 km² e mais de 2 milhões de habitantes (IBGE 2010, São Paulo 2011). A região possui um alto grau de industrialização e urbanização e tem grande importância econômica para o Estado, contribuindo com 4,5% do PIB estadual (São Paulo 2011). A silvicultura, agricultura, pecuária, indústria e mineração são as atividades econômicas mais significativas ligadas ao uso da terra (Devide 2013, Arguello *et al.* 2010).

A Mata Atlântica e seus ecossistemas associados são as formações preponderantes nessa região de morros (cerca de 200m) e montanhas (até 2000m) (Silva *et al.* 2017). No entanto, a vegetação nativa regional foi bastante alterada, desde o início da colonização europeia, devido à utilização dos recursos naturais para o desenvolvimento do Estado (Devide 2013). Atualmente, a região do Vale do Paraíba pertencente ao estado de São Paulo mantém 32% da cobertura florestal nativa (Silva *et al.* 2017), resultado de uma diminuição no desmatamento e um aumento das áreas de mata na região nas últimas décadas (processo de transição florestal) (Farinaci *et al.* 2013, Silva *et al.* 2017). Esse aumento pode ter implicações

significativas para as populações da fauna, especialmente para as que possuem maior dependência dos ecossistemas florestais. Mais informações sobre o bioma Mata Atlântica e a área de estudo podem ser encontradas no Capítulo 3.

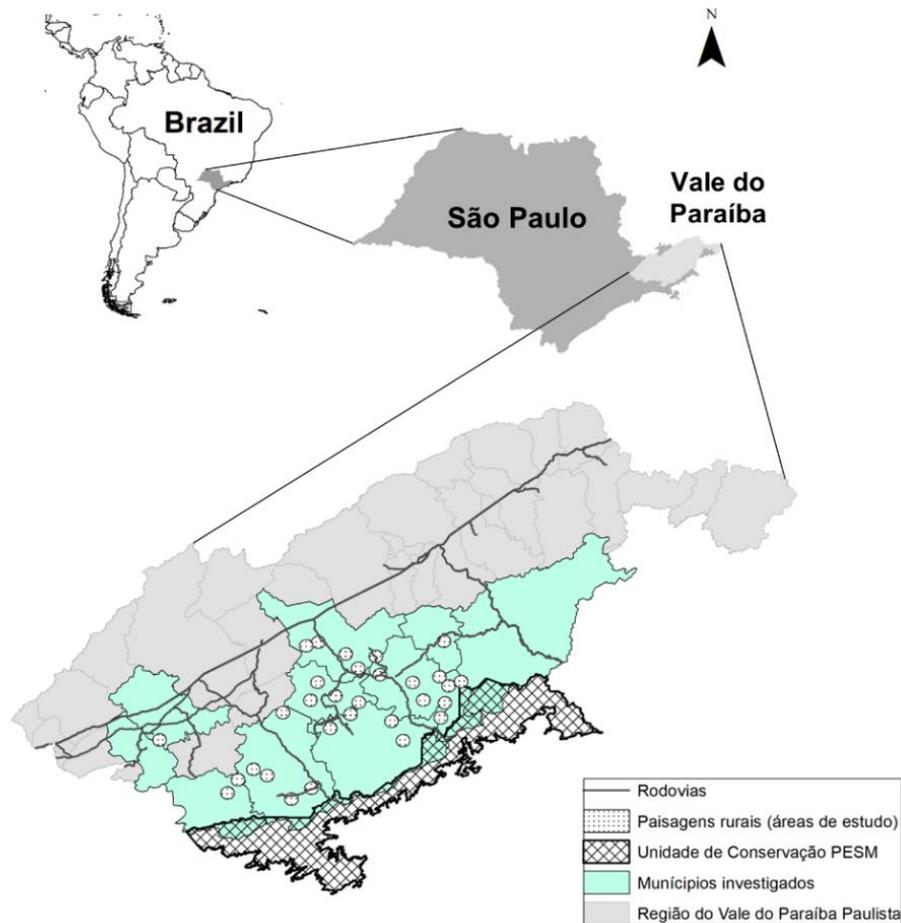


Figura 1. Porção da Região do Vale do Paraíba localizada no Estado de São Paulo, Brasil, com destaque para os dez municípios abrangidos pela pesquisa e para as trinta paisagens rurais investigadas.

Coleta e análise de dados

Realizamos a coleta de dados desta pesquisa em três fases: i) Reconhecimento socioambiental da área de estudo e levantamento bibliográfico; ii) entrevistas semiestruturadas com atores-chave; iii) entrevistas estruturadas (*survey*) com moradores rurais.

Reconhecimento socioambiental da área de estudo e levantamento bibliográfico

Para o desenvolvimento de uma pesquisa na área da gestão ambiental, a fase de reconhecimento da área de estudo, do seu histórico, dos dados científicos disponíveis e dos atores existentes é altamente recomendada, pois é a partir desse levantamento que se cria a base para o trabalho a ser executado. Por isso, realizamos a maior parte do levantamento bibliográfico sobre a área de estudo no primeiro ano de doutorado (2015) e no período de maio

a julho de 2016 fizemos o reconhecimento socioambiental da área de estudo em campo. Durante esse período, visitamos São Luís do Paraitinga e municípios do entorno e demos início à construção de uma rede de relacionamentos com moradores urbanos e rurais, assim como com outros atores com envolvimento ou interesse na gestão das paisagens rurais da região. A partir dessas incursões pudemos identificar dez atores-chave para o assunto deste estudo. Além disso, pudemos compreender as principais questões de interesse e delinear o questionário para utilizar nas entrevistas com os atores-chave.

Ao fim de 2016, ao perceber que o assunto da caça na região se apresentava mais complexo do que o esperado, realizamos uma pesquisa específica sobre o assunto, que resultou no Capítulo 5 desta tese. Nesse capítulo avaliamos os estudos existentes sobre a caça no Brasil e investigamos nesses estudos uma possível relação entre as mudanças no uso da terra que ocorreram na região Centro-Sul do Brasil e a cultura da caça. Para isso, executamos uma pesquisa na base de dados Google acadêmico com as seguintes palavras-chave: “caça ilegal”, “caça de subsistência”, “caça esportiva”, “caça recreacional”, “caça Brasil”, “caçadores”, “Brazilian hunters”, “wildlife poaching Brazil”, “illegal hunting Brazil”, “recreational hunting Brazil” e “subsistence hunting Brazil”. Para cada palavra-chave investigamos o título e o resumo dos primeiros 20 documentos encontrados por relevância, totalizando 220 documentos analisados. Destes, selecionamos 68 pesquisas que mencionavam ou tratavam da caça ou do caçador no Brasil. Em seguida, realizamos uma segunda investigação, semelhante à primeira (220 documentos analisados), porém dessa vez apenas para documentos publicados entre 2010 e 2017, na procura por artigos recentes de interesse que pudessem não ter aparecido na primeira busca. Nessa, encontramos apenas cinco novos documentos de interesse. Selecionados os 73 textos, avaliamos todos os documentos por meio de estatística descritiva para avaliar o cenário da caça no Brasil. Em um segundo momento, realizamos um recorte dos trabalhos apenas para a região Centro-Sul do Brasil (consideramos para nossa análise os estados das regiões Sul e Sudeste e pelos estados de Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Distrito Federal e Tocantins).

Entrevistas semiestruturadas com atores-chave

Realizamos a primeira coleta de dados empírica com 10 atores-chave de julho a setembro de 2016. Os atores foram selecionados na primeira fase da pesquisa por meio de indicação realizada pelos moradores e por pesquisadores em conversas informais. Conduzimos a entrevista de forma livre, sem restrição de ordem ou horário, e utilizamos um questionário semiestruturado (**Apêndice I**). Nas entrevistas, exploramos a gestão da fauna em paisagens

rurais da região por meio de quatro tópicos principais: i) principais fatores que afetaram as paisagens rurais e os ecossistemas de região nos últimos trinta anos; ii) principais fatores afetando as assembleias de mamíferos nos últimos trinta anos e atualmente; iii) as principais interações entre a fauna de mamíferos e os proprietários rurais; e iv) a percepção dos atores sobre os mamíferos, sua gestão e sobre a necessidade de realizar um monitoramento participativo das suas populações na região.

Analisamos os dados coletados nessas entrevistas por meio de métodos quali-quantitativos. Os resultados são apresentados na forma de estatística descritiva. Transcrevemos todas as entrevistas e analisamos o discurso dos atores por meio da codificação de suas respostas e da organização desses códigos em categorias. Também, realizamos a triangulação dos dados, que consiste na procura de ao menos três evidências (*e.g.*, relato dos sujeitos, dados científicos, observação direta) para validar uma informação (Bernard 2017). Os resultados desta entrevista se encontram principalmente nos capítulos 2 e 3 desta tese.

Entrevistas estruturadas com moradores rurais - Wildlife-Human Survey

Após a realização da primeira fase de entrevistas, analisamos os dados coletados e com base nos resultados delineamos um questionário estruturado (**Apêndice II**), o *Wildlife-Human Survey*, para ser aplicado com os moradores das áreas rurais dos dez municípios selecionados como área de estudo (Capítulo 2). Em fevereiro de 2017 realizamos cinco entrevistas pilotos para avaliar o questionário estruturado. Visitamos quarenta paisagens rurais com diferentes porcentagens de cobertura vegetal e usos da terra das quais selecionamos trinta³ em parceria com a Dra. Cristina Banks-Leite e o projeto ECOFOR⁴ para aplicar o questionário estruturado (**Fig. 1**). As paisagens foram delimitadas em dois quilômetros de raio (1.250 ha) ao redor de um ponto de GPS em cada localidade (**Tab. 1**), considerando a área de vida da maior parte das espécies pesquisadas (de 20 a 2000 hectares, com exceção dos felídeos de grande porte).

Após a adequação do protocolo, fomos a campo de abril a agosto de 2017, acompanhados de um ajudante da comunidade local, para aplicar dez questionários em cada uma das trinta paisagens selecionadas, totalizando 300 unidades familiares de áreas rurais da

³ Visitamos os 40 pontos de GPS utilizados por Hatfield (2018) em um estudo anterior na mesma região, os quais foram selecionados pelos pesquisadores para representar os diferentes usos e coberturas da terra na região, principalmente a mata nativa, a silvicultura e a pastagem. A partir desses pontos, selecionamos as 30 paisagens deste estudo considerando uma distância mínima de 5km entre os pontos, a facilidade de acesso e a procura por uma distribuição homogênea na paisagem.

⁴ Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas em áreas alteradas pelo homem nas Florestas Amazônica e Atlântica - Processo FAPESP nº12/51872-5

região do Vale do Paraíba. As unidades foram selecionadas aleatoriamente em campo, não ultrapassando 2km de distância do ponto do GPS, e respeitando algumas regras: i) após realizar uma entrevista em uma casa pular ao menos duas casas; ii) não realizar mais de três entrevistas em cada estrada (desde que a paisagens possuíssem mais de uma estrada), iii) buscar distribuir as entrevistas na paisagem (para isso as paisagens foram estudadas anteriormente por imagens de satélite).

Tabela 1. Pontos de GPS utilizados para a delimitação das trinta paisagens rurais investigadas.

Ponto	Municípios	Latitude	Longitude
Slp01	São Luís do Paraitinga	-23.2742855016	-45.2410293038
Slp03	São Luís do Paraitinga	-23.282516915	-45.178482915
Slp05	São Luís do Paraitinga	-23.3264745472	-45.1759397056
Slp07	Natividade da Serra	-23.3920837271	-45.2990492635
Slp08	São Luís do Paraitinga	-23.2232252625	-45.2719599187
Slp10	São Luís do Paraitinga	-23.2002251166	-45.3663908819
Slp12	São Luís do Paraitinga	-23.2064666314	-45.1942135565
Pil01	São Luís do Paraitinga/ Cunha	-23.220575	-45.131810
Pil02	São Luís do Paraitinga	-23.233176	-45.167791
Lag01	Lagoinha	-23.1023282925	-45.1820523605
Red01	Redenção da Serra	-23.2227524941	-45.5470900994
Red02	Redenção da Serra	-23.2740308716	-45.5677437396
Red03	Redenção da Serra	-23.2620081164	-45.4957573116
Nat01	Natividade da Serra	-23.2810413098	-45.4279198055
Nat03	Natividade da Serra	-23.3155615301	-45.4517088221
Nat04	Natividade da Serra	-23.3568412574	-45.5105885243
Pil03	Natividade da Serra	-23.336155	-45.332980
Tau01	Taubaté	-23.116101445	-45.579743649
Tau02	Taubaté	-23.1055386564	-45.5451688973
Tau03	Taubaté	-23.1399566907	-45.4655355238
Tau04	Taubaté	-23.1469472056	-45.3781827397
Tau06	Taubaté	-23.1812402369	-45.4296634032
Par01	Paraibuna	-23.310955143	-45.6474214642
Par02	Paraibuna	-23.5313550256	-45.5646885474
Par03	Paraibuna	-23.5631163023	-45.6230081762
Par04	Paraibuna	-23.4946261458	-45.692924259
Par06	Paraibuna	-23.4763060253	-45.732956131
Par07	Paraibuna	-23.506853163	-45.7777081944
Par08	Salesópolis	-23.5452772974	-45.8076482445
Par09	Guararema/Jacareí	-23.3906409579	-46.0046949537

O questionário do *Wildlife-Human Survey* foi desenvolvido em três partes: 1, 2 e 3. A parte 1 investiga informações sobre a assembleia de mamíferos de médio e grande porte (*e.g.*, ocorrência das espécies, abundância relativa, riqueza e composição) em diferentes momentos no tempo (um ano, cinco, 15 e 20 anos) em cada paisagem por meio de fotografias das espécies. A parte 2, investiga as características socioeconômicas das famílias entrevistadas (*e.g.*, idade, renda, escolaridade) e das propriedades rurais (*e.g.*, atividades desenvolvidas na propriedade, animais domésticos criados). A parte 3 investiga i) a variação das populações de mamíferos ao longo do tempo, ii) as principais interações ser humano-fauna e a percepção dos moradores rurais sobre essas interações (*e.g.*, usos, prejuízos econômicos, benefícios, responsabilidade sobre a fauna) e iii) a necessidade e interesse dos moradores em implementar e participar de um projeto de monitoramento dos mamíferos de médio e grande porte na região, sejam motivados pela vontade de diminuir interações negativas ou pela vontade de conservar as espécies. Uma descrição mais detalhada do método se encontra no Capítulo 2 desta tese.

Além dos dados coletados na segunda parte do *survey*, também coletamos dados sobre características estruturais e ambientais das paisagens por meio do banco de imagens classificadas fornecidas pelo colega Ramon Bicudo da Silva (Silva *et al.* 2017), por meio do banco de dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2017) disponível online e por meio do programa ESRI ArcGIS v.10.0 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA) e sua base de dados de imagens do mundo (Sources: ESRI, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USDA FSA, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo and the GIS User Community). Os principais dados coletados por meio dessas fontes foram: parâmetros das paisagens (porcentagem de cobertura e usos da terra, distância da rodovia, distância da área protegida, distância da metrópole) e das propriedades rurais (número e área das propriedades rurais dentro de cada paisagem). Esses dados foram utilizados no Capítulo 4 para investigar os efeitos de variáveis socioeconômicas e estruturais das paisagens na estrutura das assembleias de mamíferos.

Analizamos os dados coletados nessa última fase da pesquisa por métodos quanti e qualitativos. Os dados sobre as características socioeconômicas das populações e das propriedades rurais (parte 2) e os dados sobre a estrutura da paisagem foram testados como variáveis preditoras da estrutura das assembleias de mamíferos (ocorrência, abundância relativa, riqueza de guildas e riqueza e composição da assembleia – parte 1), utilizada como variável resposta. Para testar o poder de predição de cada variável, utilizamos Modelos Lineares (ML) e Modelos Lineares Generalizados (MLG), bem como partições de variância e análises de ordenação. Mais detalhes sobre as análises e seus resultados são apresentados no Capítulo

4. Os dados coletados na parte 3 foram tabelados, descritos estatisticamente e também organizados em categorias, quantificados e triangulados, sendo apresentados no Capítulo 3.

Procedimentos relacionados à ética da pesquisa

Esta pesquisa foi submetida para avaliação e aprovada pelos Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da UNICAMP e Comissão Técnico-científica do Instituto Florestal (COTEC). O parecer consubstanciado do CEP e a carta de aprovação da COTEC encontram-se nos **Anexos I e II**, respectivamente. O CEP avaliou e aprovou o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) que foi entregue e explicado a todos os 310 participantes desta pesquisa (**Anexo III**). A declaração referente a direitos autorais se encontra no **Anexo IV**.

ESTRUTURA DA TESE

A tese está organizada da seguinte maneira: i) Introdução, objetivos e métodos gerais da Tese; ii) Documentos publicados e/ou a publicar, neste caso cinco documentos em formato de artigo científico (Capítulos 1, 2, 3, 4 e 5), iii) Conclusão, referências e anexos gerais (formato alternativo de Tese permitido pelo informativo CCPG N° 002/2018 da Universidade Estadual de Campinas).

O primeiro Capítulo, intitulado “*Rethinking Community Ecology through the lens of social-ecological systems*”, é um manuscrito no qual sugerimos a inclusão explícita dos efeitos antropogênicos nas abordagens teóricas da Ecologia de Comunidades. Nesse manuscrito também apresentamos um arcabouço teórico que desenvolvemos para ampliar a compreensão de como as dinâmicas das comunidades biológicas influenciam e são influenciadas pelos sistemas socioecológicos nos quais elas estão inseridas. O conteúdo desse texto colabora na sustentação teórico-analítica do restante da tese.

No Capítulo 2, “*Wildlife-Human Survey: uma ferramenta para o levantamento rápido de mamíferos e atividades humanas*”, apresentamos o método que desenvolvemos para a coleta de dados sobre a estrutura das assembleias de mamíferos e de dados socioeconômicos das populações humanas na paisagem. Nosso intuito foi desenvolver um método efetivo e de baixo custo para o levantamento rápido de informações sobre a mastofauna e as populações humanas rurais para a pesquisa e o manejo. No manuscrito, apresentamos a coleta de dados realizada no Vale do Paraíba como um estudo de caso e analisamos os dados levantados.

O Capítulo 3, “*Understanding past and present to prepare for the future: human-wildlife coexistence in rural landscapes*”, trata da influência do histórico socioambiental das

paisagens rurais e das interações ser humano-fauna como fatores estruturantes das assembleias de mamíferos nas áreas rurais. A partir da percepção de 300 moradores rurais, discutimos a variação das populações de mamíferos ao longo dos últimos trinta anos, o desaparecimento e o surgimento de novas espécies e quais fatores sociais e ambientais parecem ter influenciado essas mudanças.

O Capítulo 4, intitulado “*How do socioeconomic features of the landscape affect mammal communities, guilds and species patterns in rural landscapes?*”. Nesse capítulo avaliamos a influência de variáveis estruturais/ambientais e socioeconômicas da paisagem na estrutura das assembleias de mamíferos.

No Capítulo 5, “*Desafios para um diagnóstico da Caça no Brasil e na região Centro-Sul: Uma Revisão Bibliográfica*”, investigamos, a partir de uma revisão de literatura, os estudos sobre caça no Brasil e averiguamos evidências sobre possíveis mudanças no perfil da caça e do caçador na região Centro-Sul do país. Também, discutimos possíveis ações para superar os desafios impostos ao tema.

Finalmente, apresento a discussão e as considerações finais, onde apresentamos as principais conclusões dos capítulos e discutimos as implicações dos dados gerados para a gestão da mastofauna em paisagens rurais no Brasil.

CAPÍTULO 1

Rethinking Community Ecology through the lens of social-ecological systems

Camila Alvez Islas¹ and Cristiana Simão Seixas²

¹ PhD student in Ecology, Biology Institute, University of Campinas, Brazil.

² Researcher at the Centre for Environmental Studies and Research (NEPAM), University of Campinas, Brazil.

Abstract

When analysing the recent debates regarding Community Ecology synthesis and general theories it came to our attention that anthropogenic effects are consistently left out of the picture. Evidences of major influences of humankind on biological communities are all over the scientific literature and this debate is happening in what many scientists have agreed to call the Anthropocene epoch. Here, we suggest how to explicitly recognize and integrate anthropogenic effects into Community Ecology approaches. We structure this manuscript in three parts: i) first, we discuss why we should incorporate anthropogenic effects into Community Ecology frameworks; ii) we then suggest a theoretical framework to understand community dynamics under such effects and present empirical evidence on the influence of anthropogenic effects on community processes (selection, ecological drift, speciation and dispersal); iii) finally, we expand Community Ecology through the social-ecological lens to better understand environmental problems. Adding anthropogenic effects to community equations can allow for a more inclusive general theory of community dynamics and help clarify human-in-nature dynamics in this Anthropocentric epoch.

Key-words: Community Ecology theory, Anthropocene, human activities

Introduction

One of the main questions of the XXI century is whether humanity will be able to overcome current unsustainable trends towards a way of life that can be supported by the planet Earth (Hoekstra & Wiedmann 2014). The human population has reached a concerning size (Chown *et al.* 2003), an unsustainable pattern of natural resource use (Steffen *et al.* 2015) and is changing ecological processes worldwide without understanding its consequences (Steffen

et al. 2015, Newbold *et al.* 2016). Because such environmental issues are complex, transdisciplinary and multi-level (Nelson *et al.* 2006, Díaz *et al.* 2006, Chapin *et al.* 2010, Hoekstra & Wiedmann 2014, Steffen *et al.* 2015), scientists are still unable to predict with precision its effects on nature and human well-being. Therefore, in the last decades, many scientific fields have been dedicated to help answering these questions (*e.g.*, conservation science, environmental chemistry, political ecology, ecological economics, applied ecology).

If we refer to the etymology of the word, Ecology (first Ökologie in German) was named after the idea of investigating the “economy of nature”, being nature our home (from the word “oikos” in Greek) (Worster 1994, 192p.). Unquestionably, our home is now more anthropized than ever (Nelson *et al.* 2006, Ellis 2011). Many researchers have argued that since the genus *Homo* appeared on Earth, the concept of untouched nature became a little inaccurate. Although questions remain about what really led to megafauna extinctions in the Pleistocene epoch, studies have recently been published supporting human hunting as one of its main causes (Sherratt & Wilkinson 2009, Bartlett *et al.* 2016, Johnson *et al.* 2016, Kaars *et al.* 2017). Likewise, the domestication of Amazon species seems to have started in the early Holocene (between 11 and 7 thousand years B.P.), with the first settlements of human populations. These settlements were followed by a broad domestication of plants and soils enrichment all over the tropical forest (Piperno 2011, Clement *et al.* 2015). As a result, the distribution of many trees in the Amazon region currently result from these domestications (Shepard & Ramirez 2011, Levis *et al.* 2017). According to Levis *et al.* (2017), species of domesticated trees are five times more likely to be hyperdominant in this region than the non-domesticated ones. Souza *et al.* (2018) recently suggested that the Amazon region was more populated than ever thought, with an estimate of 0.5 to 1 million inhabitants in late Pre-Columbian times (~750 – 500 B.P.) in an area which encompasses only 7% of the forest area. These evidences suggest that the Amazon was already a complex mosaic of social-ecological systems even before the European invasion. Certainly, the extent of human effects on nature, especially in remote areas, increased exponentially and became hard to ignore only in the last centuries (Sherratt and Wilkinson 2009, p. 208). Yet, if the Amazon, considered one of the most preserved forests in the world, is actually a combination of ecological and human forces, where does the separation between the natural and the anthropized lay and how accurate can it be?

Community Ecology comprises the study of populations of different species interacting in a certain area (communities), their patterns and underlying processes (Vellend 2010). Ecologists have traditionally tried to understand what causes the differences seen in

communities' diversity patterns (Loreau 2009). When analysing the recent discussion about a lack of a general conceptual synthesis for Community Ecology and the pros and cons of having one (Lawton 1999, Roughgarden 2009, Vellend 2010, 2016), as well as most approaches, ideas and theories about Community Ecology and the empirical work conducted in the last decades (Martin et al. 2012, Vellend 2016) it came to our attention that one key aspect influencing community dynamics is consistently left out of the picture: the anthropogenic effects. Even though many times the mechanisms and processes investigated and discussed in these researchs exist even without considering the anthropogenic effects, it is at least odd that these effects are not commonly mentioned, not even as an external driver of community dynamics.

Evidences of major influences of humankind on biological communities¹ are all over the scientific literature and this debate is happening in what many scientists have agreed to name the Anthropocene epoch (Crutzen 2002). Therefore, we argue that anthropogenic effects should be explicitly recognized and integrated into Community Ecology approaches. We also argue that understanding how biological communities are integrated in social-ecological systems can help Community Ecology researchers to “think outside the box” regarding community dynamics. To support our statements, first we present more arguments about why anthropogenic effects should be incorporated into Community Ecology theoretical body. We then address how anthropogenic effects are currently affecting community dynamics and suggest a framework to incorporate them. Finally, we discuss Community Ecology through social-ecological lens and why this perspective is relevant to address imperative environmental problems.

Anthropogenic effects affecting biological communities

All species need resources and have to get rid of their waste, which has at least local effects on the environment (Sherratt & Wilkinson 2009). Humans are just another species in the environment. However, because of the current population size (Chown *et al.* 2003) and technology, humans achieved a whole new level of resource consumption, waste production (Steffen *et al.* 2015) and environment modification (Vitousek *et al.* 1997, Scholes *et al.* 2018). Since hominids started to use fire (Wrangham & Conklin-Brittain 2003), and later with agriculture (Diamond 2002), the modification of landscapes scaled up (Crutzen 2002). Seeking to satisfy their needs and each time trying to achieve a new level of material well-being, now

¹ We use the term *biological communities* when referring to communities of non-human organisms, considering that an *ecological community*, as an ecological level of organization, can include human populations.

the whole planet is a human backyard (Vitousek *et al.* 1997, Halpern *et al.* 2008). Currently, human changes on the environment are so broad and deep that it is possible to identify a complex web that links humans, anthropogenic effects and ecosystems (Nelson *et al.* 2006).

The perspective that anthropogenic effects reach all ecological levels is not new. Many ecologists have already explored the effects of human presence and activities in wild populations, communities and ecosystems (Lawton *et al.* 1998, Dorresteyjn *et al.* 2015, Williams *et al.* 2015). Some sub-areas of Ecology have also embraced human impacts in their theoretical body or even as a central subject of investigation (*e.g.*, applied ecology, landscape ecology, ecotoxicology). Yet, when recognized, these impacts are generally oversimplified (*e.g.*, fragmentation, forest cover, connectivity) and incorporated as negative, external impacts, peripheral to community dynamics and ecosystem functions, which we can choose to investigate or not (Williams *et al.* 2015, Tidball *et al.* 2018). However, these effects are actually intrinsically connected to biological communities and ecosystems; they are reflected in all patterns we measure; they can have different outcomes and are inherently complex. The choice for the term “anthropogenic effects”, including, highlights that these effects are not necessarily impacts or have negative outcomes.

If Community Ecology is the study of species richness, abundance and composition, we cannot fully understand current patterns if we do not account for anthropogenic effects. Many studies conducted inside protected areas on land or sea do not account for any human effects, even when these environments are completely saturated by them (Halpern *et al.* 2008, McDonald *et al.* 2009). Maybe much of the noise found when trying to explain community patterns have an anthropogenic source. Besides, many communities exist partially (as metacommunities) or completely outside conserved habitats (Rosalino *et al.* 2014, Verdade *et al.* 2014). In these cases, rural and urban landscapes, even more affected by human populations, may show high richness and play an important role for species conservation (Pino *et al.* 2000, McClanahan *et al.* 2006, Cox & Underwood 2011).

We could say that Traditional (in sense of conventional) Ecology is currently trapped in a paradox. While the major transformations driven by humans on the biosphere in the last centuries cannot be denied, the main body of theoretical and empirical research has been built upon the idea of “separated from human” and “untouched” nature (Worster 1994, 29p., Martin *et al.* 2012). Human populations as part of nature and as key drivers of change in biological communities has been an idea reluctant to be accepted. Ecology roots can explain partially this resistance. It is possible to identified in Ecology two pervasive views of nature,

the “mechanical” and “imperialist” and the “organic” and “arcadian” (McIntosh 1986, 13p., Worster 1994, 27p.), which are also evident in the Natural History field, one of the main bases of modern Ecology (McIntosh 1986, 1p. and 13p., Lewinsohn 2016). It is the mechanical/imperialist view of nature, the one which understands that the whole is a sum of its parts and their interactions, that has reinforced the idea of people detached from nature (McIntosh 1986, 13p.). The conception of humans as something unnatural, closer to God than to other creatures, comes from philosophers and dogmas of Christianity before the 18th century (Worster 1994, 27p.). This perception had scientific and cultural consequences that still reverberate nowadays. For example, it was one of the main reasons for the aversion of Darwin’s “Origin of species”, since people could not accept men having the same origin as other living organisms (Worster 1994, 29p.). Scientific reductionism and the conception of a mechanic nature determined by a set of laws (Mitman 1992, 211p), far from spirituality, also helped to separate humans from the natural world (Worster 1994, 29p.). Later, this separation led to the understanding that nature should be protected from people, which motivated the creation of protected areas all around the world (Spence 1999, 80p., Van Dyke 2008). At this point, natural history was already studied by naturalists with a special interest for wild areas (Worster 1994). When compared to Natural History, Ecology had its scope changed greatly from a descriptive to a more analytical science (Lewinsohn 2016). Still, the concept of nature remained mostly unaltered in the field (McIntosh 1986).

The struggle of biological sciences to prove itself as a hard science (Pigliucci 2002, Pigliucci 2003, Mitman 1992, 1p., McIntosh 1986, 17p.) may have also delayed the incorporation of anthropogenic effects into the heart of Ecology. It could seem that acknowledging the anthropogenic effects as something intrinsic of ecological dynamics could lead Ecology closer to (what some call as) the “soft” sciences (*e.g.*, philosophy, social sciences), than to the “hard sciences” (*e.g.*, physics, chemistry) (McIntosh 1986, 304p.). This perspective is mistaken in all its merits, not only because there is no winner in such qualitative differentiation between scientific fields, but also because acknowledging anthropogenic effects as a driver of biological communities can strengthen Ecology as a science, if carried out with robust theoretical and methodological frameworks. We argue here for the explicit acknowledgement of these anthropogenic effects, not only as impacts, but as part of and as drivers of biological communities. In the next section we show in a framework how anthropogenic effects influence processes and patterns of biological communities and then we present empirical studies to support our schemes.

Acknowledging the anthropogenic effects into the conceptual synthesis of Community Ecology

We chose to discuss the inclusion of anthropogenic effects on community dynamics based on Mark Vellend's (2010) frameworks. In an attempt to fill the gap of a conceptual synthesis of Community Ecology, Vellend (2010) proposed two frameworks to organize the theoretical body of the discipline. In his frameworks, the main processes driving communities are selection, ecological drift, speciation and dispersal. We chose the work of Vellend because we consider his proposal one of the simplest, most concise and coherent found in the recent scientific literature. Our intention here is not to question the merits of the framework with respect to Community Ecology, but to use it as a stepping stone to advance our science.

In a simplified interpretation of Vellend's synthesis, speciation and dispersal add species to the community, while selection and drift shape species abundance, together with ongoing dispersal. In "The black box of Community Ecology" (Fig. 1A) Vellend (2010) exemplifies how processes determine patterns through still poorly understood ways driving community dynamics. Inside the black box, there are all possible ways to get from processes to patterns (*e.g.*, interactions between organisms, responses to the abiotic environment). Then, in the "Community Ecology Theory framework" (Fig. 1B) the interactions between community processes are described in local, regional and global levels.

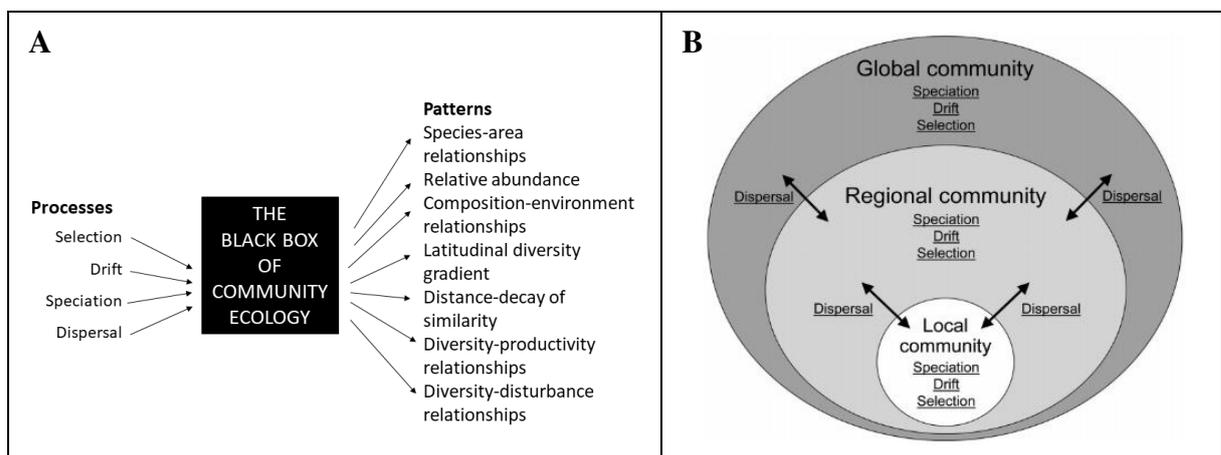


Figure 1. A. "The Black Box of Community Ecology" of Vellend (2010). B. "The theory of Community Ecology" of Vellend (2010).

Based on the "Black Box of Community Ecology" figure we suggest that the anthropogenic effects should be inside the black box, since these effects influence community processes directly (represented by curved arrows), just as the other mechanisms inside the box do (Fig. 2). The anthropogenic effects also influence important mechanisms which are inside the black box of Community Ecology. The mechanisms inside the box include: (i) presence and

nature of direct (*e.g.*, intra and interspecific competition, predation, parasitism, mutualism) and indirect interactions among organisms (*e.g.*, top-down and bottom-up regulating processes); (ii) functional or behavioural responses of organisms to different densities of interacting species; (iii) degree of specialization in interspecific interactions; (iv) species' responses to the abiotic environment features (*e.g.*, temperature, precipitation, latitude) and physiographic heterogeneity (*e.g.*, habitat patch size, matrix, connectivity, structural complexity); (v) number and types of limiting resources; (vi) historical biogeography (*e.g.*, past environmental change as the glacial cycles and continents drift) and the disturbance regime (Vellend 2010). The relationship among anthropogenic effects, the black box and processes generate the patterns we see in ecological communities. In the following paragraphs, we present evidences about how human drivers are affecting these mechanisms and the community processes.

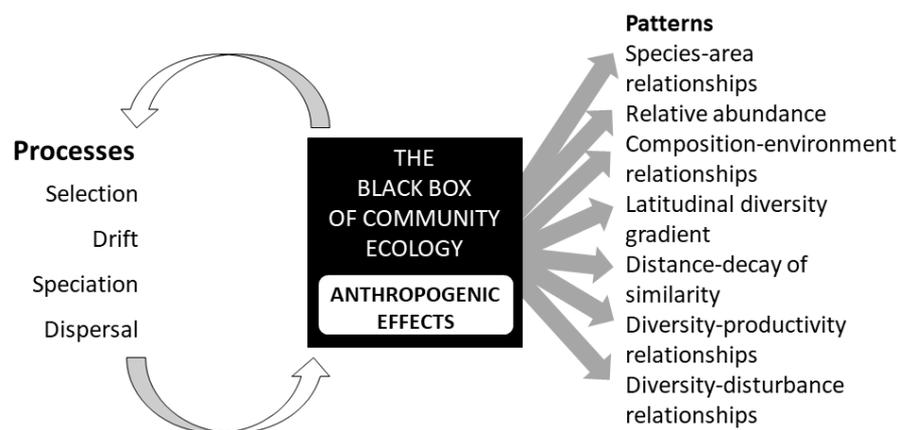


Figure 2. A modification of Vellend's image to acknowledge and incorporate anthropogenic effects into the conceptual synthesis of Community Ecology.

Direct anthropogenic effects on selection

Selection, at the community level, occurs when individuals of different species vary in some aspect or in their identity as a whole, leading to different reproductive success (Bell 2008). By direct predation and fear, apex predators can structure whole communities through trophic cascades (Creel & Christianson 2008, Ripple *et al.* 2014). In many communities, humans act as apex predators and competitors when hunting or fishing (Castilla 1999, Ciuti *et al.* 2012, Dorresteijn *et al.* 2015) and affect selection. Herbivore and carnivore species populations can decrease or be locally extinct because of human predation and/or competition pressure. Given the decrease of mesopredators by human competition, some herbivore species, as small birds and mammals, may improve the fitness of their individuals and increase their

populations. On the contrary, if herbivore populations face a decrease, vegetation can increase and generate a bottom-up effect on the community. Human competition can lead to dietary niche partitioning when predators increase predation of more available species or shift completely to prey other wild (extra or intra guild) or domesticated species (Oriol-Cotterill *et al.* 2015, Ghoddousi *et al.* 2017). The change in wild carnivores' prey can generate conflicts with rural human communities and increase the pressure on carnivores through retaliatory killing (Van Eeden *et al.* 2018). In addition, another kind of niche partitioning can happen when species change their behaviour and habitat use to avoid human presence and predation (Carter *et al.* 2012, Schuette *et al.* 2013, Parsons *et al.* 2016, Gaynor *et al.* 2018), and this may change their ecological functionality (Ordiz *et al.* 2013).

Interactions that involve human beings present some particularities. Human populations rarely suffer the consequences of predation and competition at the same degree that other species do. Hunters can disproportionately impact a community when they, unlike other species, prey a particular class of a population at higher rates (*e.g.*, healthy adults in reproductive age, females, larger individuals) (Darimont *et al.* 2015). Humans are also peculiar in the sense that they can affect wild communities in several ways at the same time: through direct interactions, by modifying the habitat, by providing a landscape of fear (*i.e.*, when a wild population is spatially structured based on perceived predation risk - in this case from humans) (Nelson *et al.* 2006, Oriol-Cotterill *et al.* 2015), etc. These particularities reduce the chances of individuals from other species to survive in face of interactions with humans, which has led humans to be called “super predators” (Darimont *et al.* 2015).

In marine communities, for example, fishing activities withdraw fish and other species of economic interest from different trophic levels. Thus, humans act as predators of herbivore and carnivore species and as competitors of carnivores at the same time (Castilla 1999). The result of anthropogenic effects on marine communities depends on number of fishers and fishing vessels, gear type, target species and catch effort. Some artisanal fishing communities may be part of the marine community web without causing impacts that change its structure (Hilborn *et al.* 2003, Castello *et al.* 2011). However, in many other cases, human fishing activities lead to population collapse and change in the community structure (Walters & Maguire 1996, Pauly *et al.* 2002, Mullon *et al.* 2005, Essington *et al.* 2015). In the Caribbean, the density of human populations produced a negative effect on large-bodied fish and total fish species richness (Stallings 2009). In these areas, marine communities became dominated by

few small-sized species, which indicates an extensive activity of apex predators and the release of small fish from competitive pressure.

A similar pattern occurs in terrestrial environments. Humans generally hunt herbivore species and compete with meso and apex carnivores, which can have several consequences on biological communities. Game animals are generally medium and large sized and key seed dispersers. Excessive hunting pressure on animals with these characteristics can reduce dispersion of large-sized diaspores and reduce the mobility of seeds dispersed by animals (Kurten *et al.* 2015). Can also decrease seed predation by granivorous vertebrates (Stoner *et al.* 2007), but increase seed predation as a whole (Galetti *et al.* 2015). Such changes in community dynamics can, in turn, lead to selection against plant species with large seeds, favouring small-seed plants, which generally are smaller and retain less carbon from the atmosphere (Bello *et al.* 2015). Hunting can also cause a cascading effect in the abundance of *taxa* such as bruchid and dung beetles (Stoner *et al.* 2007) and change community structure (Effiom *et al.* 2014). Dorresteijn *et al.* (2015) found that direct and indirect anthropogenic top-down effects caused by hunters in a community in Romania play a more important role in shaping diversity patterns than the effects of apex predators and anthropogenic bottom-up effects (forest and pasture cover). Finally, hunting can affect ecosystem functions as nutrient cycling, decomposition, water quality (Dirzo *et al.* 2014), carbon storage (Bello *et al.* 2015) and energy transfer between ecosystems (McCauley *et al.* 2012) and may have other effects yet to be discovered.

Hunting is not the only way humans can act as predators, removing species from communities. For trading, legally or illegally, entire organisms or its parts, humans remove individuals from their population, sometimes leading to local extinction (Phelps & Webb 2015, Shepherd *et al.* 2016, Sampson *et al.* 2018). The impacts of poaching can vary depending on which species are preferred in each region. Humans can also, directly or indirectly, subsidize predators (Gompper & Vanak 2008) and other species through the availability of resources (*e.g.*, food, shelter, space for nesting) and its alternation over time (*e.g.*, daily, monthly, seasonally) (Oro *et al.* 2013, Verdade *et al.* 2014, Newsome *et al.* 2015). The increase in food and other resources availability, constantly or in pulses, can have a bottom-up effect on the community. Agriculture, silviculture, animal husbandry, crop leftovers, discards from fisheries, game and tourism feeding stations, organic garbage in dumps and food supplies in backyards are all anthropogenic sources of food and shelter. These subsidies change species dietary preferences, and the effects can be negative (*e.g.*, when such food is not proper for the

nutritional needs of wild species) or positive (*e.g.*, an additional source of food). In the latter case, subsidies improve individual fitness and increase populations, which can affect species interactions, food webs, community diversity and composition, promote invasion of exotic species and nutrient transfer among ecosystems (Oro *et al.* 2013).

Species can adapt to use these heterogenic landscapes with different types of subsidized resources, as it is the case of wood mice females (*Apodemus sylvaticus*) in a cork oak agro-forestry-system in the Mediterranean (Rosalino *et al.* 2011). While male wood mice seem to use the habitat at random, females select olive groves to ensure a highly energetic food resource. In some cases, resource availability can be so large that some populations may achieve high densities that would not be possible in natural conditions and alter predator–prey interactions (Oro *et al.* 2013). For example, subsidized predators may not be affected by regular decline in prey populations, maintaining or even increasing their density, and finally change prey behaviour or drive them to local extinction. A good example is the case of gerbil (*Gerbillus* sp.) predation by foxes (*Vulpes vulpes*) in rural areas between Jordan and Israel (Shapira *et al.* 2008). The availability of crops and suitable habitat increased fox populations and decreased gerbils' abundance, activity and foraging efficiency. Predators may also change characteristics of their life history, reproduction, home-range, activity and movement based on resources subsidy (Newsome *et al.* 2015).

Indirect anthropogenic effects on selection

Indirect anthropogenic effects on selection are countless and can trigger/affect other innumerable effects on community dynamics. Here, we address two main types of indirect anthropogenic effects - the ones that affect communities through biological organisms and the ones that change abiotic characteristics of the environment and ecosystem functions. Regarding the first type, we highlight the introduction of exotic species and their effects on community dynamics. Free-ranging and feral dogs (*Canis familiaris*) and cats (*Felis catus*) have been introduced in all types of terrestrial ecosystems and became a new kind of predator in biological communities (Hughes & Macdonald 2013, Doherty *et al.* 2017). Dogs and cats can predate other species in the community and also cause impacts through competition, disease transmission and hybridization (Daszak *et al.* 2001, Hughes & Macdonald 2013, Medina *et al.* 2014). Dogs can even assume the role of apex predators when large-carnivores are locally extinct, and increase the landscape fear effect (Vanak *et al.* 2013, Parsons *et al.* 2016). The introduction of these animals is accounted for one of the main reasons of extinctions of

mammal, bird and reptile species around the world (Medina *et al.* 2011). As dogs and cats, many other exotic species introduced affects communities. One example is the wild boar (*Sus scrofa*), which competes with (*e.g.*, new world pigs) and predate native species (*e.g.*, invertebrates, vertebrates, plants, fungi) and transmits diseases (*e.g.*, wildlife, livestock, humans) in all continents where it has been introduced (Barrios-Garcia & Ballari 2012). Another example is the saltcedar Asian plant species (*Tamarix chinensis* and *T. ramosissima*), which have been introduced in the USA and present currently a high rate of hybridization and dispersion (Gaskin & Kazmer 2009).

The spread of diseases in wildlife is linked with exotic species introduction and has been indirectly triggered by humans worldwide (Daszak *et al.* 2001). Emerging wildlife diseases are generally caused or enhanced by anthropogenic factors, such as: increased contact with vectors due to the introduction of domestic and wild animals to new habitats and the expansion of human and domestic animal populations, possible immunosuppression because of stress and global climate change (Daszak *et al.* 2001, Karesh *et al.* 2005, Crowl *et al.* 2008). It is estimated that almost 80% of livestock pathogens are shared with wildlife (Karesh *et al.* 2005).

The introduction of new diseases in a community can decrease populations and cause extinction, change species interactions and generate cascading effects, which generally has negative outcomes for biodiversity and the global economy (Haydon *et al.* 2002, Karesh *et al.* 2005). The chytridiomycosis is caused by a fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) which has been spread by African clawed frogs internationally trade and is contributing to the decline of amphibians biodiversity in all continents and in at least 52 countries (Weldon *et al.* 2004, Olson *et al.* 2013, Kolby & Daszak 2016). The Canine Distemper Virus (CDV) is also broadly spread on marine and terrestrial ecosystems worldwide and affects many domesticated and wild mammal species (Viana *et al.* 2015, Serrano *et al.* 2017).

Four anthropogenic effects on abiotic characteristics of the environment and ecosystem functions are here addressed: climate change, change in land use and cover, ocean acidification and pollution. Climate change is a change in climate over time (*e.g.*, the seasonal change in the patterns of rainfall, storms and droughts, humidity, and sea level) whether caused by global warming and other anthropogenic effects or by natural variability (Parry *et al.* 2007). The warming of sea waters is one of the many examples of changes in climate which have been perceived in the last century as having severe effects in communities and ecosystems. The higher temperatures cause stress in corals and make them lose their intracellular symbiotic

dinoflagellates or photosynthetic pigments. This is known as coral bleaching and leads to mass mortality of corals and cascade effects in the marine trophic chain (Hoegh-Guldberg 1999). Higher temperatures can also help spread diseases on biological communities in temperate regions, as the already mentioned case of chytridiomycosis in amphibians (Kolby & Daszak 2016). Other climate change outcomes are seen on forests ecology, by the alteration of fire and drought regimes, the triggering of insect and pathogen outbreaks (Dale *et al.* 2001, Wang *et al.* 2015) and by changing the flowering period of plant populations (Parmesan 2006, Franks *et al.* 2007).

The surface of Earth is now more than 75% severally transformed by human activities (Hurt *et al.* 2006, Scholes *et al.* 2018). It is estimated that less than 10% of the Earth's land surface will be considered wilderness areas by 2050 (Scholes *et al.* 2018). In general, land change decreases biodiversity (Foley *et al.* 2005, Newbold *et al.* 2015), however each species responds to these changes in a singular way. Some species can benefit from it as already mentioned in the cases of food subsidized species (Newsome *et al.* 2015). Exotic species may settle and spread more easily in degraded habitats. Mosaic of habitats can constrain organisms movement, since many species are unable to go through disturbed areas (Bélisle *et al.* 2001). Silviculture can serve as breeding habitat for some animal species (Lyra-Jorge *et al.* 2008, Henry *et al.* 2015), but can show variation on communities' trophic structure along commercial cycles (Timo *et al.* 2015). Build-up areas, which consist of areas with artificial surfaces, decrease available native habitats and resources and may split populations (Forman & Alexander 1998), increase generalist species and extinguish specialist species (Müller & Werner 2010). All populations specific responses to land use and cover change affects their and other populations selection.

Ocean acidification is the chemical change on the carbonate system of seawater and can influence species and communities in diverse ways (Gaylord *et al.* 2015, Fabry *et al.* 2008). Elevated levels of CO₂ can enhance primary producers' growth, decrease the performance of other organisms and change sea species competitive advantages. Corals have shown to decrease around 30% their calcification rate in response to a doubling in partial pressure of CO₂ (pCO₂) (Kleypas *et al.* 2005). Such a decrease may lead not only to the extinction of coral species (and therefore trigger a trophic cascade), but also to the extinction of other species because of lack of shelter. Many organisms (*e.g.*, molluscs, sea urchins) present physiological stress, decrease in growth and shell dissolution when exposed to high pCO₂. Thus, an increase in pCO₂ can generate a decrease in calcification rates and abundance of planktonic organisms and trigger a

cascade effects on the sea community (Kleypas *et al.* 2005). Elevated seawater CO₂ can also induce energetic costs for many consumers which have to allocate energy to acid-base regulation (Gaylord *et al.* 2015). These changes in organisms performance affect species interactions, however the way these species respond within the context of their communities is still poorly known (Gaylord *et al.* 2015).

Finally, different sources of pollution are known to affect biological communities worldwide: sound, air, and water pollution (Naylor 1965) are the most commonly investigated. Any source of pollution will generally affect organisms negatively. In water, macroplastics and microplastics are causing mortality of sea wildlife in concerning rates due to ingestion, entanglement or bioaccumulation in the food chain (Li *et al.* 2016) and the effects of pharmaceutical residuals and pesticides on wildlife are still poorly understood (Li 2014). The diclofenac given to cattle for treating inflammation was found to poison Gyps vultures in the African continent and Indian subcontinent (Naidoo *et al.* 2009). Anthropogenic noise can negatively affect birds through direct stress, masking noises used for protection (*e.g.*, predator arrival, alarm call) and interfering in acoustic reproductive signals used for territorial defence and mating (Slabbekoorn and Ripmeester 2008, Blickley and Patricelli 2010). Noise pollution in the sea (*e.g.*, ship propellers, seismic survey airguns, sonars, pile driving), generally in a low-frequency band (Hildebrand 2009), broadly affects marine life altering animal's behaviour and causing temporary and permanent hearing loss, stress or even death (Popper & Hastings 2009). The ultimate outcome of pollution is death and extinction, however before that pollution causes fitness loss, species distribution and populations numbers constrain and changes in community structure (Goudie 2018, 80p.).

Ecological drift

Ecological drift is a stochastic effect all communities are subject to; it is a random effect over species population size that results from the equal chances individuals have of reproducing or dying regardless their identity (Rosindell *et al.* 2012). Therefore, anthropogenic effects cannot cause drift. However, according to Vellend (2010), if natural selection is strong and the size of the community is big, the effects of selection on species populations overcome the effects of drift. On the contrary, if selection is weak and the size of the community is small, the effects of drift overcomes selection. Thus, anthropogenic effects can change this relation between selection and drift.

As we discussed above, anthropogenic effects can increase the size of a wild population by offering new sources of food (Gompper & Vanak 2008, Oro *et al.* 2013, Newsome *et al.* 2015) or increase the selective pressure over one of two species occupying similar niches through harvesting. In these cases, ecological drift can have less influence on these populations, since selective pressure is strong and the size of the population big. Likewise, humans can decrease ecological differences between two populations (*e.g.*, differences in resource use, foraging efficiency, reproduction) when competing or restricting resources of the population which shows better fitness. By decreasing selection forces, then drift plays a bigger role in the community. Overall, if the anthropogenic selective pressure is so strong that causes a considerable decrease in the size of one of the populations, drift can have an important role and lead this population to extinction (Lande 1998).

Speciation (or micro-evolution and rapid evolution)

Speciation is the formation of new species from an ancestral one, through the selection of traits of individuals of a population that results into reproductive isolation (Schluter 2001). Although it is difficult to define if a new species has actually emerged, there are many anthropogenic effects which are materially influencing species' evolution and could be increasing speciation rates (Bull & Maron 2016). Some human-mediated speciation mechanisms known are: species reallocation (rapid evolution or hybridization), domestication, hunting and the creation of novel ecosystems (Bull & Maron 2016). More specifically, highways (Forman & Alexander 1998, Sawaya *et al.* 2014), fences (Mbaiwa & Mbaiwa 2006, Hayward & Kerley 2009) or even a deforested corridor between two forest patches (Banks *et al.* 2007) can separate populations long enough so they become two species. Climate change can influence part of a plant population to change its flowering period (Parmesan 2006, Franks *et al.* 2007), gradually separating the population until making it impossible for individuals of both sub-populations to breed with one another. In London, UK, the common house mosquito (*Culex pipiens*) established a subterranean population in the underground railway system which can no longer reproduce with the above-ground population or hibernate in the north of the species range (Byrne & Nichols 1999). In Mesoamerica, forest fragmentation seems to have led to absence of gene flow and the diverging of damselfly (*Megaloprepus caerulatus*) in more than one species (Feindt *et al.* 2014).

Dispersal

Dispersal is the movement of organisms across space and time, with consequences on individual fitness and populations dynamics (Bowler & Benton 2005). A species may have the biological capacity to disperse and settle in a different region, still it does not mean that this is going to happen. Anthropogenic effects can, overall, determine if and how many organisms will be able to disperse (Helmus *et al.* 2014). Anthropogenic environmental modifications can allow, increase, decrease or make it impossible for a species to disperse to a specific area.

The anthropogenic effects can partially or completely isolate a community and cause speciation processes or its extinction through a bottleneck effect (Wu & Hobbs 2002). Hydroelectric power plants can have such an effect on fishing populations, reducing the connectivity of a population (Gousskov *et al.* 2016) or hindering a subset of species of a fish assemblage from broad movement (Anderson *et al.* 2006). On the other hand, human populations can carry organisms to new environments and promote one of the worst modern environmental problems: the invasion of exotic species.

There are many cases around the world to illustrate this. Several marine species have been transported by ballast water and have settle in new marine environments becoming a major environmental issue (Williams *et al.* 1988). The transportation of species through legal and illegal trades to become pets, as aquarium fish species (Padilla & Williams 2004) and marmosets (Malukiewicz *et al.* 2015), is another common case. Wild animals sold as domestic can be rejected by their buyers because of diverse reasons (*e.g.*, are too aggressive, people lose interest, they grew more than expected) and are many times returned to natural habitats where they are an exotic species. In Brazil, the distribution of an exotic species of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) correlates with past land use and socioeconomic policies in urban forests of Rio de Janeiro city (Solorzano *et al.* 2016). Currently, the jackfruit is hyperdominant in the area and competes with native trees. Similarly, the beaver (*Castor canadensis*) was introduced in Argentina for hunting purposes. After decades, the beavers continue to occur and to do their ecosystem engineering in the new habitat, transforming lotic environments in lentic ones (Lizarralde *et al.* 2004). As they mostly lack natural predators, all these introduced species deplete natural resources, compete with native species and influence food webs, increasing selective pressure on other species of the community. They can yet affect ecosystem functions and the community as a whole by altering water flow, hydrologic and biogeochemical cycles, and decomposition process (Crowl *et al.* 2008).

This “artificial” dispersal (mediated by humans) can also lead to hybridization. This can take place when anthropogenic effects favour the encounter of individuals from species that were separated by geographical barriers, but not by reproductive isolation (Kahilainen *et al.* 2011). Also, it can lead to species extinction because of infertile offspring (Dittrich-Reed & Fitzpatrick 2013). Some examples are the hybridization events between endangered red wolves (*Canis rufus*) and coyotes (*Canis latrans*) in the United States (Bohling & Waits 2015) and marmoset hybridization involving *Callithrix jacchus*, *C. penicillata* and other *Callithrix* species that have been introduced in areas beyond their natural occurrence (Malukiewicz *et al.* 2015).

Multi-level anthropogenic effects

All anthropogenic effects mentioned (or not mentioned) above have local (ecosystems), regional (landscape) or global (biosphere) dimensions and reach biological communities in one or more levels. This means that while the four ecological processes of communities interact in different levels, as proposed by Vellend (2010) (**Fig. 1b**), human effects also interact with them in multiple levels (**Fig. 3**). Even though some effects are recognized as worldwide problems, they do not have necessarily a global dimension. Although these boundaries are subjective, they can facilitate our understanding of the issue.

Some anthropogenic effects that influence communities locally are human interactions (predation, competition, mutualism), forest fires, roadkills, local land conversion, localized mineral or sand extraction, food subsidize to birds in backyards, the implementation of a municipal protected area and habitat restoration. In the regional level, there are landscape changes, the construction of highways, deforestation, introduction of invasive species, management plans to manage a basin and protected areas implementation of large size. Globally, there are climate change, change in land cover and use, ocean acidification and pollution (*e.g.*, air, water, sound). These changes are currently so broad that we consider they have affected the whole global biological community, despite the nature, extent and strength of the effects vary according to the region of the globe.

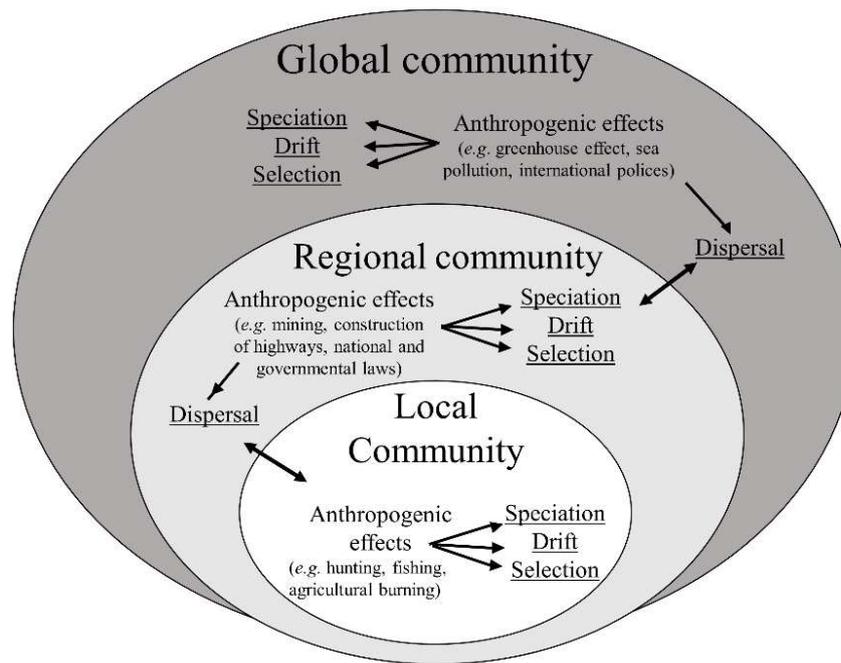


Figure 3. A modification of Vellend’s image to recognize anthropogenic effects and their interactions with community process in a multi-level perspective.

We realize that the present work only scratched the surface of anthropogenic effects on biological communities. Even so, there are even more effects that are yet poorly understood or completely unknown. In any case, we aimed to present solid evidences of the broad effects of humans on biological communities, directly at a species as part of the community, and indirectly, as drivers of community processes. Species have been able to adapt to many of these effects and evolve until now (Rosalino *et al.* 2014). Communities continue to exist in all types of landscapes despite the major impacts they have suffered. We argue for a more inclusive approach in Community Ecology, analogous to what Ricklefs (1987) and others (Ricklefs & Schluter 1993, Brown 1995) did in the 1980 and 1990, when they brought the attention to the importance of spatial and temporal multi-level processes for local patterns. We hope that by acknowledging the importance of anthropogenic effects into Community Ecology, researchers can expand the capacity to understand natural phenomena, similarly to the contributions of the historical and biogeographical perspectives. Some may advocate that only other disciplines should account for anthropogenic effects, as if we could continue to develop a “pristine” and “natural” ecology and later adding the anthropogenic effects to our equations. What we highlight here is the difficulty in continuing to advance our understanding of community processes and patterns without acknowledging and accounting for the massive strength of direct and indirect anthropogenic effects in biological communities.

Community Ecology through social-ecological lens to address complex environmental challenges: a broader framework

Here we propose to advance the understanding of biological community dynamics by looking at its processes with social-ecological lens (**Fig. 4A** - Ostrom 2009) in different levels and scales (**Fig. 4B** - Cash *et al.* 2006). We do not imply that it would be imperative or even necessary to include all this complexity into Community Ecology theory and research. However, we suggest that being aware of these connections can improve the capacity of the ecologist to design hypothesis, interpret some research findings and discuss them, considering empirical data is always collected in a social-ecological context. Based on this assumption, we propose a broader framework where we analyse Community Ecology through a social-ecological approach (**Fig. 5**).

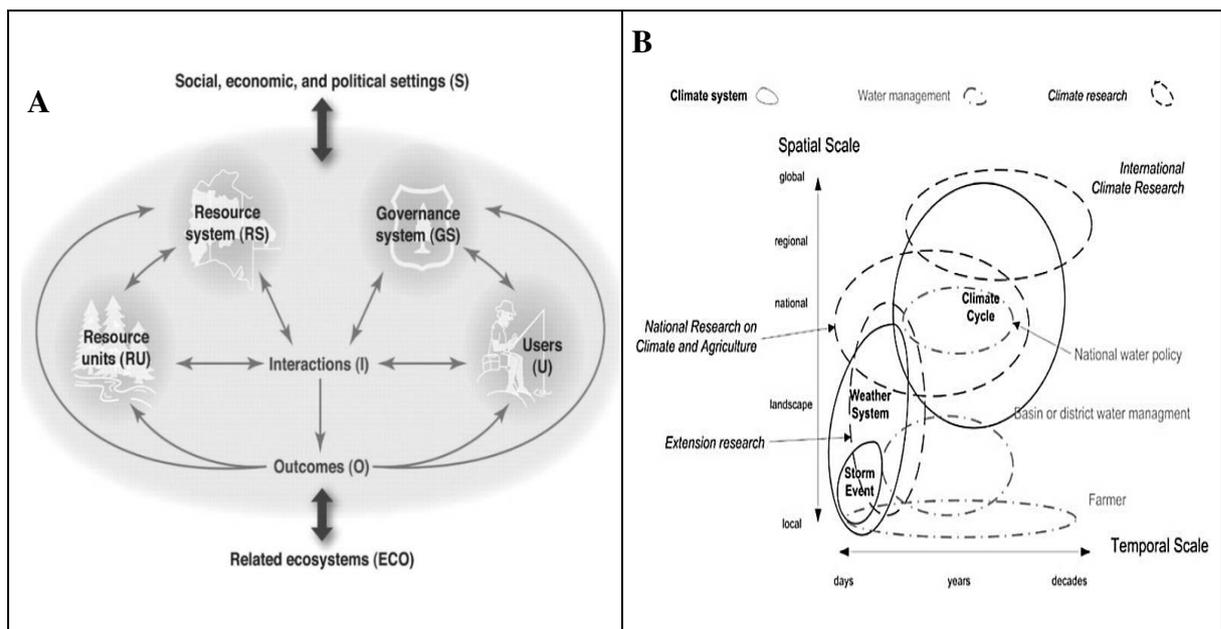


Figure 4. A. An example of framework for analysing social-ecological systems from Ostrom (2009). **B.** A schematic example of interactions across spatial, organizational, and temporal scales and levels from Cash *et al.* (2006).

Biological communities are a component of the social-ecological system. These systems entail in a certain biophysical area, here represented by the ecosystem or the landscape, and are encompassed by at least three important scales: time, biogeography and jurisdiction. Time and space (represented by the biogeographical scale) are well-known in Ecology. The jurisdictional one refers to the different levels of jurisdiction to which an area and its components can be subjected to and is relevant because all biological communities and

ecosystems are comprehended geopolitically and managed by one of these jurisdictional levels (*e.g.*, community, municipal, state, national).

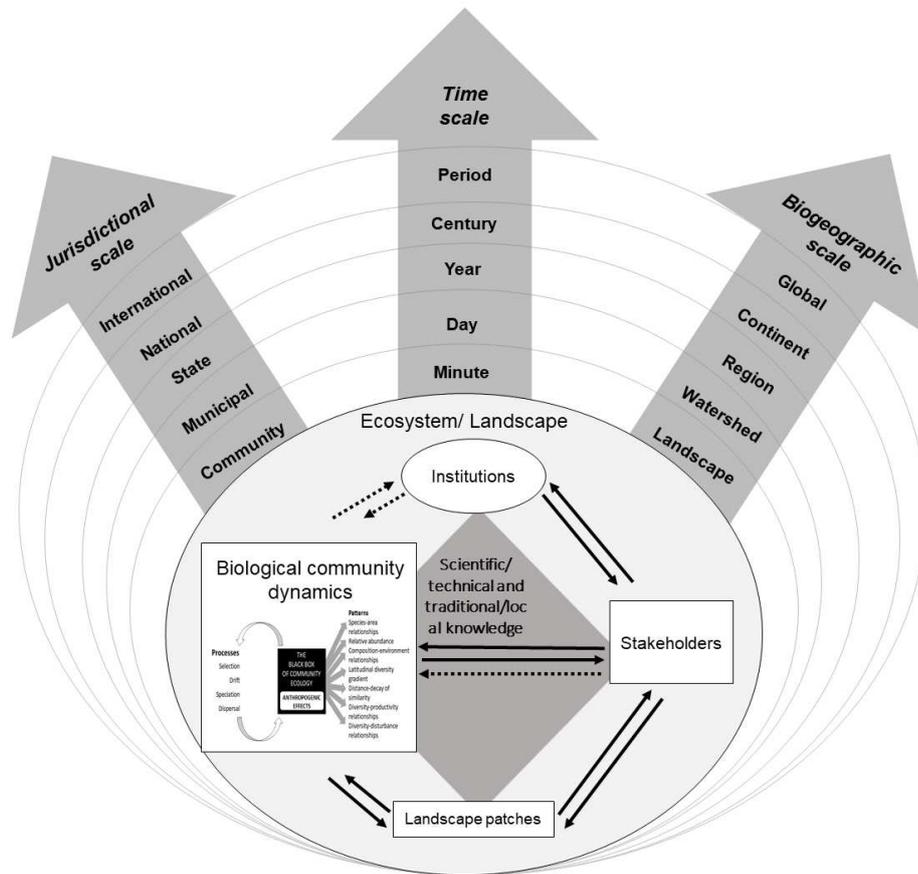


Figure 5. Biological community dynamics and their link to broader processes of social-ecological systems.

A **patch**, the basic unit of the landscape, refers to a relatively homogeneous area from one of the different features of land use and cover: native habitat (forest, savannah, grassland, tundra), exotic grassland, agriculture, silviculture, construction, water, exposed soil, etc. Each patch is suitable for a different pool of species of the biological communities and affects species fitness and persistence directly. The number and size of the different patches are important to structure the biological community and they change with time.

Stakeholders are individuals (*e.g.*, inhabitants, farmers, urban citizens, business people) and social groups (*e.g.*, governmental and non-governmental organizations, local and traditional communities, universities, companies) that influence and are influenced by a certain subject or process, as the management of natural resources (Chevalier 2001). Because of interests in the use or protection of natural resources, conflicts or fear, stakeholders change and make decisions concerning the environment. Stakeholders can affect biological communities

directly through caring for or preying upon organisms. They can also affect communities indirectly through the conversion of landscape units and change of their percentage in a landscape, which they affect directly. Human society's values (*e.g.*, ethics, religion) and socioeconomic indicators (*e.g.*, income, education, food security) can influence the perception of human populations about nature and their actions towards the environment (Díaz *et al.* 2015, Pascual & Howe 2018).

Institutions are the formal (*e.g.*, laws, norms, regulations) and informal (*e.g.*, rules and codes of conduct, conventions) practices created by humans to regulate and shape individuals' and groups' actions (Kiser & Ostrom 2000). Institutions affect biological community dynamics indirectly because they set what is allowed, what should be avoided or is forbidden towards biotic and abiotic natural resources. Institutions can also determine what type of activities that may be carried out on a landscape or in parts of it - for example, if a certain piece of land will be used for mining, to construct a highway, to be restored or become a protected area.

Finally, **scientific and traditional/local knowledge**, or the different knowledge systems that human societies build and shape through time (Argueta Villamar 2012), arise from the interactions among stakeholders, biological communities, landscape and institutions and are in constant transformation because these interactions are dynamic in space and time. Different knowledge systems influence and change the perceptions and ethics towards the environment held by human populations, and reflect in the way these populations use and impact communities and ecosystems (Díaz *et al.* 2015, Pascual & Howe 2018).

All these five elements of social-ecological systems (components, patches, stakeholders, institutions and scientific and traditional/local knowledge) interact constantly and affect one another and other elements of the system, presenting the patterns we identify in nature.

Concluding remarks

In the Anthropocene epoch the human-nature divide is a flaw. Here we explicitly incorporate anthropogenic effects into Community Ecology dynamics in an attempt to advance the theory. We proposed a framework to explore the effects of human activities and modified landscapes on biological communities using a social-ecological systems lens. Many community ecologists have already realized this need (Oro *et al.* 2013, Dorresteyjn *et al.* 2015). The proposed frameworks attempt to give a start to this discussion. We realize that such approach

may complexify Ecology even more (Roughgarden 2009, Vellend 2010). Nonetheless, not taking into consideration anthropogenic effects in community equations can mask such complexity, leading to wrong conclusions. Our approach seeks for a more inclusive view of community dynamics and a better understanding of multiple environmental challenges that nature, including humanity, faces in this Anthropocene epoch.

Acknowledgements

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – (Finance Code 001) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq - Proc. No. 140040/2016-1).

CAPÍTULO 2

Wildlife-Human Survey: uma ferramenta para o levantamento rápido de mamíferos e atividades humanas

Camila Alvez Islas¹, Cristiana Simão Seixas² & Luciano Martins Verdade³

¹ Doutoranda no programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

² Pesquisadora no Centro de Pesquisas e Estudos Ambientais (NEPAM) da Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

³ Pesquisador do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo (USP).

Resumo

Contexto A escassez de dados padronizados sobre a fauna silvestre é um dos principais empecilhos para compreender as respostas desses animais aos efeitos antropogênicos ao redor do mundo. O Conhecimento Ecológico Local de populações rurais tem muito a contribuir para preencher essa lacuna. Métodos que levantam esse conhecimento podem gerar dados ecológicos e socioeconômicos, envolver a população humana na pesquisa e ter baixo custo de aplicação.

Objetivo Neste estudo nós apresentamos o *Wildlife-Human Survey* para o levantamento rápido de informações sobre mamíferos e atividades humanas e investigamos a sua utilidade para gerar dados para a pesquisa e o manejo da fauna em paisagens rurais por meio de um estudo de caso.

Métodos O *Wildlife-Human Survey* consiste em um protocolo de entrevista estruturado em três partes que gera informações sobre: i) ecologia das espécies e assembleias de mamíferos; ii) características socioeconômicas das populações humanas e suas propriedades rurais, e iii) interações ser humano-fauna. Nós aplicamos o *survey* em 300 entrevistas distribuídas em 30 paisagens rurais (de 1250ha) na região do Vale do Paraíba, São Paulo, Brasil. Para analisar os dados, utilizamos estatística descritiva, geramos curvas randômicas de acumulação de espécies (citações) e mapas de distribuição e riqueza de espécies.

Principais resultados Registramos dados de ocorrência e distribuição de 32 espécies de mamíferos de médio e grande porte e de 300 unidades domiciliares rurais. Estes dados possibilitaram a construção de mapas de distribuição e riqueza das espécies de mamíferos para a região estudada. Além disso, possibilitaram a identificação e caracterização de algumas questões-chave para o manejo relacionadas às interações ser humano-fauna (*e.g.*, usos e

percepções dos moradores sobre a coexistência com a fauna). No estudo de caso, o método se mostrou eficiente para encontrar evidência sobre 95% das espécies investigadas ocorrendo na região, com apenas 25 entrevistas ou 10 paisagens e um esforço que variou entre 66h e 266h em campo. No entanto, um esforço razoável de 134 entrevistas ou 23 paisagens foi necessário para encontrar evidências de todas as espécies investigadas, o que corresponde a um esforço de campo entre 356h e 611h. O método apresenta como principais limitações a imprecisão espacial e temporal da visualização do indivíduo e na identificação do mesmo no nível da espécie.

Conclusões O *Wildlife-Human Survey* se mostrou, através dos dados gerados (ocorrência das espécies, mapas de distribuição, interações ser humano-fauna), uma ferramenta útil e de baixo-custo para levantar dados sobre mamíferos de médio e grande porte e populações humanas que coexistem com esses animais em paisagens rurais. Todavia, sugerimos que o método seja utilizado como método inicial ou complementar para o levantamento de informações para o manejo e a pesquisa da mastofauna.

O *Wildlife-Human Survey* tem potencial para ser adaptado e utilizado para o monitoramento da fauna pela população rural, o que pode aumentar sua eficácia e eficiência.

Implicações O *Wildlife-Human Survey* pode contribuir para preencher uma lacuna de informações sobre a fauna de mamíferos, especialmente onde outros métodos de levantamento não são adequados ou viáveis economicamente. Além disso, este método valoriza o conhecimento de populações rurais, criando oportunidade para que as mesmas repensem sua interação com fauna e contribuam para o manejo.

Palavras-chave: Conhecimento Ecológico Local, Manejo, Gestão, Conservação, Paisagens rurais.

Introdução

A maioria das regiões ao redor do mundo continua deficiente em dados sobre a fauna silvestre, especialmente no que se refere a longos períodos de tempo (Schipper *et al.* 2008, Boitani *et al.* 2011). A escassez de dados padronizados e disponíveis *online* sobre a fauna é um dos principais desafios atuais para compreender as respostas desses animais aos efeitos antropogênicos (Schipper *et al.* 2008, Ahumada *et al.* 2011, Boitani *et al.* 2011, Rondinini *et al.* 2011). Considerando as espécies de mamíferos, existe um conhecimento científico consistente sobre sua ocorrência e distribuição global (IUCN 2018). No entanto, dados robustos e padronizados (*i.e.*, quando a coleta é realizada com um método/desenho amostral semelhante e periodicamente) sobre a distribuição das espécies e a estrutura das assembleias desse táxon, quando disponíveis, são enviesados a certas regiões (*e.g.*, América do Norte, Europa ocidental)

e ecossistemas (*e.g.*, florestas tropicais e temperadas, paisagens íntegras em áreas de proteção) (Ceballos 2005, Schipper *et al.* 2008, Martin *et al.* 2012). A distribuição das ameaças e prioridades para a conservação das espécies de mamíferos, especialmente em nível local e regional, também são pouco compreendidas (Rondinini *et al.* 2011). O importante papel que os mamíferos desenvolvem na dinâmica de comunidades ecológicas, como a dispersão de sementes (Matías *et al.* 2010, Bello *et al.* 2015), controle *top-down* de cadeias tróficas (Ripple *et al.* 2014) e transferência de energia entre ecossistemas (McCauley *et al.* 2012) justifica os esforços para monitorar e manejar esses animais.

Os métodos mais usados para levantar e monitorar mamíferos são provenientes do campo das ciências biológicas e, apesar de eficazes, possuem diferentes restrições (Dice 1938, Silveira *et al.* 2003). Alguns desses métodos, como as armadilhas de pegadas de areia, barro ou neve, não são adequados para ambientes como florestas tropicais densas, relevos acidentados, dosséis de árvores e ambientes aquáticos (Smallwood & Fitzhugh 1995, Lyra-Jorge *et al.* 2008). Outros métodos de levantamentos limitam a produção de dados sobre mamíferos pelo alto custo, como quando a contagem de animais ao longo de transectos requer trabalho de campo extensivo e profissionais com experiência em detectar sinais da fauna (Barnes 2001, Silveira *et al.* 2003) ou quando se faz necessário o uso de anestésicos por profissionais especializados (Soisalo & Cavalcanti 2006). Ferramentas eletrônicas de alta acurácia, como armadilhas-fotográficas e radio-telemetria por GPS, também têm o seu uso limitado pelos seus custos e, em alguns casos podem não ser tão eficientes como métodos menos custosos (Silveira *et al.* 2003, Gaidet-Drapier *et al.* 2006, Lyra-Jorge *et al.* 2008, Ahumada *et al.* 2011). Além disso, nenhum dos métodos citados gera dados sobre as populações humanas que coexistem nas paisagens com a fauna. Dados dessa natureza são essenciais para desenhar ações de conservação e informar os tomadores de decisão para o manejo de mamíferos, já que são essas populações que têm maiores interações com a mastofauna (Ban *et al.* 2009a, Carter *et al.* 2012, Oriol-Cotterill *et al.* 2015).

As pesquisas participativas que utilizam o conhecimento local e tradicional para levantar dados e monitorar mamíferos, apesar de pouco utilizadas, são vistas como uma abordagem alternativa e complementar aos métodos acima citados (Gaidet-Drapier *et al.* 2006, Urquiza-Haas *et al.* 2009, Parry & Peres 2015). O conhecimento ecológico local consiste dos saberes múltiplos que possuem as populações humanas sobre os ecossistemas e seus organismos, sejam estas populações indígenas, pescadores artesanais ou comunidades urbanas (Berkes 1999). O levantamento de conhecimentos dessa natureza pode gerar um robusto entendimento sobre as espécies e assembleias de mamíferos e sobre as populações humanas

coexistindo na paisagem, bem como sobre suas dinâmicas ao longo do tempo, a um baixo-custo (Gagnon & Berteaux 2009, Meijaard *et al.* 2011, Beaudreau & Levin 2014). Além disso, a inclusão do conhecimento das comunidades rurais na pesquisa pode aumentar o interesse e a participação desses atores na geração de dados de interesse comum (Ban *et al.* 2009b). A eficácia de métodos que utilizam o potencial desse conhecimento para obter dados sobre a ocorrência e distribuições, bem como para monitorar, grupos de mamíferos tem sido mostrada em estudos atuais (Urquiza-Haas *et al.* 2009, Prist *et al.* 2012, Parry & Peres 2015).

Buscando desenvolver um método que gere informações ecológicas e socioeconômicas, que possa ser amplamente utilizado por diferentes atores (*e.g.*, técnicos, pesquisadores, comunitários) e que esteja baseado em conhecimento ecológico tradicional e local, nós desenvolvemos o *Wildlife-Human Survey*. Desenvolvemos este método para o levantamento rápido de informações sobre mamíferos e atividades humanas, de forma que os dados levantados possam subsidiar o desenvolvimento de pesquisas de longo prazo e tomadas de decisão para o manejo. Este é um método de baixo custo, que dispensa o uso direto de técnicas de avistamento e captura e que tem a vantagem de envolver a população local na discussão sobre a conservação dessa fauna. A seguir, descrevemos o *Wildlife-Human Survey* e sua aplicação em um estudo de caso realizado no Vale do Paraíba (São Paulo, Brasil) e discutimos sua eficácia como ferramenta para gerar dados para a pesquisa e manejo da fauna em paisagens rurais.

Métodos

O método: delineamento e forma de aplicação

Nós desenvolvemos o *Wildlife-Human Survey* para coletar informações sobre mamíferos de médio e grande porte e sobre as populações rurais vivendo na mesma paisagem de uma forma simples, rápida, com baixo custo e sem comprometer a qualidade dos dados. Por meio de entrevistas estruturadas divididas em três partes o *Wildlife-Human Survey* foi elaborado para gerar dados sobre: i) ocorrência, distribuição, abundância e riqueza de espécies e sobre a composição de guildas e assembleias de mamíferos de médio e grande porte (parte 1); ii) correspondência entre a classificação local e científica das espécies estudadas (parte 1); iii) características e atividades socioeconômicas das populações humanas e de suas propriedades rurais ou urbanas (parte 2); e iv) interações ser humano-fauna e a percepção da população rural sobre essas interações (*e.g.*, usos, prejuízos, benefícios) (parte 3). As partes 1, 2 e 3 do *survey* são independentes e podem ser aplicadas sozinhas ou em conjunto, dependendo do objetivo do

estudo. As três partes do *Wildlife-Human Survey* se beneficiam de uma etapa de adequação do *survey* à realidade local. Para isso, sugerimos consultar atores-chave para o tema sobre os principais aspectos tratados no *survey* e a realização de testes piloto antes da aplicação do *Wildlife-Human Survey* em larga escala. O método pode ser facilmente adaptado para coleta periódica de dados (*i.e.*, monitoramento) por pesquisadores ou pela própria população rural.

Antes de aplicar o *Wildlife-Human Survey* é preciso determinar o conjunto de espécies que serão investigadas nas entrevistas, de acordo com o objetivo do estudo. Caso não haja clareza prévia sobre esse conjunto de espécies sugerimos os seguintes passos. Primeiro, determinar os critérios para inclusão das espécies no *survey* a partir do objetivo da pesquisa. Por exemplo, selecionar espécies que sejam de interesse econômico ou cultural, apenas um determinado grupo taxonômico (*e.g.*, *Leopardus* sp., felídeos ou carnívoros) ou todas as espécies de mamífero terrestres no pool regional. Então, realizar uma investigação extensa sobre as espécies de mamíferos ocorrendo na área que se encaixem nos critérios determinados (*e.g.*, revisão de literatura, documentos técnicos, conversar com pesquisadores da área, realizar entrevistas). O número total de espécies selecionadas depende dos objetivos do estudo e do tempo e pessoal disponível para realizar o trabalho. Para cada espécie selecionada é necessária uma foto impressa e codificada (com um número, letra ou símbolo). Também é essencial conhecer as terminologias utilizadas pelos moradores locais, como por exemplo qual o nome local para “mamíferos”.

A parte 1 do *Wildlife-Human Survey* consiste de um questionário estruturado (ver **Fig. 1, Fig. 2 e Material Suplementar 1**) que investiga, por meio de fotografias, a ocorrência, e possíveis mudanças na ocorrência ao longo do tempo, das espécies selecionadas. Estes dados, quando coletados em uma única localidade ou paisagem, geram informações sobre a presença-ausência (0/1), a abundância (a partir de um índice de 0 a 10, referente ao número total de entrevistados por paisagem) e a riqueza de espécies de mamíferos na área. Quando coletados sistematicamente, junto a vários entrevistados em diferentes paisagens, estes dados também possibilitam avaliar a distribuição das espécies na paisagem e comparar a abundância, a riqueza e a composição das espécies de mamíferos entre assembleias. Esta etapa também viabiliza a investigação da correspondência entre o sistema local (popular) de classificação das espécies e o científico. Compreender a correspondência entre esses dois sistemas de classificação proporciona maior robustez aos dados coletados e facilita seu uso em estudos e tomadas de decisão posteriores (Nazarea 2016).

Para coletar os dados mencionados devem ser realizadas as seguintes perguntas ao entrevistado para cada foto impressa: i) Como você chama este animal?; ii) Você alguma vez viu/identificou este animal aqui na sua propriedade ou nas propriedades vizinhas? Se sim, como você o identificou (visualização direta, encontro de vestígios ou relato de vizinho que o visualizou)?; iii) Quando foi a última vez que você viu/identificou este animal?; e iv) Este animal ocorria nesta região há 20 anos atrás? Se não, quando ele passou a ocorrer? As respostas dessas perguntas são escritas em um protocolo frente e verso referente à parte 1 do *survey*. Na página frontal deste protocolo (**Fig. 1 e MS1**), cada fotografia/espécie está identificada por um número (quando espécie) ou uma letra (quando gênero/grupo) e pelos seus nomes científico e comum no país estudado (neste caso o Brasil). Para cada espécie há espaço no protocolo para anotar as respostas das perguntas “i” e “ii”. No verso do protocolo (**Fig. 2**) se anotam as respostas das perguntas “iii” e “iv”. Desta vez o entrevistador deve circular o número das fotografias na resposta correspondente. Por exemplo, se o entrevistado responde que viu a espécie “1” há seis meses, o pesquisador apenas deve circular o número “1” no conjunto de números e letras correspondente à “nos últimos dois anos”, uma forma rápida de anotar as respostas.

F.	Gênero/espécie	Nome comum	Identificou?	Como?
1	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
2	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
3	<i>Dasyprocta sp.</i>	Cutia	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
4	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
A	Tayassuidae	Porco-do-mato	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
5	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
6	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
7	<i>Mazama sp.</i>	Veado	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
8	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
B	Grandes felinos	Onças	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
9	<i>Panthera onca</i>	Onça -pintada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
10	<i>Puma concolor</i>	Suçuarana	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()

Figura 1. Imagem parcial do protocolo para desenvolvimento da parte 1 (frente da página) do *Wildlife-Human Survey* utilizado no estudo de caso realizado no Vale do Paraíba. O protocolo completo pode ser visto na tabela MS1.

A parte 2 do *survey* consiste de um questionário estruturado com 27 perguntas que tratam sobre informações socioeconômicas dos entrevistados e de suas propriedades rurais/domicílios (**Fig. 3**). Essas informações são úteis para caracterizar componentes do sistema socioecológico no qual a fauna estudada ocorre, bem como identificar aspectos de

formação educacional e profissional, que podem auxiliar no desenvolvimento de mecanismos de facilitação da coexistência entre a população rural e a mastofauna. Esta etapa do método gera uma descrição da população estudada que pode ser correlacionada com os dados ecológicos da parte 1.

<p>Fotografias: o entrevistador deve circular o número correspondente a cada fotografia, em uma das seis opções abaixo, de acordo com a resposta do entrevistado</p> <p>Espécies visualizadas/ identificadas nos últimos 2 anos na propriedade ou nas propriedades vizinhas 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p> <p>Espécies visualizadas/ identificadas entre os últimos 3 e 5 anos na propriedade ou nas propriedades vizinhas 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p> <p>Espécies visualizadas/ identificadas entre os últimos 6 e 15 anos na propriedade ou nas propriedades vizinhas 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p> <p>Espécies visualizadas/ identificadas entre os últimos 16 e 20 anos na propriedade ou nas propriedades vizinhas 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p> <p>Espécies visualizadas/ identificadas há mais de 20 anos na propriedade ou nas propriedades vizinhas 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p> <p>Espécies que não ocorriam na propriedade ou nas propriedades vizinhas há 20 anos atrás e passaram a ocorrer recentemente 1 2 3 4 A 5 6 7 8 B 9 10 C 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 D 24 25 26 27 28 29 30 31 32 E 33 34 35 36 37 38</p>																													
--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Figura 2. Imagem do protocolo para desenvolvimento da parte 1 (verso da página) do *Wildlife-Human Survey* utilizado no estudo de caso realizado no Vale do Paraíba.

Ponto _____ Casa código _____ Data da entrevista ____/____/____		1Gênero () F () M		Idade: _____	
2Profissão _____		3Escolaridade _____		4Dono da prop. () Sim () Não	
5aReside na prop. () Sim () Não				() arrenda	
5b() morador permanente () fins de semana () 2x por mês () 1 x por mês					
5c () Trabalha todos os dias () 3x por semana () 1x por semana () 1x a cada 15 dias () Outro _____					
6Há quanto tempo mora/conhece o local? _____ anos		7Família é da região? () Sim () Não		_____	
8Nº moradores na prop. _____		9Nº de trabalhadores na prop. _____		10Qual o tamanho da prop.? _____ ha/alq.	
11Distância até o mercado mais próximo _____ km					
12Propriedade é usada para () produção () lazer					
13aPrincipal atividade da propriedade? () gado leite () gado corte () frango () eucalipto () lazer () turismo					
() plantação-cultura: _____				() Outra _____	
13bQuanto (cabeças/área cultivada/pés)? _____					
14aOutras atividades da prop.: () gado leite () gado corte () frango () horta () eucalipto () lazer () turismo					
() plantação-cultura: _____					
() Outra _____		14b Quanto (cabeças/área cultivada/pés)? _____			
15aPossui animais domésticos () Sim () Não / 15b cachorros _____ gatos _____ porcos _____ galinha caipira _____					
galinha da angola _____ cavalo _____ ovelha _____ cabra _____ pavão _____ outros _____					
16Animais circulam pela prop./ficam soltos? () Sim () Não () Alguns – Quais? _____					
Acesso à internet? () Sim () Não – () celular () rádio () cabo / Celular com aplicativos? () Sim () Não /					
Renda da família () até 1s.m. () Entre 1 e 2s.m. () Entre 2 e 3 três s.m () De 3 até 10 s.m. () mais que 10 s.m.					
Iluminação () Sim () Não / Veículos - Carro () Sim () Não / Moto () Sim () Não / Trator () Sim () Não					

Figura 3. Imagem do protocolo para desenvolvimento da parte 2 do *Wildlife-Human Survey* utilizado no estudo de caso realizado no Vale do Paraíba.

A parte 3 do *Wildlife-Human Survey* (**Fig. 4** e **MS2**) consiste de um questionário estruturado que investiga as interações ser humano-fauna e a percepção da população rural sobre essas interações. Para isso, coleta informações sobre: i) a percepção dos entrevistados sobre a presença e benefícios da fauna na paisagem e sobre a responsabilidade da população humana em cuidar desses animais; ii) a existência de atividades de caça na paisagem e a opinião dos moradores sobre permitir e regular a caça na região; iii) a existência de prejuízos causados pela fauna, específica a natureza desses prejuízos (se são referentes a perdas na produção agrícola e pecuária ou se são de outra natureza), quantifica o tamanho dos prejuízos (de <5% a >50%) e qualifica a aceitação dos prejuízos pelos moradores (por um índice de 1 a 5); e iv) a necessidade, o interesse e a disponibilidade dos moradores em se envolver em um monitoramento participativo de mamíferos e de prejuízos causados à produção rural. No questionário, todas as perguntas possuem opções pré-determinadas para as respostas, de forma a facilitar as anotações do pesquisador, mas também há espaço para escrever respostas não antecipadas ou comentários dos entrevistados sobre o assunto.

Percepção sobre prejuízos causados pela fauna

19a Os bichos da mata causam algum prejuízo para o/a Sr.(a) ou a sua família? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 19b Qual? () Criação () Roça () Saúde () outros _____

19c Especificação do prejuízo _____

20a Esse prejuízo representa () – 5% da sua produção () 5 a 20% () 20 a 50% () + 50%

20b Na sua opinião, quão aceitável é esse prejuízo, em uma escala de 1 a 5, sendo 1 totalmente aceitável e 5 inaceitável 1 2 3 4 5

21 O/A Sr.(a) faz alguma coisa para diminuir seus prejuízos? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder. 21b O que? () Mato os animais () Prendo e entrego para o parque () Construo cerca () Prendo os animais a noite () cerquei os animais () Outro _____

22 O que poderia ser feito para resolver o problema do/da Sr.(a)? () Nada () matar os animais () construir uma cerca no parque () construir uma cerca na prop. () subsídio para perdas () programa de apoio () liberar a caça () outro _____

23 Quem o/a Sr.(a) acha que deveria resolver o problema? () Governo () Proprietário () Órgão ambiental () Sociedade () Empresa privada () Unidade de Conservação () Outro _____

24a O/A Sr.(a) acha importante/interessante a criação de um projeto que acompanhe e registre os bichos que vem na sua propriedade e os prejuízos que eles trazem para você? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 24b Por quê? _____

25a O/A Sr.(a) teria interesse em participar de um projeto assim? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 25b Se não, por quê? _____

25c Se sim, como o/a Sr.(a) vê que poderia participar? () Tempo () Valor em dinheiro () Área para estudo () Outro _____

25d Se não, e se houvesse ajuda ao produtor que tem prejuízo? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 25e E se houvesse um pagamento em dinheiro? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder _____

Figura 4. Imagem parcial do protocolo para desenvolvimento da parte 3 do *Wildlife-Human Survey* utilizado no estudo de caso realizado no Vale do Paraíba.

Os dados coletados por meio das três partes do *Wildlife-Human Survey* podem, ainda, em colaboração com outros métodos, ser utilizados para avaliar o efeito de variáveis estruturais e socioeconômicas da paisagem sobre a riqueza e a abundância das espécies e sobre a composição das assembleias de mamíferos, como desenvolvido por Islas *et al.* (Capítulo 4).

Aplicando o método em uma área de estudo

Nós aplicamos o *Wildlife-Human Survey* na região do Vale do Paraíba, que compreende a bacia do Rio Paraíba do Sul, situada entre três estados Brasileiros: São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Nós selecionamos a porção sul do Vale do Paraíba, que pertence ao estado de São Paulo (**Fig. 5**), por ser uma área caracterizada pela agropecuária de pequena e média escala (São Paulo 2018) e pela alta concentração populacional (139,6 hab/km² - IBGE 2010). As principais atividades econômicas da região são a silvicultura, agricultura, pecuária, indústria e mineração (Devide 2013). Esse território, originalmente coberto por diferentes fisionomias do bioma Mata Atlântica, atualmente mantém 32% de cobertura vegetal nativa, a qual tem aumentado nas últimas décadas (Silva *et al.* 2017).

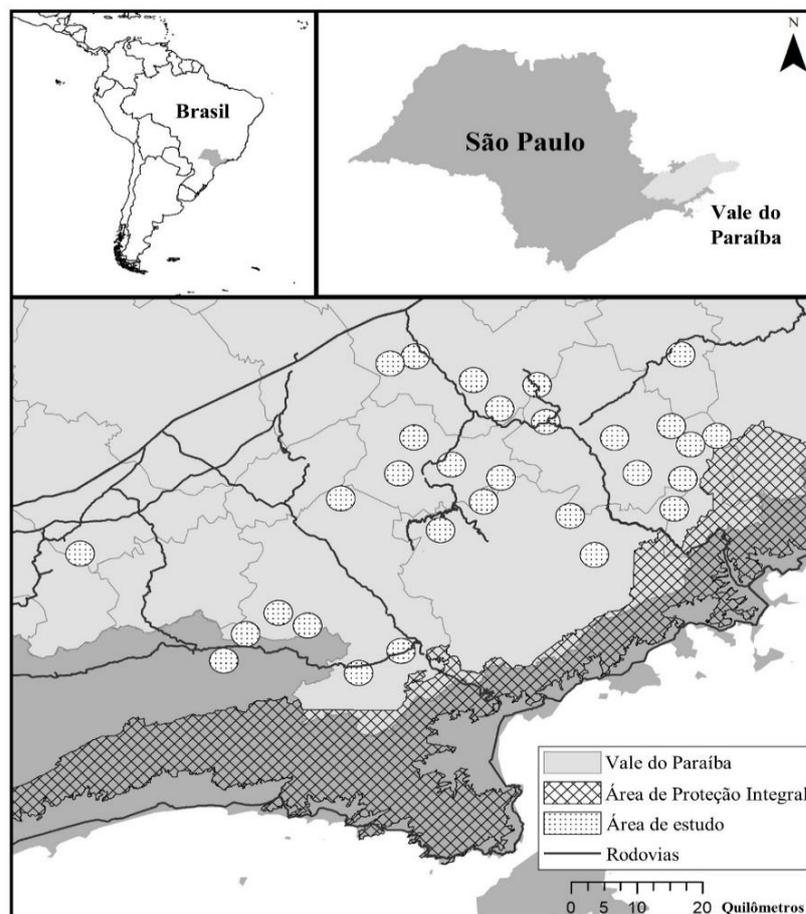


Figura 5. As 30 paisagens investigadas, distribuídas em 10 municípios no Sul do Vale do Paraíba, no Estado de São Paulo, Brasil.

Antes de aplicar o *survey*, para adequá-lo à realidade local, consultamos, por meio de entrevistas semiestruturadas, 10 atores-chave da região: técnicos e profissionais do meio ambiente (n=4), professores da rede pública (n=2), guarda-parques (n=2), um gestor ambiental e um agricultor. Nas entrevistas, exploramos as principais questões relacionadas aos mamíferos na paisagem regional, afim de calibrar as três partes do *survey*. Por exemplo, nessas entrevistas descobrimos que a palavra local para se referir aos mamíferos é “bichos da mata”, a qual utilizamos como sinônimo de “mamífero” no *survey*. Também, identificamos as principais espécies causando prejuízos econômicos aos produtores rurais ou apresentando algum declínio ou aumento populacional na região na visão dos atores, afim de garantir que estas espécies fossem investigadas na versão final do *survey*.

Para este estudo tivemos o objetivo de investigar a maioria das espécies de mamíferos de médio e grande porte (>1kg) ocorrendo no pool-regional de espécies. Para determinar esse conjunto de espécies a ser investigado no *survey*, além da consulta feita aos atores-chave, realizamos um levantamento de dados secundários, em artigos científicos e documentos que tratam da mastofauna (Vivo *et al.* 2011, IUNC 2018) e de espécies específicas (*e.g.*, Kasper *et al.* 2009, Kasper *et al.* 2013), no plano de manejo da área protegida próxima à área de estudo (Parque Estadual da Serra do Mar), junto a pesquisas técnicas realizadas com armadilhas-fotográficas na região e no Sistema de Informação Ambiental do programa de pesquisa Biota/FAPESP (SinBiota). Desconsideramos a maior parte das espécies de mamíferos de pequeno porte pela dificuldade em identificar essas espécies apenas pela visualização. Todavia, incluímos uma espécie de pequeno porte, *Callithrix* sp., em nossa investigação, devido a facilidade em distinguí-la de outras espécies. A partir desse levantamento, selecionamos 37 espécies-alvo para a investigação, as quais possuíam evidências sobre sua ocorrência ou possível ocorrência no pool-regional de espécies, de forma a representar os principais grupos de mamíferos. Destas, 34 são espécies de mamíferos nativas, duas são domésticas (*Canis familiares* e *Sus scrofa feral*) e uma exótica (*Sus scrofa*). O número total de espécies a serem analisadas no *survey* foi escolhido a fim de não ultrapassar 40 minutos na aplicação das entrevistas individuais, considerando as três etapas.

Na área de estudo nós selecionamos, para aplicar o *Wildlife-Human Survey*, trinta paisagens rurais de 1250ha cada, que possuíam diferentes tipos e porcentagens de cobertura e uso da terra. A área das paisagens foi delimitada considerando a média do espaço de vida das espécies investigadas, que varia de cerca de 2ha a 6,500ha (Fragoso 1998, Cáceres & Monteiro-Filho 2001, Juarez & Marinho-Filho 2002) - com exceção dos grandes felinos que utilizam no

mínimo 9,000ha (Crawshaw & Quigley 1991, Grigione *et al.* 2002) – e as limitações de custo/tempo/mão de obra. Então, a partir de 30 pontos de GPS, localizados no centro das paisagens selecionadas, começamos a aplicar o *survey* com os moradores rurais, em um raio máximo de 2km, até realizar 10 entrevistas em cada paisagem. No total, em 40 dias, realizamos 300 entrevistas em uma área de 37.500ha. As propriedades amostradas foram selecionadas respeitando as seguintes regras: i) a partir do centro da paisagem, escolhemos uma das primeiras casas avistadas, ii) depois de realizada uma entrevista, pulamos ao menos duas casas; iii) sempre que possível não realizamos mais de três entrevistas na mesma estrada; e iv) buscamos distribuir as entrevistas de forma uniforme na paisagem dentro das possibilidades (imagens de satélites foram consultadas).

Análise dos dados

Para garantir a confiabilidade dos dados nós consideramos para análise apenas as espécies que foram identificadas pelos entrevistados por visualização direta ou pelo encontro de evidências, não considerando as espécies avistadas por terceiros. Também, em cada paisagem consideramos apenas espécies com ocorrência identificada ao menos uma vez por visualização e aquelas com ao menos três evidências de ocorrência na área nos últimos 5 anos, seja por visualização direta, por evidências ou por dados secundários, como relatórios e artigos científicos. Com os dados da parte 1 construímos uma matriz de presença-ausência considerando cada propriedade/entrevista (n=300) e uma considerando apenas as paisagens (n=30). Com essas matrizes geramos curvas randômicas de acumulação de espécies (repetindo o procedimento 1,000 vezes) afim de identificar o número de entrevistas e paisagens necessárias para ter citações de todas as espécies investigadas no *survey* e encontradas na área de estudo. A partir da matriz de presença-ausência na paisagem também geramos, no programa ArcGIS v.10.0 (ESRI 2018), mapas de ocorrência para quatro grupos de mamíferos. A distribuição das espécies foi delineada a partir de um buffer, ao redor do ponto de GPS encontrado no centro de cada paisagem, que considera a área de vida média de cada táxon. Delimitamos 2.000ha para os felídeos de médio porte (Dillon & Kelly 2008), 4.000ha para os canídeos (Trolle *et al.* 2006, de Almeida Jácomo *et al.* 2009), 6.000ha para os taiassuídeos (Fragoso 1998) e 15,000ha para os felídeos de grande porte (Crawshaw & Quigley 1991, Grigione *et al.* 2002). Nós analisamos os dados das partes 2 e 3 do *survey* por meio de estatística descritiva. Todas as análises quantitativas foram realizadas no programa R v.3.3.2 (R Core Team, 2018) por meio dos pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2017) e *stats* (R Core Team, 2018). Os dados da parte 3 também

foram analisados qualitativamente, por meio da codificação e organização do conteúdo das entrevistas em categorias, da contagem das categorias e da triangulação dos dados (*i.e.*, quando ao menos três evidências são necessárias para validar uma informação) (Bernard 2017).

Resultados

Com um esforço de 800 horas de pesquisa de campo (de 2 entrevistadores x 10h x 40 dias) coletamos um total de 3807 citações sobre a ocorrência das espécies de mamíferos, das quais 3320 se referiam a visualizações diretas e 487 ao encontro de vestígios, como fezes e pegadas. Dentre as identificações, 2569 foram realizadas nos últimos 5 anos. Também coletamos junto aos entrevistados três registros audiovisuais de espécies, sendo duas fotografias (*Cabassous sp.* e *Procyon cancrivorus*) e um vídeo (*Chrysocyon brachyurus*) (Fig. 6).



Figura 6. Imagens registrada pelos entrevistados. A. *Cabassous sp.* B. *Procyon cancrivorus*. C. *Chrysocyon brachyurus*

Das 37 espécies investigadas, 32 espécies nativas foram citadas como ocorrendo na região (MS3), das quais 13 são herbívoras/frugívoras, 8 carnívoras, 5 omnívoras e 6 insetívoras. A paisagem com menor riqueza teve 13 espécies citadas e a com maior riqueza 25 espécies citadas. O cachorro (*Canis familiaris*) e o gato doméstico (*Felis catus*) foram citados e visualizados em campo em todas as paisagens pesquisadas. Foi possível obter evidências sobre a possível ausência de quatro espécies (*Sapajus nigritus nigritus*, *Brachyteles arachnoides*, *Sus scrofa* and *Sus scrofa feral*). Em adição, a espécie *Sciurus aestuans* (serelepe), que não foi investigada no *survey*, foi citada 49 vezes e também visualizada no campo durante as entrevistas. Somando as 32 espécies com *Sciurus aestuans*, são 33¹ espécies nativas

¹ Consideramos a presença de *Conepatus sp.* (jaratataca ou zorrilho) como provável na área de estudo, pois não há consenso na literatura científica sobre a ocorrência dessa espécie na área (Kasper *et al.* 2009, Cavalcanti *et al.* 2013, Kasper *et al.* 2013). Todavia, Kasper e colaboradores (2009) discutem a possível expansão da distribuição desse táxon para áreas de floresta na cadeia de montanhas da Serra do Mar, assim como observado para a espécie *Chrysocyon brachyurus*.

encontradas e duas espécies domésticas. Considerando apenas as espécies nativas de mamíferos de médio e grande porte, as 31 espécies registradas no *survey* representam 88,2% das espécies registradas na unidade de conservação integral mais próxima (São Paulo 2006). Em nossas análises, não consideramos espécies domésticas (cães e gatos) ou que não foram sistematicamente investigadas (serelepe).

Entre os 300 indivíduos entrevistados, 62% (n=186) eram homens. A idade média dos participantes foi de 49 anos, tendo o mais jovem 15 e o mais velho 91 anos (**Tab.1**). A maior parte dos participantes era original do Vale do Paraíba (79%) e 64% conhecia a área há pelo menos 15 anos. A maioria dos entrevistados era proprietário da terra (67%) e vivia (93%) ou trabalhava (89%) em sua propriedade ao menos uma vez na semana. Sessenta e nove por cento (n=207) dos entrevistados eram analfabetos (n=21) ou possuíam ensino fundamental incompleto (n=156) ou completo (n=38).

Tabela 1. Principais características da população e das propriedades rurais investigadas com o *Wildlife-Human Survey* (n=300).

Idade	15-34 anos		35-54 anos		55-74 anos		75-94 anos	
	66		109		111		14	
Escolaridade	Analfabeto	Ensino fundamental incompleto	Ensino fundamental completo		Ensino médio completo		Graduado ou pós-graduado	
	21	156	38		75		10	
Profissão	Produtor rural	Dona de casa	Aposentado (a)	Serviços gerais		Caseiro		Outros
	29,3%	23,6%	13%	12,3%		5,3%		26,5%
Renda familiar	> um salário mínimo (R\$900,00)	1-2 salários	2-3 salários	3-4 salários	4-5 salários	Mais de 5 salários	Não respondeu	
	5	91	116	50	28	8	2	
Proprietário do imóvel	Sim		Arrenda			Não		
	171		30			99		
Mora/vive na propriedade	Sim	Não	Frequência	Todos os dias	Fins de semana	2x por mês	1x por mês	
	283	17		265	14	6	15	
Número de moradores	0*		1-2	3-4		5-6		Mais de 6
	4		100	115		37		44
Tempo que conhece a área	<5 anos	5-14 anos	15-29 anos	30-44 anos	45-59 anos	>60 anos		
	43	63	75	56	26	37		
Uso da propriedade	Produção rural e casa			Casa de campo		Empreendimento		
	149			137		14		
Principal atividade da propriedade	Recreação	Criação de gado	Agricultura	Loja/fábrica	Silvicultura	Turismo	Outro	
	146	86	20	14	10	5	19	

* Algumas propriedades não possuíam moradores, mas apenas trabalhadores.

Nestas áreas rurais, os homens são em geral fazendeiros na sua pequena propriedade ou trabalham por dia em propriedades vizinhas. A maior parte das mulheres se declara donas de casa, ainda que a maioria delas também trabalhe na terra. A renda média na região por família é de 1.200,00 reais (equivalentes à 315 dólares) mensais, sendo que 70% das famílias entrevistadas ganha até 3 salários mínimos por mês (R\$2.700,00 ou U\$710). As propriedades visitadas tinham em média 4,4 residentes. A maioria das unidades familiares possuía acesso à energia (99%, n=297) e a um veículo (82,6%, n=248), mas apenas 46,6% (n=140) possuía acesso à internet.

Correspondência entre as classificações locais e científicas

O *Wildlife-Human Survey* possibilitou realizar a correspondência entre a classificação popular e científica das 33 espécies citadas (MS3). Muitas espécies científicas tiveram mais de um nome popular citado, devido a variações no sistema local de classificação. Por exemplo, *Didelphis aurita* é chamada de “gambá”, “raposa” ou, menos comum, “saruê” dependendo da comunidade rural e do entrevistado. Também encontramos pequenas variações nos nomes populares relacionadas às características das espécies, por exemplo, a adição do sufixo “inho” or “inha” (e.g., paquinha, catetinho). Cores específicas, marcas, tamanhos e outras peculiaridades biológicas também são utilizadas para caracterizar ou diferenciar espécies próximas (e.g., “tamanduá-grande”, “onça-vermelha”). Um dos etnonomes mencionados para o caititu e o queixada foi o “javali”, nome popular comumente utilizado para designar a espécie exótica *Sus scrofa* na maior parte do Brasil. No entanto, a espécie exótica não foi encontrada nas paisagens investigadas.

Para a maioria dos entrevistados, os felídeos estão claramente divididos em duas categorias: os “grandes” (*Panthera onca* and *Puma concolor*) e os “pequenos” (*Leopardus pardalis*, *L. wiedii*, *L. guttulus* and *Herpailurus yagouaroundi*). Considerando este último grupo, apenas as pessoas com grande conhecimento sobre as espécies (n=14) foram capazes de diferenciar *L. pardalis* de *L. wiedii* e *L. guttulus* (a diferenciação entre estas duas últimas espécies é ainda mais difícil pela visualização), pois essas três espécies possuem cores, tamanhos e manchas similares. Os nomes populares “jaguaririca”, “gato-do-mato” e “onça-pequena” são utilizados para se referir a essas três espécies. O táxon Dasypodidae (tatus) é o que apresenta maior número de etnonomes e variações regionais: “tatu-porco”, “tatu-galinha” e “tatu-mineiro” dentre muitos outros.

Curva de acumulação de espécies

Com uma curva randômica de acumulação de espécies, baseada nas citações levantadas para cada espécie, nós apresentamos o número médio de entrevistas (**Fig.7A**) e paisagens (**Fig. 7B**) necessárias para atingir uma assíntota na curva. Isto significa identificar todas as espécies nativas de mamíferos investigadas no *survey* ($n=32$) e ocorrendo em nível regional, considerando as 30 paisagens estudadas.

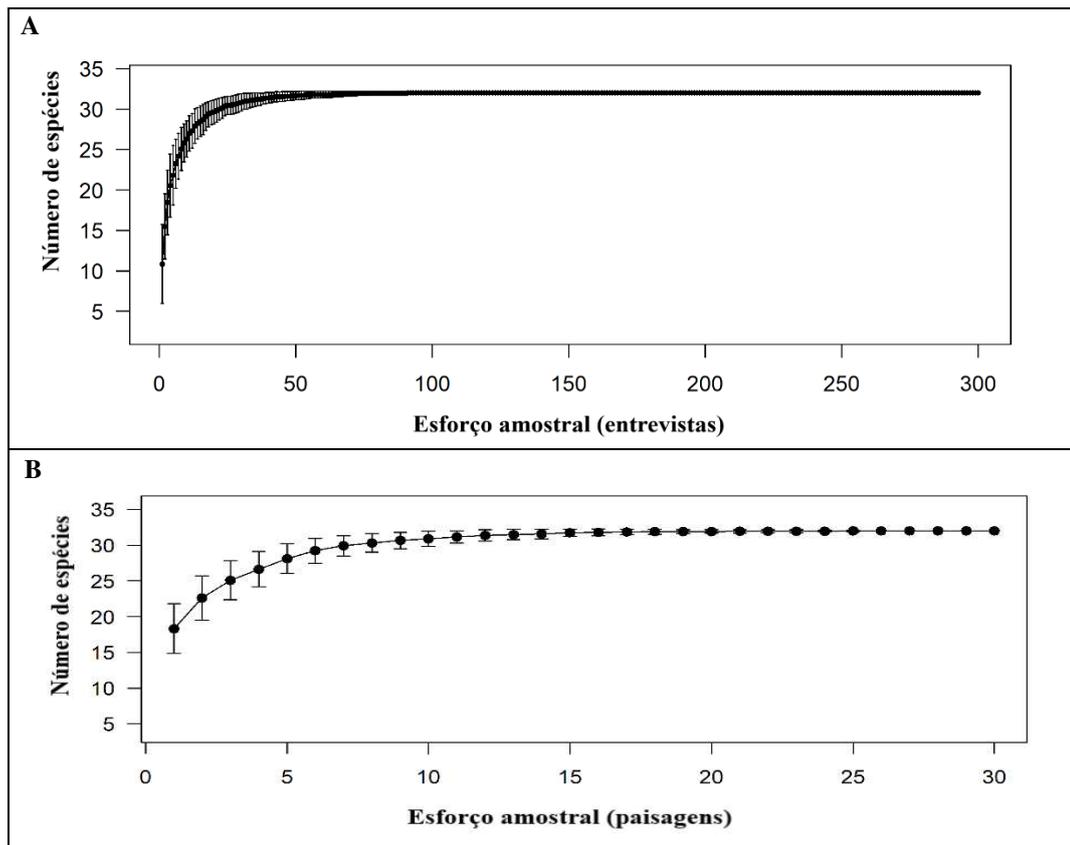


Figura 7A. Uma curva randômica de acumulação de espécies baseada nas citações das espécies por entrevista. **7B.** Uma curva randômica de acumulação de espécies baseada nas citações das espécies por paisagem, considerando o nosso esforço de 10 entrevistas por paisagem.

A primeira curva mostra que, em nosso estudo de caso, com um esforço de 25 entrevistas (cerca de 66h de esforço de campo), 95% (± 1.28) das 32 espécies são identificadas, e após 134 entrevistas (356h) a assíntota é atingida alcançando 100% (± 0.0) de todas as espécies em todos os cenários. A segunda curva mostra que com uma paisagem (10 entrevistas e cerca de 26h de campo) em média 18.5 (± 3.27) espécies (56.2%) são identificadas. Noventa e cinco por cento das espécies são identificadas com 10 paisagens (100 entrevistas e 266h de campo) e 100% (± 0.0) das espécies são identificadas com 23 paisagens (230 entrevistas e 611h de campo).

Ocorrência, distribuição e riqueza de espécies de mamíferos

Os dados coletados pelo *Wildlife-Human Survey* também possibilitam a construção de mapas de ocorrência para as espécies e grupos taxonômicos investigados. Para ilustrar, apresentamos os mapas de distribuição para quatro grupos taxonômicos: Tayassuidae, Canidae e Felidae – médio e grande porte (Fig. 8). Além disso, é possível construir um mapa com a riqueza de mamíferos de médio e grande porte em nível regional (Fig. 9).

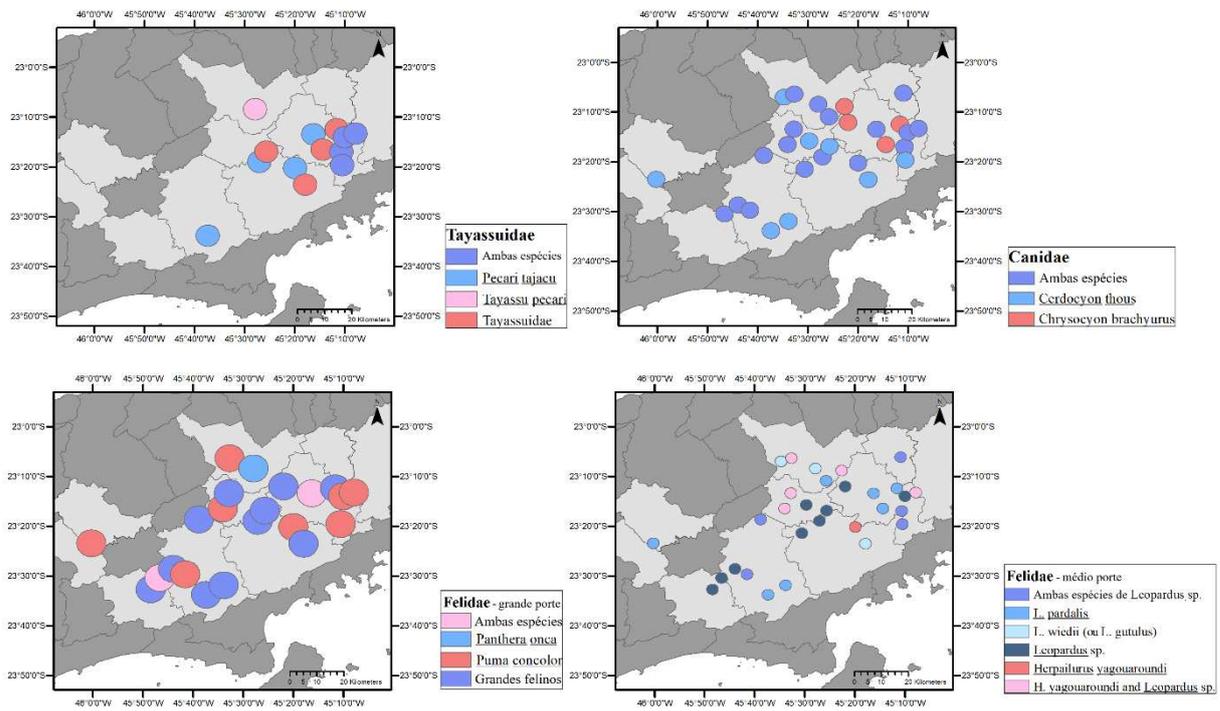


Figura 8. Mapas de distribuição de quatro grupos taxonômicos na região do Vale do Paraíba, São Paulo, Brasil: A. Tayassuidae. B. Canidae. C. Felidae - grande porte. D. Felidae - médio porte.

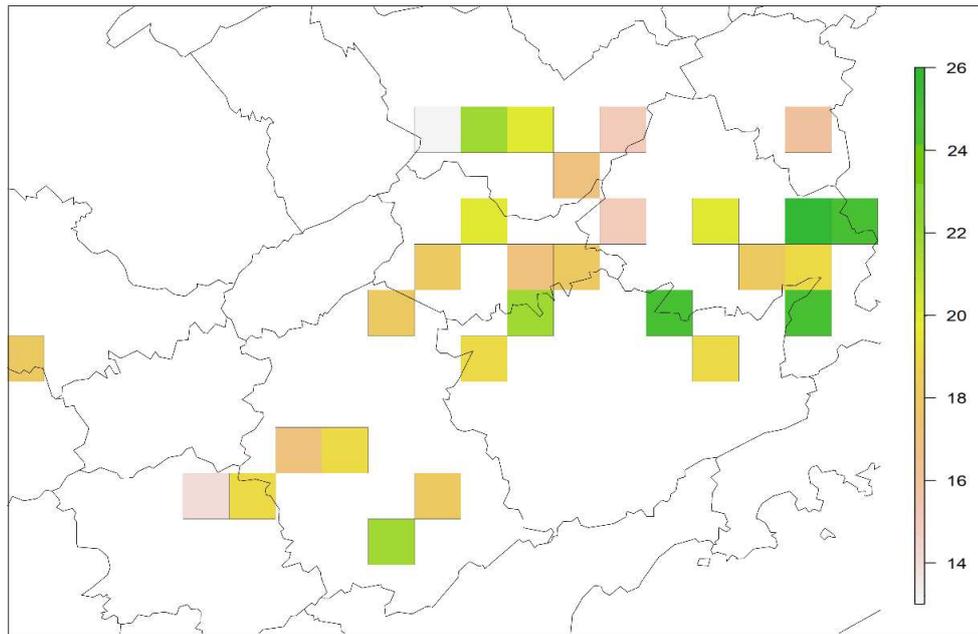


Figura 9. Riqueza de espécies das assembleias de mamíferos de médio e grande porte nas 30 paisagens investigadas no Vale do Paraíba, São Paulo, Brasil.

Interações ser humano-fauna

A parte 3 do *Wildlife-Human Survey* gerou informações sobre diferentes interações ser humano-fauna e a percepção dos moradores sobre essas interações. Aqui, apresentamos apenas uma amostra dos dados coletados para exemplificar a utilidade dessa parte do *survey*. No Capítulo 3 se encontram os dados e os resultados discutidos em detalhes. Nossos resultados apontam para uma população rural consciente da relevância dos mamíferos para os ecossistemas rurais. Pois, embora apenas cerca de metade dos entrevistados compreenda que os mamíferos geram algum tipo de benefício direto para eles ou suas famílias (n=156), a maior parte dos sujeitos (n=284) afirma que é importante garantir a existência dessas espécies. Os moradores também compreendem seu papel em garantir a permanência dos mamíferos na paisagem rural, já que uma parte significativa dos sujeitos (n=229) entende que alguém, incluindo a si mesmos (n=225), tem a responsabilidade de proteger os mamíferos da extinção. Informações desta natureza contribuem para direcionar ações de manejo e conservação junto à população rural.

Com relação ao uso, quase metade dos moradores abordados (n=141) acreditam que pessoas ainda caçam na região, o que identifica a caça como uma atividade ainda recorrente na área de estudo. Com o *survey* foi possível identificar as principais espécies de interesse da caça: paca (n=144), tatus (n=90), capivara (n=86), porcos-do-mato (n=57), anta (n=8), cutia (n=7) e

onças (n=5). Também, foi possível identificar os principais motivos pelos quais a atividade é realizada, que de acordo com os entrevistados, são a caça por esporte (n=41) e para alimentação (n=30). O *survey* também gerou informações sobre a opinião dos participantes sobre a regulamentação da caça. Na região estudada, a maioria dos entrevistados (n=188) não acha que a caça deve ser permitida ou regulada. No entanto, uma parte dos moradores acredita que deveria haver algum tipo de regulação (n=60), seja para evitar perdas na produção rural (n=31) ou controlar as espécies em aumento populacional (n=11).

Em complementação, os dados levantados no *survey* permitiram determinar a existência, bem como quantificar e qualificar, os prejuízos à agricultura e pecuária mencionados como motivação à regulamentação da caça. Nas áreas investigadas, a percepção de que a mastofauna causa prejuízos econômicos é baixa dentre os participantes (n=79). No entanto, uma parte dos entrevistados (n=92), em sua maioria produtores rurais, mencionaram já haver sofrido perdas econômicas na produção. Trinta entrevistados mencionaram que as perdas representaram mais de 25% da sua produção e quase todos (n=28) percebem essas perdas como inaceitáveis ou completamente inaceitáveis, o que destaca esse tipo de situação para o manejo da fauna na paisagem. O *survey* ainda permitiu identificar as principais espécies envolvidas nessas interações com os moradores e as principais produções rurais atacadas. São as espécies: cachorro-do-mato (n=18), lobo-guará (n=17), onça-pintada e onça-parda (n=12), pequenos felídeos (n=10), gambá (n=10), paca (n=4), porco-espinho (n=3), tatus (n=3), lebre (n=3) e coati (n=3). As principais produções atacadas são galinhas/ovos (n=69), vacas/bezerros (n=18), cavalos/potros (n=8) e as plantações de milho (n=30), cana (n=6), capim para o gado (n=3) e mandioca (n=3).

A fim de diagnosticar as oportunidades de continuidade de ações em prol do manejo de mamíferos na área estudada, o *survey* gerou dados sobre a percepção dos entrevistados sobre a necessidade e o interesse em implementar uma iniciativa para acompanhar (monitorar) a mastofauna na região. A maioria dos entrevistados (n=237) acha que seria interessante implementar uma iniciativa dessa natureza na região, principalmente para conservar a mastofauna (n=178) e para registrar perdas econômicas dos produtores rurais (n=59). No entanto, apenas cerca de metade (n=168) dos entrevistados afirmou que participaria do projeto.

Discussão - Possibilidades e limitações do Wildlife-Human Survey

O *Wildlife-Human Survey* se mostrou uma ferramenta útil para levantar informações rápidas sobre a mastofauna de médio e grande porte e as atividades de populações

humanas rurais. A quantidade e a diversidade de dados coletados pelo *Wildlife-Human Survey* sobre diferentes tópicos é uma das vantagens do *survey* e o que o destaca para o uso em projetos interdisciplinares e para a tomada de decisão. Contudo, nós não argumentamos aqui que o *Wildlife-Human Survey* é melhor ou mais apropriado que outros métodos que coletam informações ecológicas e/ou socioeconômicas. Nós discutiremos a seguir as características do método, bem como as vantagens e as limitações no seu uso, para que cada pesquisador possa avaliar sua adequação para ser aplicado na pesquisa. A descrição detalhada e os protocolos do *survey* são disponibilizados em sua integridade para facilitar a coleta de dados em próximos trabalhos e para que essa coleta seja comparável entre estudos. O uso de múltiplos métodos é sugerido para fornecer um levantamento completo das espécies de mamíferos em uma área (Mazzolli *et al.* 2017). Assim, o *survey* deve ser combinado com outros métodos de levantamento e monitoramento de mamíferos, como armadilhas-fotográficas, parcelas de areia, transectos, para fornecer um levantamento ecológico completo da mastofauna. Para investigar mais a fundo as percepções e atitudes da população rural em relação às espécies de mamíferos, sugerimos o uso de questionários específicos que tratem das dimensões humanas da gestão da vida silvestre (Bruskotter *et al.* 2015; Kansky *et al.* 2016). Assim, entendemos que o *Wildlife-Human Survey* é especialmente adequado para pesquisas que buscam um levantamento rápido de informações relevantes para delinear pesquisas de longo prazo ou para o manejo de determinado táxon, para locais onde se busca integrar a população em determinada iniciativa ambiental, para projetos que possuem baixo orçamento e para locais onde outras metodologias não são eficazes (*e.g.*, onde as armadilhas fotográficas são repetidamente roubadas).

O *Wildlife-Human Survey* possui, de forma geral, os prós e contras de métodos baseados em *surveys* (Chambers 1994a, Browne-Nuñez & Jonker 2008, Bernard 2017, p. 255). Questionários estruturados possibilitam levantar dados padronizados, sobre uma amostra representativa da população, que permitem análises quantitativas robustas (Bernard 2017, p. 251). No estudo de caso realizado, com um esforço razoável (800h) foi possível coletar sistematicamente um conjunto grande de evidências (mais de 3.800 citações) sobre 32 espécies de mamíferos nativos em uma área de 37.500ha. No mesmo esforço de coleta (n=300), o *survey* gerou informações sobre 300 unidades familiares e propriedades rurais e sobre interações ser humano-fauna chave para a gestão da fauna nessas paisagens rurais. O conjunto total de informações coletadas possibilitou o inventariamento da mastofauna e do perfil das populações humanas. Possibilitou a produção de materiais técnicos, os mapas de distribuição e riqueza de espécies apresentados, e possui potencialidade para a construção de outros materiais (*e.g.*,

mapas dos locais onde os mamíferos causam maiores perdas econômicas, mapas de modelagem de nicho ecológico). Possibilitou, ainda, a investigação de hipóteses socioambientais, por meio da correlação entre variáveis, tais como a influência de variáveis socioeconômicas e ambientais na distribuição das espécies e na estrutura das assembleias de mamíferos (Capítulo 4).

Métodos comumente usados para realizar o levantamento de espécies de mamíferos, em geral, geram apenas dados sobre a ecologia das espécies (Krebs 2006) com esforços de campo similares ou maiores (De Thoisy *et al.* 2008). No mesmo sentido, cada vez mais estudos tem se preocupado em mostrar a relevância e a validade dos dados coletados por métodos de ciência cidadã. Swanson e colaboradores (2016) mostram que apenas 5 voluntários não-especialistas são necessários em média por imagem para classificar corretamente 90% das fotografias tiradas da fauna silvestre. Por outro lado, métodos baseados em *surveys* estão sujeitos a um conjunto de limitações relacionadas à i) precisão das informações coletadas e ii) aos processos de comunicação e cognitivos envolvidos no procedimento de pergunta e resposta (Schwarz 2007). Métodos provenientes das ciências biológicas, como as armadilhas fotográficas e radio-telemetria por GPS, fornecem dados precisos sobre o local e o momento no tempo no qual determinado indivíduo esteve. As armadilhas fotográficas podem, inclusive, fornecer imagens de um indivíduo que revelem, por exemplo, o sexo do animal e que podem ser consultadas repetidamente e armazenadas. Os dados coletados com o *survey*, a princípio, não são capazes de gerar dados com o mesmo detalhamento. Para aumentar a precisão dos dados coletados seria necessário, por exemplo, propor o registro periódico da visualização das espécies de mamíferos em um protocolo padronizado.

No mesmo sentido, métodos baseados em *surveys* tem um caráter “extrativista”, o que dificulta o estabelecimento de relações de confiança (*rapport*) entre o entrevistador e o entrevistado (Chambers 1994a, 1994b, Browne-Nuñez & Jonker 2008). Também, as palavras utilizadas e a forma como se realiza uma pergunta estão diretamente relacionados à qualidade dos dados coletados (Kalton & Schuman 1982, Bernard 2017, p. 270). Os *surveys* estão sujeitos ao *response bias* (e.g., quando os entrevistados se sentem compelidos a responder algo que eles pensam que o entrevistador quer ouvir, quando não respondem por medo de retaliação ou quando respondem de forma negligente por estarem desinteressados no assunto) e ao *interviewer bias* (e.g., quando as respostas do entrevistado são influenciadas pelas características do entrevistador, como gênero ou aparência) (Schwarz 2007, Browne-Nuñez & Jonker 2008, Bernard 2017, p. 257). Estas limitações são amplamente reconhecidas na literatura e há diversos métodos disponíveis para superá-las. Por exemplo, o uso de múltiplos métodos

(i.e., a utilização de mais de um método para coletar informações da mesma natureza, como entrevistas com atores-chave e grupos focais) e a triangulação de dados são indicados para a coleta de dados mais robustos (Kalton & Schuman 1982, Browne-Nuñez & Jonker 2008). Um adequado treinamento do entrevistador e a realização de entrevistas piloto também são altamente recomendados (Kalton & Schuman 1982, Schwarz 2007, Bernard 2017, p. 266). Todas essas recomendações foram utilizadas no desenvolvimento e análise dos dados deste *survey*.

Dito isso, a utilidade do *Wildlife-Human Survey* para gerar informações deve ser avaliada caso a caso, tendo em vista o objetivo das pesquisas. O *survey* foi desenvolvido para investigar mamíferos de médio e grande porte, mas não há restrição para o seu uso em investigações sobre mamíferos voadores e marinhos ou outros táxons (e.g., aves, répteis, peixes, anfíbios, insetos, plantas, fungos). O *survey, a priori*, também não possui restrição quanto ao tipo de habitat ou ecossistema, sendo adequado para áreas urbanas, rurais, florestas tropicais, savanas, etc. O método exige a presença de habitantes na área e a existência de conhecimento tradicional/local sobre o táxon investigado (Parry & Peres 2015).

Em nosso estudo de caso o método se mostrou eficiente para coletar dados sobre a ocorrência da maior parte das espécies. Este aspecto do *survey* é vantajoso, pois esforços pequenos, de 65h (considerando o número de entrevistas necessárias) a 266h (considerando o número de paisagens necessárias e o esforço de 10 entrevistas por paisagem realizado neste estudo), conseguem produzir evidências sobre a ocorrência de, em média, 95% das espécies de mamíferos investigadas em nível regional (n=32). Estes dados podem ser utilizados para gerar, por exemplo, uma lista das espécies ocorrendo na área. No entanto, para encontrar evidência sobre a ocorrência de todas as espécies investigadas na paisagem regional (n=32) é necessário um esforço razoável, de 356h (entrevistas) a 611h (paisagens). Ainda assim, esse esforço se mostra menor do que o realizado em outros estudos. Apenas para comparação, por exemplo, de Thoisy *et al.* (2008) estimou a necessidade de 85km (cerca de 85h a 110h) para encontrar todas as espécies de mamíferos e aves (n=34) por área em transectos lineares de 4-5km. Duas variáveis do estudo de caso podem ter contribuído para aumentar o esforço necessário para encontrar todas as espécies. O sul do Vale do Paraíba possui paisagens heterogêneas, o que faz com que a riqueza de espécies de mamíferos varie consideravelmente entre paisagens, aumentando o número de localidades necessárias para encontrar evidências sobre todas as espécies. Outra questão relevante é que o conhecimento dos moradores sobre as espécies apresentou grande variação, aumentando também o esforço de coleta necessário para encontrar

evidências sobre todas as espécies. Baseados em nossos resultados, em uma área de tamanho similar (37.500 ha) e um conjunto similar de espécies investigadas (37 spp.), sugerimos a aplicação de ao menos 200 entrevistas em 25 paisagens. Em áreas menores, o esforço necessário para encontrar todas as espécies provavelmente será reduzido, mas dependerá das características sociais e ambientais da paisagem.

A estrutura do *survey* propiciou a investigação sobre a correspondência entre o sistema científico e o popular de classificação das espécies. Com as fotos e os nomes científico e comum das espécies foi possível checar a correspondência e tirar dúvidas junto aos participantes durante a entrevista. Esta fase tem grande importância para a utilização posterior dos dados coletados (*e.g.*, relatórios, pesquisas científicas, iniciativas de conservação e manejo), pois especifica os pontos fortes e fracos da identificação feita pela comunidade local. Por exemplo, a investigação da correspondência mostrou que os entrevistados de forma geral identificam acuradamente espécies como o gambá, a anta e o lobo-guará. Por outro lado, espécies do gênero *Leopardus* (três espécies) e os tatus (três espécies) não são tão bem diferenciados pela população, apenas pelos moradores que possuem maior conhecimento sobre a fauna. Neste caso, pode haver a necessidade de estudos complementares de acordo com os objetivos da pesquisa. Além disso, essa correspondência entre os dois sistemas de conhecimento é fundamental para garantir uma boa comunicação entre a equipe de pesquisa, técnicos ambientais e os atores locais, considerando futuras iniciativas de manejo.

Os dados coletados com o *Wildlife-Human Survey*, assim como dados coletados por outros métodos de levantamento de mamíferos, permitem a construção de mapas de ocorrências para as espécies e grupos taxonômicos e mapas da riqueza de espécies das assembleias de mamíferos distribuídas na paisagem. Estes mapas podem ser usados para orientar novas pesquisas e informar atores e tomadores de decisão, como por exemplo, onde armadilhas-fotográficas e outros métodos podem ser instalados para aumentar a probabilidade de encontro de um determinado táxon. Um aspecto favorável do *survey* é que, diferente de métodos que apenas levantam informações sobre mamíferos, além de revelar quais são as principais áreas utilizadas pelas espécies, os dados do *survey* permitem, por exemplo, a criação de mapas que mostrem onde é mais provável que interações que causam prejuízos econômicos possam ocorrer e onde a implementação de projetos de conservação pode ser mais eficiente. Caso haja o interesse de implementar uma iniciativa de monitoramento participativo os mapas também podem revelar locais estratégicos para coletar os dados necessários para atingir os objetivos da iniciativa.

As informações coletadas sobre as interações ser humano-fauna da área de estudo permitiram compreender os principais aspectos relevantes relacionados às interações entre a população rural e os mamíferos de médio e grande porte. Esse cenário construído se apresenta como robusto ponto de partida para direcionar ações de manejo da fauna e gestão das paisagens rurais, já que coletar informações básicas sobre as interações ser humano-fauna é fundamental para planejar o manejo dessas interações (Treves *et al.* 2006). Como tem sido discutido na literatura, as dificuldades encontradas na coexistência entre pessoas e fauna não se solucionam a longo prazo apenas com respostas técnicas ao prejuízo, mas envolvem compreender as percepções, as crenças e os valores que as pessoas têm sobre os animais (Dickman 2010). O planejamento e implementação de ações para melhorar a coexistência ser humano-fauna de forma participativa e o monitoramento dessas ações, possível de ser adaptado no *Wildlife-Human Survey*, também podem aumentar sua efetividade (Treves *et al.* 2006).

Os dados coletados neste estudo (ocorrência e abundância relativa das espécies, riqueza e composição das guildas e assembleias de mamíferos) foram utilizados por Islas *et al.* (Capítulo 4) como variáveis resposta em uma investigação sobre o efeito de variáveis ambientais e socioeconômicas sobre a estrutura das assembleias de mamíferos. No estudo, os dados coletados sobre a ecologia de mamíferos se comportaram de acordo com o esperado quando relacionados a variáveis ambientais bem conhecidas (*e.g.*, cobertura vegetal nativa, distância da área protegida), e quando comparados a estudos realizados com outros métodos, como armadilhas-fotográficas, transectos (Sampaio *et al.* 2010, Urquiza-Haas *et al.* 2011), e entrevistas que utilizam o conhecimento local (Urquiza-Haas *et al.* 2009, Prist *et al.* 2012). Além disso, o estudo de Islas *et al.* (Capítulo 4) revelou efeitos das variáveis ambientais e socioeconômicas nas espécies, guildas e assembleias de mamíferos. Estas evidências se complementam e reforçam os indícios sobre a robustez dos dados coletados pelo *Wildlife-Human Survey* junto à população humana rural do Vale do Paraíba. A vantagem do *Wildlife-Human Survey* em relação a esses métodos que geraram dados ecológicos semelhantes (Urquiza-Haas *et al.* 2009, Sampaio *et al.* 2010, Urquiza-Haas *et al.* 2011, Prist *et al.* 2012) está na eficiência da coleta de dados ecológicos, na geração de dados socioeconômicos com o mesmo esforço de coleta e no desenho do questionário direcionado para levantar questões-chave para o manejo da mastofauna.

O *Wildlife-Human Survey* pode ser modificado para ser utilizado em processos de monitoramento participativo. Neste caso, a eficácia do novo método pode aumentar se proporcionada capacitação aos atores para identificar as espécies e se fomentada a coleta de

registros visuais, como fotos e vídeos. Como mostraram os resultados, sem qualquer aviso ou acordo prévio, foi possível coletar três registros realizados com o telefone móvel dos entrevistados. Algumas considerações são necessárias especificamente sobre a parte 1 do *Wildlife-Human Survey*. Se a região de interesse não possui dados prévios sobre a ocorrência das espécies, consultas devem ser realizadas a informantes-chave reconhecidos como detentores de conhecimento tradicional/local e técnicos ambientais e agropecuários que trabalham na área para delimitar o conjunto de espécies a ser investigado. Com relação à duração total de cada entrevista, deve-se evitar entrevistas longas que possam levar o entrevistado a se indispor com o procedimento. Alguns fatores que afetam diretamente a duração do *survey* são: i) o número de espécies e grupos taxonômicos investigados; ii) a especificidade da classificação (*e.g.*, gêneros que possuem muitas espécies necessitam de uma grande quantidade de fotos); e, como já mencionado, iii) a habilidade do pesquisador.

Considerações finais

O *Wildlife-Human Survey* se mostrou uma ferramenta útil para levantar, de forma rápida, informações sobre mamíferos de médio e grande porte e caracterizar as populações humanas que coexistem com esses animais em paisagens rurais. Baseado no Conhecimento Ecológico Local e em uma técnica de relativo baixo custo, o *Wildlife-Human Survey* gerou um grande número de informações ecológicas e socioeconômicas úteis para a pesquisa e o manejo da mastofauna, assim como para a gestão de paisagens rurais. Este método é especialmente adequado para ser utilizado para o levantamento inicial de informações sobre a mastofauna em paisagens rurais, como método complementar e onde outros métodos de levantamento não são apropriados ou viáveis economicamente. Assim, o *Wildlife-Human Survey* tem potencial para contribuir para preencher lacunas de informações sobre a ecologia da fauna de mamíferos, sobre as interações desses animais com as populações humanas e sobre a resposta dessas espécies aos efeitos antropogênicos em diferentes ecossistemas, de forma padronizada e comparável. Além disso, o método valoriza o conhecimento de populações rurais, cria oportunidade para que as mesmas repensem sua interação com fauna e contribuam para o manejo e pode ser adaptado para aumentar a participação da comunidade em todas as etapas do processo de pesquisa.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os participantes desta pesquisa, sem os quais este trabalho não teria sido possível. Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal

de Nível Superior (CAPES) (Código Financeiro 001), pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - Proc. No. 140040 / 2016-1), pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP - Proc. No. 2015 / 19439-8) e pelo Conselho de Pesquisas em Ciências Sociais e Humanidades (SSHRC, Canadá). Agradecemos ao grupo de pesquisa CGCommons, à Rede de Pesquisa em Conservação por Comunidades (Community Conservation Reserach Network) e à Coordenadoria de Centros e Núcleos Interdisciplinares de Pesquisa (COCEN) por seu apoio.

Material Suplementar

MS1. Parte 1 do *Wildlife-Human Survey* (frente da página), que investiga a ocorrência e a distribuição das espécies de mamíferos no Vale do Paraíba.

F.	Gênero/espécie	Nome comum	Identificou ?	Como?	F.	Gênero/espécie	Nome comum	Identificou ?	Como?
1	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	19	<i>Conepatus</i> sp.	Zurriho/jaritataca	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
2	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	20	<i>Nasua nasua</i>	Quati	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
3	<i>Dasyprocta</i> sp.	Cutia	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	21	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão pelada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
4	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	22	<i>Callithrix</i> sp.	Mico/sagui	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
A	Tayassuidae	Porco-do-mato	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	D	Primatas	Macacos	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
5	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	23	<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco prego	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
6	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	24	<i>Callicebus nigrifrons</i>	Sauá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
7	<i>Mazama</i> sp.	Veado	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	25	<i>Alouatta guariba</i>	Bugio	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
8	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	26	Brachyteles	Mono carvoeiro	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
B	Grandes felinos	Onças	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	27	<i>Coendou</i> sp.	Porco-espinho/ouriço	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
9	<i>Panthera onca</i>	Onça -pintada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	28	<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
10	<i>Puma concolor</i>	Suçuarana	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	29	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
C	Pequenos felinos	Jaguatirica/ Oncinha	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	30	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
11	<i>Leopardus pardalis</i>	Gato-do-mato, jaguatirica	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	31	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
12	<i>Leopardus</i> sp. (<i>L. wiedii</i> or <i>L. guttulus</i>)	Gato Maracajá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	E	Dasypodidae	Tatus	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
13	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato Mourisco	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	32	<i>Dasypus</i> sp.	Tatu-galinha	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
14	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	33	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatupeba	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
15	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro do mato	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	34	<i>Cabassous</i> sp.	Tatu-de-rabo-mole	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
16	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	35	Cachorro doméstico		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
17	<i>Eira barbara</i>	Irara	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	36	<i>Sus scrofa feral</i>		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
18	<i>Galictis cuja</i>	Furão	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	37	<i>Sus scrofa</i>		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()

MS2. Parte 3 do Wildlife-Human Survey, que investiga interações ser humano-fauna: usos, percepções sobre as interações e proteção da fauna.

18a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata, hoje, visitam () mais () menos ou com a () mesma frequência **a sua propriedade do que 20 anos atrás? 18b Por quê?** () Animais aumentaram na natureza () Parque () Fiscalização () Lei proíbe caça () Êxodo rural () Lei proteção matas () Projetos ambientais () Novos moradores () Não tem comida () Caça () Queimadas () Atropelamentos () Conflitos com prop. () Desmatamento () Perda de habitat () Outro _____

19a Os bichos da mata causam algum prejuízo para o/a Sr.(a) ou a sua família? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **19b Qual?** () Criação () Roça () Saúde () outros _____

19c Especificação do prejuízo _____

20a Esse prejuízo representa () – 5% da sua produção () 5 a 20% () 20 a 50% () + 50%

20b Na sua opinião, quão aceitável é esse prejuízo, em uma escala de 1 a 5, sendo 1 totalmente aceitável e 5 inaceitável 1 2 3 4 5

21 O/A Sr.(a) faz alguma coisa para diminuir seus prejuízos? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder. **21b O que?** () Mato os animais () Prendo e entrego para o parque () Construo cerca () Prendo os animais a noite () cerquei os animais () Outro _____

22 O que poderia ser feito para resolver o problema do/da Sr.(a)? () Nada () matar os animais () contruir uma cerca no parque () construir uma cerca na prop. () subsidio para perdas () programa de apoio () liberar a caça () outro _____

23 Quem o/a Sr.(a) acha que deveria resolver o problema? () Governo () Proprietário () Órgão ambiental () Sociedade () Empresa privada () Unidade de Conservação () Outro _____

24a O/A Sr.(a) acha importante/interessante a criação de um projeto que acompanhe e registre os bichos que vem na sua propriedade e os prejuízos que eles trazem para você? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **24b Por quê?** _____

25a O/A Sr.(a) teria interesse em participar de um projeto assim? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **25b Se não, por quê?** _____

25c Se sim, como o/a Sr.(a) vê que poderia participar? () Tempo () Valor em dinheiro () Área para estudo () Outro _____

25d Se não, e se houvesse ajuda ao produtor que tem prejuízo? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **25e E se houvesse um pagamento em dinheiro?** () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder _____

26a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata trazem algo de bom para você e a sua família? () Sim () Não () Talvez () Não sei/não quis responder **26b O que?** () Uso () Função na natureza () São bonitos de olhar () São obra de Deus () Não sei () outro _____

27a O/A Sr.(a) acha importante cuidar para que estes animais continuem existindo? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **27b Por quê?** () Gosto deles () São alimento () São bonitos () São animais de Deus () São importantes pra natureza () Me prejudicam () tenho medo () Outro _____

35a O/A Sr.(a) acha que a responsabilidade de cuidar para que os bichos da mata não desapareçam é de alguém? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **35b Se sim, de quem?** _____

35c Acha que é uma responsabilidade sua também? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder Por que? _____

Apenas se houver prejuízo

Apenas se não houver prejuízo

28a O/A Sr.(a) acha importante/interessante a criação de um projeto que acompanhe e registre os bichos que vem na sua propriedade e busque proteger esses bichos? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **28b Por quê?** _____

29a O/A Sr.(a) teria interesse em participar de um projeto assim? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **29b Se não, por quê?** _____

29c Se sim, como o/a Sr.(a) vê que poderia participar? () Tempo () Valor em dinheiro () Área para estudo () Outro _____

29d Se não, e se houvesse um pagamento em dinheiro? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder _____

30a O/A Sr.(a) ou a sua família usam os bichos da mata de alguma forma? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **30b Qual?** () Alimento () Remédio () Religiosa () Artesanato () Outra _____

31a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata ainda são consumidos pelas famílias da região? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **31b Por quê?** () legislação que proíbe a caça () desinteresse dos jovens () eficiência da fiscalização () êxodo rural () esporte () vício () necessidade () facilidade () outro _____

31c Quais as principais espécies que servem de alimento pras famílias da região? _____

32a O/A Sr.(a) acha que algum tipo de caça deveria ser liberada para os moradores da região? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder **32b Por quê?** () precisa comer () é cultural () tem muito () estão dando prejuízo () Outro _____

32c Em que condições? () apenas de animais exótico () apenas de animais com grande população (ex: capivara) () apenas animais de lista oficial () todos os animais desde que com carteirinha () todos os animais () animais específicos e apenas com carteirinha () Outro _____

Considerações: _____

34a O que o/a Sr.(a) entende por conservação da natureza? _____

Você conhece alguém que sabe muito sobre os bichos da mata? _____

Anotações:

MS3 – Classificação taxonômica científica das 33 espécies identificadas como ocorrendo na região por meio do *Wildlife-Human Survey* e sua correspondência com o sistema de classificação popular local. A coluna “Id” se refere ao número de entrevistados que identificaram o táxon e a coluna “C” se refere ao número total de entrevistados que citaram o nome popular.

Taxonomia (ordem/família/gênero/espécie)*	Id (n=300)	Nome comum Inglês	Nome comum Brasil	Nomenclatura local	C
DIDELPHIMORPHIA					
DIDELPHIDAE					
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	255	Opossum	Gambá	Gambá Raposa Saruê	212 52 6
PILOSA					
BRADYPODIDAE					
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	67	Brown- throated sloth	Preguiça- comum	Preguiça Bicho-preguiça	120 10
MYRMECOPHAGIDAE**					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	50	Giant anteater	Tamanduá- bandeira	Tamanduá Tamanduá-bandeira Tamanduá-grande	41 30 3
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	17	Collared anteater		Tamanduá Tamanduá-mirin Tamanduá-pequeno	25 10 5
CINGULATA					
DASYPODIDAE**					
	247	Armadillo	Tatu	Tatu	160
<i>Cabassous</i> sp. McMurtrie, 1831	67	Naked- tailed armadillo	Tatu-de- rabo-mole	Tatu-porco Tatu-canastra Tatu-de-rabo-mole Tatu-cavalo	31 13 11 9
<i>Dasybus</i> sp. Linnaeus, 1758	183	Long-nosed armadillo	Tatu- galinha	Tatu-galinha Tatu-bola; Tatu- bolinha Tatu-guanxima/ guaximbinha Tatu-et Tatu-mirim; Tatu- vassourinha; Tatu- vassoura	78 17 11 8 6
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	83	Six-banded armadillo	Tatupeba	Tatu-mineiro Tatu-peba/peva Tatu-canastra Tatu-amarelo	20 18 15 8
PERISSODACTYLA					
TAPIRIDAE					
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	10	Tapir	Anta	Anta	80
ARTIODACTYLA					
CERVIDAE					
<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817)	108	Brocket deer	Veado	Veado; Veado Cervo	177 2
TAYASSUIDAE**					
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	56	New world pigs	Porco-do- mato	Porco-do-mato Javali	81 10
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	28	Collared peccary	Cateto	Cateto Javali	27 3
	17		Queixada	Queixada	21

Taxonomia (ordem/família/gênero/espécie)*	Id (n=300)	Nome comum Inglês	Nome comum Brasil	Nomenclatura local	C
		White-lipped peccary		Javali	8
PRIMATES***	102	Monkeys		Macaco	13
ATELIDAE					
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	31	Brown howler	Bugio	Bugio	36
CALLITRICHIDAE					
<i>Callithrix</i> sp. (É. Geoffroy, 1812)	209	Mico	Sagui	Sagui; Saguzinho Mico; Miquinho Macaquinho; Macaquinho-do-mato/da-cara-branca	154 50 11
PITHECIIDAE					
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	49	Black-fronted titi	Sauá	Sauá Saá	35 18
CARNIVORA					
CANIDAE					
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	96	Crab-eating fox	Cachorro-do-mato	Cachorro-do-mato Raposa; Raposinha Lobo Cachorro-bandeira	117 13 8 6
<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger, 181	84	Maned wolf	Lobo-guará	Lobo-guara Lobo	146 5
FELIDAE					
<i>Leopardus</i> Gray, 1842**	138	Small wild cats	Jaguatirica	Jaguatirica Gato-do-mato; Gato Onça-pequena; Da pequena Oncinha	90 33 12 5
<i>Leopardus pardalis</i>	34	Ocelot	Jaguatirica	Jaguatirica Gato-do-mato	47 8
<i>Leopardus</i> sp. (<i>L. wiedii</i> or <i>L. guttulus</i>)	19	Margay/ oncilla	Gato-maracajá/ gato-do-mato	Gato-do-mato Maracajá; Gato-maracajá Jaguatirica	14 11 4
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	7	Jaguar	Onça-pintada	Onça-pintada Onça Onça-preta	61 9 3
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	30	Cougar	Onça-parda	Suçuarana; Suçurana Onça-parda; Parda Onça Onça-amarela; Onça-marrom; Onça-vermelha	54 17 5 7
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	16	Jaguarundi	Jaguarundi	Gato-do-mato Gato-mourisco	9 4
MEPHITIDAE					
<i>Conepatus</i> sp. Gray, 1837	8	Molina's hog-nosed skunk	Zorrilho ou jaritataca	Gambá; Gambazinho Zurrilho	15 4

Taxonomia (ordem/família/gênero/espécie)*	Id (n=300)	Nome comum Inglês	Nome comum Brasil	Nomenclatura local	C
MUSTELIDAE					
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	21	Tayra	Irara	Irara Ariranha	33 4
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	83	Lesser grison	Furão- pequeno	Cachorro-do-mato;	33
				Cachorrinho-do-mato	19
				Furão; Furãozinho	11
				Fedidinho	10
				Cachorro-Cachorrinho peva/peve/pevinha; - Cachorro-do-brejo; Cachorrinho-do-brejo	6
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	143	Neotropical otter	Lontra	Lontra Ariranha	173 3
PROCYONIDAE					
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	91	South American coati	Quati-de- cauda- anelada	Quati	121
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	6	Crab-eating racoon	Mão- pelada	Guaxinim	9
				Mão-pelada	3
				Raposa; Raposinha	3
LAGOMORPHA					
LEPORIDAE					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	221	Tapeti	Tapiti	Lebre; Lebrinha;	223
				Lebre-do-mato Coelho; Coeio; Coelho-do-mato	42
RODENTIA					
CAVIIDAE					
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	167	Capybara	Capivara	Capivara	222
CUNICULIDAE					
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	121	Paca	Paca	Paca; Paquinha	204
DASYPROCTIDAE					
<i>Dasyprocta sp.</i> Illiger, 1811	18	Agouti	Cutia	Cutia	52
ERETHIZONTIDAE					
<i>Coendou sp.</i> Lacépède, 1799	175	Porcupine	Ouriço- cacheiro	Ouriço	201
				Porco-espinho	27
SCIURIDAE					
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	49	Brazilian squirrel	Serelepe	Esquilo; Esquilinho	27
				Serelepe	21

*A identificação taxonômica foi realizada cruzando a descrição das espécies fornecidas pelos entrevistados e os dados científicos disponíveis sobre a ocorrência do táxon na região.

**O número de identificações desse táxon se refere à soma das identificações no nível de espécie (números discriminados abaixo) e no nível de outros táxons (ordem/família/gênero).

+ Exceto *Callithrix sp.*

CAPÍTULO 3

Understanding past and present to prepare for the future: human-wildlife coexistence in rural landscapes

Camila Alvez Islas¹, Cristiana Simão Seixas² & Juliana Sampaio Farinaci³

¹ PhD student in Ecology, Biology Institute, University of Campinas, Brazil.

² Researcher at the Centre for Environmental Research (NEPAM), University of Campinas, Brazil.

³ Post-doctoral researcher at the Centre for Earth System Science, National Institute for Space Research (INPE), Brazil.

Abstract

The Paraíba Valley region in São Paulo, Brazil, has been subjected to major socioeconomic and environmental changes in the last centuries (*e.g.*, transformations in land use and cover, transitions between dominant economic activities). In this study we investigate how the social-environmental history (*i.e.*, process and changes that occurred in a certain time and space) of this region has influenced medium and large sized mammal population patterns and how human-wildlife interactions are affecting them. Through this case study we show the relevance of investigating past and present social-environmental aspects of a region to understand current wildlife dynamics and to generate useful information for management, enabling decision makers to better prepare for future challenges. We collected data from literature and from interviews with key-informants (n=10) and rural residents (n=300) in the south of the Paraíba Valley region. Our results show that, between past and present, the relevant factors which have influenced medium and large size mammal population in the Paraíba Valley are: i) transformations in land use and cover associated with different economic cycles, including a recent process of forest transition; ii) restrictive environmental initiatives and regulations implemented by the government, iii) rural out-migration and a new profile of rural inhabitants, iv) hunting and v) human-wildlife interactions associated with the local people's perception of benefits and economic losses generated by mammals. While some species appear to be benefiting from these changes (*e.g.*, peccaries, cougars, maned wolf), others seem not to be (*e.g.*, armadillos, porcupine). Currently, although most rural inhabitants believe that mammals should be protected, the continuity of hunting activities and lack of management of human-wildlife interactions present obstacles to mammal stewardship. Our results reinforce the importance of considering historical, social and environmental aspects of a landscape in research and management strategies for wildlife, in order to monitor mammal communities, to

register species response to recent changes and to promote coexistence between rural inhabitants and wildlife.

Keywords: Anthropogenic effects, social-environmental history, mammal management, forest transition

Introduction

Finding ways for social development while maintaining the viability of wildlife population is a challenge in this rapidly changing world (Brechin *et al.* 2002; Chapin *et al.* 2010; Western *et al.* 2015). Identifying which factors are shaping the patterns of biological diversity in different ecosystems can inform management as to pathways that integrate conservation and social development. In this context, we believe that two aspects of rural landscapes could be playing a determinant role in shaping wildlife population and assemblage dynamics namely: its social-environmental history (*e.g.*, transformations in land use and cover, transitions between dominant economic activities, large engineering projects) and current human-wildlife interactions (Ellis & Ramankutty 2008; Lira *et al.* 2012; Nyhus 2016). In this research, through a study case, we investigate the relevance of past (landscape history) and present factors (human-wildlife interactions) in influencing wildlife ecological dynamics in rural landscapes and the potential of combining knowledge on these two moments in time to inform management and enable decision makers to better prepare for future challenges.

Traditionally, in the field of ecology, the influence of landscape spatial heterogeneity on wildlife patterns gained more attention than historical heterogeneity (Pickett & Cadenasso 1995; Haddad *et al.* 2015; Wu 2017). When historical changes are considered, generally only past changes in land use and cover are investigated as a proxy (Haines-Young 2009; Lira *et al.* 2012; Newbold *et al.* 2015; Kobayashi *et al.* 2019). Even studies which predict biodiversity loss for the future are based only on historical changes in land use and cover (Sala 2000; Jantz *et al.* 2015). The history of a landscape (*i.e.*, process and changes that occurred in a certain time and space) has not only biogeographical aspects, but also cultural and economic components related to human communities that inhabit the area (Lunt & Spooner 2005, Simonson & Johnson 2005). For example, tropical forest remnants are generally found in sloping reliefs where agriculture activities are limited (Kemper *et al.* 2000). The economic situation of a country and economic incentives to certain farming activities can, therefore, determine the land use of an entire region (Mello 2009; Silva *et al.* 2017). The way in which

each society perceives and relates with the environment and its organisms translates into the amount and extent of nature conservation actions (Mello 2009). These influences of socioeconomic dimensions over landscapes are so broad that we probably cannot understand current biodiversity patterns without them.

Human-wildlife interactions are another relevant aspect of rural landscapes. Generally there are many different elements influencing these interactions, which can be of a positive (mutualistic or cooperation) or a negative (competition or predation) nature for one or both sides and result in different outcomes for wildlife (Redpath *et al.* 2015; Frank 2016; Nyhus 2016). Negative interactions arise when aspects of wildlife life-history have adverse impacts on human interests (Frank 2016). For example, economic losses caused by wildlife can motivate farmers to kill animals in retaliation and to transform wild habitats to prevent losses (Messmer 2000; Treves *et al.* 2006). On the other hand, positive interactions arise when human and wildlife demands are balanced (Peterson *et al.* 2010). Emotional disposition of citizens towards species can enhance mammal stewardship (*i.e.*, a particular type of care, in regard to something that “belongs” to the collective - Nassauer 2011) and influence decision making (Hudenko 2012; Larson *et al.* 2016). Social factors (*e.g.*, religious affiliation, ethnicity and cultural beliefs) also strongly influence the perception of human groups as to damage caused by wildlife (Dickman 2010). Thus, peoples' attitudes towards wildlife are complex, they can have major effects on wildlife dynamics and require innovative and interdisciplinary initiatives to enable human-wildlife coexistence (Messmer 2000; Johnson *et al.* 2006; Dickman 2010) in rural landscapes.

The Atlantic Forest, one of the most biodiverse biomes in the world (Myers *et al.* 2000), retains only 28% of its original cover (Rezende *et al.* 2018). Because of its proximity with the sea, in the XVI century, this biome was the first to be deforested in Brazil to settle European colonies. Since then, historical social-environmental changes shaped landscapes and biological community patterns in this region with more than 125 million inhabitants (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008). During this long exposure of the Atlantic forest to social-environmental drivers, mammal assemblages were under particular selective pressures (Bogoni *et al.* 2018). It is estimated that the biome has already lost at least 44% of its medium and large sized mammals (Bogoni *et al.* 2018). On the other hand, studies indicate that many mammal populations have adapted to fragmented rural landscapes, being capable of dispersing and persisting in different anthropogenic landscapes, such as pasturelands, eucalyptus, cane plantations, and urban areas (Lyra-Jorge *et al.* 2008; Timo 2009; Mazzolli 2010). In addition,

recent studies are presenting evidences of a forest transition process (*i.e.*, a net increase in forest cover) occurring in some regions of the Atlantic forest domain (Joly *et al.* 1999, Farinaci 2012, Silva *et al.* 2017, Calaboni *et al.* 2018). Despite current discussions about the ecological quality of the increasing forest patches, this process has the potential to connect remnants and enable wildlife persistence. In this scenario, how have mammal assemblages responded to past and present social-environmental modifications in the Atlantic forest landscapes? In this study we investigate how the social-environmental history of the Paraíba Valley region has influenced the patterns of medium and large sized mammal populations and how human-wildlife interactions are currently affecting them in rural landscapes of this region.

Methods

Study area

The Paraíba Valley region encompasses the area of the Paraíba do Sul river watershed, located across three Brazilian states: São Paulo, Rio de Janeiro and Minas Gerais (ANA 2015). Our study focuses on the southern portion of the watershed located in the State of São Paulo (**Fig. 1**). This portion of the Paraíba Valley region has nearly 14,500km² and more than 2 million inhabitants. This region represents 4.5% of the GDP of the State of São Paulo in terms of production and shows an elevated degree of industrialization and urbanization (São Paulo 2011). Our data collection was conducted in ten municipalities around the Tamoios (SP-099) and Oswaldo Cruz (SP-125) highways: São Luiz do Paraitinga, Natividade da Serra, Redenção da Serra, Lagoinha, Cunha, Taubaté, Paraibuna, Salesópolis, Jacareí and Guararema).

Mountainous landscapes (with up to 2,000m in altitude) and rolling hills (with around 200m in altitude) are the two predominant geomorphological features in the Valley, which was originally covered by different physiognomies of the Atlantic forest biome (Rocha-Leão 2005). Most rural landscapes of the region were deforested to develop farming activities, even though the hilly terrain is not suitable for agriculture and livestock farming. Currently, this region is predominantly covered by pasturelands, forest patches, eucalyptus plantations and urban areas (Arguello *et al.* 2010; São Paulo 2011).

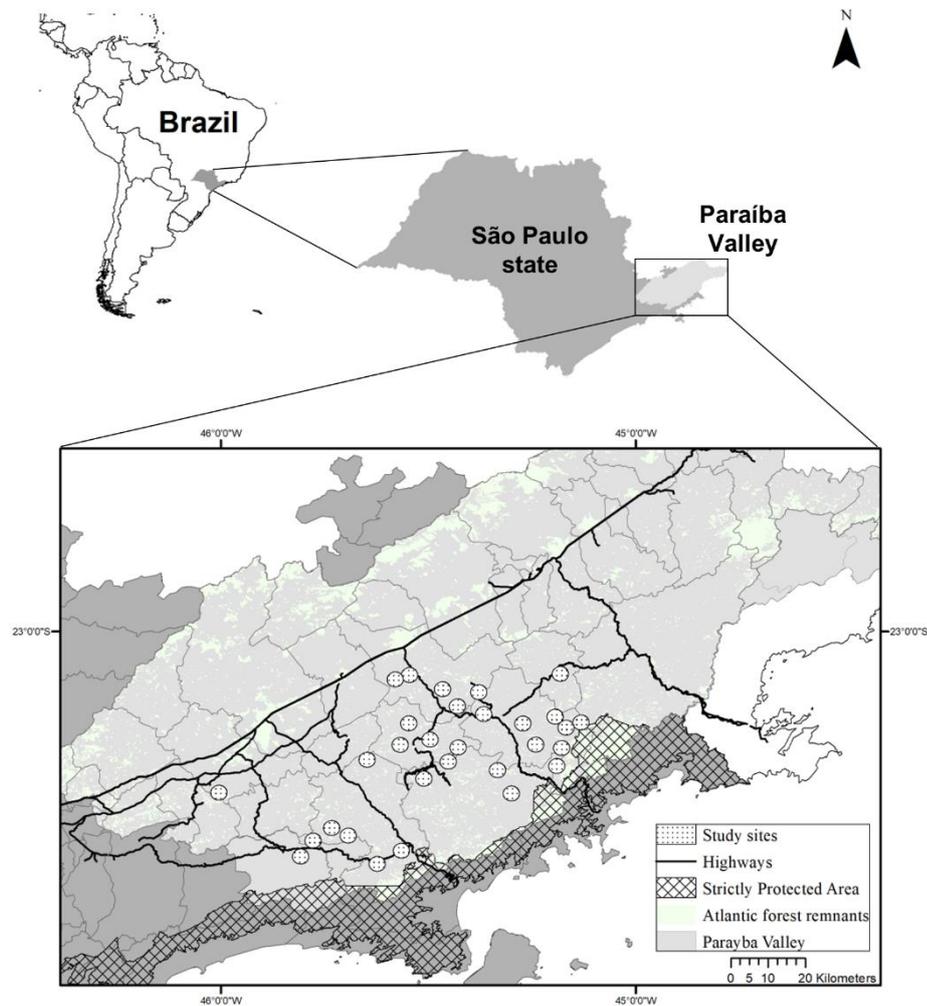


Figure 1. The São Paulo state portion of the Paraíba Valley Region and the distribution of our study sites across the territory.

Data collection and analysis

To understand the main social and environmental changes which occurred in the Paraíba Valley Region in the last centuries we first conducted a non-exhaustive literature review on Google Scholar. In this review we specially targeted information on social-environmental changes which reached the southern part of the Valley, the area around the Tamoios and Oswaldo Cruz highways. Subsequently, we interviewed ten key-informants from different sectors (*e.g.*, environmental, educational, agricultural) living in the studied area. Key-informants were chosen after the suggestion of local informants, researchers and colleagues studying in the region, and our own previous observations, which were conducted during all the field work. We used semi structured questionnaires to interview key-informants and explore different aspects of mammal management in regional rural landscapes considering the last three decades, such as: i) mammalian population patterns of occurrence and distribution and changes

in these patterns over the last three decades; ii) social-environmental factors which could be driving these patterns; and iii) main human-wildlife interactions taking place in the study area and key-informants' perceptions about them (*i.e.*, use, perception of benefits and economic losses, mammal stewardship). We used the data collected in these interviews to support the design/adapt the following survey.

Finally, we conducted 300 interviews with rural inhabitants from thirty rural landscapes (1250ha) distributed in our study area (**Fig.1**). In these interviews we used the Wildlife-Human Survey method (Chapter 2), which consists of a structured questionnaire with three parts (P1, P2 and P3). With the Wildlife-Human Survey we collected information on i) occurrence and distribution or absence of medium and large sized mammal species¹ (native, domestic and exotic) - using species photographs (P1); ii) socioeconomic characteristics of the interviewees and their rural properties (P2); iii) interviewees' perception of changes in mammal population over the last three decades in their landscapes (P3); iv) main human-wildlife interactions occurring in the landscape and the perception of respondents about them (*e.g.*, use, perception of benefits and economic losses, mammal stewardship) (P3). A detailed description of the Wildlife-Human Survey method can be found in Chapter 2.

We analysed collected data through quali-quantitative methods. We first transcribed and tabulated all interviews. We then codified the answers (at least one “code” was designated for each answer), organized the codes into common categories and triangulated all data (when at least three evidences – interviewees' answers, articles or reports, including the literature review - are necessary to validate the information). Finally we quantified categories using descriptive statistics (Bernard 2017). We present our data in three topics. Firstly, we characterize the participants of our research and their rural properties. Then we combine data from the literature review with the knowledge and perception of key-informants about the social-environmental history of the Paraíba Valley region. Thirdly, we present the data collected from rural inhabitants, through the Wildlife-Human Survey, on current mammal population trends and human-wildlife interactions. In this part, we only present the perspective of key-informants when essential to discuss the topic.

¹ Between the 37 species investigated, only *Callithrix* sp. is a species of small size, which was chosen because this species is easily distinguishable from others from the same taxa (Primates).

Results

Interviewees profiles

Half of the key-informants interviewed were women (n=5). The youngest key-informant was 24 years old and the oldest 64, with the average age of the interviewees being 44 years. The residency time of the participants vary between 4 and 64 years. Most participants were graduated (80%) and 20% had a post-graduation course. Two of the interviewees were teachers in public schools, two were employees of governmental agencies, two were park rangers, one was the manager of a local protected area, one was an employee of an NGO for sustainable development, one was a technical biologist and farmer and one was a farmer.

The main characteristics of the 300 rural inhabitants interviewed and their properties can be seen on **Table 1**. The interviewees' average age was 49 years, with 59,6% (n=179) of the participants being between the age of 35 and 64 years. The respondents have lived or have known the landscape, on average, for 26 years, being 64,6% (n=194) of them in the region for longer than 15 years. A large percentage of the subjects (71,6%, n=215) were illiterate or had low educational levels (did not finish or only finished the elementary school). Men are generally farmers or rural workers and women perceived themselves as housewives or housemaids, even though most of them also work on the land. The average income in the region was R\$ 1,200.00 (equivalent to US\$ 315) a month and 70% (n=210) of the families earned up to R\$ 2,700.00 (US\$ 710). Subjects were mostly originally from the Paraíba Valley (79%) and worked (89%, n=267) and/or lived (93%, n=279) on the property at least once a week, which reinforces the probability of them having knowledge on the environment. Rural properties were used mainly for farming (49,6%, n=149) or as country houses (45,6%, n=137) and the main activities developed were recreational (48,6%, n=146) or related to farming, such as cattle raising (28,6%, n=86) and agriculture (6%, n=20). Sixty-three percent (n=190) of all properties raised chicken. Most properties had access to electricity and a vehicle, but only less than half had internet access.

Table 1. Main characteristics of households and rural inhabitants interviewed in the southern Paraíba Valley. Numbers in subcategories correspond to the number of interviewees from the total sample (n=300).

Gender	Women			Men			
	114						
Age	15-34 years		35-54 years		55-74 years		75-91 years
	66		109		111		14
Time in which know/lives in the area	<5 years	5-14 years	15-29 years	30-44 years	45-59 years	>60 years	
	43	63	75	56	26	37	
Schooling	Illiterate	Elementary School Incomplete	Elementary School Completed		High School Completed	Graduated or Postgraduate	
	21	156	38		75	10	
Profession	Rural Producer	Housewife	Retired	General Services	Caretaker	Other	
	77	71	39	37	16	60	
Family Income	> 1 minimum Salary (US\$236.00)	1-2 Salaries	2-3 Salaries	3-4 Salaries	4-5 Salaries	More than 5 Salaries	Did not answer
	5	91	116	50	28	8	2
Family originally from the Paraíba Valley	Yes	No	Did not answered	If not, from where	São Paulo state		Other Brazilian states
	237	61	2		24		31
Access to power grid	Yes	No	Has a vehicle	Car	Motorcycle	Two or more	No
	297	3		104	16	128	52
Internet access	Yes	No	Way of access	Cell phone	Cable/radio/satellite		Other
	140	160		106	23		11

Understanding the past: the social-environmental history of the Paraíba Valley

The Paraíba Valley is a region that has been undergoing changes of anthropogenic nature from before the European invasion in the XVI century (Balée 1998). Yet, it was from that century onwards that, due to its proximity to the coast, this territory started to be widely deforested to settle European communities. In the beginning of the colonies, the extraction of brazilwood and subsistence farming were the main activities developed. After that, many economic cycles deeply related to the land were triggered, such as mining, cane and coffee plantations, livestock, silviculture and industrialization (Dean 2013). The region that nowadays encompasses the Oswaldo Cruz and Tamoios highways and neighbouring municipalities was once one of the main routes for transporting gold. In this territory, specifically, the first villages in the XVIII century were settled so as to be the merchants last stop before going down through the Serra do Mar mountains to reach the Atlantic Ocean and send the gold to Europe (Monteiro 2012). Since then, many relevant social-environmental changes have happened in this territory (Tab. 2).

Table 2. Relevant social-environmental events which occurred in the Paraíba Valley region since the XVIII century. Displays the number of key-informants (*local knowledge*) which mentioned and the main references from the literature (*scientific*) which support each social-environmental event or some aspect of it.

Social-environmental event/change	Description of the event/change	References	
		Local knowledge (n° citations)*	Scientific
Main economic cycles	i) Polyculture (1770 to the end of the XVIII century); ii) coffee cultivation (1830 to the beginning of the XX century); iii) dairy farming (1930 to the beginning of the XXI century) and iv) silviculture (1970 to currently) ¹ . The coffee cycle was one of the most important and extensive cycles which occurred in the region, lasting until around 1950.	¹ n=2	Dean 2013, Devide 2013
Construction and paving of main highways	The pathway that now encompasses the Oswald Cruz highway was firstly built as an alternative route for the transportation of gold in the XVIII century. The paving of the road in the 1930's enhanced social and economic opportunities and made life easier for rural inhabitants. However, the Oswald Cruz highway never became a major road and remained as a two-lane road. On the other hand, the Tamoiós highway, inaugurated in the late 1950's, became an important route for transporting products from and to the interior of the State of São Paulo. It became a major multilane roadway in 2012. Both highways have impacted the regional environment ² , particularly the wildlife ³ .	² n=3 ³ n=2	Moura <i>et al.</i> 2016.
Deforestation and the practice of slash-and-burn agriculture	Over the centuries, the economic cycles and the construction of roadways mentioned above resulted in different levels of deforestation in the Valley ⁴ . In 1985, in the São Paulo State portion of the Paraíba Valley, the Atlantic forest cover was reduced to only around 18% of its original extent. The use of fire to clear the land was documented in all economic cycles, generating events of forest fire ⁵ and affecting wildlife species ⁶ until nowadays.	⁴ n=1 ⁵ n=2 ⁶ n=1	Schmidt 1949, Petrone 1959, Silveira 2008, Mello 2009; Dean 2013, Farinaci <i>et al.</i> 2013, Silva <i>et al.</i> 2017
Modern agriculture, shifts between economic cycles and the resulting rural out-migration	The end of the coffee cycle and the beginning of mechanized agriculture triggered a continued process of rural out-migration ⁷ . Later, at the end of the dairy farming cycle ⁸ , a reduction in the price of milk did farmers struggle to keep their properties ⁹ , which triggered another cycle change, from cattle raising to eucalyptus plantations ¹⁰ . This change resulted in an even lower need for workers, which increased the ongoing out-migration ¹¹ and weakened social and cultural relations ¹² – because of the isolation of rural properties and the emptying of the countryside ¹³ . Because of these and other transformations related to eucalyptus plantations (<i>e.g.</i> , the noise of the trucks and road damage) ¹⁴ , many municipalities had to fight in order to decrease or stop new plantations completely ¹⁵ . For wildlife, silviculture seems to be more beneficial to their persistence than previous cycles, since species can use eucalyptus areas for different purposes (<i>e.g.</i> , dislocation, nesting, feeding) ¹⁶ .	⁷ n=4 ⁸ n=3 ⁹ n=2 ¹⁰ n=4 ¹¹ n=2 ¹² n=3 ¹³ n=2 ¹⁴ n=3 ¹⁵ n=2 ¹⁶ n=1	Lyra-Jorge <i>et al.</i> 2008; Timo 2009; Mazzolli 2010, Silveira 2008; Farinaci <i>et al.</i> 2013
A decrease in the size of rural properties and a transition in the profile of rural inhabitants	A set of conditions started a process of reduction in the average size of rural properties in the region ¹⁷ : economic and practical difficulties (<i>e.g.</i> , to find and pay workers) in maintaining large properties, the rural flight and the demand from people from other areas for smaller properties to use them as country homes. This process also resulted in a change in inhabitants' profile ¹⁸ . The new residents, many of them retired ¹⁹ , were in general less interested in farming production, because of the rough terrain and low soil quality and more concerned with nature conservation, tourism and recreation ²⁰ . This pattern can be seen in the current rural population structure (Tab. 1). An erosion in traditional culture was felt by the remaining inhabitants in this new scenario ²¹ .	¹⁷ n=1 ¹⁸ n=1 ¹⁹ n=1 ²⁰ n=1 ²¹ n=1	Devide 2013

Hunting	Farmers and hunters from outside used to hunt intensively and immoderately in the region, mainly between the years of 1960 and 1970 ²² . Dozens of hunting dogs were brought in big trucks to the rural landscapes of the Valley to hunt all types of species for a few days. In the perspective of key-informants ²³ and rural inhabitants, these activities caused major impacts to mammalian population.	22 n=2 23 n=5	
Government restrictive environmental initiatives	In the second half of the XX century, a group of Government restrictive environmental initiatives were established. A strictly protected area - the Serra do Mar State Park (PESM the acronym in Portuguese) - was implemented ²⁴ in 1977. Important environmental laws were also sanctioned: i) laws prohibiting and regulating hunting activities in the Brazilian territory ²⁵ (1968 and 1998) and ii) laws to protect native vegetation (1965 and 2012) ²⁶ . At first, these events had negative social outcomes, since rural communities were never consulted about the implementations of the park or the laws (<i>e.g.</i> , families were evicted from their territories and traditional hunters were arrested) ²⁷ . Later, these initiatives started to show signs of success in the environmental conservation perspective.	24 n=4 25 n=2 26 n=2 27 n=3	Brasil 1965, Brasil 1968, São Paulo 1977, Brasil 1998, Brasil 2012
A process of forest transition	This region of the Paraíba Valley has been one of the first regions in the Atlantic forest domain to have documented a reversal trend in forest cover loss (forest transition). This unexpected recovery of the forest has been triggered by a set of socioeconomic changes, most of them discussed above, as the transition of the region from being mainly a farming area to an industrialized one.		Farinaci 2012; Silva <i>et al.</i> 2016; Silva <i>et al.</i> 2017; Calaboni <i>et al.</i> 2018, São Paulo 2011
Ecosystems degradation, a consequent vulnerability to floods and an increase in social-environmental initiatives and projects	The centenary environmental degradation to which the south of the Paraíba Valley has been submitted to resulted in a susceptibility to floods. Two major floods were documented in the area in the last three decades (1996 and 2010 ²⁸ , affecting this area socially and environmentally ²⁹ . This situation led to an increase in social-environmental projects and initiatives ³⁰ . Some of them have been: i) the implementation of private protected areas; ii) the development of local level initiatives involving diverse stakeholders (farmers, local NGO, rural inhabitants); iii) the development of a multilevel initiative (Rede SUAPA); and iv) the implementation of large-scale social-environmental projects that seek to increase forest cover and promote ecosystem services. An example of a large-scale project is “Atlantic forest connection”, which will last at least five years and has as its objective to improve ecosystem-services in the Valley through payment for environmental services.	28 n=6 29 n=4 30 n=1	

* The superscript number refers to the sentence in the column “Description of the social-environmental change” and indicates how many key-stakeholders mentioned the information in the referenced sentence.

This social-environmental history has shaped the southern landscapes of the Paraíba Valley region until the present. Currently, the Paraíba Valley is densely populated (139,6 hab/km²) and has a high indicator of population concentration on a national level (IBGE 2010). Pasturelands occupy a large portion of this region (around 60% of rural landscapes) and Atlantic Forest remnants persist in 32% of the watershed area, considering primary (~10%) and secondary forest patches (~20%) (Mello 2009, Farinaci 2012, Silva *et al.* 2017). The studied territory has a particular configuration at the regional level (**Fig.1**). On the east side of the territory, perpendicular to the Atlantic Ocean, there is a cluster of strictly-protected areas distributed along a mountain chain on the coast line. The Serra do Mar State Park (and its three

centres: Santa Virgínia, Padre Dória and Caraguatatuba), is the closest one with an area of 3.320 km². On the west side are two metropolises (Taubaté and São José dos Campos). Therefore, this territory presents gradients of declivity and forest cover. In general, the closer to the metropolises the lower the declivity and the forest cover, while the closer to the mountain range and the protected areas the greater the declivity and the forest cover (Mello 2009). The landscape feature reinforces patterns of land use and cover, because the higher the altitude, the harder it is to develop agriculture activities. Thus, in this region, forest remnants are generally concentrated in areas with higher declivity and in less sunny hillsides (Mello 2009; Farinaci 2012).

Linking past and present: mammalian population dynamics and human-wildlife interactions

Occurrence and abundance of mammalian populations over the last 30 years

We identified 31² medium and large sized mammal species (which represent 88.2% of the medium and large sized mammal species recorded in the nearby protected area - São Paulo 2006), 2 small sized species (Marmoset - *Callithrix* sp.- and Brazilian squirrel - *Sciurus aestuans*) and 2 domestic species (*Canis familiaris* and *Felis catus*) occurring in the region (**Tab. S1**) and the probable absence of 4 species (*Sapajus nigritus nigritus*, *Brachyteles arachnoides*, *Sus scrofa* and *Sus scrofa feral*).

The majority of the interviewees perceived an increase in the occurrence (20,6%, n=62) and abundance (47,6%, n=143) of mammal populations over the last thirty years in the study area (**Fig. 2**). According to the subjects, the implementation of a law prohibiting hunting and the consequent increase in police enforcement and hunting denunciations were decisive in enabling mammal population increase and the arrival of new species in some landscapes (**Tab. 3**). Other restrictive environmental initiatives implemented to promote nature conservation by the Brazilian government were also mentioned as having affected mammal trends in the area, such as a law to regulate deforestation and a large protected area (n=5 rural inhabitants and n=4 key-stakeholders). Two factors linked to characteristics of the human population were explicitly mentioned by rural inhabitants as having enhanced the protection of mammal populations, the

²We consider the presence of *Conepatus* sp. (jaratataca ou zorrilho) as probable in the study area. There is no consensus about the occurrence of this species in the area in the scientific literature (Kasper et al. 2009, Cavalcanti et al. 2013, Kasper et al. 2013). However, Kasper e colleagues (2009) discuss a possible expansion in the distribution of this taxon to forested area of the mountainous Serra do Mar, as observed for *Chrysocyon brachyurus*.

change in the profile of rural inhabitants ($n=8$) and raised awareness about wildlife conservation ($n=8$).

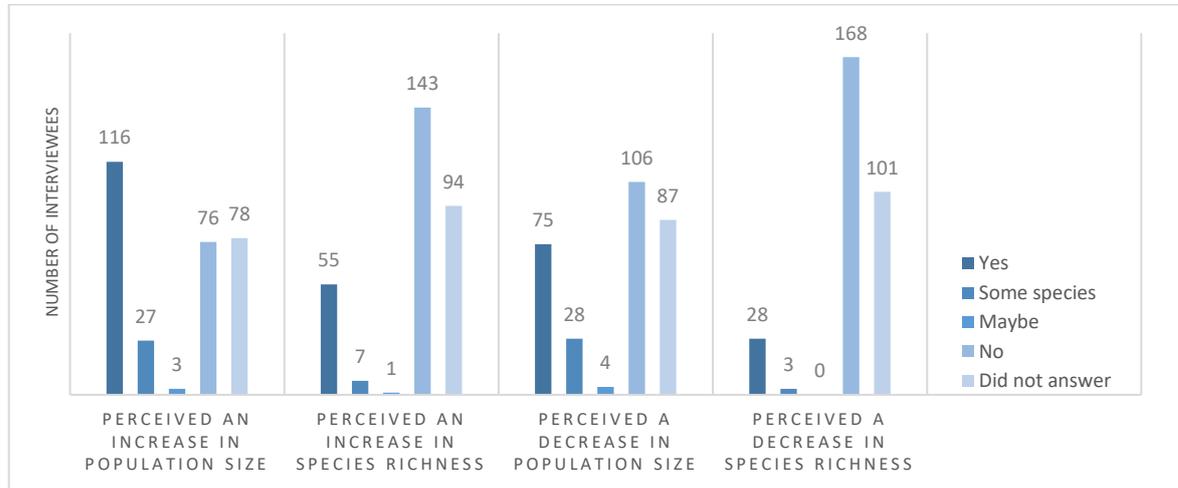


Figure 2. Perception of rural inhabitants ($n=300$) of changes (increase or decrease) in mammal population size and species richness over the last three decades.

Although less expressive, 34,3% ($n=103$) of the respondents believe that mammal populations lost individuals and 10,3% ($n=31$) perceive the disappearance of at least one species from their landscapes. The main reasons given to explain these trends were game activities carried out in the region despite being illegal and changes in land use and cover (**Tab. 3**). The presence of free-ranging cats and dogs (identified in all study sites), pesticides, large human populations, the construction of highways and the retaliatory killing of wildlife species by farmers were also mentioned by few respondents.

Table 3. Perception of rural inhabitants ($n=300$) of changes in mammal population size and species richness in the last three decades in their landscapes in the Paraíba Valley. Participant could give one or more reasons to explain each trend.

Reasons given to explain the perceived increase in mammal population sizes and/or species in the region	Citations
Decrease of hunting (due to)	
Prohibition of hunting activities by a law	125
Police enforcement and denunciations	14
Other reasons (<i>e.g.</i> , youth disinterest)	12
Reduction in deforestation and an increase in forest cover (because of the implementation of a law and other factors)	23
Reasons given to explain the perceived decrease in mammal population sizes and/or species in the region	Citations
Illegal hunting	53
Changes in land use and cover	
Deregulated growth of Eucalyptus plantations in the region	11
Deforestation and forest fires	15
Decline of crops and food scarcity	10

Overall, species mentioned as having changed their abundance or occurrence did not overlap when classified as in an increasing or a decreasing trend (**Fig. 3 and 4**). Five species were mentioned as new occurrences (55 citations collected without any visual stimulation and 64 using photographs) and seven as currently more abundant in at least one studied landscape (103 citations collected without any visual stimulation). Residents who reported the greatest increases in mammal diversity (48 from 64 citations with visual stimulation) were those living in the eight landscapes closest to the Serra do Mar State Park. This general perception of an increase in mammalian diversity was supported by key-stakeholders, the manager and other staff members of the protected area, who have been conducting long-term projects with camera-traps inside the Park. Reasons given by rural inhabitants to explain each change in species trends were roughly the same mentioned for mammals in general (**Tab. 3**). Specifically, interviewees are not sure why the maned wolf, a species common in the Brazilian savannah (a neighbouring biome called Cerrado), began to occur in the region recently.

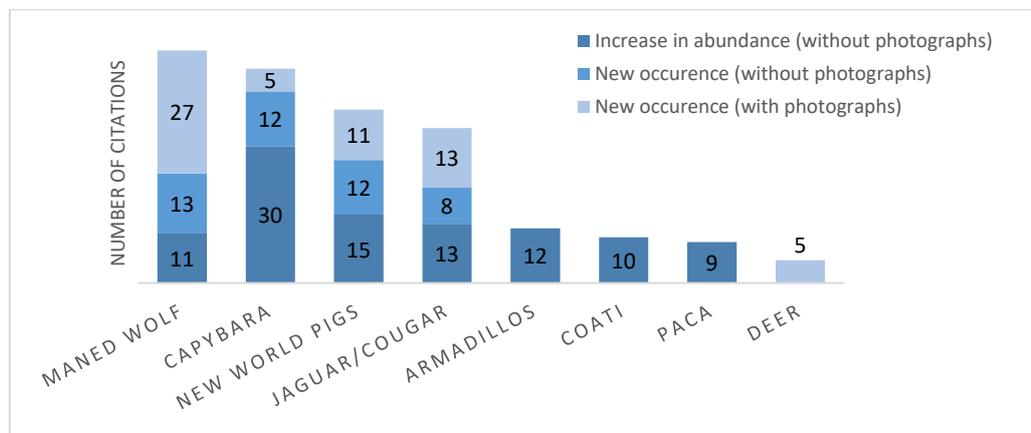


Figure 3. Citations on each species mentioning it as recently occurring in the landscape (n=103) or as having increased in abundance (n=119) in the studied landscapes. Citations on species new occurrences were collected with (lighter blue) and without (medium blue) visual stimulation (with photographs and directly asking “was this species here 20 years ago?”). Citations about abundance (darker blue) were collected without visual stimulation.

Four species were specifically mentioned as currently showing smaller abundances (n=73) or as having disappeared (n=20) from the studied landscapes (**Fig. 4**, all citations collected without visual stimulations). According to some interviewees (n=12), the use of pesticides in eucalyptus plantations, which are used extensively to prevent ants from damaging seedlings, are intoxicating and killing armadillos and anteaters due to consumption of contaminated ants, consequently decreasing their populations until local extinction. This

perception was consistent across the studied landscapes. Between the main hypothesis to explain declines in porcupine populations is the reduction of crops in the region, specially of corn which is supposed to be the favourite of porcupines, and an increase in jaguar and cougar populations, which are their natural predators.

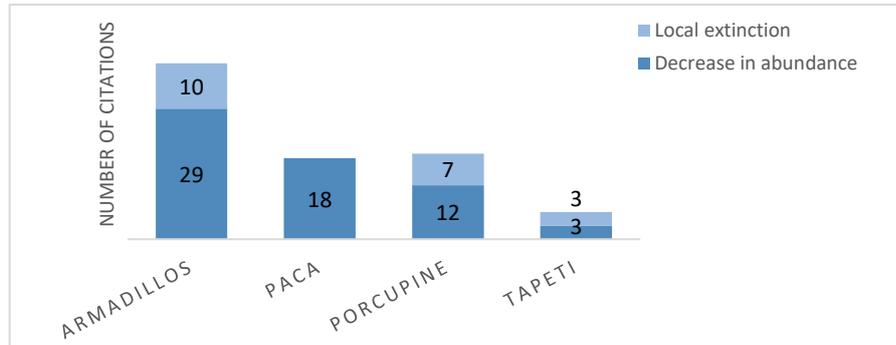


Figure 4. Citations on each species mentioning it as locally extinct (n=20) or as having decreased in abundance (n=73) in the studied landscapes.

Human-wildlife interactions and interviewee perception of these interactions (use, perception of benefits and damage and mammal stewardship)

Around half of the interviewees (52%, n=156) perceived benefits, to themselves or their families, from the presence of native mammal species in the landscape (**Tab. 4**). Most benefits mentioned referred to cultural/spiritual (e.g., happiness from observing mammals in nature, increased perception of well-being) and regulating services (e.g., ecological roles in nature, such as biological control and seed dispersal). The other half of interviewees (47%, n=127) did not perceive (n=57) or were unsure about what kind of direct benefits mammals could generate to them (n=70). Even so, the greater part of the participants (94,6%, n=284) understood that it is important to avoid mammal extinction, not only because of the reasons mentioned above, but also because they understand mammals have an intrinsic right to live (**Tab. 5**).

Table 4. Perception of the interviewees about the existence of benefits in mammal presence in rural landscapes. Participants could answer one or more reasons/benefits perceived.

Benefits perceived in mammal existence (n=156)	Citations
Linked to personal satisfaction/ positive feelings	
Perceives beauty in mammals/ likes to observe them in nature	66
Understands that mammals generate feelings of happiness	8
Understands that mammals are linked to well-being/benefits	8
Simply likes mammals	7
Linked to the role of mammals in regulating nature and ecosystems	
Understands that mammals execute important functions in nature	39
Specifically:	
Seeds dispersal/pollination	17
Create balance/ are part of the food chain	7
Are part of nature/ rural landscapes	5
Biological control of species	4
Are a sign of preservation	3
Other	
Understands that mammals do not cause any type of harm	14
Understands that it is important for the next generations to get to know mammals	7
Reasons benefits are unsure or not perceived (n=127)	Citations
Understands that mammals do not have positive or negative effects	50
Do not recognizes direct benefits	16
Understands that mammals cause damage/harm (<i>e.g.</i> , economical, to health)	18
Affirms that mammals are not usually observed in his/her property	18

Table 5. Reasons given by the interviewees (n=284) to explain why it is important to avoid mammal extinction. Participants could give one or more answers to the question.

Reasons to avoid mammal extinction	Citations
Because mammals are part of nature and play important roles	
Are important to nature	99
Control/have a role in/balance nature	34
Are part of nature/rural areas/our life	23
Have specific functions (<i>e.g.</i> , pollination, seed dispersal)	17
Because mammals have an intrinsic right to live	
Have a right to live and be free	34
Are animals of God	23
Because mammals generate benefits to humans	
Mammals are beautiful/ It is good to observe them in nature	55
Mammals are likeable	21
New generations have the right to see mammals in nature	16
Mammals are important/ bring benefits to humans	9
Because of multiple reasons (described above)	27

Most rural inhabitants interviewed (86%, n=258) declared that they and their families do not consume game meat. The consumption of game meat was rarely mentioned as one of the benefits mammals generate to people. However, almost half of the interviewees (n=141) believe people still hunt in the region, even though in a considerably lower intensity (n=11) when compared to past decades. The species mentioned as hunting targets were paca (n=144), armadillos (n=90), capybara (n=86), peccaries (n=57) and tapir (n=8). According to

the respondents, hunting activities in the region are mainly conducted by people who like to consume game meat and see the activity as a sport (**Tab. 6**). Because of this perception, and because of a general understanding that rural inhabitants do not need to consume game meat for subsistence anymore, most subjects (68,8%, n=188) do not think hunting should be allowed or regulated in the region (**Tab. 7**). A concern with mammal extinction was also expressed. On the other hand, the main reasons given by the interviewees who support the permission and regulation of hunting activities (n=60) are related to reducing economic losses in agriculture and livestock (71,6%) and controlling some mammal populations (25%). Capybaras (n=11) and peccaries (n=7) were the main species mentioned as needing to be controlled in the region. When asked in what conditions should hunting be allowed, participants mentioned: i) when species have large populations (n=61), ii) when animals are causing economic losses in rural production (n=17), iii) under a set of conditions (rules and quotes) (n=9), iv) when for the hunters own consumption (n=8), v) only exotic species (n=6), vi) for certain periods of time (n=3), vii) for people who need game meat for subsistence (n=3), viii) for people interested in having a breeding ground (n=3).

Table 6. Perception of interviewees (n=300) about hunting activities in the Paraíba Valley. Participant could give one or more answers to the question.

Reasons why interviewees think mammals are still hunted/consumed (n=141)	Citations
For sport/ for fun/ as a hobby/ for pleasure	58
People like eating wild meat	30
People are greedy/ shameless/ silly	19
Because of habit/ custom/ culture	14
Reasons why interviewees think mammals are no longer hunted/consumed (n=129)	Citations
Illegality of hunting/ efficiency of enforcement/ Denunciations	104
Declines in mammal populations	9
People changed their perception about mammals	10
The youngers are not interested/ the elders have died or moved	10

Table 7. Perception of interviewees about permitting and regulating hunting activities in the Paraíba Valley. Participant could give one or more answers to the question.

Reasons why hunting activities should or could be regulated (n=60)	Citations
Mammals cause economic losses to agriculture	43
There is a need for controlling some mammal populations	15
For allowing hunting for consumption and subsistence	10
Reasons why there is no need for regulating hunting activities (n=206)	Citations
People do not subsist from game meat anymore	105
There are other sources of food/ People should feed from domesticated animals	32
Hunters will drive species to extinction	26
There are no reasons to kill mammals	19
There are not enough animals to hunt/ mammal populations have decreased	25
Mammals have a right to live and be free/ they suffer	39
Mammals are not causing economic losses	11
I have no interest/ I am against hunting	21

Only 30.6% (n=92) of the interviewees reported having suffered losses in their rural productions due to mammal attacks, mainly in animal rearing and crops (**Fig. 5A**). The perception of damage was even lower among the interviewees (26.3%, n=79) (**Fig. 5B**), since some of the inhabitants do not understand the economic losses as a damage, but as a natural outcome. Interestingly, 100% (n=10) of the key-informants mentioned economic losses as a major concern in the studied landscapes. This perception probably reflects the discourse of farmers and other inhabitants with small rural productions who reported losses greater than 25% of their production (32.6%, n=30) (**Fig. 5C**) and perceived these losses as unacceptable or completely unacceptable (30.4%, n=28) (**Fig. 5D**). The economic losses reported by these farmers also explain the 20% (n=60) of respondents who claimed hunting regulations.

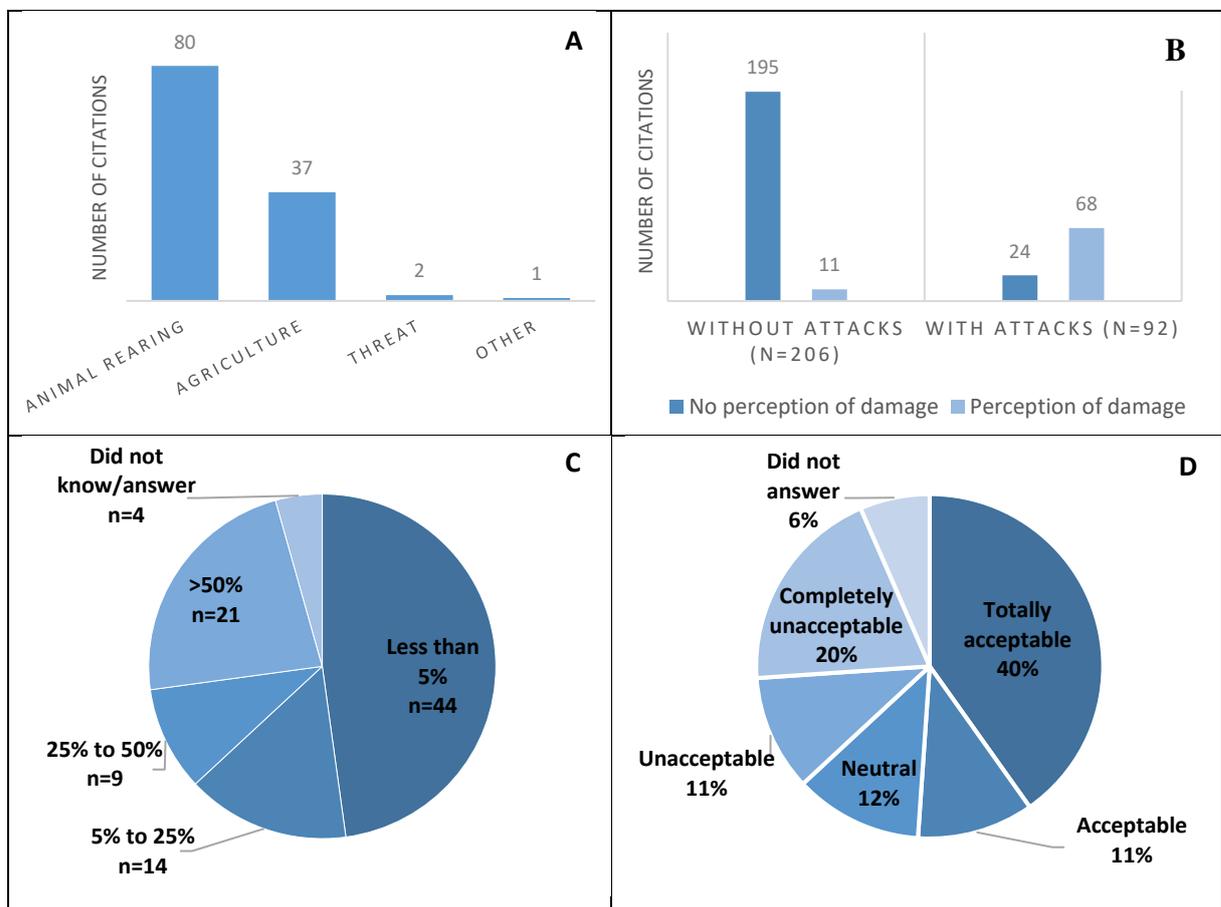


Figure 5. Perception of rural inhabitants (n=300) about economic losses and damage caused by mammal species A. Number of citations for each category of economic loss (animal rearing, agriculture, threat or others). B. Number of interviewees who had their rural productions attacked by mammal species and number of interviewees who perceived damage from these losses. C. Perception of interviewees (n=92) of damage extent and D. damage acceptability regarding economic losses caused by mammals.

Seven species of mammal carnivores were mentioned as the main predators of animal rearing, specifically chickens and eggs (n=69), cows and calves (n=18), horses and foals

(n=8), other domestic birds, pigs, sheep, goats, fish and bees (**Fig. 6**). Domestic dogs were also frequently reported as predators of domestic animals. Seven species of mammal herbivores were mentioned as predators of corn (n=30), cane (n=6), grass for livestock, beans and cassava (n=3). Key-informants (70%) largely mentioned that rural residents are concerned with mammal threats to human life - jaguars (n=5), bats (n=2) and maned wolf (n=1) -, but rural inhabitants almost did not mention this interaction (0,06%, n=2). Even so, key-informants and rural inhabitants reported some episodes of jaguar and cougar killing motivated by economic losses and fear. Wildlife attacks against humans were not mentioned and we did not find any registers of it.



Figure 6. Mammal species mentioned by the interviewees (n=300) as involved in economic losses in animal rearing (n=79 citations) and agriculture (n=34 citations).

Only 56% (n=52) of rural inhabitants who reported economic losses caused by wild mammals declared to have taking actions to avoid same. The respondents implemented, or mentioned as possible measures to avoid losses, the use of domestic dogs (n=19), construction of fences (n=28), with electricity (n=4), and the abandonment of rural production (n=6). Other possibilities considered were hunting, warning shooting, fireworks, capturing the animals to translocate them, rear the domestic animals closer to the farm house and putting them inside a hen house or a bar at night. Key-informants (n=5) affirmed that farmers usually kill wild mammals to avoid losses. Some interviewees disbelieved wildlife attacks could be avoided (n=11) and highlighted the necessity to find a way to decrease economic losses (n=7) improving human-wildlife coexistence. The government (n=16), environmental agencies (n=9) and employees (n=5) and farmers (n=12) where the main agents accounted for having the responsibility to promote coexisting between farmers and wild mammals.

Many small-scale farmers mentioned that they feel neglected by the government and overloaded with farm duties and the losses caused by wildlife. Because there is no technical or financial support available to small-scale farmers so as to avoid or repair losses, a part of the interviewees believe that mammal conservation has been an “unfair weight on their shoulders”. Some farmers even reported that, because few people are still producing food in the region, wildlife has attacked in greater intensity the few farms which still have rural production. In collaboration, key-informants perceived a decrease in negative interactions because of out-migration and the consequent decline of rural production (n=2) and also mentioned that economic losses and killing as retaliation can increase in the region (n=3) if mammal populations increase.

In spite of challenges, 76% (n=229) of the interviewees think someone has the responsibility to protect mammals from extinction (**Tab. 8**) and many of them understand that they share this responsibility (31,4%, n=72). When asked directly about their participation in mammal stewardship, most participants agreed that they too have a role in protecting these species (75%, n=225), especially in rural landscapes and inside their properties. Interviewees who do not think they have a responsibility in protecting mammals (21,6%, n=65) mostly do not understand how they could protect these animals or think they already have too much work on their farms to care for wildlife.

Table 8. Perception of interviewees about who has the responsibility to protect mammals. Participant could give one or more answers to the question.

There is someone responsible for protecting mammals (n=229)	Citations
Everyone/ society /all of us/ the human population	108
Government environmental agencies and the police	54
Government	35
Rural inhabitants/ owners of rural properties	16
Environmental technicians/ biologists	12
Nature	8
ONGs/ zoos/ protected areas	8
Reasons why nobody is responsible for protecting mammals (n=37)	
It is not possible to take care of mammals	9
Nobody has this responsibility	7
It is difficult to find people for taking care of mammals	6

Discussion

The information raised on the social-environmental history of the Paraíba Valley was consistent between the two different sources (literature review and key-informant interviews). Almost all significant social-environmental changes that happened in the Paraíba

Valley were mentioned to have affected, or can be linked to effects on mammal population and assemblage dynamics over time. The economic cycles which shaped rural landscapes and the restrictive environmental initiatives implemented by the Brazilian government in the last century, as well as the effects triggered by it (the government) (*e.g.*, rural out-migration, hunting decrease, increase in forest patches) are key to understanding not only mammal trends at present, but rural inhabitants' socioeconomic characteristics and human-wildlife interactions. These results show that for a deeper understanding of the effect of landscape history on wildlife ecological dynamics it is important to consider different environmental and socioeconomic aspects of a landscape in an integrated manner. Here, we reinforce the perspective that rural landscapes are complex social-ecological systems (Berkes *et al.* 1999) and should be investigated as such in ecological research and management of wildlife.

Currently, the main factors enhancing mammal persistence and increase in landscapes of the Paraíba Valley seem to be the process of forest transition, continuity with restrictive environmental initiatives, rural out-migration and new profile of rural inhabitants. The positive influence from an increase in secondary forest on different taxa has been shown in landscapes where farming or forestry have been abandoned (Chazdon *et al.* 2009; Sitzia *et al.* 2012, 2015), but negative effects have also been found (Queiroz *et al.* 2014). Literature shows that protected areas lead in general to an increase in biodiversity (Lester *et al.* 2009; Selig & Bruno 2010), however many protected areas do not generate this positive effect due to mismanagement (Watson *et al.* 2014). Also, social costs of these initiatives can be high (Coad *et al.* 2008), as mentioned in our study case. Another matter which calls for attention is that actions taken decades ago (1968, 1977 and 1998) are only recently showing tangible results, which points to the necessity of taking preventive actions in management.

On the other hand, hunting (as a sport or in retaliation) and other common threats to mammal species (*e.g.*, feral and free-ranging cats and dogs, transformation of natural habitats, forest fires) are highlighted as the main factors reducing these taxon populations and species in the Paraíba Valley. These threats have been the main reasons for mammal decrease around the world (Schipper *et al.* 2008; Hughes & Macdonald 2013; Ripple *et al.* 2014). Our results show that hunting seems to have been historically an important driver of mammal assemblages in the study area. However, it is very difficult to access the real impact of hunting activities in the region. Due to the illegality of hunting most interviewees were afraid of talking about the activity. In Chapter 5 we discuss that in the centre-south region of Brazil a change in the profile of hunting and hunters may be happening, from a subsistence activity carried out by

native rural inhabitants to a sport activity conducted by wealthier people. In this context, hunting regulation is a very complex subject locally and nationally. In our study site, hunting regulation is not supported by the majority of the population, but farmers demand species control. In addition, there may be an interest in allowing sport hunting, which can have positive and negative outcomes, depending on how it is managed (Loveridge *et al.* 2007; Packer *et al.* 2009; Peebles *et al.* 2013).

The general perception of an increase in the number of mammalian individuals or species was not homogeneous in the territory. Landscapes closer to the nearest strictly-protected area showed stronger patterns. As mentioned previously, gradients of forest cover and declivity in the study site, which are higher when close to the protected area, probably play an important role in this context. An increase in numbers of individuals was perceived mainly for capybaras, peccaries and big felines (jaguars and cougars). Capybaras and cougars are known to use anthropogenic landscapes and have experienced increases in population size in other regions of the American continent (Moreira & Macdonald 1996; Knopff *et al.* 2014; Maletzke *et al.* 2017). Increases in peccaries and jaguar populations are not so common. Even though the presence of jaguars has been recorded in some researches, Souza *et al.* (2017) recently identified jaguars inside the Serra do Mar State park, which reinforces our results. These findings, although very positive in the perspective of biodiversity conservation, point to the necessity of investigating deeply why these populations are increasing, what is the state of the genetic variability of these individuals and how these new trends are affecting other species in the community (Heller *et al.* 2010; Roques *et al.* 2016; Srbek-Araujo *et al.* 2018).

The maned wolf was consistently mentioned as a new occurrence across the study area. We suggest two main hypotheses, not mutually exclusive, to explain the appearance of this species in the region. One is that, since the maned wolf is a common species in open habitats (*e.g.*, the Brazilian savannahs and grasslands - Langguth 1975), the deforested landscapes of the Paraíba Valley may have become a suitable habitat for this species. Maned wolf's new occurrences was already recorded in other deforested landscapes previously covered by the Atlantic forest (Santos *et al.* 2003). Another possibility is that major habitat losses in its original habitats, the Brazilian Cerrado, could be leading the maned wolf to live outside its suitable habitat (Durigan *et al.* 2007; Gamarra *et al.* 2016). The other species mentioned as new occurrences for the landscape (*e.g.*, deer, coati, armadillos) are in the regional-pool of species. In this case, possible explanations to these new occurrences are: i) social-environmental changes enabled the species to colonize these particular landscapes, ii) the species was locally

extinct and recently recolonized the landscape, or iii) the species was always present but in small populations, which made it go unnoticed. We did not find studies to support or refute reasons given by the interviewees to explain why armadillos and porcupines are being driven to local extinction, which emphasizes the need for studies in this matter.

Human-wildlife interactions in the studied area are mainly driven by the perception of rural inhabitants as to the mammals' direct (*e.g.*, use, happiness) and indirect benefits (*e.g.* function in nature) and the economic losses caused by them. Our results show that the awareness of the interviewees about having to protect mammal species from extinction is not directly related with their perception of direct benefits, since most interviewees understand mammals should be protected in spite of the fact that only half of them recognize mammal benefits. However, we could say that, the recognition of rural inhabitants of mammals' direct benefits, their functions and services to the ecosystem and the perception of mammals as having a "right to live", makes rural inhabitants willing to steward mammals in rural landscapes, or at least be aware of this need and their role in it. A major part of the interviewees agrees that somebody has the responsibility to protect mammals and include themselves in this responsibility.

At first, the current situation in the rural landscapes of the Paraíba Valley seems ideal for allowing mammal populations to increase and guarantee their conservation. However, social-ecological systems are not static in time, and their social, economic and environmental dimensions influence each other. Inhabitants who do not have agricultural productions and many farmers who have lost interest in, or are no longer able to continue with, their rural activities because of different reasons (including major economic losses caused by wildlife), in general, did not report economic losses or complain about mammal presence in rural landscapes. The situation of these farmers is a matter of social, economic and conservation concern. The abandonment of farming can lead to the perception that the region has unproductive lands and more areas should be deforested around the country to achieve food production standards. It can also lead to a misinterpretation that negative interactions with wildlife are of a minor concern in these landscapes. Mammals foraging on crops and attacks on reared animals were reported by farmers who still persist in the region as extensive and difficult to overcome. We identified among the interviewees a widespread disillusionment with farming activities, reinforced by a feeling of having farming and farmers' issues neglected by the government. Most farmers do not believe in a solution for this situation anymore.

Some farmers reported having tried to avoid economic losses, but the success rate was not high. Even though several rules and laws exist to protect mammals in rural landscapes

(*e.g.*, hunting prohibition, the protected area buffer zone), there is no technical or economic support available for farmers to avoid mammal attacks, which is one of the main efforts suggested to improve human-wildlife coexistence (Frank 2016; Frank *et al.* 2019). Economic losses caused by wildlife can be quite significant for farming production as a whole (Messmer 2009; Conover *et al.* 1995), for large-scale farmers (*e.g.*, the loss of an award-winning horse mentioned by an interviewee), but especially for small-scale farmers who can have their livelihoods and food security threatened by these losses (Barua *et al.* 2013). Free-ranging dog attacks on livestock may be increasing farmers' economic losses and mammal retaliation, since many times the attacks happen at night and it is not possible to know which species was the culprit (Sundqvist *et al.* 2008).

Learning from past and present to prepare for the future

In a historical perspective, the Paraíba Valley region suffered deep social-environmental changes. These changes seem to have affected mammal and rural populations, shaping many of the patterns seen currently, including human-wildlife interactions. For example, the restrictive environmental initiatives implemented in the last century are only recently generating perceptible results. This means that many decisions taken in the present which concern rural landscapes, whether related to the environment or social issues, will probably affect mammal trends and human-wildlife interactions in the next decades. Thus, the time to take action to promote human-wildlife coexistence in the future is now.

If, on the one hand, hunting still seems to be an activity largely conducted in the Paraíba Valley region, on the other hand, interviewees are aware of the importance of conserving mammal species. Thus, economic losses caused by mammal species stand out as one of the main challenges related to human-wildlife interactions in the studied area, especially because these losses were one of the main reasons used to support hunting regulations. The studied region is in need of financial and technical support to decrease farmers' losses, since biodiversity conservation should not be delegated only to farmers. Initiatives to promote coexistence between mammals and farmers can be of a varied nature, focusing on reducing losses in the rural production (*e.g.*, technical support to protect rural production, payment to compensate for losses), promoting wildlife conservation integrated with social development (*e.g.*, environmental certification, ecotourism) or engaging rural inhabitants in participatory monitoring systems, as well as partners in planning and implementation of conservation initiatives, to enhance mammal stewardship and improve human-wildlife coexistence (Treves

et al. 2006). Participatory monitoring could lower the costs of monitoring and involve rural inhabitants in management. Researchers which brings local knowledge into its development can provide robust data and generate key insights to biodiversity management (Chapter 2).

Mammal populations seem to be increasing in the studied area. If populations continue to increase to a point that turns farming into an impossible activity, human-wildlife interactions could become a concern greater than biodiversity loss. This projection is especially realistic for the Paraíba Valley, where many social-environmental projects have been implemented in the last years to increase forest cover and biodiversity, but few predicted support for farmers. These results point to trends that other regions may face if forest transition patterns or other transformations in the landscape happen to lead to wildlife transition (a liquid increase in population sizes and the arrival of new species from the regional-pool). Particularly, there is a need to investigate further species' trends (changes in species' population sizes, new occurrences and local extinctions) in the studied area.

Based on our results we see some possibilities for mammal assemblages in the rural areas of the Paraíba Valley region. If the abandonment of rural areas by state authorities continues, without providing support for farmers, rural areas may become unproductive and empty, which could be good in the local environmental perspective, but negative from the social and economic perspectives and with possible negative effects in other biomes. Also, mammal vulnerability to hunting activities may increase in the area because there will not be enough people to report hunting activities and because governmental support for enforcement has also decreased recently, which could jeopardize the last three years of environmental actions. If farmers continue to persist without government support or because of social-environmental projects, economic losses caused by wildlife may increase and put mammal assemblages in danger. In these scenarios, if no management actions are taken, considering social, economic and environmental issues, probably there will not be a positive outcome in the coming years for the studied area considering social development and integrated mammal conservation.

Concluding remarks

In investigating past social-environmental changes of rural landscapes, current mammal population dynamics and human-wildlife interactions in a portion of the Paraíba Valley region, we identified the following factors leading to an increase in some mammal populations: a set of restrictive environmental actions taken in the territory (*e.g.*, laws, police enforcement, implementation of a protected area), decrease in hunting activities, rural exodus

and a process of forest transaction. Some species appear to be benefiting from these changes (*e.g.*, peccaries, cougars, maned wolf). Our results in no way invalidate findings about regional and global defaunation. A massive loss of biodiversity in the planet is a real concern. However, our results bring to attention that, even under this massive loss, populations of some species can be increasing on local scales due to particular social-environmental contexts. More important for mammal conservation, our results show that a population increase is not always desirable, if deregulated, since interactions with human populations may arise causing harm to humans and/or damage to their property (*e.g.*, crop grazing, poultry killing); and this may lead to new human-induced threats to biodiversity.

Hunting, feral and free-ranging cats and dogs and transformations in land use and cover (*e.g.*, eucalyptus plantations and deforestation) are the main factors threatening mammals in the studied landscapes. Human-wildlife interactions appear to be increasing in the region with the increase in mammal populations, especially the ones related to mammal species attacks of crops and livestock. One of the reasons economic losses are not reported even more is that many farmers have abandoned their rural activities due to many challenges faced, including lack of financial and technical support. Although hunting has decreased in the region, it appears to continue having a significant influence on mammal assemblages, by the removal of individuals from the mammalian population.

Based on our results, we highlight the need to include social-environmental approaches into mammal ecological research and management. We also point to the need of developing a monitoring system for mammal assemblages in the rural areas of the Paraíba Valley in order to record mammal responses to recent social-environmental changes. Our research provided some of the tools to develop a participatory monitoring program of mammal populations and of economic losses due to their activities within rural communities. The method we used (see Chapter 2 for details) was well accepted by the rural inhabitants and could be adapted to this purpose. Above all, our results indicate that understanding past and present social-environmental dynamics of rural landscapes can provide useful information to management and support decision-making in order to prepare for future challenges.

Acknowledgements

We thank all the participants in this research, without whom this work would not be possible. This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – (Finance Code 001), the National Council for Scientific and

Technological Development (CNPq - Proc. No. 140040/2016-1), the São Paulo Research Foundation (FAPESP - Proc. No. 2015/19439-8) and the Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC, Canada) through the Community Conservation Research Network (CCRN). In addition, we thank the CGCommons research group and Coordenadoria de Centros e Núcleos Interdisciplinares de Pesquisa (COCEN) for administrative support.

Supplementary material

Table S1. The taxonomic classification of the 33 species identified as occurring in the region through the *Wildlife-Human Survey* and its correspondence to folk names.

Taxonomy (order/family/genus/species)*	English common name	Brazilian common name	Folk name
DIDELPHIMORPHIA			
DIDELPHIDAE			
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Opossum	Gambá	Gambá Raposa Saruê
PILOSA			
BRADYPODIDAE			
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	Brown-throated sloth	Preguiça- comum	Preguiça Bicho-preguiça
MYRMECOPHAGIDAE			
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Giant anteater	Tamanduá- bandeira	Tamanduá Tamanduá-bandeira Tamanduá-grande
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Collared anteater		Tamanduá Tamanduá-mirin Tamanduá-pequeno
CINGULATA			
DASYPODIDAE			
	Armadillo	Tatu	Tatu
<i>Cabassous</i> sp. McMurtrie, 1831	Naked-tailed armadillo	Tatu-de-rabo- mole	Tatu-porco Tatu-canastra Tatu-de-rabo-mole Tatu-cavalo
<i>Dasypus</i> sp. Linnaeus, 1758	Long-nosed armadillo	Tatu-galinha	Tatu-galinha Tatu-bola; Tatu-bolinha Tatu-guanxima/ guaximbinha Tatu-et Tatu-mirim; Tatu- vassourinha; Tatu- vassoura
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Six-banded armadillo	Tatupeba	Tatu-mineiro Tatu-peba/peva Tatu-canastra Tatu-amarelo
PERISSODACTYLA			
TAPIRIIDAE			
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	Tapir	Anta	Anta
ARTIODACTYLA			
CERVIDAE			
<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817)	Brocket deer	Veado	Veado; Veado Cervo
TAYASSUIDAE			
	New world pigs	Porco-do-mato	Porco-do-mato Javali
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Collared peccary	Cateto	Cateto Javali
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	White-lipped peccary	Queixada	Queixada Javali
PRIMATES			
ATELIDAE			
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	Brown howler	Bugio	Bugio

Taxonomy (order/family/genus/species)*	English common name	Brazilian common name	Folk name
CALLITRICHIDAE			
<i>Callithrix</i> sp. (É. Geoffroy, 1812)	Mico	Sagui	Sagui; Saguizinho Mico; Miquinho Macaquinho; Macaquinho-do-mato/da- cara-branca
PITHECIIDAE			
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	Black-fronted titi	Sauá	Sauá Saá
CARNIVORA			
CANIDAE			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Crab-eating fox	Cachorro-do- mato	Cachorro-do-mato Raposa; Raposinha Lobo Cachorro-bandeira
<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger, 181	Maned wolf	Lobo-guará	Lobo-guara Lobo
FELIDAE			
<i>Leopardus</i> Gray, 1842	Small wild cats	Jaguaririca	Jaguaririca Gato-do-mato; Gato Onça-pequena; Da pequena Oncinha
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelot	Jaguaririca	Jaguaririca Gato-do-mato
<i>Leopardus</i> sp. (<i>L. wiedii</i> or <i>L. guttulus</i>)	Margay/ oncilla	Gato-maracaja/ gato-do-mato	Gato-do-mato Maracajá; Gato-maracajá Jaguaririca
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	Jaguar	Onça-pintada	Onça-pintada Onça Onça-preta
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Cougar	Onça-parda	Suçarana; Suçurana Onça-parda; Parda Onça Onça-amarela; Onça- marrom; Onça-vermelha
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	Jaguarundi	Jaguarundi	Gato-do-mato Gato-mourisco
MEPHITIDAE			
<i>Conepatus</i> sp. Gray, 1837	Molina's hog- nosed skunk	Zorrilho ou jaritataca	Gambá; Gambazinho Zurrilho
MUSTELIDAE			
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra	Irara	Irara Ariranha
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Lesser grison	Furão-pequeno	Cachorro-do-mato; Cachorrinho-do-mato Furão; Furãozinho Fedidinho Cachorro-Cachorrinho peva/peve/pevinha; - Cachorro-do-brejo; Cachorrinho-do-brejo
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	Neotropical otter	Lontra	Lontra Ariranha

Taxonomy (order/family/genus/species)*	English common name	Brazilian common name	Folk name
PROCYONIDAE			
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	South American coati	Quati-de-cauda- anelada	Quati
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	Crab-eating racoon	Mão-pelada	Guaxinim Mão-pelada Raposa; Raposinha
LAGOMORPHA			
LEPORIDAE			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti	Tapiti	Lebre; Lebrinha; Lebre-do-mato Coelho; Coeio; Coelho-do-mato
RODENTIA			
CAVIIDAE			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	Capybara	Capivara	Capivara
CUNICULIDAE			
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Paca	Paca	Paca; Paquinha
DASYPROCTIDAE			
<i>Dasyprocta sp.</i> Illiger, 1811	Agouti	Cutia	Cutia
ERETHIZONTIDAE			
<i>Coendou sp.</i> Lacépède, 1799	Porcupine	Ouriço-cacheiro	Ouriço Porco-espinho
SCIURIDAE			
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	Brazilian squirrel	Serelepe	Esquilo; Esquilinho Serelepe

*Taxonomic identification was set by crossing interviewees species description and the available scientific data regarding taxa occurrence in the region.

CAPÍTULO 4

How do socioeconomic features of the landscape affect mammal communities, guilds and species patterns in rural landscapes?

Camila Alvez Islas¹, Cristina Banks-Leite², Jack Henry Hatfield³ & Cristiana Simão Seixas⁴

¹PhD student in Ecology, Biology Institute, University of Campinas, Brazil.

²Lecturer, Department of Life Sciences, Imperial College London, England.

³Postdoctoral research assistant in Tropical Ecology, Department of Life Sciences, Imperial College London

⁴Researcher at the Centre for Environmental Research, University of Campinas, Brazil.

Abstract

Despite the large number of studies focusing on how biological communities respond to landscape metrics, not much is known about responses to anthropogenic features of landscapes. To help close this gap, we investigated the influence of structural features (*e.g.*, distance from the nearest strictly-protected area, percentage of vegetation cover) and socioeconomic features (*e.g.*, number of people in the landscape, amount of poultry farming) of 30 rural landscapes on the community of medium and large size mammals. In our study, mammal community richness and composition, herbivore and omnivore richness and the abundance of species groups were mainly affected by structural variables. Carnivore richness and species abundance were mainly affected by socioeconomic variables. Our results show that structural features of the landscapes are the ones shaping mammal communities, while the socioeconomic features of the landscape were shown to be more relevant when accounting for the species-level. These findings highlight that we are likely failing to incorporate important features affecting wildlife species in rural landscapes, which could lead to inaccurate research conclusions and uninformed managing decisions.

Key-words: Landscape ecology, Structural features, Anthropogenic effects, Anthropized landscapes, Brazil.

Introduction

Biodiversity loss has been one of the most alarming environmental issues in the last decades (Butchart *et al.* 2010, Barnosky *et al.* 2011, Cardinale *et al.* 2012, Dirzo *et al.* 2014).

Much has been discussed about the outcomes of losing genes (Frankham 2005), populations (O'Grady *et al.* 2006, Chevin *et al.* 2010), species (Pimm *et al.* 2014, Ceballos *et al.* 2015), interactions (Valiente-Banuet *et al.* 2015) and functions (Flynn *et al.* 2009) in ecosystems and its consequences for human well-being (Worm *et al.* 2006, Díaz *et al.* 2006, 2015). Mammals, especially the ones with medium and large body sizes, have been shown to be one of the taxa suffering the greatest biodiversity losses (Cardillo 2005, Liow *et al.* 2008). Because of their size and other traits, terrestrial species are affected by many anthropogenic threats, such as deforestation and hunting (Cardillo *et al.* 2008, Fritz *et al.* 2009). Even when mammal communities do not show systematic loss of biodiversity, they are affected by anthropogenic effects in many ways (Palumbi 2001). For example, different land uses can favour or hinder occurrence of mammal species (Verdade *et al.* 2014, Newbold *et al.* 2015), and species can change their home range and activity time to fit human patterns (Gaynor *et al.* 2018). Even so, we are still far from fully understanding how human populations affect biological communities, through their socioeconomic characteristics and activities, and how these variables interact to predict community and species patterns.

Although science has advanced towards understanding how human activities are shaping natural systems and affecting biodiversity, our capacity to predict the strength and extent of effects of these activities in communities and ecosystems is still very restricted. In rural landscapes there are many anthropogenic effects which can be influencing mammal community structure and species distribution. Humans shape rural landscapes fragmenting mammal habitats, which generally has negative impacts on these animals (Andrén 1994, Bowers and Matter 1997, Banks-Leite, Ewers, and Metzger 2010, Haddad *et al.* 2015, Newbold *et al.* 2015, Pfeifer *et al.* 2017, Kumar, Vijayakrishnan, and Singh 2018). On the other hand, they implement protected areas in the same landscapes, preserving ecosystems and offering protection for wildlife (Bruner *et al.* 2001, Chape *et al.* 2005, Joppa, Loarie, and Pimm 2008). Human density by itself was found to be a significant predictor of mammal extinction risk at the global level (Cardillo *et al.* 2008). Generally, more people in a landscape means more hunting, pollution, lights, noise and other anthropogenic effects which have negative impacts on fauna (Ciuti *et al.* 2012). Hunting can have a major effect on wildlife populations and is the main direct anthropogenic effect largely studied, but reliable assessments are difficult in places where there is no formal management (Cusack *et al.* 2015) or monitoring. Wildlife subsidization through crops and animal husbandry are another relevant effect on mammal communities in these landscapes. While the availability of food and shelter from anthropogenic

sources can increase mammal populations, interactions with farmers causing damage to their livestock and crops or threat to their lives can decrease wildlife populations through retaliatory killing (Bagchi and Mishra 2006, Van Eeden *et al.* 2018).

Even though there has been an increasing effort to understand the effects of humans and its socioeconomic characteristics on community structure and species distributions in rural landscapes, there are still many questions that we are unable to answer. For example, is the vegetation cover of a landscape enough to predict mammal community features, such as richness and composition, or is the number of people in a landscape more relevant? Could the number of domestic animals (e.g. cows, chickens, horses) being raised in a landscape be relevant to predict the presence of wild cats and dogs? Do features such as the number of rural properties and the activities carried inside these properties affect mammal communities and species in any way? Some of these questions have already started to be answered for different taxa, but conclusions are still incipient (Barlow *et al.* 2016).

Our objective in this article is to investigate if socioeconomic features of the landscape have a role in structuring communities of medium and large size mammals and in species distributions in rural landscapes of southeast Brazil. Understand if structural and socioeconomic features interact to shape mammal community patterns can help us advance in our understanding about wildlife persistence in anthropogenic landscapes and how we can better identify and prioritize management in those ecosystems.

Methods

Study area

This study was conducted in 30 sites of 1,250 ha each (23°04'S-23°46'S, 45°21'W-46°15'W). These sites are distributed across rural landscapes of 10 municipalities in the south of the Paraíba Valley region, in São Paulo state, southeast Brazil (**Fig. 1**). Rural landscapes were chosen to reflect different features present in the area. This region is covered by the Atlantic Forest biome and although placed close to a large protected area (332,000 ha), most rural areas are deforested to different extents even though forest cover has increased in the last decades in the region (Farinaci 2012). Two big cities are located at opposite sides of the protected area and single and double motorways are also part of the regional landscape. Small-scale agriculture and livestock activities are the main livelihoods of the rural populations and the main use of rural properties although properties used as holiday homes are increasing.

Sampling mammal communities

We conducted a participative *Wildlife-Human Survey* (Chapter 2) in the study area. In each site we interviewed ten households, totalling 300 surveys. To each household we showed 37 photographs of terrestrial mammal species and asked: i) the name of the species; ii) if the species occurs in the landscape; and iii) when was the last time one individual of the species was identified in the landscape by the interviewee. With this information we calculated for each site species and groups/taxa presence and species abundance (each interviewed was considered as one identification, with a maximum of 10/10 identifications per species per site in the last five years), species richness and community composition. We only considered in our analyses species mentioned as been seen or identified through traces in the last five years and by at least three evidences (*e.g.*, interviewees, secondary data). For more information about data collection and procedures used to validate the data see Islas *et al.* (Chapter 2).

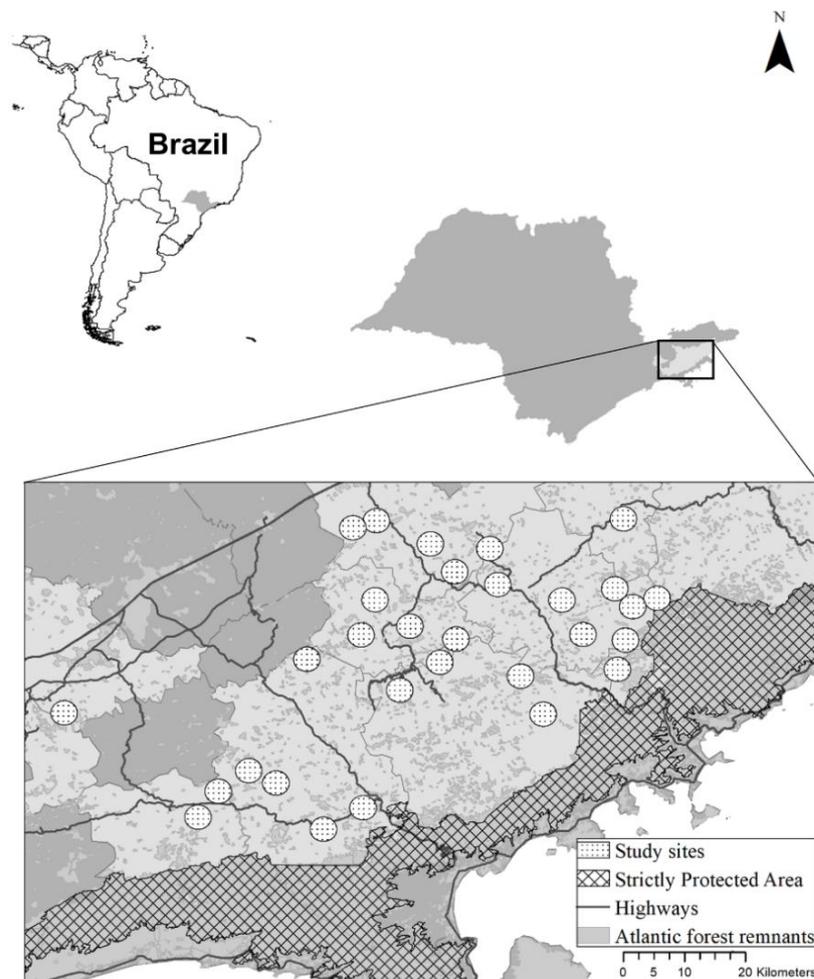


Fig 1. Thirty study sites distributed across ten municipalities of the Parayba Valley, São Paulo, Brazil. The nearest protected area, native forest fragments and the main highways are highlighted in the map.

Measuring landscapes structural and socioeconomic features

We measured structural and socioeconomic features of the landscapes to test them as predictors of species and community patterns. We consider here as structural features of the landscape the elements in the landscape and their positioning, such as roads, cities, land use and cover. We consider socioeconomic features of the landscape social and economic characteristics intrinsic of each human population, such as age, access to technologies and main use of rural properties. In general, these features are dynamic and can change faster than structural ones. To measure the structural features in our sites we combined geoprocesed data from multiple sources. We used ESRI ArcGIS v.10.0 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA) and its base-map world imagery (Sources: ESRI, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USDA FSA, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo and the GIS User Community) to measure distances between sites and infrastructures (*e.g.*, protected area, closest downtown, closest highway); Classified data from (Silva *et al.* 2017) to calculate sites land use and cover (*e.g.*, vegetation, silviculture, exposed soil); and Brazilian government online data (SICAR, 2017) to measure the number and size of rural properties in each landscape. To measure the socioeconomic features, we used information from the same survey used to sample mammal communities (*Wildlife-Human Survey*). Through a set of questions, we gathered information about many aspects of human populations and properties (*e.g.*, income, level of education, main use of the property, number of domestic animals). All measured variables were collected based on hypothesis of how they could be influencing mammal communities.

Selected structural and socioeconomic features of landscapes

We selected four structural and four socioeconomic variables to investigate their effects on mammal patterns (species richness and community composition, guilds richness and groups/taxa and species abundance) (**Tab. 1**). Considering the structural variables, we measured the distance in kilometres from the centre of each site to the nearest strictly-protected area (the Serra do Mar State Park) and to the nearest highway. We also measured the area covered by native forest and with exposed soil in the 1,250 ha of each site. Among the socioeconomic variables, we estimated the total number of people in each landscape from the mean of people living in each interviewed household and the number of rural properties in each landscape. We also calculated for each site the mean size of rural properties, the percentage of rural properties raising cattle and the total number of domestic birds being reared. Selected

variables presented some relevant correlations with other landscape variables in the study area which can be seen on S3.

Table 1. Selected structural and socioeconomic landscape variables and their minimum and maximum values for all 30 landscapes.

Structural variables	Minimum	Maximum
Distance from the nearest strictly-protected area (km)	1,5	45,45
Distance from the nearest highway (km)	0,2	16,8
Vegetation cover (ha)	123,93	851,26
Exposed soil (ha)	0	191,75
Socioeconomic variables		
Estimative of the number of people in the landscape	33	745
Medium size of rural properties (ha)	3,3	101,7
Percentage of rural properties with cattle	10%	100%
Total of domestic birds raised in rural properties of the landscape	51	612

Statistical analysis

We assumed that our data behaves as data from other observation methods currently used to survey mammals, such as camera traps and linear transects. As detectability of species naturally varies by species, surveys in general are biased towards abundant and widespread species (Zipkin *et al.* 2009). Mammal detectability was tested against interviewee age, gender, income and education level and we did not find significant correlations. All analysis was conducted in R v.3.3.2 (R Core Team, 2018) using the packages *vegan* (Oksanen *et al.*, 2017), *ISwR* (Dalgaard 2015), *stats* (R Core Team, 2018) and *eulerr* (Larsson 2018).

To select a concise number of key landscape variables to test our hypothesis, we first, explored correlation among variables, Pearson's r , and excluded all variables that had $r < 0.35$. We then used generalised linear models (GLMs) with the remaining landscape variables as explanatory variables and species richness and abundance as response variables. From the analyses of results of GLMs (R-squared and p-value) we finally selected eight variables (four structural and four socioeconomic) to use in statistical models as predictors of our response variables: communities' richness and composition - based on species presence-absence, guilds richness and groups/taxa and species abundance. We determined mammals' composition through the first axis of a Principal Coordinate Analysis (PCoA).

To examine the effect of structural and socioeconomic variables on mammals' patterns we built three models: one with the four structural variables selected, one with the four socioeconomic variables and one mixed, with all eight variables, and tested which one better explained our data. GLMs with Poisson error structure were used to test communities' richness, guilds richness and species abundance. For overdispersed species distributions we used GLMs

with quasi-Poisson error structure. For composition we used linear models (LMs). We also applied variance partitioning to the same data (because structural and socioeconomic features were correlated to a varying degree) to understand the contribution of each model and each landscape variable to explain community and species data variation.

Results

In total, we compiled 2569 identifications of 31 species of mammals of medium and large-size and one of small-size in the study sites (**Tab. S1**). Seventeen species were found to be abundant (49 identifications or more) and fifteen to be rare (less than 35 identifications). The landscape which presented the lowest mammal richness had 13 species and the higher richness was 25. Thirteen species are mainly herbivores/frugivores, eight are carnivores, five omnivores and six insectivores (**Tab. S2**). We found five groups/taxa with two or more mammal species, about which we identified a certain degree of overlapping between species identification, when considering the report of interviewees: anteaters (Myrmecophagidae), wild pigs (Tayassuidae), monkeys (Primates), wild cats (Felidae, which we address in two smaller groups: small wild cats – *Leopardus* – and big wild cats - *Panthera onca* and *Puma concolor*) and armadillos (Cingulata).

Community-level patterns

All eight explanatory variables selected showed some effect over our response variables. As an example, we show the more relevant effects of explanatory variables on communities' richness (**Fig. 2**). Considering the structural variables which showed the larger effects, species richness decreases with increasing exposed soil area (slope = -3.31, adj-R² = 0.35, p < 0.01) and the distance from the protected area (slope = -0.02, adj-R² = 0.12, p=0.031). Species richness also showed a positive relation with the increasing native vegetation cover (slope = 0.009, adj-R² = 0.31, p < 0.01), as expected. Between the socioeconomic variables, the number of people in the landscape (slope = -4.21, adj-R² = 0.15, p = 0.018) was negatively correlated with richness. On the other hand, the size (slope = 3.57, adj-R² = 0.21, p < 0.01) and the percentage of rural properties raising cattle (slope = 4.25, adj-R² = 0.11, p = 0.07) were positively correlated with species richness.

Only three landscape variables presented an effect on mammal community composition. The distance from the nearest protected area showed the largest effect on community

composition, with a positive response (**Fig. 3A**, slope: 0.001, adjust. R^2 : 0.30, $p < 0.001$). Vegetation cover (slope: -0.0002, adjust. R^2 : 0.21, $p < 0.001$) and medium size of rural properties (slope: -0.09, adjust. R^2 : 0.11, p : 0.03) also explained community composition, with negative responses. It is possible to see on **Figure 3B** that while some species occur in all distances from the protected area, there is a group of species which occurs preferentially close to the protected area and a smaller group of species which occurs only in areas distant from the protected area.

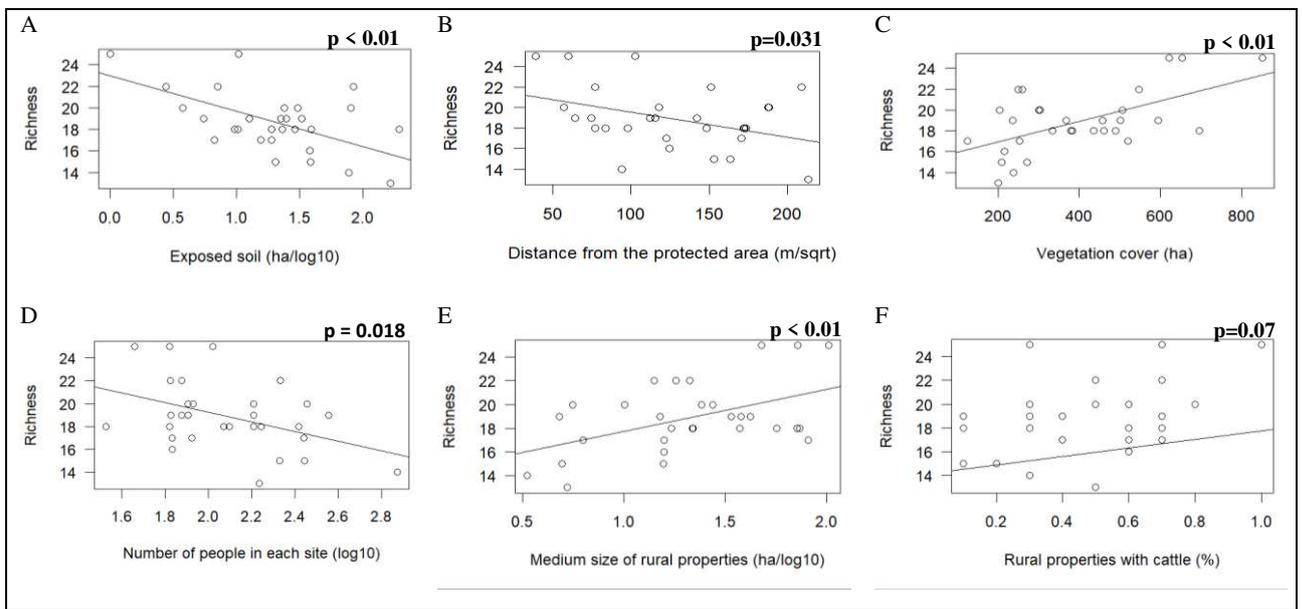


Figure 2. Linear models showing the effects of six explanatory variables (A, B, C, D, E and F) on mammal communities' richness. (A) Exposed soil. (B) Distance from the protected area. (C) Vegetation cover. (D) Estimative of the number of people in each site. (E) Medium size of rural properties. (F) Percentage of rural properties raising cattle.

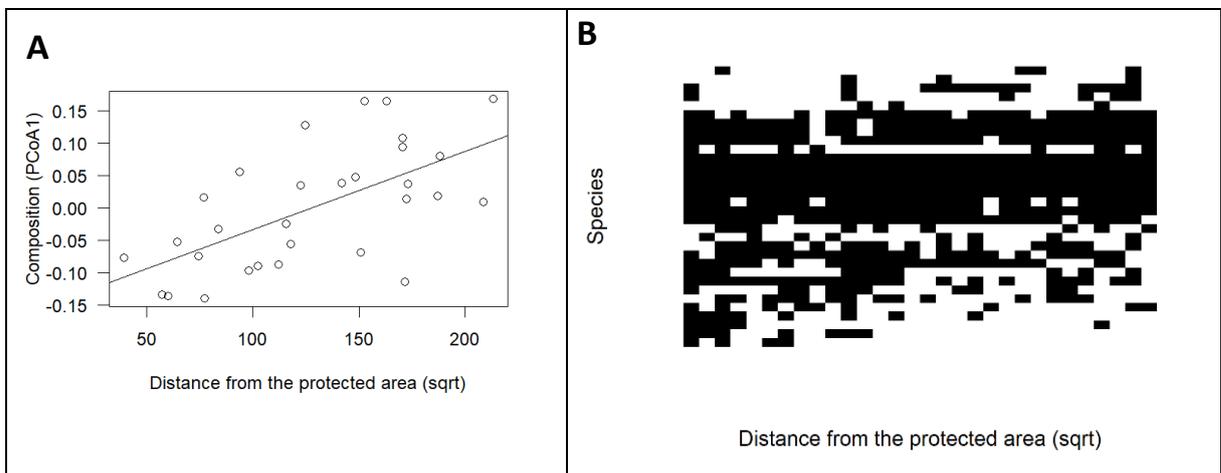


Figure 3A. Linear model showing the effect of the distance of the landscape to the nearest protected area on community composition (the first axis of a PCoA). B. Ordination of 32 mammal species presence-absence in function of the distance of the landscape to the nearest strictly-protected area.

Species richness (pseudo- $R^2=0.51$), community composition (adj- $R^2=0.43$) and herbivore richness (pseudo- $R^2=0.54$) were better fitted by the combined model (model 3) (**Tab. 2**). Omnivore richness (pseudo- $R^2=0.21$) was better fitted by the structural features model (model 1), while carnivore (pseudo- $R^2=0.16$) and insectivore richness ($R^2=0.03$) were better fitted by the socioeconomic features model (model 2). In the case of insectivores all three models showed small R-squared values. In general, although the combined model fitted community patterns (richness and composition) better, the structural features had the larger contributions to explain these patterns, as seen in the R-squared and the variation partitioning. The socioeconomic features had smaller contributions and/or shared the explanation power with the structural features. When accounting for guilds, the importance of socioeconomic features increases when considering carnivores (**Fig. 4**), but in general is still restricted. Species richness was the community pattern best fitted by the models, while insectivores' richness was poorly-explained.

Table 2. Adjusted coefficients and pseudo-coefficients of determination (Adj- R^2 for LMs and pseudo- R^2 for GLMs) for each one of the three models (structural features, socioeconomic features and combined features) with community patterns as response variables (first column). Marked in bold are the models which fitted better each response variable. Results from variation partitioning are reported inside parentheses and refer to the unique contribution of each model to explain the variation of the response variable. Negative values are showed as 0.

	Model 1 Structural features	Model 2 Socioeconomic features	Model 3 Structural and socioeconomic features
<i>Community structure</i>			
Richness	0.504 (0.39)	0.164 (0.02)	0.519 (0.13)
Composition	0.373 (0.14)	0.064 (0.05)	0.431 (0.10)
<i>Guilds richness</i>			
Carnivore	0.03 (0.00)	0.16 (0.11)	0.11 (0.09)
Herbivore	0.51 (0.53)	0.00 (0.01)	0.54 (0.00)
Omnivore	0.21 (0.14)	0.07 (0.00)	0.19 (0.11)
Insectivore	0.00 (0.00)	0.03 (0.00)	0.00 (0.06)

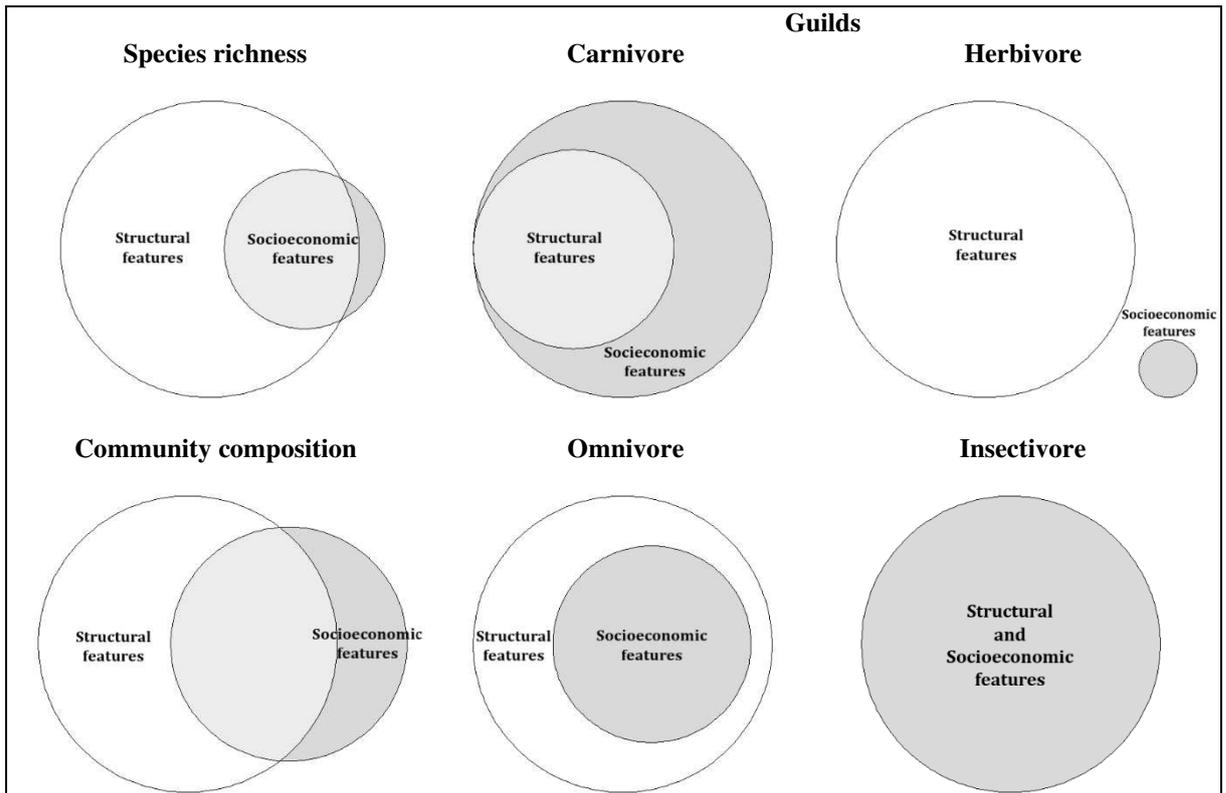


Fig. 4. Venn diagrams representing the variation partitioning results found for each of the three models (1, 2 and 3) regarding variation in six response variables: species richness, community composition and four guilds richness. Circle size is proportional to the R^2 obtained for each model (for values see Table 1). Left circle (white) represents the contribution of the structural features model, the right circle (dark grey) the contribution of the socioeconomic features model and the overlapping sections (light grey) the contribution of the combined features model.

To investigate further, we explored the contributions of each one of the eight features of the landscape to explain the response variables (**Tab. 3**). The medium size of rural properties was the variable which contributed to explain more response variables ($n=3$), followed by the distance from the nearest protected area, the area with exposed soil and the number of people in the landscape ($n=2$). However, the distance from the nearest protected area ($\text{adj-}R^2=0.36$ and $\text{pseudo-}R^2=0.20$) and the amount of exposed soil area ($\text{pseudo-}R^2=0.35$ and 0.24) were the variables which had more power of explanation. Only the percentage of properties raising cattle did not contribute to explain any of the variance of the response variables. Carnivores and omnivores' richness was considerably less explained by landscape features alone than by the models, while insectivore's richness was considerably better explained by the distance from the nearest protected area ($\text{pseudo-}R^2=0.20$) and the distance from the nearest highway ($\text{pseudo-}R^2=0.13$) separately than by the models.

Table 3. Adjusted coefficients and pseudo-coefficients of determination (Adj-R² and pseudo-R²) for LMs and GLMs run for each one of the eight explanatory variables (distance from the nearest protected area, distance from the nearest highway, vegetation cover area, exposed soil area, number of people in the landscape, medium size of rural properties, percentage of properties with cattle and domestic birds reared) in function of community patterns (first column). Marked in bold are the variables which fitted better each response variable. Results from variation partitioning are reported inside parentheses and refer to the unique contribution of each variable to explain the variation of the response variable. Negative values are showed as 0.

	Structural measures				Socioeconomic measures			
	Distance protected area	Distance highway	Vegetation cover	Exposed soil	Number of people	Medium size of rural properties	Properties with cattle	Domestic birds reared
<i>Community structure</i>								
Richness	0.12 (0.0)	0.04 (0.0)	0.31 (0.10)	0.35 (0.20)	0.15 (0.0)	0.21 (0.03)	0.07 (0.0)	0.00 (0.0)
Composition	0.36 (0.14)	0.07 (0.01)	0.24 (0.05)	0.12 (0.01)	0.20 (0.06)	0.19 (0.02)	0.00 (0.0)	0.00 (0.0)
<i>Guilds richness</i>								
Carnivore	0.00 (0.00)	0.07 (0.08)	0.09 (0.03)	0.03 (0.03)	0.08 (0.00)	0.16 (0.03)	0.13 (0.00)	0.10 (0.05)
Herbivore	0.25 (0.04)	0.11 (0.03)	0.13 (0.00)	0.24 (0.13)	0.23 (0.10)	0.10 (0.02)	0.02 (0.00)	0.00 (0.00)
Omnivore	0.01 (0.12)	0.00 (0.00)	0.05 (0.06)	0.02 (0.03)	0.00 (0.09)	0.00 (0.00)	0.05 (0.04)	0.06 (0.09)
Insectivore	0.20 (0.07)	0.06 (0.00)	0.02 (0.00)	0.07 (0.02)	0.10 (0.00)	0.13 (0.07)	0.00 (0.02)	0.04 (0.03)

Species-level patterns

After investigating the influence of structural and socioeconomic features of the landscape on mammal community patterns we explored their effects on mammal groups/taxa and species abundance (**Tab. 4**). The occurrence patterns of species that were widespread/abundant (present in more than 25 landscapes) or with low occurrence/high absence (present in less than four landscapes) provided statistical models which were poor fitting. Therefore, these species will not be included in our discussion, but the values of their tests can be seen on **Table S3**.

Considering small groups of species (groups/taxa), the structural features model (model1) explained their abundance better, although socioeconomic features constituted a larger amount of the explained variance when comparing with community-level patterns. When considering species, patterns were considerably different. Three species abundances were better explained by the structural model (model 1), seven were better explained by the socioeconomic model (model 2) and ten were better explained by the combined model (model 3). In this case, in the contrary to what was seen at the community level, even when the combined model better fitted the response variables, socioeconomic features showed an important contribution to

explain species abundance. The group Tayassuidae and the species *T. tetradactyla* and *P. tajacu* were the ones which their abundance was better explained by the models, while the big cats group and the species *Dasybus sp.* and *Leopardus sp.* had their abundance poorly-explained.

Table 4. Pseudo-coefficients of determination (pseudo-R²) for each one of the three models (structural features, socioeconomic features and combined features) run with five mammal groups/taxa and 21 species abundance as response variables (first column). Marked in bold are the models which fitted better each response variable. Results from variation partitioning are reported inside parentheses and refer to the unique contribution of each model to explain the variation of the response variable. Negative values are showed as 0. Values for all 32 species and 6 groups/taxa investigated can be seen on Table S3.

Abundance	Model 1 Structural features	Model 2 Socioeconomic features	Model 3 Structural and socioeconomic features
<i>Groups/taxa</i>			
Myrmecophagidae (2sp.)	0.192 (0.08)	0.137 (0.00)	0.113 (26.0)
Tayassuidae (2sp.)	0.386 (0.28)	0.241(0.00)	0.299 (0.22)
Primates (2sp.)	0.110 (0.14)	0.015 (0.01)	0.079 (0.04)
<i>Leopardus</i> (2sp.)	0.361 (0.40)	0.000 (0.00)	0.316 (0.00)
Big Felidae (2sp.)	0.067 (0.07)	0.000 (0.00)	0.000 (0.08)
<i>Species</i>			
<i>Bradypus variegatus</i>	0.258 (0.12)	0.289 (0.09)	0.389 (0.13)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.591 (0.31)	0.056(0.00)	0.578(0.09)
<i>Dasybus sp.</i>	0.000 (0.00)	0.031 (0.00)	0.000 (0.03)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0.015(0.00)	0.158 (0.12)	0.078(0.08)
<i>Mazama sp.</i>	0.008(0.22)	0.127(0.39)	0.289 (0.00)
<i>Pecari tajacu</i>	0.549(0.36)	0.376 (0.02)	0.557 (0.12)
<i>Callithrix sp.</i>	0.000(0.00)	0.378 (0.53)	0.342(0.00)
<i>Callicebus nigrifrons</i>	0.099 (0.04)	0.014(0.00)	0.041(0.08)
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	0.000(0.00)	0.218 (0.23)	0.152(0.07)
<i>Leopardus pardalis</i>	0.065(0.15)	0.100(0.14)	0.197 (0.00)
<i>Leopardus sp.</i>	0.000(0.00)	0.072 (0.00)	0.000(0.08)
<i>Puma concolor</i>	0.066(0.08)	0.142 (0.13)	0.114(0.00)
<i>Eira barbara</i>	0.093(0.03)	0.129(0.04)	0.208 (0.05)
<i>Galictis cuja</i>	0.000(0.00)	0.000(0.00)	0.000(0.04)
<i>Lontra longicaudis</i>	0.000(0.00)	0.000(0.00)	0.000(0.05)
<i>Nasua nasua</i>	0.275 (0.33)	0.026(0.00)	0.148(0.13)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.000(0.05)	0.132(0.26)	0.179 (0.00)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0.000(0.04)	0.088(0.20)	0.105 (0.00)
<i>Cuniculus paca</i>	0.066(0.03)	0.352(0.33)	0.382 (0.11)
<i>Dasyprocta sp.</i>	0.000(0.13)	0.048(0.23)	0.288 (0.00)
<i>Coendou sp.</i>	0.000(0.11)	0.221(0.35)	0.316 (0.00)

Finally, we also explored the contribution of each landscape variable in explaining groups/taxa and species abundance (**Table S5**). As showed with the models, structural variables were the ones which explained better groups and taxa abundance. Distance from the nearest protected area, the area with exposed soil and the number of people in the landscape (n=2) were the variables which contributed more to explain the abundance of groups and taxa and also had the greater explanatory power (pseudo-R²=0.37, 0.30 and 0.26 respectively). When considering

species, for 21 of them socioeconomic variables explained the variation better, while for 11 structural variables were more significant. Considering the socioeconomic variables, the number of people and birds being reared in the landscape were the variables which explained more ($n=5$) and best (pseudo- $R^2=0.38$ and 0.22 respectively) the abundance of species. Considering the structural variables, distance from the nearest protected area and the area covered by native forest were more relevant ($n=6$ and $n=3$ respectively) and showed greater power of explanation (pseudo- $R^2=0.42$ and 0.24 respectively). Overall, the distance from the nearest strictly-protected area was shown to be the more relevant variable explaining groups and species abundance.

Considering groups and taxa, Tayassuidae (pseudo- $R^2=0.37$) and *Leopardus* (pseudo- $R^2=0.30$) abundance was better explained by structural variables. Considering species, as seen in the models, *T. tetradactyla* (pseudo- $R^2=0.42$) and *P. tajacu* (pseudo- $R^2=0.50$) were the ones which had their abundance best explained by structural variables, while *B. variegatus* (pseudo- $R^2=0.23$) and *C. brachyurus* (pseudo- $R^2=0.22$) abundance were the ones best explained by the socioeconomic variables. Some species which were poorly-explained by the models (*e.g.*, *Cabassous* sp., *T. terrestris*, *T. pecari*, *P. onca*), were better explained by a single variable (*e.g.*, forest cover, number of people in the landscape).

In sum, our results show that communities of medium and large-size mammals respond strongly to the structural and socioeconomic features of the landscape. Overall, structural features of the landscape were shown to be more relevant in shaping mammal patterns at the community-level and the taxa or groups-level (**Tab. 2 and 3, Fig. 3, 4 and 5**). In contrast, socioeconomic features of the landscape were shown to be more relevant when accounting for the species-level (**Tab. 4 and S5**). Our results show that both structural and socioeconomic features affect medium and large terrestrial mammals' patterns, but in different levels and point to the relevance of considering socioeconomic features of the landscape when mitigating impacts, planning social and economic development and managing and researching wildlife species in rural landscapes.

Discussion

Community-level patterns

Mammal communities, and herbivores in particular, were shown to be affected by both structural and socioeconomic features combined, although the contribution of socioeconomic features for explaining community patterns was low when comparing models. In this case, the

simplest model fits better the observed patterns, which means that the structural variables are enough to explain mammal species richness, community composition and herbivores and omnivores' richness. When investigating the role of each variable from both categories, distance from the nearest protected area, area with exposed soil, number of people and size of rural properties showed some relevance to predict communities and guilds patterns.

The distance from the nearest strictly-protected area was an important feature to predict mammal communities and some guilds patterns, as these areas are generally the ones which present the most preserved ecosystems, the larger support capacity and the safest areas for wildlife in a landscape (*e.g.*, from hunting, road kills, slash-and-burn) (Bruner *et al.* 2001, Chape *et al.* 2005, Joppa, Loarie, and Pimm 2008). This result indicates the importance of having large size protected areas in a landscape, especially when “land sharing” strategies (*e.g.*, wildlife-friendly farming) are inexistent or few (Fischer *et al.* 2008). This finding is especially relevant for Brazil, which has been struggling with the maintenance of protected areas at the state and national levels (Bernard, Penna, and Araújo 2014). Developing strategies to decrease the amount of exposed soil in the landscape also appear to be relevant to enhance mammal community diversity. Areas with exposed soil, which offer no food or shelter for wildlife (Pimentel and Kounang 1998), seem to generate negative responses in mammal species especially in herbivores. Strategies to support restoration in degraded areas to land uses and covers more suitable to wildlife (crops, silviculture, agroforests, etc. and when possible restoring to native habitats) can have positive social and environmental effects (De Groot *et al.* 2013, Benayas *et al.* 2009).

The socioeconomic features of the landscape present a negative effect on community composition and herbivore and carnivore richness, although the amount of people in a landscape showed a low individual contribution to explain patterns in general. If highly populated areas influence mammal communities and guilds negatively, urban and rural planning as well as conservation plans should consider impacts from human presence on wildlife in its equations. Improving human-wildlife coexistence to decrease negative effects on both sides should also be considered in these landscapes.

The total amount of domestic birds being raised in the landscape showed relevance to predicting omnivore presence, as many of these species feed on domestic birds as part of their diet (Santos *et al.* 2003, Woodroffe *et al.* Rabinowitz 2005). These results reinforce the importance of having large protected areas in the landscape with enough prey to support medium and large omnivore and carnivore mammal species, preventing them of foraging in

farmlands. Other possibilities to omnivore management are technical support to farmers to avoid losses and wildlife-friendly farming (Fischer *et al.* 2008; Madden 2004).

Carnivores seem to be more strongly affected by socioeconomic variables, specially by the medium size of rural properties. The positive features of larger rural properties to mammal communities, as the greater amount of vegetation cover (in Brazil rural properties must preserve at least 20% of native habitat – federal law nº 12.651, Brasil 2012), the small number of people circulating and making noise, and the availability of food resources can be used in favour of mammal communities. For this, public policies can be built to enhance mammal's protection in these lands and prevent human-wildlife interactions with negative effects on wildlife. In the same sense, as animal husbandry showed to be relevant to explain carnivores species presence, avoiding such interactions should be management priority (Dickman 2010).

Groups and species-level patterns

The number of people living in the landscape appears to be widely affecting groups and species. Anteaters and wild pigs in the group-level, and pacas, ocelots, big cats and maned wolves in the species-level, seem to be negatively affected by this feature. Most of these animals are known for, and can even change their behaviour to, avoid people (Gaynor *et al.* 2018). To diminish the negative effects of peoples' presence in the landscape, some strategies to manage human activities can be agreed with inhabitants (*e.g.*, time, noise and area restrictions) and spatial planning of rural landscapes (*e.g.*, delimitation of the number of people and activities in certain areas) can be developed. Wild pigs and pacas are also one of the most hunted taxa in the region (Chapter 3). Since hunting is illegal in Brazil, currently there is no assessment or management of hunting activities. Further investigations should be carried to evaluate hunting and other direct anthropogenic impacts on these taxa. Porcupines seem to increase in landscapes where there are more people. This species was mentioned as being associated with crops by local inhabitants (Chapter 3), which could explain the recorded pattern.

Carnivore and omnivore species, such as ocelots, big cats and the maned wolves, seem to be influenced by the amount of cattle and domestic birds being raised in the landscape. The same pattern, but much weaker, was seen when analysing at the guilds-level. The availability of easy preys, as cattle and domestic birds, can be attractive to predators and an efficient source of nutrition, which can even increase the abundance of these animals (Newsome *et al.* 2015, Shehzad *et al.* 2015). The predation of animal husbandry by wild predators is frequent in the region (Bagchi and Mishra 2006; Chapter 3). If predation increases, human retaliation to

wildlife may increase and jeopardize mammal conservation. This relation must be considered when planning mammal's management in rural landscapes. Large size species, such as jaguars and capybaras, were found mostly in larger properties. The occurrence of other species, as armadillos, tayras and agoutis seems also to be positively influenced to the increase in the size of rural properties. As showed in our preliminary analysis and discussed above, landscapes with larger rural properties present a set of specific features which could be influencing these species (e.g., larger cattle and agricultural productions, more vegetation cover). Partnerships between the private and public sectors to promote conservation actions in these large properties could enhance mammal conservation in rural landscapes.

In general, the taxonomic groups investigated and some species in particular showed a strong relation with more preserved environments as expected, since their natural habitats and diets are associated with tropical forests (Goulart *et al.* 2009). Collared anteater, tapir and wild pigs are known to depend on large areas with native forest (Cruz *et al.* 2014), as it can be found in the strictly-protected areas. Coatis and raccoons also depend, in a certain degree, on native vegetation (Goulart *et al.* 2009). It is known that environmental features of the landscape have an intense influence on biological species and communities. Because of that, much research has been done to increase our capacity of choosing environmental and structural features in a landscape which are relevant to explain mammal community patterns and thus build better models (Bowers & Matter 1997, Falcucci *et al.* 2007, Haddad *et al.* 2015, Barlow *et al.* 2016). In the case of socioeconomic features, it is still very unclear which are the more relevant features influencing wildlife and how each one of those features affects communities and species. In this sense, is important to foster research to investigate the influence of socioeconomic features of landscapes on wildlife patterns. Filling this gap may contribute to better direct management plans and actions towards mammal conservation and local sustainable development.

The occurrence of some species seems not be influenced by landscape features investigated, perhaps because they were too rare, as is the case of jaguarondi (*H. yagouaroundi*), raccoon (*P. cancrivorus*) and white-lipped peccaries (*T. pecari*), or too common in the investigated sites, as is the case of opossums (*D. aurita*) and tapetis (*S. brasiliensis*). Species that were poorly recorded probably require more specific habitats and environmental conditions, while species which showed large occurrence are known for being generalists and adapting to all kinds of environmental conditions. For some species, as wild dogs (*C. thous*) and lesser (*Galictis cuja*), features other than the ones investigated are likely to be more relevant for their occurrence.

Conclusions

Socioeconomic features of rural landscapes marginally contributed to explain medium and large-size mammal communities and guilds in our study. At this level, structural features of the landscape, specially the distance from the protected area and exposed soil area, are the main factors affecting mammal communities' structure. Hence, socioeconomic features seem to have a minor role at community and guilds-level. However, the same is not true when we analyse lower levels. The socioeconomic features of the landscape showed an increasing contribution at the groups and at the species-level. Carnivores and more than half of the species and taxonomic groups investigated were similarly or more affected by socioeconomic than structural features. This means that the characteristics of the human populations and activities in each landscape combine with structural features in different levels to predict guilds and species patterns. Our results show that, although socioeconomic features of landscapes are not shaping mammal communities, they are playing important roles in determining species and guilds dynamics in rural landscapes. These results bring an important awareness. Failing to consider socioeconomic features when researching and managing mammals in anthropogenic areas can lead to misinterpreted results and poorly based management decisions.

Acknowledgements

We thank all the participants in this research, without whom this work would not be possible. We thank Ramon F. B. da Silva for providing the geoprocessed data from the Paraíba Valley (Silva *et al.* 2017) that allowed us to quantify the different land uses in each of our sites. This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – (Finance Code 001), the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq - Proc. No. 140040/2016-1), the São Paulo Research Foundation (FAPESP - Proc. No. 2015/19439-8) and the Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC, Canada) through the Community Conservation Research Network (CCRN). In addition, our thanks go to CGCommons research group and Coordenadoria de Centros e Núcleos Interdisciplinares de Pesquisa (COCEN) for administrative support.

Supplementary material

Table S1. Taxonomic classification of the 32 mammal species and the six groups/taxa identified in this study. The total number of times the specie was identified, considering all landscapes, appears in the second column.

Taxonomy (order/family/genus/specie)*	N° of identifications (n=300)
DIDELPHIMORPHIA	
DIDELPHIDAE	
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	255
PILOSA	
BRADYPODIDAE	
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	67
MYRMECOPHAGIDAE**	50
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	20
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	17
CINGULATA	
DASYPODIDAE**	247
<i>Cabassous</i> sp. McMurtrie, 1831	67
<i>Dasypus</i> sp. Linnaeus, 1758	183
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	83
PERISSODACTYLA	
TAPIRIIDAE	
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	10
ARTIODACTYLA	
CERVIDAE	
<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817)	108
TAYASSUIDAE**	56
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	28
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	17
PRIMATES***	102
ATELIDAE	
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	31
CALLITRICHIDAE	
<i>Callithrix</i> sp. (É. Geoffroy, 1812)	209
PITHECIIDAE	
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	49
CARNIVORA	
CANIDAE	
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	96
<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger, 181	84
FELIDAE	
<i>Leopardus</i> Gray, 1842**	138

<i>Leopardus pardalis</i>	34
<i>Leopardus</i> sp. (<i>L. wiedii</i> or <i>L. guttulus</i>)	19
“Big cats”** ¹	77
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	7
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	30
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	16
MEPHITIDAE	
<i>Conepatus</i> sp.* Gray, 1837	8
MUSTELIDAE	
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	21
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	83
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	143
PROCYONIDAE	
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	91
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	6
LAGOMORPHA	
LEPORIDAE	
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	221
RODENTIA	
CAVIIDAE	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	167
CUNICULIDAE	
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	121
DASYPROCTIDAE	
<i>Dasyprocta</i> sp. Illiger, 1811	18
ERETHIZONTIDAE	
<i>Coendou</i> sp. Lacépède, 1799	175
SCIURIDAE	
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	49

*Taxonomic identification was set by crossing interviewed species description and the available scientific data regarding taxa occurrence in the region.

**The number of identifications refers to the sum between specific identifications (species-level) and general identifications (order/family/genus-level).

¹ Except *Callithrix* sp.

¹ Only *Panthera onca* and *Puma concolor*.

* We consider the presence of *Conepatus* sp. (jaratataca ou zorrilho) as probable in the study area. There is no consensus about the occurrence of this species in the area in the scientific literature (Kasper et al. 2009, Cavalcanti et al. 2013, Kasper et al. 2013). However, Kasper e colleagues (2009) discuss a possible expansion in the distribution of this taxon to forested area of the mountainous Serra do Mar, as observed for *Chrysocyon brachyurus*.

Table S2. The thirty-two medium and large size mammal species identified in the study divided in four guilds: carnivore, herbivore/frugivore, omnivore and insectivore. Guilds classification was based on (Paglia *et al.* 2012). We reassembled species with too specific guild's classifications to avoid trophic categories with only one species (*e.g.*, *Lontra longicaudis* from the piscivore to the carnivore guild). When two or more categories were assigned to a specific species, we choose the one which represents the major proportion of the species' diet. We also merged herbivore and frugivore guilds since most species were classified as being from both guilds.

Guilds	Species
Carnivore	<i>Chrysocyon brachyurus</i> ; <i>Leopardus pardalis</i> ; <i>Leopardus sp.</i> ; <i>Panthera onca</i> ; <i>Puma concolor</i> ; <i>Herpailurus yagouaroundi</i> ; <i>Galictis cuja</i> ; <i>Lontra longicaudis</i> .
Herbivore/ Frugivore	<i>Bradypus variegatus</i> ; <i>Tapirus terrestris</i> ; <i>Mazama sp.</i> ; <i>Tayassu pecari</i> ; <i>Pecari tajacu</i> ; <i>Alouatta guariba</i> ; <i>Callithrix sp.</i> ; <i>Callicebus nigrifrons</i> ; <i>Cuniculus paca</i> ; <i>Dasyprocta sp.</i> ; <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> ; <i>Coendou sp.</i> ; <i>Sylvilagus brasiliensis</i>
Omnivore	<i>Didelphis aurita</i> ; <i>Cerdocyon thous</i> ; <i>Eira Barbara</i> ; <i>Nasua nasua</i> ; <i>Procyon cancrivorus</i> .
Insectivore	<i>Cabassous sp.</i> ; <i>Dasyprocta sp.</i> ; <i>Euphractus sexcinctus</i> ; <i>Tamandua tetradactyla</i> ; <i>Myrmecophaga tridactyla</i> ; <i>Conepatus chinga</i> .

Table S3. Pearson's correlation values for landscape variables.

	Landscape variables	Correlation value
Distance from the nearest protected area	Distance from the nearest big cities (placed in opposite sides of the landscape)	-0.967
	Agriculture	0.6
	Construction	0.5
Average size of rural properties	Distance from the nearest highway	0.51
	Vegetation cover	0.64
	Percentage of properties rearing cattle	0.50
	Percentage of properties rearing horses	0.62
Vegetation cover	Grass cover	-0.57
Silviculture	Percentage of properties rearing cattle	-0.54

Table S4. Pseudo-coefficients of determination (pseudo-R²) for each one of the three models (structural features, socioeconomic features and combined features) run with six mammal groups/taxa and 32 species relative abundance as response variables (first column). Marked in bold are the models which fitted better each response variable. Results from variation partitioning are reported inside parentheses and refer to the unique contribution of each model to explain the variation of the response variable. Negative values are showed as 0.

Relative abundance	Model 1 Structural features	Model 2 Socioeconomic features	Model 3 Structural and socioeconomic features
<i>Groups/taxa</i>			
Myrmecophagidae (2sp.)	0.192 (0.08)	0.137 (0.00)	0.113 (26.0)
Cingulata (3sp.)	0.000 (0.00)	0.035 (0.00)	0.000 (0.06)
Tayassuidae (2sp.)	0.386 (0.28)	0.241(0.00)	0.299 (0.22)
Primates (2sp.)	0.110 (0.14)	0.015 (0.01)	0.079 (0.04)
Leopardus (2sp.)	0.361 (0.40)	0.000 (0.00)	0.316 (0.00)
Big Felidae (2sp.)	0.067 (0.07)	0.000 (0.00)	0.000 (0.08)
<i>Species</i>			
<i>Didelphis aurita</i>	0.000 (0.06)	0.000 (0.08)	0.008 (0.00)
<i>Bradypus variegatus</i>	0.258 (0.12)	0.289 (0.09)	0.389 (0.13)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0.000 (0.00)	0.005 (0.00)	0.000 (0.04)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.591 (0.31)	0.056(0.00)	0.578(0.09)
<i>Cabassous sp.</i>	0.044 (0.01)	0.033(0.01)	0.000(0.10)
<i>Dasypus sp.</i>	0.000 (0.00)	0.031 (0.00)	0.000 (0.03)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0.015(0.00)	0.158 (0.12)	0.078(0.08)
<i>Tapirus terrestris</i>	1.000(0.25)	0.218 (0.00)	1.000 (0.10)
<i>Mazama sp.</i>	0.008(0.22)	0.127(0.39)	0.289 (0.00)
<i>Pecari tajacu</i>	0.549(0.36)	0.376 (0.02)	0.557 (0.12)
<i>Tayassu pecari</i>	0.531 (0.23)	0.460(0.02)	1.000(0.09)
<i>Alouatta guariba</i>	0.000(0.00)	0.000(0.00)	0.000(0.00)
<i>Callithrix sp.</i>	0.000(0.00)	0.378 (0.53)	0.342(0.00)
<i>Callicebus nigrifrons</i>	0.099 (0.04)	0.014(0.00)	0.041(0.08)
<i>Cerdocyon thous</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.03)
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	0.000(0.00)	0.218 (0.23)	0.152(0.07)
<i>Leopardus pardalis</i>	0.065(0.15)	0.100 (0.14)	0.197(0.00)
<i>Leopardus sp.</i>	0.000(0.00)	0.072 (0.00)	0.000(0.08)
<i>Panthera onca</i>	0.000(0.00)	0.046 (0.00)	0.000(0.03)
<i>Puma concolor</i>	0.066(0.08)	0.142(0.13)	0.114 (0.00)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	0.379(0.11)	0.512(0.25)	0.681 (0.00)
<i>Conepatus sp.</i>	0.474 (0.26)	0.000(0.00)	1.000(0.00)
<i>Eira barbara</i>	0.093(0.03)	0.129(0.04)	0.208 (0.05)
<i>Galictis cuja</i>	0.000(0.00)	0.000(0.00)	0.000(0.04)
<i>Lontra longicaudis</i>	0.000(0.00)	0.000(0.00)	0.000(0.05)
<i>Nasua nasua</i>	0.275 (0.33)	0.026(0.00)	0.148(0.13)
<i>Procyon cancrivorus</i>	0.377 (0.16)	0.329(0.11)	1.000(0.00)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.000(0.05)	0.132(0.26)	0.179 (0.00)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0.000(0.04)	0.088(0.20)	0.105 (0.00)
<i>Cuniculus paca</i>	0.066(0.03)	0.352(0.33)	0.382 (0.11)
<i>Dasyprocta sp.</i>	0.000(0.13)	0.048(0.23)	0.288 (0.00)
<i>Coendou sp.</i>	0.000(0.11)	0.221(0.35)	0.316 (0.00)

Table. S5. Pseudo-coefficients of determination (pseudo-R²) for GLMs run for each one of the eight explanatory variables (number of people in the landscape, medium size of rural properties, percentage of properties with cattle and domestic birds reared) in function of five mammal groups/taxa and 32 species abundance as response variables (first column). Marked in bold are the variables which fitted better each response variable. Results from variation partitioning are reported inside parentheses and refer to the unique contribution of each variable to explain the variation of the response variable. Negative values are showed as 0.

	Structural measures				Socioeconomic measures			
	Distance protected area	Distance highway	Vegetation cover	Exposed soil	Number of people	Medium size of rural properties	Properties with cattle	Domestic birds reared
<i>Groups/taxa</i>								
Myrmecophagidae (2sp.)	0.080 (0.00)	0.003 (0.00)	0.096 (0.01)	0.213 (0.20)	0.142 (0.02)	0.131 (0.06)	0.000 (0.05)	0.000 (0.00)
Cingulata (3sp.)	0.000 (0.00)	0.000 (0.02)	0.012 (0.04)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.03)	0.000 (0.00)	0.078 (0.03)
Tayassuidae (2sp.)	0.370 (0.10)	0.222 (0.08)	0.187 (0.04)	0.054 (0.00)	0.262 (0.04)	0.141 (0.00)	0.040 (0.00)	0.056 (0.00)
Primates (2sp.)	0.160 (0.28)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.02)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.011 (0.12)	0.000 (0.00)
<i>Leopardus</i> (2sp.)	0.125 (0.03)	0.000 (0.00)	0.000 (0.01)	0.307 (0.30)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
Big Felidae (2sp.)	0.067 (0.00)	0.004 (0.00)	0.096 (0.03)	0.066 (0.02)	0.021 (0.00)	0.075 (0.02)	0.003 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Species</i>								
<i>Didelphis aurita</i>	0.020 (0.04)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.026 (0.08)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Bradypus variegatus</i>	0.000 (0.05)	0.136 (0.30)	0.025 (0.09)	0.000 (0.02)	0.068 (0.00)	0.045 (0.00)	0.232 (0.09)	0.151 (0.06)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0.000 (0.00)	0.055 (0.01)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.072 (0.00)	0.042 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.425 (0.14)	0.000 (0.00)	0.107 (0.00)	0.292 (0.12)	0.115 (0.00)	0.094 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Cabassous sp.</i>	0.000 (0.00)	0.004 (0.06)	0.000 (0.07)	0.022 (0.11)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.124 (0.17)
<i>Dasypus sp.</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.014 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.099 (0.05)
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0.012 (0.00)	0.000 (0.00)	0.083 (0.03)	0.041 (0.00)	0.000 (0.04)	0.088 (0.24)	0.000 (0.03)	0.036 (0.11)
<i>Tapirus terrestris</i>	0.417 (0.18)	0.058 (0.14)	0.057 (0.00)	0.302 (0.04)	0.087 (0.06)	0.001 (0.00)	0.000 (0.00)	0.078 (0.07)
<i>Mazama sp.</i>	0.026 (0.04)	0.000 (0.01)	0.000 (0.00)	0.055 (0.03)	0.000 (0.00)	0.000 (0.07)	0.000 (0.01)	0.150 (0.14)
<i>Pecari tajacu</i>	0.500 (0.09)	0.154 (0.01)	0.330 (0.09)	0.157 (0.02)	0.331 (0.05)	0.104 (0.00)	0.015 (0.00)	0.118 (0.02)
<i>Tayassu pecari</i>	0.394 (0.01)	0.129 (0.00)	0.389 (0.08)	0.241 (0.04)	0.188 (0.00)	0.037 (0.00)	0.000 (0.04)	0.217 (0.08)
<i>Alouatta guariba</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.004 (0.03)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.01)	0.000 (0.00)
<i>Callithrix sp.</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.022 (0.01)	0.093 (0.12)	0.017 (0.18)	0.082 (0.11)
<i>Callicebus nigrifrons</i>	0.113 (0.19)	0.000 (0.01)	0.000 (0.00)	0.000 (0.04)	0.000 (0.07)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.02)
<i>Cerdocyon thous</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.035 (0.09)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	0.000 (0.02)	0.000 (0.05)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.080 (0.07)	0.220 (0.24)
<i>Leopardus pardalis</i>	0.052 (0.05)	0.000 (0.05)	0.015 (0.00)	0.064 (0.01)	0.166 (0.07)	0.103 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)

<i>Leopardus sp.</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.013 (0.01)	0.025 (0.01)	0.000 (0.00)	0.000 (0.02)	0.067 (0.05)
<i>Panthera onca</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.024 (0.00)	0.103 (0.01)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Puma concolor</i>	0.042 (0.00)	0.061 (0.00)	0.117 (0.05)	0.000 (0.00)	0.014 (0.00)	0.081 (0.00)	0.154 (0.03)	0.080 (0.04)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	0.000 (0.03)	0.103 (0.08)	0.100 (0.03)	0.015 (0.00)	0.000 (0.12)	0.058 (0.05)	0.194 (0.05)	0.151 (0.12)
<i>Conepatus sp.</i>	0.035 (0.02)	0.144 (0.06)	0.066 (0.10)	0.022 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Eira barbara</i>	0.010 (0.00)	0.066 (0.05)	0.044 (0.00)	0.070 (0.05)	0.035 (0.00)	0.183 (0.04)	0.082 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Galictis cuja</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.007 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Lontra longicaudis</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.011 (0.00)	0.000 (0.00)	0.026 (0.03)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Nasua nasua</i>	0.162 (0.02)	0.125 (0.04)	0.256 (0.17)	0.029 (0.00)	0.090 (0.00)	0.090 (0.01)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Procyon canrivorus</i>	0.019 (0.05)	0.000 (0.00)	0.135 (0.09)	0.056 (0.00)	0.000 (0.10)	0.051 (0.07)	0.024 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.018 (0.04)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.017 (0.22)	0.000 (0.10)	0.000 (0.00)	0.000 (0.04)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.046 (0.08)	0.000 (0.00)	0.084 (0.00)	0.168 (0.11)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Cuniculus paca</i>	0.000 (0.00)	0.013 (0.00)	0.113 (0.07)	0.047 (0.03)	0.389 (0.18)	0.182 (0.00)	0.138 (0.01)	0.023 (0.00)
<i>Dasyprocta sp.</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.039 (0.04)	0.000 (0.02)	0.066 (0.14)	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)
<i>Coendou sp.</i>	0.000 (0.00)	0.000 (0.00)	0.040 (0.09)	0.000 (0.00)	0.079 (0.32)	0.000 (0.17)	0.000 (0.00)	0.000 (0.04)

CAPÍTULO 5

Desafios para um diagnóstico da Caça no Brasil e na região Centro-Sul: Uma Revisão Bibliográfica¹

Camila A. Islas¹, Luciano M. Verdade² & Cristiana S. Seixas³

¹ Universidade Estadual de Campinas/ UNICAMP, Instituto de Biologia/IB, Grupo de pesquisa em gestão e conservação de recursos naturais/ CGcommons, Campinas-SP, 13083-867, Brasil

² Universidade de São Paulo / USP, Centro de energia nuclear na agricultura /CENA, Laboratório de Ecologia Isotópica, Piracicaba-SP, 13416-000, Brasil

³ Universidade Estadual de Campinas/ Unicamp, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais/ NEPAM, Grupo de pesquisa em gestão e conservação de recursos naturais/ CGcommons, Campinas-SP, 13083-867, Brasil

camilaai@hotmail.com; lmverdade@usp.br; cristiana.seixas@gmail.com

Resumo: Desde a implementação da Lei de Proteção à Fauna em 1967, houve grandes transformações no uso e cobertura da terra, com consequências sociais, ambientais e econômicas em diversos níveis, do indivíduo às paisagens. Neste estudo, realizamos uma revisão de literatura dos estudos que abordam a caça no Brasil e investigamos se há evidências de que as transformações no uso da terra na região Centro-Sul do Brasil modificaram a cultura da caça nessa região. Revisamos na base de dados Google Acadêmico, por relevância e depois entre os mais recentes (2010-2017), os primeiros 20 artigos encontrados para onze palavras-chave em inglês e português relacionadas à caça. Avaliamos 440 documentos. Destes, 73 tratavam da caça ou de caçadores no Brasil e apenas 41 avaliaram as atividades de caça e/ou o perfil dos caçadores. O conjunto dos 41 documentos, publicados entre 1998 e 2017, foi analisado em detalhe. A grande maioria das pesquisas foi realizada nas regiões Norte e Nordeste (n=28), dentro de unidades de conservação (n=18) ou em áreas rurais (n=17). Apenas 13 pesquisas foram realizadas na região Centro-Sul do Brasil, das quais 8 foram em unidades de conservação. Apenas quatro pesquisas apresentam evidências sobre mudanças nas atividades de caça (*e.g.*, espécies-alvo, técnicas de caça) ou no perfil do caçador (*e.g.*, de uma caça de subsistência para uma caça esportiva) na região Centro-Sul do Brasil possivelmente relacionadas a mudanças no uso da terra. Apesar de haver indícios sobre mudanças na cultura

¹ Este artigo está formatado nas normas da revista Biodiversidade Brasil.

da caça na literatura, há poucos estudos sobre o Brasil e a região Centro-Sul para avaliar se as atividades de caça ou o perfil do caçador mudaram. Sendo a caça uma atividade relevante do ponto de vista ecológico-evolutivo, social, cultural e econômico, apontamos a necessidade de geração de conhecimento sólido em diferentes regiões do Brasil que possibilite a gestão adaptativa da atividade.

Palavras-chaves: Caçadores; Revisão de literatura; Gestão da caça; Mudanças no uso da terra

Abstract: Since the implementation of the Wildlife Protection Federal Law in 1967, major transformations on land use and cover have been observed, with social, environmental and economic implications at several spatial levels, from the individual to the landscape. In this study, we conducted a literature review of studies about hunting in Brazil and we investigate if there are evidences linking changes in the hunting culture related to changes in land use in the Centre-South region of Brazil. We reviewed the first twenty documents found at Google Scholar database (for relevance and between the period 2010-2017) for eleven relevant keywords related to hunting in English and Portuguese. We evaluated 440 documents. Between them, 73 approached hunting or hunters in Brazil and only 41 assessed hunting activities and hunters' profile. From this last group of documents, they were published between 1998 and 2017, and the vast majority were conducted in the North and Northeast (n=28) regions of Brazil, mainly inside protected areas (n=18) and rural areas (n=17). Only 13 researches were conducted in the Centre-South region of Brazil, eight inside protected areas. Four researches present evidences of changes in hunting activities (*e.g.*, target species, hunting techniques) or in the profile of the hunters (*e.g.*, from subsistence hunting to sport hunting) in the Central-South region of Brazil possibly related to changes in land use. Although there is evidence in the literature of changes in hunting culture, there are few studies on Brazil and the Centre-South region to assess whether hunting activities or hunters' profile have changed. As hunting is a relevant activity from the ecological-evolutionary, social, cultural and economic points of view, we highlight the need for producing solid knowledge in different regions of Brazil to support adaptive management of hunting.

Key-words: Hunters; Literature review; hunting management; lands use changes

Introdução

A caça é considerada ilegal no país desde 1967 pela Lei Federal nº 5.197 (Brasil, 1967), exceto em poucos casos onde é regulamentada. Desde então, a atividade se consolidou como um dos maiores tabus ambientais do Brasil. A fiscalização ineficiente e o enraizamento cultural da atividade dificultaram o banimento completo da mesma desde o estabelecimento da Lei. Sabe-se que a atividade ainda é realizada para subsistência, controle, comércio e esporte (Verdade 2004, Palmeira *et al.* 2008, El Bizri *et al.* 2015, Van Vliet *et al.* 2015, Mendonça *et al.* 2016). No entanto, a falta de dispositivos de confidencialidade e sigilo profissional para os biólogos prejudicam seu estudo (Verdade & Seixas 2013). Não é surpresa, portanto, que a abrangência, características e magnitude dessa atividade, bem como as mudanças que sofreu ao longo dos últimos 50 anos sejam pouco conhecidas.

As transformações no uso e cobertura da terra no país, desde a implementação da Lei de Proteção à Fauna em 1967, tiveram consequências sociais, ambientais e econômicas. Dois elementos significativos ao contexto da caça destacam-se nesse processo: a expansão agrícola, com consequente transformação dos habitats naturais, e o êxodo rural. A partir dos anos 1960, consolida-se um processo de modernização do campo, com a implantação de um setor industrial voltado para a agricultura mecanizada (Teixeira 2005, Matos & Pessoa 2011). O crédito rural e programas associados surgem como incentivos governamentais a esse processo (*e.g.* PROÁLCOOL - Programa Nacional do Alcool, PROPEC - Programa Nacional de Desenvolvimento da Pecuária), aumentando consideravelmente a produção agrícola (Mueller 1992, Matos & Pessoa 2011). Nesse momento, também é incentivado o desenvolvimento tecnológico do setor por meio de Universidades e Institutos de Pesquisa (*e.g.*, criação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA) (Pessoa & Bonelli 1998). Entre 1970 e 2016, a produção anual de soja no país passou de cerca de 2 para 95,7 milhões de toneladas; a produção de cana de 70 para 700 milhões de toneladas; e os rebanhos bovinos de 78 para 215 milhões de cabeças (IBGE 2009, IBGE 2017a; IBGE 2017b). Para comportar essa expansão, a área usada para a produção agropecuária passou de 189 para mais de 275 milhões (cerca de 64Mi de hectares para agricultura e 211Mi para pecuária, 35% da área do Brasil) em 30 anos (1970-2010) (Sparovek *et al.* 2011, IBGE 2016, IBGE 2017c). A região Centro-Sul do Brasil foi a que sofreu os maiores efeitos dessas transformações (Oliveira *et al.* 2007). Estima-se que até 2022 mais 7 milhões de hectares sejam utilizados para agricultura e a produção de carne bovina aumente em quase 3 milhões de toneladas (Gasques *et al.* 2012).

A região Centro-Sul compreende cinco dos seis biomas Brasileiros: Cerrado, Mata Atlântica, Amazônia, Pampa e Pantanal. Entre 1985 e 2005, estima-se que o Cerrado perdeu aproximadamente 42% da sua área (Grecchi *et al.* 2014). De 1970 a 1996, o Pampa perdeu 25% de suas áreas naturais (Overbeck *et al.* 2007). Em uma direção oposta, a Mata Atlântica tem mostrado um aumento da cobertura vegetal em algumas áreas principalmente no período de 1980 a 2000 (Lira *et al.* 2012, Da Silva *et al.* 2017), com uma estimativa atual de 28% de cobertura vegetal remanescente (Rezende *et al.* 2018). Consequências diretas do processo de transformação dessas áreas naturais em agrícolas (IBGE 2016) foram a extinção local de espécies, alterações populacionais das espécies remanescentes e consequente mudança na composição das comunidades (Magnusson 2006, Verdade *et al.* 2014, Verdade *et al.* 2016). Além disso, aumentou o acesso das populações humanas aos remanescentes naturais e, conseqüentemente, aos animais cinegéticos (Turner and Corlett, 1996). Ainda assim, as paisagens agrícolas têm alto valor para a conservação, pois abrigam e alimentam diversas espécies silvestres que se adaptaram ou se aclimataram a esses ambientes (Verdade *et al.* 2014). Por isso, essas paisagens são palco propício às atividades de caça.

Com os benefícios da expansão agrícola e do crescimento da economia nacional voltados principalmente para as grandes propriedades, a produção em pequena escala foi sendo inviabilizada e as propriedades sendo vendidas e agregadas a propriedades maiores, aumentando a concentração de terras e estimulando a migração da população do campo para as cidades (Delgado 1985, Teixeira 2005, Matos & Pessoa 2011). A mecanização da agricultura, a expansão das grandes cidades e a substituição das plantações de café por pastagem também são fatores que impulsionaram o êxodo rural. Entre os anos 1960 e 1980, a região Sul do Brasil (RS, SC e PR) perdeu 45% de sua população rural e a região Sudeste (SP, RJ, ES e MG) sofreu com uma emigração de mais de 10 milhões de pessoas (Camarano & Abramovay 1999, Matos & Pessoa 2011). Em seguida, o Centro-Oeste (MT, MS e GO) sofreu uma desruralização de 35% em relação à população total da década de 1970 e posteriormente de 48% da população restante, devido à baixa necessidade de mão de obra da soja e da pecuária no Cerrado (Camarano & Abramovay 1999, Matos & Pessoa 2011). Em 2010, a taxa de urbanização no Brasil alcançou 84,40% comparada aos 56% dos anos 1970 (IBGE 2017a). Como resultado do êxodo rural, o espaço deixado pelos produtores e trabalhadores rurais que abandonaram suas terras em busca de empregos nas cidades ou nas zonas de expansão da fronteira agrícola, foram preenchidos por trabalhadores importados de outras regiões do Brasil, transformando os sistemas culturais dessas regiões (Palmeira 1989, Gonçalves Neto 1997, Matos & Pessoa 2011).

Com base no cenário apresentado, nossa hipótese é de que as mudanças no uso da terra nas áreas do Centro-Sul do Brasil, considerando a intensificação agrícola e o êxodo rural das famílias de baixa renda, têm levado a uma mudança das características da caça e do perfil do caçador nessa região. Aqui, avaliamos os estudos existentes sobre a caça no Brasil e investigamos nesses estudos uma possível relação entre as mudanças no uso da terra que ocorreram na região Centro-Sul do Brasil e a cultura da caça.

2. Métodos

Revisamos na base de dados do Google Scholar os primeiros 20 documentos encontrados por relevância para cada uma das seguintes palavras-chave: “caça ilegal”, “caça de subsistência”, “caça esportiva”, “caça recreacional”, “caça Brasil”, “caçadores”, “Brazilian hunters”, “wildlife poaching Brazil”, “illegal hunting Brazil”, “recreational hunting Brazil” e “subsistence hunting Brazil”. Nas buscas, selecionamos a partir do título e do resumo as pesquisas que mencionavam ou tratavam da caça ou do caçador no Brasil, sem qualquer outra restrição. Após a primeira seleção, para cada palavra-chave foi selecionado o período de 2010 a 2017 e conferidos os primeiros 20 documentos. Realizamos este segundo procedimento na procura de artigos com a mesma pertinência que não tivessem sido encontrados nas buscas anteriores devido a sua recente publicação. Destacamos que na segunda busca encontramos apenas cinco novos estudos.

Em uma primeira etapa de análise, avaliamos todos os documentos encontrados que se referiam à caça no Brasil e selecionamos apenas os que avaliavam as atividades de caça ou o perfil do caçador. Do conjunto de estudos selecionados, fizemos uma primeira avaliação para que pudéssemos ter uma perspectiva das pesquisas existentes sobre o tema em todo o território nacional e material para comparação. Analisamos os seguintes aspectos: relevância para o tema, tipo de documento (*e.g.*, artigo, tese, relatório), estado da União no qual o estudo foi realizado, descrição da área de estudo, objetivo do estudo, métodos e desenho amostral utilizados, espécies investigadas e principais resultados. Finalmente, em uma terceira fase de investigação, utilizando esse mesmo conjunto de documentos, realizamos um recorte das pesquisas conduzidas na região Centro-Sul para avaliar, uma possível relação entre as mudanças no uso da terra e a cultura da caça nessa região. A região Centro-Sul é uma das três macrorregiões geoeconômicas do Brasil, composta pelos estados das regiões Sul e Sudeste (com exceção do norte de Minas Gerais), além dos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, Distrito Federal e do

sul dos estados de Tocantins e Mato Grosso (IBGE 2018) (para a nossa análise consideramos estes últimos dois estados além de Minas Gerais em sua totalidade) (Figura 1). Realizamos este recorte porque essa região geoeconômica sofreu em maior intensidade os processos de expansão agrícola e êxodo rural e possui, atualmente, o maior índice de uso da terra para agricultura e pecuária (Oliveira *et al.* 2007, Camarano & Abramovay 1999). Sendo assim, é a região do país onde possivelmente ocorreu a interação mais expressiva entre mudança no uso da terra e na cultura da caça desde os anos 1960 até o presente.

Resultados

Literatura científica que trata sobre a caça no Brasil

Avaliamos 440 títulos e resumos. Destes, 73 (68 da primeira busca e 5 da segunda) foram selecionados para uma leitura mais aprofundada por se adequarem ao nosso primeiro recorte (tratar da caça ou de caçadores no Brasil). Apenas 41 destes estudos se propuseram avaliar as atividades de caça (*e.g.*, número de animais e biomassa retiradas do ecossistema, número de armadilhas e caçadores encontradas, identificação de espécies cinegéticas e fins utilizados), seus efeitos (*e.g.*, abundância de animais em locais com diferentes pressões de caça) ou o perfil dos caçadores (*e.g.*, renda, escolaridade, gênero) em alguma parte do território brasileiro, possuindo potencial para contribuir para um diagnóstico geral da atividade. Os outros 32 estudos abordaram temas relacionados à caça, mas que não eram relevantes no contexto deste trabalho, como pesquisas que discutem teoricamente a atividade ou realizam revisão sobre o tema (n=9), que apenas apresentam a caça como ameaça a um táxon (n=9), que não tem a caça como tema principal, porém coletam dados indiretamente (n=2); e que avaliam aspectos que não são relacionados diretamente à caça ou o perfil do caçador (n=12).

Estudos que avaliam a caça e o perfil do caçador no Brasil e na região Centro-Sul

Dentre os 41 estudos que se propõem a avaliar a caça e o perfil do caçador, 34 são artigos, seis são teses e um é relatório, tendo 15 sido publicados entre 1998 e 2007 e 26 entre 2008 e 2017. Não encontramos estudos cuja coleta de dados tenha sido anterior a 1987 o que restringiu nossa análise. Entre os estudos há 33 primeiros autores diferentes que, no entanto, colaboram em vários dos outros estudos, apontando para um número relativamente pequeno de grupos de pesquisas publicando sobre o tema. A maioria das pesquisas tratou conjuntamente de mamíferos, aves e répteis (n=23), cinco pesquisas trataram conjuntamente apenas de mamíferos

e aves (n= 5); três apenas de aves e dez apenas de mamíferos. Seis estudos trataram apenas de uma espécie, gênero ou grupo específico de mamíferos: paca (*Cuniculus paca*), puma (*Puma concolor*), tatus (*Euphractus sexcinctus* e *Dasyurus novemcinctus*), porcos-do-mato (*Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*) e javali (*Sus scrofa*) e primatas (8 espécies).

Tabela 1. Objetivo, características da coleta de dados e referências dos estudos encontrados na revisão de literatura que avaliam atividades de caça ou o perfil do caçador no Brasil (n=41).

Objetivo	Características da coleta de dados	Referências
Estudos que quantificam as atividades de caça e avaliam diferentes aspectos da atividade (n=25)	Coletam dados diretos sobre as atividades de caça (n=14)	Costa Neto 2000; De Souza-Mazurek <i>et al.</i> 2000; Peres 2000; Desbiez <i>et al.</i> 2011; Rosas & Drumond 2007; Terra 2007; Nobre 2007; Valsecchi & do Amaral 2010; Peters <i>et al.</i> 2011; Vieira 2013; Valsecchi <i>et al.</i> 2014; Van Vliet <i>et al.</i> 2014; El Bizri <i>et al.</i> 2015; Mendonça <i>et al.</i> 2016
	Utilizam bancos de dados ou plataformas online (e.g., apreensões da polícia ambiental) (n=4)	Fuccio <i>et al.</i> 2003; Ramos 2013; Chagas <i>et al.</i> 2015 e Sousa & Srbek-Araujo 2017
Estudos que avaliam o efeito das atividades de caça sobre as populações silvestres indiretamente (sem quantificar) (n=7)		Chiarello 2000; Cullen Jr. <i>et al.</i> 2000; Peres 2001; Pianca 2004; Calouro 2005; Araújo <i>et al.</i> 2008; Mazolli <i>et al.</i> 2002
Estudos que investigam características da caça (e.g., espécies, técnicas, etc.) (n=16)	Investigam o perfil socioeconômico dos caçadores (e.g., gênero, idade, renda) (n=10)	Alves <i>et al.</i> 2009; Barboza 2009; Barbosa <i>et al.</i> 2010; Dantas-Aguiar <i>et al.</i> 2011; Alves <i>et al.</i> 2012; Barbosa <i>et al.</i> 2011; De Souza & Alves 2014; Melo <i>et al.</i> 2014; Van Vliet <i>et al.</i> 2015; Barboza <i>et al.</i> 2016
	Não investigam o perfil socioeconômico dos caçadores (n=6)	Mourão 2006; Ribeiro <i>et al.</i> 2007; Hanazaki <i>et al.</i> 2009; Pereira & Schiavetti 2010; Bezerra <i>et al.</i> 2012; Nóbrega 2012;

Avaliamos os 41 estudos selecionados em sua capacidade de contribuir para o diagnóstico das atividades de caça e o perfil do caçador no Brasil e na região Centro-sul (Tabela 1). Os estudos que quantificaram as atividades de caça diretamente são os que mais contribuem para diagnosticar as atividades da caça, pois apresentam estimativas da quantidade de animais e biomassa retiradas dos ecossistemas, permitindo avaliar possíveis impactos da caça nas populações silvestres. Os estudos que utilizaram bancos de dados são capazes de apresentar um panorama geral das espécies caçadas e do perfil do caçador, todavia se limitam aos dados disponíveis nesses bancos que se mostraram restritos na maioria dos estudos (e.g., identificação parcial das espécies, dados disponíveis apenas para algumas regiões, diferentes esforços de

coleta em cada região). Nos estudos que investigaram as características da caça predominou a descrição das espécies-alvo e de outros aspectos relevantes, como os tipos de uso realizados pela população, as técnicas utilizadas na caçada e o perfil dos caçadores. Os dados desse tipo de estudo possibilitam a identificação das espécies que podem estar sofrendo maior pressão da caça e permitem uma compreensão mais abrangente do funcionamento do sistema socioecológico com enfoque nas atividades de caça. Porém, não permitem avaliar a pressão da caça. Os estudos que avaliaram o efeito das atividades de caça sobre as populações silvestres indiretamente permitem avaliar se a caça na área de estudo tem efeitos negativos sobre as principais espécies cinegéticas, porém não possibilitam a avaliação quantitativa do esforço de caça e a comparação com estudos em outras áreas. De forma geral, os estudos são demasiadamente esparsos no tempo e no território brasileiro para permitirem diagnósticos apropriados.

Alguns dos estudos encontrados apresentaram limitações quanto ao esforço e o delineamento amostral que restringem ainda mais sua capacidade de contribuir para avaliar as atividades de caça e do perfil do caçador no Brasil em geral e na região Centro-sul em particular. Dentre os estudos que quantificam ou avaliam o efeito das atividades de caça sobre as populações silvestres, encontramos pesquisas que: i) comparam a abundância dos animais cinegéticos entre áreas como indicadores de intensidade da caça, porém características específicas da área e outros fatores que podem estar influenciando a abundância das espécies se mostram relevantes nesses trabalhos, indicando necessidade de maiores investigações (ou seja, podemos dizer que são inconclusivos); ii) consideram o encontro de vestígios como indicador de frequência de atividades de caça, porém não apresentam as características das técnicas de caça utilizadas na região, o que pode induzir ao erro já que não é estimado quantos apetrechos em média são utilizados pelos caçadores; iii) realizaram o estudo em uma ou poucas áreas pequenas (± 50 ha), sendo problemático extrapolar tais informações para áreas maiores; iv) utilizaram transectos para a procura de caçadores e indícios das atividades de caça apenas ou principalmente no período diurno, sendo que a maior parte das atividades de caça acontecem à noite e em épocas do mês onde a lua proporciona maior claridade, o que pode haver subestimado a intensidade da pressão da caça; e/ou iv) comparam bancos de dados de órgãos ambientais, desconsiderando que o registro dos dados em cada sede depende diretamente do esforço fiscalizador e da qualidade da coleta e armazenamento de dados, o que pode variar consideravelmente.

Dentre os estudos que investigam características da caça, o principal aspecto que limita a generalização de seus resultados são o contexto local no qual a maioria desses estudos são

realizados: i) abordam uma única comunidades e um número restrito de entrevistados (menos de 100 pessoas) e ii) são voltados para comunidades tradicionais e locais da zona rural e de áreas protegidas das regiões Norte e Nordeste. As características dos estudos apresentadas como limitadoras não invalidam os resultados apresentados ou a relevância do estudo para o contexto local e para informar sobre a atividade, especialmente em um contexto histórico. Todavia, em geral, não permitem avaliar o esforço de caça e seu impacto nas populações silvestres ou diagnosticar seu perfil (*e.g.*, subsistência, esporte) e do caçador (*e.g.*, renda, gênero, escolaridade) em nível além do local.

Apenas 14 pesquisas investigaram o perfil socioeconômico dos caçadores envolvidos no estudo, das quais 10 fizeram investigações qualitativas (Tabela .1) e quatro quantitativas (Rosas & Drumond 2007, Terra 2007, Nobre 2007, Mendonça *et al.* 2016). A partir destes estudos pudemos verificar que os caçadores das regiões Norte e Nordeste são geralmente agricultores e pescadores, principalmente homens, de idades variadas e de baixa renda e escolaridade. No entanto, faltam estudos para inferir essa caracterização para além do estado ou região do estudo.

A maior parte dos estudos encontrados foi realizada no Nordeste (n=15) e no Norte (n=13), em especial nos estados da Paraíba (n=10) e do Amazonas (n=8) (Figura 1). Pouco menos da metade dos trabalhos (n=18) foram realizados em áreas rurais e a mesma quantidade em áreas protegidas (Tabela 2). Encontramos apenas treze estudos realizados na região Centro-Sul: dois na região Sul, sete na Sudeste, um na Centro-Oeste e três que abrangeram duas ou mais regiões (Tabela 3). Para estes últimos, dois trabalhos tratam de dados em nível nacional e dois consideram três ou mais estados. Há estados para os quais não encontramos nenhuma pesquisa específica quantificando ou qualificando a caça e os caçadores, como é o caso do Paraná, Goiás e Maranhão.

Na região Centro-Sul, apenas 6 trabalhos abordaram a caça em paisagens rurais (Tabela. 2). Sete pesquisas foram realizadas de 2000 a 2008 e seis de 2009 a 2018. Todos os trabalhos investigaram mamíferos cinegéticos, sendo que oito investigaram também aves e quatro investigaram répteis. Entrevistas foi o método mais utilizado (n=5), seguidas dos censos em trilhas (n=4). Os estudos tiveram como objetivo, de forma geral, identificar as espécies caçadas e avaliar parâmetros de riqueza e abundância, avaliar a incidência da caça e avaliar a influência da atividade nas populações da fauna, algumas vezes analisando a probabilidade de persistência da fauna considerando a pressão da caça na área de estudo ou a capacidade de uso sustentável das populações de animais silvestres.

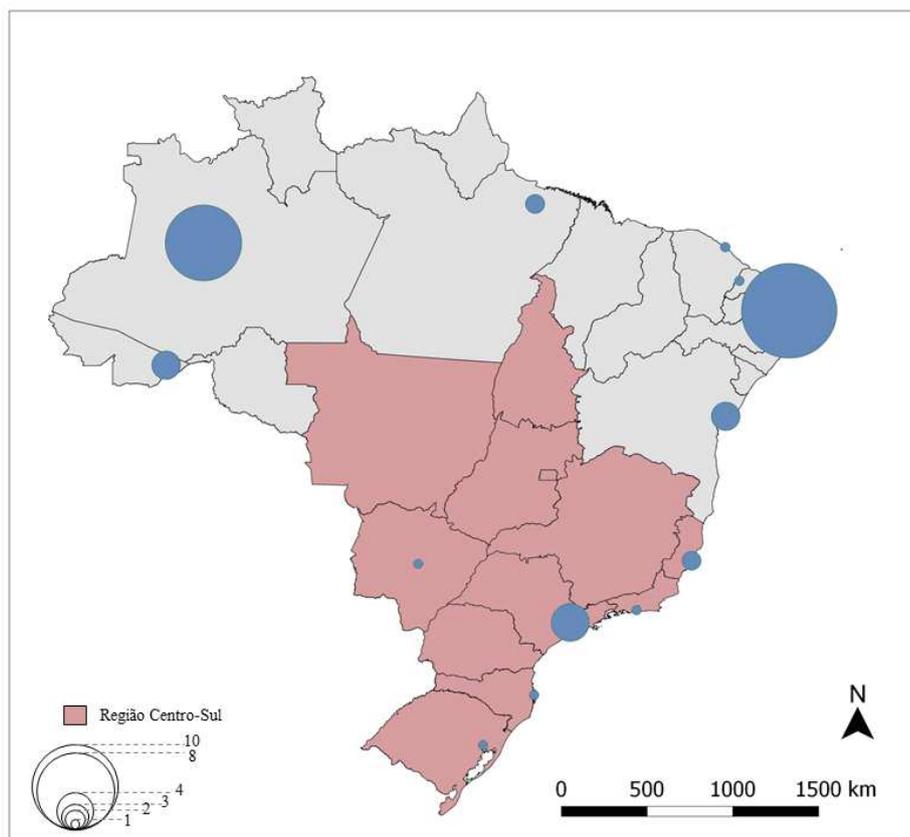


Figura 1 - Distribuição dos documentos encontrados na revisão bibliográfica (artigos, dissertações, teses e relatórios) que buscaram quantificar e qualificar as atividades de caça e o perfil do caçador no país em cada estado (n=39): Paraíba (n=10), Amazonas (n=8), São Paulo (n=4), Acre (n=3), Bahia (n=3), Espírito Santo (n=2), Pará (n=2), Ceará (n=1), Mato Grosso do Sul (n=1), Rio de Janeiro (n=1), Rio Grande do Norte (n=1), Rio Grande do Sul (n=1) e Santa Catarina (n=1). Os estudos que abrangeram mais de um estado (n=3) não estão representados nesta figura. Os círculos no mapa estão posicionados na capital dos estados e não representam o local no qual o estudo foi realizado.

Tabela 2. Delimitação da área de estudo das pesquisas encontradas na revisão de literatura que avaliam a caça ou o perfil do caçador, realizadas no Brasil (n=41) e na região Centro-Sul (n=13).

Delimitação da área de estudo	Brasil*	Centro-Sul	
	(n=)	(n=)	(Referências)
Todo o território estadual ou nacional	3	2	(Chagas <i>et al.</i> 2015; El Bizri <i>et al.</i> 2015)
Áreas protegidas	17	6	(Chiarello 2000; Pianca 2004; Nobre 2007; Araújo <i>et al.</i> 2008; Peters <i>et al.</i> 2011; Sousa <i>et al.</i> 2017)
Áreas rurais	17	3	(Peres 2001; Mazzolli <i>et al.</i> 2002; Desbiez <i>et al.</i> 2011)
Áreas protegidas e áreas rurais	2	1	(Cullen Jr. <i>et al.</i> 2000)
Comunidade no litoral	1	1	(Hanazaki <i>et al.</i> 2009)
Terra indígena	1	0	-

*Considera os estudos da região Centro-Sul

Tabela 3. Principais características (referência do estudo, estado da União onde foi realizado, objetivos e principais resultados, método e espécies investigadas) das pesquisas encontradas na revisão de literatura que avaliam a caça ou o perfil do caçador na região Centro-Sul do Brasil.

Referência	Estado	Objetivo	Ano da coleta	Espécies/ populações investigadas	Método	Principais resultados
Chiarello 2000	ES	Relata a incidência de caça ilegal, em reservas e fragmentos florestais da região, e discute como esse fator pode estar afetando a fauna.	1994-1996	Mamíferos e aves cinegéticos	Censos em trilhas (diurnos e noturnos) em 6 áreas (210 a 24.000ha)	Encontrou 12 espécies de mamíferos e 9 de aves cinegéticos. Evidências de caça foram encontradas em 5 das 6 áreas investigadas. A maior riqueza de espécies foi encontrada nas duas maiores áreas. Os autores apontam a caça como fator importante afetando a comunidade de animais cinegéticos
Cullen Jr. et al. 2000	SP	Avalia a suscetibilidade das espécies à caça comparando a abundância de espécies entre fragmentos de tamanho semelhante, mas com diferentes pressões de caça.	1996	Mamíferos e aves cinegéticos	Censos em trilhas (majoritariamente diurnos) em 4 áreas de 200ha e 1 de 35.000ha	Encontrou 12 espécies/grupos de espécies cinegéticas, com abundância em média 48% menor em áreas mais caçadas (o padrão só foi encontrado para algumas espécies). Os autores reconhecem que ao menos três outros fatores podem estar influenciando as espécies além da caça, porém a identificam como fator mais relevante afetando espécies a curto prazo.
Peres 2001	Estados (3)	Examinar a probabilidade aves e mamíferos de médio e grande porte de persistirem em fragmentos florestais da Amazônia de tamanhos variáveis	1987-2000	Mamíferos e aves cinegéticos de médio e grande porte	Cruzamentos de dados sobre a caça e geoprocessamento de fragmentos florestais em 6 áreas na Amazônia	A partir de uma estimativa da probabilidade de populações de mamíferos e aves de médio e grande porte persistem em fragmentos de tamanhos variáveis na floresta amazônica, o autor conclui que a caça excessiva persistente provavelmente levará a maior parte das populações de vertebrados à extinção local.
Mazzolli et al. 2002	SC	Contribuir para compreender as interações humanas-predador, estabelecendo uma relação entre perdas na produção pecuária e métodos de criação no sul do Brasil.	1993 - 1995	<i>Puma concolor</i>	Vestígios e entrevistas para avaliar a predação em propriedades rurais (15 props. de 40 a 2500 ha)	Foram encontrados 37 vestígios de predação. No estudo as predações são caracterizadas por período do dia em que o ataque ocorre, espécies atacadas e as perdas econômicas são estimadas. Os autores estimam a relevância das perdas por ataques em relação a outros tipos de perda e sugerem ações que podem ser tomadas para diminuir as predações.
Pianca 2004	SP	Quantificar a frequência de caça e de ocorrência de mamíferos de médio e grande porte, e avaliar as diferenças nas frequências dos mamíferos nas áreas com diferentes intensidades de pressão de caça e fiscalização	2003	Mamíferos de médio e grande porte	Parcelas de areia, observações diretas, vestígios de caçadores, entrevistas com moradores, dados da fiscalização (3 áreas)	Foram observados 17 registros de atividades de caça e 20 espécies nas áreas estudadas. A pressão de caça foi considerada moderada nas áreas onde a atividade foi registrada. A autora concluiu que a eficiência da fiscalização pode ser importante na conservação da mastofauna na região.
Nobre 2007	SP	Conhecer a condição demográfica atual das espécies silvestres alvo da caça, das características das atividades de caça praticadas e dos possíveis limites sustentáveis da	2002-2005	Mamíferos e aves de médio e grande porte	Censos em trilhas (diurnos) e entrevistas em uma parte do parque estudado (554,31 km ²)	Encontrou 62 registros de mamíferos e 168 de aves das 17 espécies avaliadas, tendo algumas espécies apresentado menor abundância em áreas com maior intensidade de caça. A avaliação do autor indicou que as densidades altas das populações humanas na região, acarretam pressão da caça e necessidade de ingestão proteica

		caça para subsistência no Parque Estadual da Serra do Mar				acima dos valores toleráveis pela produtividade da comunidade estimadas pelo modelo
Araújo <i>et al.</i> 2008	RJ	Estimar a abundância, densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos e analisar evidências da caça ilegal em duas UCs do RJ.	2003-2005	Mamíferos cinegéticos	Censos em trilhas (diurnos) em 2 UCs (~3.000 e 5.000ha)	Encontraram 12 espécies cinegéticas (147 indivíduos) e 34 evidências de práticas de caça nas áreas estudadas.
Hanazaki <i>et al.</i> 2009	SP	Analisar o uso da fauna terrestre pelos caiçaras da Mata Atlântica brasileira	1998-2000	Fauna terrestre (aves, mamíferos e répteis)	Entrevistas abertas com 116 residentes em 3 comunidades Tradicionais	Encontraram 17 espécies. Descrevem os principais usos associados (consumo e remédios) e técnicas de caça.
Desbiez <i>et al.</i> 2011	MS	Investigar e entender as práticas de caça na planície fluvial do Pantanal	2004-2005	Pecari tajacu, Tayassu pecari e <i>Sus scrofa</i>	Survey exploratório, entrevistas semiestruturadas e coleta de crânios	Os porcos selvagens são o principal alvo de caça, substituindo a caça histórica de porcos nativos. Técnicas de caça e manejo dos animais para a caça posterior também se modificaram para se adequar às mudanças na caça
Peters <i>et al.</i> 2011	RS	Relatar registros de caça e perseguição aplicada à mastofauna, em uma unidade de proteção de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental) no pampa gaúcho	2009	Mamíferos	Campanhas mastozoológicas para o encontro de carcaças e vestígios (1 área)	Foram encontrados 26 registros e 10 espécies de mamíferos nativos do bioma Pampa.
Chagas <i>et al.</i> 2015	Estados (16)	Caracterizar a caça ilegal e a pesca a nível nacional, recolhendo dados da polícia ambiental.	2013-2014	Fauna cinegética (mamíferos, aves e répteis) e pesca	Relatórios e bancos de dados da Polícia Ambiental (7 estados da região Centro-Sul)	Os dados de pesca ilegal são principalmente da região Amazônica, enquanto a caça se mostrou uniforme para os estados investigados. Foram registradas 747 carcaças de animais abatidos na região Centro-Oeste (353 mamíferos, 348 aves e 46 répteis). Caracteriza as principais espécies caçadas e a biomassa retirada. A identificação taxonômica das espécies foi de 45%.
El Bizri <i>et al.</i> 2015	Brasil	Utilizar um recurso on-line (YouTube™) para detectar a ocorrência de caça esportiva, medir os impactos da atividade nas espécies cinegéticas e biomas, avaliar as opiniões dos internautas sobre a atividade e discutir a necessidade de intervenções políticas sobre o tema no país.	2014	Fauna cinegética	Avaliação de vídeos no Youtube	Encontraram 383 vídeos relacionados à caça esportiva com mais de 15 milhões de visualizações. Os vídeos eram principalmente em regiões do Cerrado, mostrando atividades de caça de pacas (<i>Cuniculus paca</i>), tatus e outras espécies, realizadas principalmente nos meses de janeiro e julho e roupas de caça esportiva, indicando possivelmente caçadores de classe média-alta. A opinião da maioria dos internautas foi a favor da caça.
Sousa <i>et al.</i> 2017	ES	Caracterizar as atividades de caça em um mosaico de unidades de conservação, comparar os registros de caça entre áreas e avaliar as espécies mais afetadas pela atividade	2010-2013	Fauna cinegética (aves, répteis e mamífero)	Banco de dados de agências responsáveis pela fiscalização	Caracteriza as atividades de caça na região. Encontraram 693 registros sobre 15 espécies. Mostra um aumento no número de eventos de caça encontrados ao longo do tempo, relacionado ao esforço de fiscalização. Apresenta a caça como uma significativa ameaça para a fauna da região.

Descrição dos estudos que apresentam evidências sobre a relação entre mudanças no uso da terra e a cultura da caça na região Centro-Sul

Em nossa análise, quatro estudos apresentaram evidências para avaliar uma possível relação entre as mudanças no uso da terra que ocorreram na região Centro-Sul do Brasil e a cultura da caça: Mazolli *et al.* (2002), Desbiez *et al.* (2011), El Bizri *et al.* (2015) e Sousa & Srbek-Araujo (2017). Desbiez *et al.* (2011) apresentam dados que mostram como os moradores rurais (n=97) em uma área de 400km² no Pantanal central mudaram as espécies-alvo, o manejo e as técnicas de caça para se adequarem às novas realidades das áreas rurais. Nos ranchos abordados, os animais silvestres, como os porco-do-mato (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e os tatus (*Dasytus* sp. e *Euphractus* sp.), deixaram de ser a principal espécie-alvo da caça, sendo citadas em menos de 20% das entrevistas e correspondendo a apenas 9% dos esqueletos encontrados (n=255). Para 100% dos entrevistados o porco monteiro (*Sus scrofa*), espécie exótica introduzida na região, é atualmente a principal ou a única espécie caçada, a qual pertenciam 91% dos esqueletos encontrados. Com a modificação nas espécies-alvo, o manejo local voltado para as atividades de caça passou a se caracterizar pela castração dos porcos monteiros, seguida pela soltura e a recaptura dos animais em até 10 meses, quando o indivíduo apresenta maior peso. Dados sobre o esforço de caça, bem como sobre a importância econômica, cultural e de segurança alimentar da caça do porco monteiro e de sua gordura e carne também são encontrados no estudo. Dois motivos justificam a mudança no sistema de caça retratado por Desbiez *et al.* (2011): i) a proibição da caça de espécies silvestres pela lei e a maior aceitabilidade da caça do porco monteiro por ser uma espécie exótica e ii) o melhor-custo benefício relacionado à sua caça, visto que os animais apresentam alta taxa reprodutiva e mais carne e gordura que os animais silvestres da região. No caso apresentado, as transformações no uso e cobertura da terra estão diretamente relacionadas à nova conjuntura sociocultural e ecológica.

Mazolli *et al.* (2002) e Desbiez *et al.* (2011) apresentam dados que tratam do alto índice de interações negativas entre proprietários rurais e carnívoros silvestres. O estudo de Mazolli *et al.* (2002) é antigo e restrito à área leste do estado de Santa Catarina. No entanto, caracteriza as interações entre proprietários rurais e onças-pardas (*Puma concolor*) e a caça do carnívoro como retaliação a perdas econômicas. Na época, foi possível estudar 37 casos de abate de onças-pardas em 15 propriedades rurais. Os autores mostraram que o número de ataques de onças às criações foi alto. Todavia, grande parte dos ataques poderiam ter sido evitados caso houvesse um manejo adequado dos animais de criação e, em alguns casos, o prejuízo real monetário não

se mostrou representativo frente ao tamanho do rebanho (Mazzolli *et al.* 2002). A realidade do estudo pode ou não ser representativa das interações que ocorrem na região Centro-Sul, necessitando de maiores estudos. Desbiez *et al.* (2011) não exploram profundamente a existência de interações antagônicas, mas apontam que os carnívoros são comumente perseguidos pelos moradores rurais na região do estudo.

El Bizri *et al.* (2015) e Sousa & Srbek-Araujo (2017) apresentam dados que apontam uma modificação do perfil da caça e do caçador em algumas áreas da região Centro-Sul. Nestes estudos há indícios de que a caça pode ter deixado de ser realizada pelas populações locais para subsistência e passado a ser realizada por populações urbanizadas por esporte nas regiões estudadas. Os dados de El Bizri *et al.* (2015) apontam que i) a caça no Brasil parece estar sendo realizada em maior quantidade em áreas de Cerrado, ii) que o número de vídeos postados sobre o assunto cresceu anualmente no período analisado (2007-2014), e que iii) os caçadores nos vídeos aparentam ser, em geral, brasileiros residentes urbanos de classe média-alta, devido ao período das filmagens, principalmente em época de férias escolares de inverno (junho e julho) e verão (novembro, dezembro e janeiro), e à utilização de equipamentos de alto custo. El Bizri *et al.* (2015) discutem a restrita eficiência dos órgãos ambientais fiscalizadores para evitar esses eventos de caça e sobre a necessidade de encontrar soluções para a caça esportiva no Brasil. No mesmo sentido, por meio do banco de dados proveniente de um sistema de vigilância ambiental composto por várias instituições, Sousa & Srbek-Araujo (2017) mostraram que a grande maioria dos caçadores autuados em um complexo de áreas protegidas (complexo florestal Linhares-Sooretama, ES) não caçavam para subsistência, mas por esporte e lazer. Apesar do estudo de Sousa & Srbek-Araujo (2017) não caracterizar as atividades de caça ilegal com foco apenas em áreas rurais, em conjunto com o estudo de El Bizri *et al.* (2015), contrasta com os resultados de outros estudos sobre a caça nas demais regiões do Brasil, nos quais grande parte da atividade ainda é realizada para subsistência por populações rurais. Todavia, os autores sugerem que o aumento da caça por esporte e lazer, em detrimento da caça para subsistência, não seria uma tendência nacional, mas sim regional.

4. Discussão

50 anos de predominante proibição da caça no território Brasileiro

Em nosso corpo de análise encontramos relativamente poucos estudos que tratam da caça no Brasil e menos ainda que apresentam dados para análise das características da atividade, seus

efeitos sobre as populações silvestres e sobre o perfil dos caçadores. Provavelmente, o principal motivo para explicar este número reduzido de estudos encontrados se refere à dificuldade do diálogo entre pesquisadores e caçadores em algumas regiões do Brasil, tendo em vista a ilegalidade da atividade na maior parte dos casos (Fernandes-Ferreira & Alves 2017). Essa situação é reforçada pela falta de dispositivos de confidencialidade e sigilo profissional que respaldem as pesquisas de biólogos, principais profissionais que estudam a questão atualmente (Verdade & Seixas 2013). Todavia, se mostra relevante investigar que outros motivos podem estar envolvidos no reduzido número de pesquisas realizadas e publicadas sobre as atividades de caça no Brasil, bem como, de pesquisadores envolvidos com o tema.

O reduzido número de estudos que avaliam a caça e o perfil do caçador dificulta qualquer análise mais aprofundada da atividade ou dos caçadores, seja quanto ao impacto da atividade nas populações silvestres, quanto às populações humanas que caçam, quanto à relevância da caça em diferentes territórios brasileiros, ou quanto às possíveis mudanças que possam ter ocorrido relacionadas à atividade. Os estudos, quando disponíveis são, em geral, restritos quanto ao período analisado ou limitados quanto a sua capacidade de generalização. De forma geral, a distribuição dos estudos no território brasileiro não é uniforme, sendo bastante concentrada na região Norte e Nordeste. Fernandes-Ferreira & Alves (2017) apontam, como uma das razões para esse padrão, a restrita presença de grupos de pesquisa com linhas voltadas para a caça. Na Paraíba, por exemplo, os estudos encontrados apresentam uma grande repetição de autores docentes das Universidades Federal e Estadual da Paraíba (respectivamente, UFPB e UEPB). As áreas onde ocorrem as pesquisas sobre caça (Tabela 2) também restringem a capacidade de generalização de seus resultados. As características das áreas rurais, privadas, e das Unidades de Conservação, sob tutela do estado, diferem fundamentalmente em termos legislativos, de fiscalização, da existência de interações negativas, etc., não sendo possível considerar, *a priori*, que os processos ocorrendo em cada uma dessas áreas são similares. Especificamente, alguns estudos mostraram limitações quanto ao reduzido esforço e delineamento amostral. Por fim, o tamanho do território brasileiro faz com que todos os estudos encontrados sejam pouco representativos e esparsos no tempo. A escassez de pesquisas e os fatores limitantes à generalização dos dados dos estudos encontrados apontam para a dificuldade de um diagnóstico da caça no Brasil e para a necessidade de estudos que superem esses obstáculos, voltados para uma avaliação mais precisa e ao longo do tempo da atividade e seus benefícios para o ser humano e impactos negativos para os animais cinegéticos nas diferentes regiões do Brasil.

Apesar do cenário apresentado, alguns estudos apresentaram evidências relevantes para o contexto nacional ou utilizaram métodos que merecem destaque, especialmente para direcionar novos estudos sobre a caça no Brasil. Pesquisas que utilizaram o monitoramento participativo da caça para a coleta de dados apresentaram dados com alta acurácia. Esse método é capaz de quantificar a caça de forma confiável quanto às espécies caçadas e a quantidade de biomassa retirada do habitat, assim como de coletar dados sistematicamente por longos períodos de tempo, permitindo conclusões mais fidedignas aos reais efeitos da caça sobre as populações silvestres. No entanto, esses estudos são raros e geralmente ocorrem em comunidades indígenas (De Souza-Mazurek *et al.* 2000, Vieira 2013) e nas regiões Norte e Nordeste (Van Vliet *et al.* 2015 e Mendonça *et al.* 2016). Essa restrição do método está vinculada a sua exigência de que o caçador reporte os dados de suas atividades de caça (muitas vezes ilegais), o que põe em risco o pesquisador e o sujeito de pesquisa. A parceria que poderia se estabelecer entre caçadores e pesquisadores acaba não ocorrendo por receio de ambas as partes, entre outras coisas, pela falta de respaldo legal em relação ao sigilo e confidencialidade da pesquisa como colocado acima. As pesquisas de natureza etnozoológica também merecem destaque, pois apresentaram uma lista das espécies usadas pelas comunidades e o perfil dos caçadores, bem como outras informações relevantes para atividade de caça.

Mudanças na cultura da caça na região Centro-Sul do Brasil

Os estudos encontrados na revisão de literatura científica sobre a caça no Brasil não possibilitam avaliar devidamente se houve uma mudança na cultura da caça na região Centro-Sul como um todo e se haveria uma relação entre as mudanças no uso da terra (da expansão agrícola e do êxodo rural) dessa região. No entanto, alguns estudos apresentam indícios de que mudanças significativas podem ter ocorrido ou estar ocorrendo (Desbiez *et al.* 2011, Mazzolli *et al.* 2002 e El Bizri *et al.* 2015).

É possível que as gerações mais jovens das comunidades rurais e tradicionais do Centro-Sul, com a migração para as cidades, o acesso às tecnologias e o interesse pelo contexto moderno e urbano das cidades, o acesso à educação e ao discurso preservacionista, a desvinculação com o meio rural e uma forte pressão da fiscalização da caça no meio rural, tenham desencadeado o desinteresse da grande maioria dos jovens na atividade ilegal (Diegues & Viana 2004, Islas 2015, Govindin, & Miller 2015, Capítulo 3). Em processo contrário, uma parcela da população urbana, espelhados nas populações de países considerados desenvolvidos, como é o caso dos

Estados Unidos e Austrália onde a caça por esporte é permitida (Arnett, & Southwick 2015), podem estar buscando na atividade um novo *hobby* e status. El Bizri *et al.* (2015) mostram que nos comentários dos vídeos, a permissão da caça em outros países é um dos argumentos mais mencionados para apoiar a regulamentação da caça no Brasil.

As pesquisas de Desbiez *et al.* (2011) e Mazzolli *et al.* (2002) também apresentam pistas sobre possíveis modificações nas atividades de caça na região. Desbiez *et al.* (2011) registram um caso no qual tanto a espécie-alvo, quando as técnicas de caça e de manejo local da espécie mudaram completamente devido à introdução de uma espécie há cerca de 100 anos atrás. Muitas novas questões surgem de uma situação assim, por exemplo, qual o impacto atual da caça nas populações silvestres dessa região? Teria essa mudança na espécie-alvo da caça extinguido a ameaça da atividade às espécies nativas? Ou ainda, qual o impacto das novas técnicas de caça e manejo do porco monteiro para os habitats naturais da região? Por outro lado, a pesquisa de Mazzolli *et al.* (2002) fomenta o questionamento sobre se, com o aumento das criações de gado e de outros animais na região Centro-Sul estaria acontecendo um aumento nos das interações negativas entre proprietários rurais e a fauna silvestre. Segundo Zimmermann *et al.* (2005), Palmeira *et al.* (2008) e Marchini & Macdonald (2012), o número de interações negativas entre proprietários rurais e carnívoros em áreas da região centro-Sul é expressivo. A maior proximidade entre a população humana e animais silvestres devido a transformação das áreas naturais para a expansão da agricultura e das criações de animais domésticos proporciona um ambiente mais favorável à existência dessas interações (Marchini 2014). O número de trabalhos que abordam o abate da fauna motivado por perdas na produção rural encontrados em nossa revisão não foram expressivos. Isto se deve ao fato de não termos incluído o abate para controle, especificamente, como palavras-chave na pesquisa. Entendemos que o abate para controle não é uma atividade de caça ativa, mas uma resposta dos produtores rurais aos desafios encontrados na coexistência ser humano-fauna, o que não invalida a relevância dessas ações quanto à pressão que exerce sobre as populações silvestres.

O problema da falta de estudos sobre a caça no Brasil e na região Centro-Sul

O número restrito de dados disponíveis para diagnosticar as atividades de caça no Brasil e no Centro-Sul preocupa. Enquanto a comunidade científica, nacional e internacional, afirma que a caça é uma das principais causas da diminuição da diversidade da fauna em nível global (Peres 2000, Wright 2003, Chiarello *et al.* 2008, Kurten 2013, Dirzo *et al.* 2014, Rosin & Poulsen

2016), como nossos resultados mostram, há pouquíssimos estudos para avaliar essa afirmação no Brasil. Van Vliet *et al.* (2015) mostra que na fronteira entre Brasil, Colômbia e Peru, apenas quatro caçadores chegaram a traficar 11 toneladas de carne de caça em 60 dias. A inexistência de mais estudos dessa dimensão impossibilita afirmar se em alguma outra localidade no território brasileiro a proporção de carne vendida ilegalmente pode ser semelhante ou mesmo superior a essa estimativa. Também, não se tem informações suficientes para avaliar quais as principais motivações para a realização da caça (*e.g.*, culturais, de subsistência, para comércio, abate de pragas) pelas populações humanas em diferentes regiões do país. Ou seja, após 50 anos de regulação e ilegalidade da caça na maior parte do território brasileiro, sabemos muito pouco sobre a atividade. Informações fundamentais para subsidiar tomadas de decisão sobre a o manejo da fauna e atividades de caça, como quantidade de animais caçados, principais regiões e espécies-alvo e o perfil dos caçadores, não estão disponíveis. Nesse contexto, qualquer tomada de decisão, que não seja baseada em uma estratégia de manejo adaptativo, na qual ações de manejo são tomadas e avaliadas em um curto período de tempo, pode trazer consequências danosas e irreversíveis. Portanto, é latente a necessidade de estudos sobre as transformações que estão ocorrendo e suas consequências para as populações silvestres e humanas. Em especial, estudos sobre sistemas de manejo formais ou informais existentes em escala local ou regional, afim embasar futuras tomadas de decisão. Recomenda-se o fomento de estudos em múltiplas escalas espaço-temporal (*i.e.*, do local ao regional, do curto ao longo prazo) em todo o território nacional, em especial nas regiões com poucos estudos.

Especificamente sob os estudos encontrados para a região Centro-Sul, parece improvável que as extensas mudanças que ocorreram no contexto socioeconômico e ambiental da região não tenham causado mudanças na cultura da caça. Não se pode continuar supondo que as ameaças às populações silvestres e humanas continuam as mesmas, assim como suas interações. Os estudos encontrados são demasiadamente escassos para realizar qualquer especulação sobre o estado geral da atividade na região. Porém, essas pesquisas aguçam a dúvida sobre o que pode ter acontecido e o que está acontecendo com as atividades de caça, tão relevante para o manejo das espécies silvestres. Por exemplo, a extinção local de espécies nativas, o aumento de uma determinada espécie silvestre ou mesmo a introdução de uma espécie exótica pode ter motivado uma mudança nas espécies-alvo da caça em uma localidade do Brasil. Se as técnicas de caça mudaram, a atividade pode ter se tornado mais ou menos sustentável do ponto de vista ecológico-evolutivo e essas mudanças precisariam ser investigadas. Se os ataques da fauna às produções agrícolas aumentaram, pode ser que houve uma diminuição no habitat das espécies

silvestres e estas não estão encontrando alimento nos remanescentes naturais, aumentando o ataque às criações. Se as populações tradicionais e locais que realizam a caça para subsistência já não representam a grande maioria dos caçadores, e essa nova parcela da população que se interessa pela caça esportiva a realiza mesmo sob ilegalidade, devem-se avaliar alternativas de manejo para o novo contexto. Cada uma dessas possibilidades pode ter consequências diversas para os ecossistemas, para os sistemas sociais e para a sustentabilidade ecológica da atividade.

Uma forma de amenizar a insuficiência de informações apontada poderia ser a implementação de mais programas de monitoramento de longo prazo da biodiversidade. A contratação por parte do governo de profissionais (*e.g.*, biólogos, engenheiros florestais, sociólogos, geógrafos) especializados em manejo de fauna silvestre ou em atividades de caça especificamente também tem sido mencionada como necessário na literatura (Verdade 2004). O estímulo à realização de pesquisas sobre o perfil socioeconômico e cultural dos caçadores e de outros aspectos relacionados à caça, por profissionais que disponham de aparatos legais para garantir a confidencialidade e sigilo profissional, bem como a formação adequada para abordar o tema também poderiam gerar benefícios para a área. Parcerias entre profissionais de áreas diversas seriam especialmente vantajosas devido ao caráter complexo da caça, que deveria ser estudado por meio de uma abordagem interdisciplinar. Por fim, a construção de um banco de dados integrado disponível online, com informações sobre apreensões, estatísticas e outros dados relevantes, provenientes de órgãos governamentais (como Polícias Federal, Estadual e Rodoviária e Ibama), além das organizações não governamentais e sociedade em geral, poderia também contribuir para preencher a lacuna de informações sobre as atividades de caça e seus impactos sobre a fauna silvestre no território Brasileiro. Contudo, estas sugestões, são apresentadas como pequenos passos na tentativa de resolver as debilidades históricas da área. Todavia, para encontrar soluções de longo prazo, em que tenhamos real capacidade de gestão, é preciso abertura para propor e experimentar novos sistemas de manejo dos animais silvestres, bem como investigar e legitimar quando adequado, os sistemas de manejo já existentes.

Considerações finais

Há poucos dados consistentes para avaliar se a caça aumentou, diminuiu ou simplesmente mudou no Brasil e especificamente na região Centro-Sul nas últimas décadas. Há indícios de que podem ter havido mudanças consideráveis no perfil do caçador, nas espécies-alvo da caça, no manejo e nas técnicas de caça na região estudada. Todavia, este estudo mostra que estamos

muito aquém de provermos um diagnóstico da caça no Brasil e particularmente para a região foco do estudo. A baixa disponibilidade de dados para apoiar tomadas de decisão é preocupante e pede soluções.

O caráter complexo da caça demanda uma abordagem interdisciplinar para que possamos compreendê-la e geri-la adequadamente. Nesse sentido, sugere-se tomar medidas que possam impulsionar estudos sobre o tema no maior número de ecossistemas, biomas e regiões brasileira possíveis e envolver profissionais de diferentes áreas em projetos interdisciplinares para abordar os múltiplos aspectos relevantes para da atividade, tendo em vista o manejo das espécies silvestres e a regulamentação e monitoramento das atividades de caça. Nesse contexto, a gestão adaptativa da caça, em a revisão dos regulamentos com base em dados de monitoramento ocorre com certa frequência, é uma potencial solução para evitar uma perda ainda maior da biodiversidade.

Agradecimentos

Este estudo foi parcialmente financiado pelo Programa Biota da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP Proc. No. 2006/60954-4 e FAPESP Proc. No. 2015/19439-8) e pelo Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC, Canadá). Agradecemos à Coordenadoria de Centros e Núcleos Interdisciplinares de Pesquisa (COCEN) da Unicamp pelo apoio prestado. LMV tem uma Bolsa de Produtividade em Pesquisa (CNPq Proc. No. 312049/2015-3) e CAI tem uma bolsa de doutorado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq Proc. No. 140040/2016-1).

DISCUSSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta tese tive por objetivo, junto à minha orientadora e meus colaboradores, **“investigar que mudanças ocorreram na estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte (>1kg) em paisagens rurais, e que fatores influenciaram tais mudanças nas últimas três décadas, a fim de gerar informações para fomentar estratégias integradas de gestão ambiental e desenvolvimento local”**. Ao tentar responder a esta pergunta, identificamos diferentes lacunas no conhecimento científico às quais poderíamos contribuir. Primeiro, buscamos avançar teoricamente, propondo a inclusão de um componente no arcabouço teórico da Ecologia de Comunidades. Propusemos, também, olhar para as dinâmicas das comunidades biológicas através da lente dos sistemas socioecológicos para tratar desafios ambientais complexos, como é o caso do manejo da mastofauna e da gestão de paisagens rurais (Capítulo 1). Depois, desenvolvemos um método para gerar os dados necessários para responder aos nossos objetivos, de acordo com a disponibilidade de tempo e financiamento do projeto e a perspectiva de valorização do Conhecimento Ecológico Local (Capítulo 2). Por fim, aplicamos o método desenvolvido em um estudo de caso (Capítulo 3 e 4) e realizamos uma revisão de literatura para tratar do tema específico da caça (Capítulo 5). Assim, por meio de diferentes enfoques (teórico, metodológico, estudo de caso, revisão de literatura) e do uso de diferentes lentes para investigação (arcabouços teóricos interdisciplinares e abordagens quantitativas, qualitativas e participativas), identificamos um conjunto de fatores que influenciaram e estão influenciando as assembleias de mamíferos nas paisagens rurais do sul do Vale do Paraíba. Entendemos que com os dados gerados temos o potencial de informar o manejo de mamíferos de médio e grande porte e dar suporte para pensar estratégias integradas de gestão ambiental e desenvolvimento integrados na região do Vale do Paraíba e em paisagens rurais de forma geral. Discutimos nossos achados e apresentamos nossa conclusão final a partir das perguntas que direcionaram nossos objetivos específicos:

Há evidências sobre o estado das populações de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo, e se está ocorrendo diminuição ou aumento dos indivíduos e das espécies desse grupo?

Sim. Por meio da investigação sobre o histórico socioambiental da área e dos dados coletados junto com os moradores rurais (levantamento sistemático da identificação das espécies e das percepções sobre mudanças na dinâmica das populações silvestres), levantamos evidências que apontam para:

- i) Aumento local ou regional no número de indivíduos das seguintes espécies de mamíferos: lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), porcos-do-mato (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*), onça-pintada (*Panthera onca*), onça parda (*Puma concolor*), tatus (*Cabassous* sp., *Dasypus* sp. e *Euphractus sexcinctus*), quati (*Nasua nasua*) e paca (*Cuniculus paca*).
- ii) Novas ocorrências locais e na região das seguintes espécies: lobo guará (*C. brachyurus*) (região), capivara (*H. hydrochaeris*), porcos do mato (*P. tajacu* e *T. pecari*), onça-pintada (*P. onca*), onça parda (*P. concolor*) e veado (*Mazama* sp.) (locais);
- iii) Diminuição local ou regional no número de indivíduos das seguintes espécies: tatus (*Cabassous* sp., *Dasypus* sp. e *E. sexcinctus*), paca (*C. paca*), porco espinho (*Coendou* sp.) e tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*)⁵;
- iv) Possíveis extinções em algumas localidades das seguintes espécies: tatus (*Cabassous* sp., *Dasypus* sp. e *E. sexcinctus*), porco espinho (*Coendou* sp.) e tapeti (*S. brasiliensis*);

Em geral, os principais fatores que levaram a uma diminuição histórica e ainda causam diminuição de populações e perda de espécies são, em geral, a caça e as transformações no uso e cobertura da terra vinculadas aos ciclos econômicos que se estabeleceram na região (e.g., áreas degradadas, pasto, eucalipto, desmatamento). Por outro lado, os principais fatores apontados como tendo levado ao aumento das espécies são i) os resultados das ações restritivas implementadas pelo governo nas últimas décadas (leis ambientais, implementação de unidades de conservação, fiscalização), os efeitos do êxodo rural (diminuição do número de pessoas e chegada de novos moradores na zona rural) e o atual processo de transição florestal. Acessar o real impacto das atividades de caça nas populações silvestres se mostrou complicado na prática. Devido à ilegalidade da caça no país, a maioria dos entrevistados preferiu não mencionar detalhes sobre a atividade. Por isso, realizamos a revisão de literatura sobre o tema no Capítulo 5. Apesar de cães e gatos livremente criados ou ferais terem sido encontrados e mencionados em todas as paisagens investigadas, impactos de cães e gatos, nas assembleias de mamíferos necessitam avaliação específica.

A percepção geral de aumento no número de indivíduos e espécies não foi homogênea no território. As paisagens mais próximas da unidade de conservação, o Parque Estadual da Serra do Mar, foram as que obtiveram mais citações sobre o aumento de animais. Estudos mostram que áreas protegidas levam, em geral, a um aumento da biodiversidade local

⁵ Dinâmicas de espécies contrastantes (e.g., aumentando e diminuindo) se referem a citações coletadas em paisagens diferentes.

(Lester *et al.* 2009, Selig & Bruno 2010). No entanto, fatores como uma gestão inadequada da área podem diminuir esse efeito (Watson *et al.* 2014). Como encontrado em nossos resultados, a implementação da unidade de conservação e a intensa e constante fiscalização ao longo do tempo foram fatores que contribuíram decisivamente para o cenário socioambiental atual. Os gradientes de cobertura florestal e declividade particulares da área de estudo, os quais são maiores próximo à área protegida, também são importantes nesse contexto. A declividade do terreno é, inclusive, um dos fatores impulsionadores do aumento na cobertura florestal registrado para o Vale do Paraíba, já que a inclinação do terreno é inadequada para a produção agropecuária (Silva *et al.* 2017). As consequências do abandono de áreas agrícolas sobre a biodiversidade ainda não estão estabelecidas na literatura (Queiroz *et al.* 2014). Porém, o efeito positivo do aumento de remanescentes de floresta secundária em diferentes táxons, inclusive mamíferos, tem sido mostrado em locais onde atividades agropecuárias ou de silvicultura foram abandonadas (Chazdon *et al.* 200, Navarro & Pereira 2012, Sitzia *et al.* 2012, 2015).

Especificamente, as capivaras e as onças-pardas são conhecidas por se deslocarem em paisagens antropogênicas e tiveram aumentos populacionais registrados no continente Americano (Moreira & Macdonald 1996, Knopff *et al.* 2014, Maletzke *et al.* 2017). Para os taiassuídeos e a onça-pintada esses padrões não são comuns. Ainda assim, Souza *et al.* (2017) recentemente encontraram vestígios de onça-pintada no Parque Estadual da Serra do Mar, o que aponta para a presença dessa espécie na área de estudo. Há duas hipóteses não mutuamente exclusivas para explicar o surgimento do lobo-guará na área de estudo, mencionado consistentemente como uma nova espécie em todo o território. As paisagens desmatadas do Vale do Paraíba podem ter se tornado um habitat adequado para essa espécie que é comum em habitats abertos (savanas e campos brasileiros - Langguth 1975). Novas ocorrências para o lobo-guará já foram registradas em outras áreas do bioma Mata Atlântica (Santos *et al.* 2003, Kasper *et al.* 2009). Outra possibilidade é que as transformações no uso e cobertura da terra nos habitats naturais do lobo-guará podem estar levando ao um deslocamento desse animal (Durigan *et al.* 2007, Gamarra *et al.* 2016). As outras espécies mencionadas como novas ocorrências para a paisagem (*e.g.*, veados, quatis, tatus) são encontradas no conjunto regional de espécies. Nesse caso, é possível que as novas ocorrências citadas sejam: i) relacionadas a mudanças socioambientais que permitiram que essas espécies colonizassem novas paisagens, ii) espécies que estavam localmente extintas e recentemente recolonizaram a paisagem, ou iii) espécies que estiveram sempre presentes, mas em pequenas populações, o que fez com que passassem despercebidas aos entrevistados. Não encontramos estudos para apoiar ou refutar as razões

dadas pelos entrevistados para explicar extinções locais de tatus e porcos-espinhos, o que enfatiza a necessidade de maior investigação nesse sentido.

Os nossos resultados, apesar de bastante positivos na perspectiva da conservação da biodiversidade, necessitam de duas considerações. É possível que a percepção dos entrevistados com relação ao aumento das espécies não represente um aumento real das populações de mamíferos, mas um aumento na aproximação e contato dessas espécies com os entrevistados. Essa possibilidade parece improvável frente às múltiplas evidências encontradas (*e.g.*, menção do aumento por diferentes entrevistados em diferentes paisagens e pelos funcionários do parque que possuem pesquisas com armadilhas-fotográficas, aumento registrado da cobertura vegetal). Ainda assim, não é possível afirmar se houve aumento das populações da mastofauna, visto que não há registros das populações na região ao longo das últimas décadas. Nesse contexto de escassez de informações, nossos resultados trazem evidências bastante pertinentes. Outra consideração, fundamental, é a necessidade de investigar qual o estado da variabilidade genética dessas populações, pois é possível que novos indivíduos apresentem baixa variabilidade, por ter havido uma diminuição muito grande das populações originais em décadas anteriores (Heller *et al.* 2010, Roques *et al.* 2016, Srbek-Araujo *et al.* 2018).

Nossos resultados não invalidam achados recentes sobre a defaunação regional e global; todavia, mostram que mesmo sob um contexto global de perda massiva de espécies, populações de algumas espécies podem estar aumentando no nível local devido a particularidades no contexto socioambiental.

Quais fatores têm influenciado a estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte na área de estudo ao longo das últimas três décadas?

Encontramos fatores ambientais e socioeconômicos influenciando a estrutura das assembleias de mamíferos de médio e grande porte ao longo das últimas três décadas e além na região estudada. Todavia, os fatores identificados são, em última instância, direta ou indiretamente, causados por fatores antropogênicos, o que destaca a importância de se reconhecer e investigar seus efeitos sobre as dinâmicas das comunidades biológicas. Os fatores que historicamente influenciaram as assembleias de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo foram mencionados na questão anterior. Atualmente, os principais fatores que parecem estar influenciando as assembleias de mamíferos são a configuração da paisagem (porcentagem de cobertura vegetal e solo exposto), fatores socioeconômicos das populações rurais (número de pessoas e tamanho das propriedades rurais na paisagem), instituições formais

(áreas protegidas, leis de proteção da fauna, fiscalização policial) e as interações ser humano-fauna (uso, interações motivadas pelas percepções de prejuízos econômicos, benefícios e de responsabilidade sobre a proteção dos mamíferos). Quase todas as informações levantadas sobre o histórico socioambiental do Vale do Paraíba foram mencionadas como tendo influenciado as dinâmicas das populações de mamíferos, o que reforça a perspectiva de que as paisagens rurais são sistemas socioecológicos complexos (Berkes *et al.* 1999) e devem ser investigadas como tal na pesquisa e manejo ecológico da vida silvestre.

No presente, a cobertura vegetal e a distância da área protegida mostraram um efeito positivo sobre a riqueza e a composição de guildas e assembleias de mamíferos, o que era esperado já que a maioria das espécies investigadas tem suas dietas e habitats naturais associados a áreas de floresta (Goulart *et al.* 2009). Além disso, são geralmente as áreas protegidas que possuem os ecossistemas mais preservados e os locais mais seguros para a fauna (*e.g.*, maior proteção contra a caça e atropelamentos) em paisagens rurais (Bruner *et al.* 2001, Chape *et al.* 2005, Joppa, Loarie e Pimm 2008). Esse resultado destaca a importância de se ter áreas protegidas de grande porte nas paisagens (Fischer *et al.* 2008), sendo especialmente relevante para o contexto brasileiro. Desde de 2008 aumentaram consideravelmente os processos de recategorização (para categorias mais flexíveis), diminuição de área e sucateamento das unidades de conservação no país (Bernard *et al.* 2014). As paisagens com maior porcentagem de solo exposto foram as que apresentaram as assembleias de mamíferos com menor diversidade, o que destaca a necessidade de desenvolver estratégias para apoiar a restauração de áreas degradadas e usos e coberturas da terra mais amigáveis à vida silvestre (*e.g.*, agricultura, silvicultura, agroflorestas e, quando possível, restauração de habitats nativos), o que pode ter efeitos sociais e ambientais positivos (De Groot *et al.* 2013, Benayas *et al.* 2009).

Os carnívoros e algumas espécies em particular parecem ser positivamente afetados pelo tamanho das propriedades rurais e pela presença e número de animais domésticos na paisagem. Espécies de onívoros também são afetadas pela presença de criação de animais domésticos. Propriedades rurais maiores geralmente apresentam maior cobertura vegetal e um menor número de pessoas circulando na propriedade. Algumas possibilidades de manejo nesse contexto envolvem o desenvolvimento de políticas públicas que estimulem a coexistência e a proteção da mastofauna nessas propriedades, como por exemplo o fomento à implementação de certificados ambientais e à prevenção de ataques ou à remediação de perdas econômicas causadas pela mastofauna (Dickman 2010). Em sentido oposto, o número de pessoas vivendo na paisagem parece afetar algumas espécies e grupos, principalmente, de forma negativa.

Estudos mostram que alguns animais inclusive modificam seu comportamento para evitar o encontro com pessoas (Gaynor *et al.* 2018). Para diminuir esses efeitos, algumas estratégias de manejo das atividades humanas (*e.g.*, restrições temporais e de barulho em certas áreas) e de planejamento espacial das paisagens rurais (*e.g.*, delimitação do número de pessoas e atividades em determinadas áreas) poderiam ter efeitos positivos.

Destacamos que, enquanto muitas pesquisas foram realizadas para compreender o efeito de variáveis ambientais na estrutura das assembleias de mamíferos (Bowers & Matter 1997, Falcucci *et al.* 2007, Haddad *et al.* 2015, Barlow *et al.* 2016), poucas avaliaram os efeitos de variáveis socioeconômicas na mesma perspectiva. Por isso, nosso conhecimento sobre quais variáveis antropogênicas apresentam maiores poderes de predição sobre as dinâmicas das assembleias de mamíferos ainda é incipiente, o que dificulta a construção de modelos mais robustos. Nesse sentido, é importante que mais pesquisas sejam realizadas para investigar a influência de características socioeconômicas da paisagem, desde a infraestrutura e o manejo da propriedade rural até a postura das pessoas que vivem na paisagem, nos padrões da fauna e, assim, aumentar nossa capacidade de informar o manejo.

Quais as principais interações entre a população humana da área rural e a mastofauna de médio e grande porte na área de estudo e quais as implicações dessas interações para a gestão da fauna nessas paisagens?

As principais interações entre os moradores e os mamíferos de médio e grande porte das paisagens rurais estudadas são: i) o uso (predação) dos mamíferos silvestres principalmente como alimento (caça); ii) a proteção (seja por se distanciar dos animais ou defendê-los ativamente) ou o fomento à presença da mastofauna na propriedade por parte dos moradores, motivada pela percepção de benefícios diretos ou indiretos (*e.g.*, regulação das funções da natureza, bem-estar) e do direito da fauna à existência; e iii) o abate como retaliação e iv) o abandono parcial ou total da produção rural motivados pela percepção de prejuízos econômicos. Em geral, a percepção dos moradores de que os mamíferos trazem benefícios ou possuem funções na natureza (*e.g.*, uso, regulação ambiental, cultural, bem-estar) se mostrou vinculada à vontade de proteger os animais (individualmente ou como espécie) e de garantir sua existência nas paisagens rurais. Por outro lado, nas propriedades onde os moradores ou seus familiares e amigos sentem-se prejudicados pelas perdas econômicas causadas pelos mamíferos, ainda que se reconheçam os aspectos positivos da presença dos animais, predomina a percepção de dano e a retaliação aos animais.

Agricultores que relataram perdas econômicas mencionaram terem utilizado diferentes técnicas para impedir o ataque da mastofauna à sua produção, porém a taxa de sucesso não foi alta. Apesar da existência de um conjunto de regras e instrumentos legais para proteger os mamíferos em paisagens rurais, não é disponibilizado à população apoio técnico ou econômico para evitar ataques, o que é um dos principais esforços sugeridos por especialistas para melhorar a coexistência ser humano-fauna (Frank 2016, Frank *et al.* 2019). As perdas econômicas causadas pela fauna podem ser significativas para a produção agrícola como um todo (Messmer 2009, Conover *et al.* 1995), tanto para os agricultores de grande porte, quanto para os pequenos agricultores que podem ter seus meios de subsistência e segurança alimentar ameaçados por essas perdas (Barua *et al.* 2013). Nesse sentido, a falta de manejo da fauna na região por parte do poder público, além de negligenciar as perdas nos cultivos e animais de criação e a segurança alimentar das comunidades rurais, mantém a pressão sobre as espécies de mamíferos e impede que a população humana se sinta e haja como guardião da mastofauna (*mammal stewardship*).

Como o conhecimento gerado nesta tese pode ser utilizado para subsidiar estratégias de gestão ambiental e desenvolvimento local integrado com foco na mastofauna nas áreas rurais estudadas?

i) Incorporação dos efeitos antropogênicos no arcabouço teórico da Ecologia de Comunidades

Se a ecologia de comunidades é o estudo da riqueza, abundância e composição de espécies, atualmente não podemos compreender esses padrões completamente sem incluir os efeitos antropogênicos. Muitos estudos ecológicos ainda não consideram esses efeitos, mesmo quando realizados em ambientes completamente saturados dos mesmos, como as unidades de conservação ou o mar (Halpern *et al.* 2008, Mcdonald *et al.* 2009). Além disso, muitas comunidades biológicas existem totalmente ou parcialmente (como metacomunidades) em ambientes antropizados, como as paisagens agrícolas e áreas urbanas (Rosalino *et al.* 2014, Verdade *et al.* 2014). Nós argumentamos pelo explícito reconhecimento dos efeitos antropogênicos no arcabouço teórico da Ecologia de Comunidades, não apenas como impactos, mas como fatores estruturando as comunidades biológicas.

A incorporação explícita dos efeitos antropogênicos nas abordagens da Ecologia de Comunidades pode ampliar a visão do campo e de seus cientistas para os fatores que afetam a dinâmica das comunidades biológicas nos diferentes ecossistemas. Em nossa perspectiva, se dado esse passo, duas principais mudanças podem ser geradas: uma ampliação da compreensão

sobre que fatores estão estruturando as comunidades biológicas e uma modificação na forma como os efeitos antropogênicos são compreendidos (de negativa para diversa e múltipla). Ambas mudanças podem trazer avanços significativos para uma área que surgiu em um século no qual se percebia a natureza como algo amplo, infindável e mais tarde como algo que poderia ser protegido em uma redoma, mas que hoje se desenvolve no Antropoceno.

ii) Desenvolvimento e aplicação de ferramenta participativa para o levantamento de mamíferos e de características das populações humanas

A partir da aplicação e da análise de dados provenientes do *Wildlife-Human Survey* pudemos demonstrar que esta ferramenta é um método apropriado para realizar censos rápidos da mastofauna de médio e grande porte e das populações humanas que coexistem com esses animais em paisagens rurais. Além de ser uma ferramenta de baixo custo, o *Wildlife-Human Survey* gerou dados de forma rápida e simples, valorizando o conhecimento local dos moradores e promovendo o envolvimento da população local na discussão sobre a conservação da mastofauna. O conjunto total de informações coletadas pelo *survey* possibilitou: i) o inventariamento da mastofauna e do perfil das populações humanas, ii) a produção dos mapas de distribuição e riqueza de espécies, com potencial para o desenvolvimento de outros materiais; iii) a investigação de hipóteses socioambientais, por meio da correlação entre variáveis; e iv) o diagnóstico das principais interações ser humano-fauna. Os mapas de distribuição podem ser usados para orientar novas pesquisas e informar atores e tomadores de decisão. As informações coletadas sobre as interações ser humano-fauna da área de estudo se apresentam como um robusto ponto de partida para o planejamento de estratégias de gestão das paisagens rurais (Treves *et al.* 2006). O estudo sobre a correlação entre variáveis socioambientais e a estrutura das assembleias de mamíferos (Capítulo 4) reforçam os indícios sobre a robustez dos dados coletados pelo *Wildlife-Human Survey* junto à população humana rural do Vale do Paraíba. Além disso, a descrição detalhada e a disponibilização dos protocolos do *survey* em sua integridade, facilitam a coleta de dados em trabalhos futuros e permitem que esses dados venham a ser comparados.

Métodos comumente usados para realizar o levantamento de espécies de mamíferos geram apenas dados ecológicos sobre as espécies (Krebs 2006) com esforços de campo similares ou maiores (De Thoisy *et al.* 2008) ao que realizamos na aplicação do *Wildlife-Human Survey*. A vantagem do *survey* é que com o mesmo esforço de coleta também são levantados outros dados relevantes para o manejo da mastofauna. Por outro lado, o *Wildlife-Human Survey* possui, de forma geral, os prós e contras de métodos baseados em *surveys* (Chambers 1994a,

Browne-Núñez & Jonker 2008, Bernard 2017, p. 255). Enquanto o *survey* estruturado é um método que possibilita o levantamento de dados padronizados e análises de dados robustas, este tem um caráter extrativista, o que dificulta o estabelecimento de relações de confiança, e está sujeito a alguns vieses relacionados aos processos de comunicação e cognitivos envolvidos no procedimento de pergunta e resposta (Chambers 1994a, 1994b, Schwarz 2007, Browne-Núñez & Jonker 2008). Além disso, os dados ecológicos coletados pelo *survey* não fornecem o mesmo nível de detalhamento que outros métodos específicos para o levantamento de mamíferos fornecem (*e.g.*, armadilhas fotográficas e de pegadas), por exemplo sobre a área em que determinado indivíduo foi visualizado, o momento no tempo em que esteve em determinado local e outras possíveis pistas para a sua identificação no nível da espécie, do sexo e até mesmo do indivíduo (*e.g.*, pegadas, imagens). Do mesmo modo, para um entendimento aprofundado das percepções e atitudes da população rural em relação aos mamíferos encontrados nas paisagens, sugerimos o uso de protocolos de entrevistas específicos.

Assim, o *Wildlife-Human Survey* é especialmente adequado para pesquisas que buscam um levantamento rápido de informações para a pesquisa de longo prazo ou o manejo de um determinado táxon, para locais onde se busca integrar a população em determinada iniciativa ambiental, para projetos que possuem baixo orçamento e para locais onde outras metodologias não são eficazes (*e.g.*, onde as armadilhas fotográficas são repetidamente roubadas). Este método se mostrou adequado para ser utilizado na região estudada, pois cerca de metade de seus moradores ainda não possuía acesso à internet. O *Wildlife-Human Survey* tem o potencial para ser utilizado em outras paisagens rurais e ecossistemas e pode ser adaptado para o monitoramento participativo da fauna na região.

iii) Levantamento dos principais fatores influenciando as assembleias de mamíferos de médio e grande porte historicamente e atualmente nas paisagens rurais do Vale do Paraíba

Ao mostrar como o histórico socioambiental da paisagem influenciou as assembleias de mamíferos, damos destaque à necessidade de compreender e incluir essa perspectiva nas pesquisas ecológicas e transdisciplinares e na gestão. Esse reconhecimento pode transformar a visão do pesquisador sobre a pesquisa, regular as hipóteses e gerar dados mais fidedignos. Para a gestão, compreender quais ações levaram às situações socioambientais desejadas ou indesejadas do momento atual, pode ajudar a direcionar as ações e tomadas de decisão. A investigação sobre o histórico da paisagem também nos possibilitou compreender o que levou ao estado das populações de mamíferos atual.

Geramos dados que indicam que fatores socioeconômicos das populações rurais (e mesmo urbanas no caso da caça esportiva) estão influenciando espécies e guildas de mamíferos, por vezes mais do que os fatores ambientais e estruturais da paisagem, o que aponta para a necessidade de ampliação de investigações nesse sentido e de investimento nessa área. Enquanto algumas populações de mamíferos estão aumentando e algumas espécies estão ocupando novos ou reocupando espaços, outras espécies estão diminuindo suas populações e sendo localmente extintas. Esses resultados apontam para a necessidade de monitoramento das espécies e abrem a questão para investigações. Com relação aos animais que estão mostrando aumento de suas populações, a transição florestal e o grande aporte de projetos socioambientais que vem ocorrendo na região apontam para uma retroalimentação amplificadora desse padrão. Ou seja, é provável que as espécies que estão aumentando continuem nesse processo e, além de afetar as comunidades biológicas e os ecossistemas regionais, poderão atacar mais a produção agrícola e sofrer mais ações retaliativas dos produtores rurais.

Por fim, identificamos em nossa pesquisa que o produtor rural na região encontra dificuldade para permanecer em suas terras e produzir alimentos na região. Sugerimos possíveis ações para superar o problema que é social, econômico e ambiental e assim possibilitar a coexistência entre moradores rurais e a mastofauna: i) desenvolver e continuar a fomentar projetos que possibilitem o desenvolvimento social e a conservação dos mamíferos de forma integrada (*e.g.*, iniciativas de ecoturismo, certificação ecológica dos produtores ligada à preservação da fauna e valorização do produto comercializado, pagamento por serviços ambientais); ii) disponibilizar apoio, por meio de agências governamentais (*e.g.*, casa da agricultura, secretaria do meio ambiente), técnico (*e.g.*, informações, cursos de capacitação) e financeiro (*e.g.*, ajuda de custo para implementação de cercas ou abrigos de animais domésticos, pagamento por perdas causadas por animais silvestres) para o produtor rural que sofre perdas econômicas; iii) promover iniciativas participativas (*e.g.*, monitoramento participativo da fauna e das interações ser humano-fauna) que integrem a população humana na discussão sobre a coexistência com a fauna. Na área estudada, o monitoramento das espécies de mamíferos de médio e grande porte e de aspectos da população humana rural se mostram necessários para que se possa acompanhar as mudanças desse sistema socioecológico e, assim, tomar decisões apropriadas e mais efetivas para a gestão desse sistema a médio e longo prazo.

iv) Diagnóstico do conhecimento sobre a caça e o perfil do caçador no Brasil e na região Centro-Sul

Nossa revisão de literatura mostrou que existem poucos dados consistentes para avaliar se a caça aumentou, diminuiu ou simplesmente mudou no Brasil e especificamente na região Centro-Sul nas últimas décadas. Após 50 anos de regulação e ilegalidade da caça na maior parte do território brasileiro temos poucas informações sobre a atividade nos diferentes sistemas socioecológicos brasileiros, como por exemplo, qual a quantidade de animais caçados, as principais espécies-alvo e o perfil dos caçadores. Estas informações são fundamentais para subsidiar tomadas de decisão sobre o manejo da fauna e atividades de caça. Especificamente sob os estudos encontrados para a região Centro-Sul, parece improvável que as extensas mudanças que ocorreram no contexto socioeconômico e ambiental da região não tenham causado mudanças na cultura da caça. Evidências de que estas mudanças estão acontecendo estão surgindo na literatura, porém ainda representam um esforço muito pequeno para possibilitar um diagnóstico da atividade e do perfil do caçador nessa região.

Nesse contexto, tomadas de decisão precisam ser baseadas em uma estratégia de manejo adaptativo, na qual ações de manejo são tomadas e avaliadas em um curto período de tempo. Ainda assim, é latente a necessidade de estudos que preencham essas lacunas e que tratem sobre as transformações que estão ocorrendo na atividade e nos ambientes e suas consequências para as populações silvestres e humanas. Em especial, necessita-se de estudos sobre sistemas de manejo formais ou informais existentes em escala local ou regional, afim de embasar futuras tomadas de decisão. Recomenda-se o fomento de estudos em múltiplas escalas espaço-temporal (*i.e.*, do local ao regional, do curto ao longo prazo) em todo o território nacional, em especial nas regiões com poucos estudos.

Para finalizar, destacamos a necessidade de incluir abordagens socioambientais na pesquisa e no manejo da mastofauna e apontamos a necessidade de desenvolver um sistema de monitoramento das populações e assembleias de mamíferos nas áreas rurais do Vale do Paraíba.

REFERENCIAS

- Adams, C. E. 2016. Urban wildlife management. New York: CRC press.
- Agência Nacional de Águas (Brasil). 2015. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. -- Brasília: ANA.
- Ahumada, J. A., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., ... & Sheil, D. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366:2703–2711.
- Allendorf, F. W., Leary, R. F., Spruell, P. & Wenburg, J. K. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution*, 16:613–622.
- Alves, R. R. N., Gonçalves, M. B. R. & Vieira, W. L. S. 2012. Caça, uso e conservação de vertebrados no semiárido Brasileiro. *Tropical Conservation Science*, 5(3): 394-416.
- Alves, R. R., Mendonça, L. E., Confessor, M. V., Vieira, W. L. & Lopez, L. C. 2009. Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine*, 5(1):12.
- Anderson, E.P., Freeman, M. C. & Pringle, C. M. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22:397–411.
- Andrén, H. 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3): 355–366.
- Araújo, R. M. D., Souza, M. B. D. & Ruiz-Miranda, C. R. 2008. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98(3): 391-396.
- Arguello, F. V. P., Batista, G. T., Ponzoni, F. J. & Dias, N. W. 2010. Distribuição espacial de plantios de eucalipto no trecho paulista da bacia hidrográfica Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. *Ambiente & Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 5(3), 133-146.
- Argueta, V. A. 2012. El diálogo de saberes, una utopía realista. *Revista Integra Educativa*, 5:15–29.
- Arnett, E. B., & Southwick, R. 2015. Economic and social benefits of hunting in North America. *International Journal of Environmental Studies*, 72(5): 734-745.
- Arruda, R. 1999. “Populações tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação naturais em unidades de conservação. *Ambiente & Sociedade*, (5): 79-92.
- Aryal, A., Acharya, K. P., Shrestha, U. B., Dhakal, M., Raubenhiemer, D., & Wright, W. 2017. Global lessons from successful rhinoceros conservation in Nepal. *Conservation Biology*, 1–3.
- Ashley, M. V., Willson, M. F., Pergams, O. R., O'Dowd, D. J., Gende, S. M., & Brown, J. S. 2003. Evolutionarily enlightened management. *Biological Conservation*, 111(2), 115-123.

- Bagchi, S. & Mishra, C. 2006. Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology*, 268:217–224.
- Balée, W. 1998. Historical ecology: premises and postulates. *Advances in historical ecology*, 13–29.
- Balée, W. 2013. *Cultural forests of the Amazon: a historical ecology of people and their landscapes*. Alabama: University of Alabama Press.
- Ban, N. C., Hansen, G. J., Jones, M. & Vincent, A. C. 2009a. Systematic marine conservation planning in data-poor regions: socioeconomic data is essential. *Marine Policy*, 33:794–800.
- Ban, N. C., Picard, C.R. & Vincent, A. C. 2009b. Comparing and integrating community-based and science-based approaches to prioritizing marine areas for protection. *Conservation Biology*, 23:899–910.
- Banks, S. C., Piggott, M. P., Stow, A. J. & Taylor, A. C. 2007. Sex and sociality in a disconnected world: a review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology*, 85:1065–1079.
- Banks-Leite, C., Robert, M. E. & Metzger, J. 2010. Edge Effects as the Principal Cause of Area Effects on Birds in Fragmented Secondary Forest. *Oikos*, 119(6): 918–926.
- Barbosa, J. A., Nobrega, V. A. & Alves, R. R. D. N. 2010. Aspectos da caça e comércio ilegal da avifauna silvestre por populações tradicionais do semi-árido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 10(2): 39-49.
- Barbosa, J. A., Nobrega, V. A. & Alves, R. R. N. 2011. Hunting practices in the semiarid region of Brazil. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 10(3): 486-490.
- Barboza, R. R. D. 2009. A etnoecologia dos tatus-peba (*Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758)) e tatu-verdadeiro (*Dasytus novemcinctus* Linnaeus, 1758) na perspectiva dos povos do semiárido paraibano. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba.
- Barboza, R. R. D., Lopes, S. F., Souto, W. M. S., Fernandes-Ferreira, H. & Alves, R. R. N. 2016. The role of game mammals as bushmeat in the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21(2):2.
- Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Mac Nally, R., ... & Parry, L. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535:144–147.
- Barnes, R. F. W. 2001. How reliable are dung counts for estimating elephant numbers? *African Journal of Ecology*, 39:1–9.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., ... & Mersey, B. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471:51–57.
- Barnosky, A. D., Hadly, E. A., Bascompte, J., Berlow, E. L., Brown, J. H., Fortelius, M., ... & Smith, A. B. 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486 (7401): 52-58.
- Barrios-Garcia, M. N., Ballari, S. A. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14:2283–2300.

- Bartlett, L. J., Williams, D. R., Prescott, G. W., Balmford, A., Green, R. E., Eriksson, A., Valdes, P. J., Singarayer, J. S. & Manica, A. 2016. Robustness despite uncertainty: regional climate data reveal the dominant role of humans in explaining global extinctions of Late Quaternary megafauna. *Ecography*, 39:152–161.
- Barua, M., Bhagwat, S. A. & Jadhav, S. 2013. The hidden dimensions of human–wildlife conflict: health impacts, opportunity and transaction costs. *Biological Conservation*, 157:309–316.
- Beaudreau, A. H. & Levin, P. S. 2014. Advancing the use of local ecological knowledge for assessing data-poor species in coastal ecosystems. *Ecological Applications*, 24:244–256.
- Bélisle, M., Desrochers, A. & Fortin, M. J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82:1893–1904.
- Bell, G. 2008. *Selection: the mechanism of evolution*. Oxford: Oxford University Press.
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A., Peres, C. A., Ovaskainen, O. & Jordano, P. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science advances*, 1:e1501105.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A. & Bullock, J. M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 325:1121–1124.
- Berkes, F. & Folke, C. 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In: Berkes, F., Folke, C. & Colding, J. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 13-20.
- Berkes, F. 1999. *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia: Taylor & Francis.
- Bernard, H. R. 2017. *Research methods in anthropology: Qualitative and quantitative approaches*. Rowman & Littlefield.
- Bernard, E., Penna, L. A. O. & Araújo, E. 2014. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. *Conservation Biology*, 28(4): 939–950.
- Bezerra, D. M. M., De Araujo, H. F. P. & Alves, R. R. N. 2012. Wild birds as source of food in the semi-arid region of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Sitentibus, Série Ciências Biológicas*, 11(2): 177-183.
- Blickley, J. L. & Patricelli, G. L. 2010. Impacts of anthropogenic noise on wildlife: research priorities for the development of standards and mitigation. *Journal of International Wildlife Law & Policy* 13:274–292.
- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N. & Peres, C. A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PLOS ONE*, 13:e0204515.
- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N. & Peres, C. A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PLOS ONE*, 13:e0204515.

- Bohling, J. H. & Waits, L. P. 2015. Factors influencing red wolf–coyote hybridization in eastern North Carolina, USA. *Biological Conservation*, 184:108–116.
- Boitani, L., Maiorano, L., Baisero, D., Falcucci, A., Visconti, P. & Rondinini, C. 2011. What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366:2623–2632.
- Bowers, M. A. & Matter, S. F. 1997. Landscape Ecology of Mammals: Relationships between Density and Patch Size. *Journal of Mammalogy*, 78:999–1013.
- Bowler, D. E. & Benton, T. G. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80:205–225.
- Brashares, J. S., Golden, C. D., Weinbaum, K. Z., Barrett, C. B., & Okello, G. V. 2011. Economic and geographic drivers of wildlife consumption in rural Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(34): 13931-13936.
- Brasil. 1967. Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/15197.htm>. Acessado em: out/2018.
- Brasil. 1988. Lei Federal nº 7.653, de 12 de fevereiro de 1988. Lei de proteção à fauna. Altera a redação dos arts. 18, 27, 33 e 34 da Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967, que dispõe sobre a proteção à fauna, e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7653.htm>. Acessado em: out/2018.
- Brasil. Código Florestal. Lei nº 4.471 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771impressao.htm. Accessed on: apr/2018>. Acessado em: out/2018.
- Brasil. Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acessado em: out/2018.
- Brechin, S. R., Wilshusen, P. R., Fortwangler, C. L. & West, P. C. 2002. Beyond the square wheel: toward a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political process. *Society & Natural Resources*, 15:41–64.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- Browne-Núñez, C. & Jonker, S. A. 2008. Attitudes Toward Wildlife and Conservation Across Africa: A Review of Survey Research. *Human Dimensions of Wildlife*, 13:47–70.
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E. & Fonseca, G. A. B. 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291(5501): 125–128.
- Bruskotter, J. T., Singh, A., Fulton, D. C., & Slagle, K. 2015. Assessing tolerance for wildlife: clarifying relations between concepts and measures. *Human Dimensions of Wildlife*, 20(3), 255-270.

- Bull, J. W. & Maron, M. 2016. How humans drive speciation as well as extinction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283:20160600.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... & Carpenter, K. E. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328:1164–1168.
- Byrne, K. & Nichols, R. A. 1999. *Culex pipiens* in London Underground tunnels: differentiation between surface and subterranean populations. *Heredity*, 82:7–15.
- Cáceres, N. C. & Monteiro-Filho, E. L. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36:85–92.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5): 1079-1087.
- Calaboni, A., Tambosi, L., Igari, A., Farinaci, J., Metzger, J. P. & Uriarte, M. 2018. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, 23.
- Calouro, A. M. 2005. Análise do manejo florestal de “baixo impacto” e da caça de subsistência sobre uma comunidade de primatas na floresta estadual do Antimary (Acre, Brasil). Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ciências na área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos.
- Camarano, A. A. & Abramovay, R. 1999. Êxodo rural, envelhecimento e masculinização no Brasil: panorama dos últimos 50 anos. Rio de Janeiro: IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada).
- Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J. & Purvis, A. 2008. The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 275:1441–1448.
- Cardillo, M. 2005. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*, 309:1239–1241.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Kinzig, A. P. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59–67.
- Carter, N. H., Shrestha, B. K., Karki, J. B., Pradhan, N. M. B. & Liu, J. 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201210490.
- Cash, D., Adger, W. N., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., Olsson, P., Pritchard, L. & Young, O. 2006. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. *Ecology and society*, 11.
- Castello, L., McGrath, D. G. & Beck, P. S. A. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research*, 110:356–364.
- Castilla, J. C. 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology & Evolution*, 14:280–283.
- Caughley, G. & Sinclair, A. R. E. 1994. *Wildlife ecology and management*. Oxford: Blackwell Science.

- Cavalcanti, G. N., Da Fontoura-Rodrigues, M. L., Rodrigues, F. H. G., & de Almeida Rodrigues, L. 2013. Avaliação do risco de extinção da jaritataca *Conepatus semistriatus* (Boddaert, 1785) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 248-254.
- Ceballos, G. 2005. Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science*, 309:603–607.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., Garcia, A., Pringle, R. M. & Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1:e1400253–e1400253.
- Chagas, A. T. A., Da Costa, M. A., Martins, A. P. V., Resende, L. C. & Kalapothakis, E. 2015. Illegal hunting and fishing in Brazil: a study based on data provided by environmental military police. *Natureza & Conservação*, 13(2):183-189.
- Chalfoun, A. D., Thompson, F. R.; Ratnaswamy, M. J. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology*, 16(2), 306-318.
- Chambers, R. 1994a. Participatory rural appraisal (PRA): Challenges, potentials and paradigm. *World development*, 22:1437–1454.
- Chambers, R. 1994b. Participatory rural appraisal (PRA): Analysis of experience. *World development*, 22:1253–1268.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. & Lysenko, I. 2005. Measuring the Extent and Effectiveness of Protected Areas as an Indicator for Meeting Global Biodiversity Targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360(1454): 443–455.
- Chapin III, F. S., Carpenter, C., Kofinas, S. R., Folke, G. P., Abel, C., Clark, N, ... & Berkes, F. 2010. Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 25:241–249.
- Chapin III, F. S., Folke, C., & Kofinas, G. P. 2009. A framework for understanding change. In: Chapin III, F. S., Kofinas, G. P., Folke, C. (Orgs.). *Principles of ecosystem stewardship*. New York: Springer. p. 3-28.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E. & Miller, S. E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23:1406–1417.
- Chevalier, J. M. 2001. Stakeholder analysis and natural resource management. Report on Stakeholder Information Systems for Carleton University, Ottawa, USA.
- Chevin, L. M., Lande, R. & Mace, G. M. 2010. Adaptation, Plasticity, and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. *PLOS Biology*, 8:e1000357.
- Chiarello, A. G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 11(12): 229-247.
- Chiarello, A. G.; Aguiar, L. D. S.; Cerqueira, R.; Melo, F. R.; Rodrigues, F. H. G. & Silva, V. D. 2008. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil, p. 681-702. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M. & Paglia, A. P. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Ministério do Meio Ambiente, 1420p.

- Chown, S. L., Van Rensburg, B. J., Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L. & Van Jaarsveld, A. S. 2003. Energy, Species Richness, and Human Population Size: Conservation Implications at a National Scale. *Ecological Applications*, 13:1233–1241.
- Ciuti, S., Northrup, J. M., Muhly, T. B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J. A., & Boyce, M. S. 2012. Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PLOS ONE*, 7(11): e50611.
- Clement, C. R., Denevan, W. M., Heckenberger, M. J., Junqueira, A. B., Neves, E. G., Teixeira, W. G. & Woods, W. I. 2015. The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282:20150813.
- Coad, L., Campbell, A., Miles, L. & Humphries, K. 2008. The costs and benefits of forest protected areas for local livelihoods: A review of the current literature. Working Paper. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, U.K.
- Collen, B. E. N., Loh, J., Whitmee, S., McRAE, L. O. U. I. S. E., Amin, R., & Baillie, J. E. 2009. Monitoring change in vertebrate abundance: the Living Planet Index. *Conservation Biology*, 23(2): 317-327.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., DuBow, T. J. & Sanborn, W. A. 1995. Review of Human Injuries, Illnesses, and Economic Losses Caused by Wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 23:407–414.
- Cox, R. L. & Underwood, E. C. 2011. The importance of conserving biodiversity outside of protected areas in Mediterranean ecosystems. *PLOS ONE*, 6:e14508.
- Crain, C. M., Kroeker, K. & Halpern, B. S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology letters*, 11:1304–1315.
- Crawshaw, P. G. & Quigley, H. B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*, 223:357–370.
- Creel S, Christianson D. 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 23:194–201.
- Cronon W. 1996. The Trouble with Wilderness: Or, Getting Back to the Wrong Nature. *Environmental History*, 1:7–28.
- Crowl, T. A., Crist, T. O., Parmenter, R. R., Belovsky, G. & Lugo, A. E. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6:238–246.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind The Anthropocene. *Nature*, 415(3).
- Crutzen, P. J. & Stoermer, E. F. 2000. The “anthropocene”. *Global Change Newsletter*, 41(0), pp. 17-18.
- Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R. F., Thompson, J. J. & Di Bitetti, M. S. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 79:376–383.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R. E. & Pádua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological conservation*, 95(1): 49-56.
- Cusack, J. J., Dickman, A. J., Rowcliffe J. M., Carbone, C., Macdonald, D. W., & Coulson, T. 2015. Random versus Game Trail-Based Camera Trap Placement Strategy for Monitoring Terrestrial Mammal Communities. *PLOS ONE*, 10(5), e0126373.

- Da Silva Jr., A. P. & Pontes, A. R. M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. *Biodiversity and conservation*, 17(6): 1455-1464.
- Da Silva, R. F., Batistella, M., & Moran, E. F. 2017. Land changes fostering Atlantic forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*: 69(1): 80-93.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., & Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology*, 17 (6): 1814-1826.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E. & Peterson, C. J. 2001. Climate change and forest disturbances. *AIBS Bulletin*, 51:723–734.
- Dalgaard, P. 2015. ISwR: Introductory Statistics with R. R package version 2.0-7. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ISwR>>. Acessado em: set/2017.
- Dantas-Aguiar, P. R., Barreto, R. M., Santos-Fita, D. & Santos, E. B. 2011. Hunting activities and wild fauna use: a profile of queixo d'antas community, Campo Formoso, Bahia, Brazil. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, 5(1): 34-43.
- Darimont, C. T., Fox, C. H., Bryan, H. M. & Reimchen, T. E. 2015. The unique ecology of human predators. *Science*, 349:858–860.
- Daszak, P., Cunningham, A. A. & Hyatt, A. D. 2001. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta tropica*, 78:103–116.
- De Almeida, J. A. T., Kashivakura, C. K., Ferro, C., Furtado, M. M., Astete, S. P., Tôrres, N. M., Sollmann, R. & Silveira, L. 2009. Home range and spatial organization of maned wolves in the Brazilian grasslands. *Journal of Mammalogy*, 90:150–157.
- De Groot, R. S., Blignaut, J., Van der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., & Farley, J. 2013. Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, 27(6): 1286–1293.
- De Souza, J. B. & Alves, R. R. N. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(1):145-160.
- De Souza-Mazurek, R. R., Pedrinho, T., Feliciano, X., Hilário, W., Gerôncio, S. & Marcelo, E. 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atroari indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 9(5):579-596.
- De Thoisy, B., Brosse, S. & Dubois, M. A. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required? *Biodiversity and Conservation*, 17:2627–2644.
- De'camps, H. 2001. How a riparian landscape finds form and comes alive. *Landscape Urban Plan.*, 57, 169–175.
- Dean, W. 2013. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras: 9ª ed. São Paulo: Companhia das Letras.
- Delgado, G. C. 1985. Capital financeiro e agricultura no Brasil, 1965-1985. Ícone. 240p.
- Desbiez, A. L. J., Keuroghlian, A., Piovezan, U. & Bodmer, R. E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1):78-83.

- Devide, A. C. P. 2013. História ambiental do Vale do Paraíba. Tese de Doutorado. Curso De Pós-Graduação Em Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro. Rio de Janeiro.
- Diamond, J. 2002. Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature*, 418:700–707.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... & Bartuska, A. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:1–16.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S. C. & Tilman, D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLOS Biology*, 4:e277.
- Dice, L. R. 1938. Some Census Methods for Mammals. *The Journal of Wildlife Management*, 2:119–130.
- Dickman, A. J. 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. *Animal conservation*, 13:458–466.
- Diegues, A. C. S. A. & Viana, V. M. 2004. Comunidades tradicionais e manejo dos recursos naturais da Mata Atlântica. São Paulo: Hucitec. 273p.
- Dillon, A. & Kelly, M. J. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*, 275:391–398.
- Dirzo, R. 2001. Tropical forests. In: Chapin, F. S., Sala, O. E. & Huber-Sannwald, E. (Orgs.). *Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century*. Springer: New York, p. 251–276.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345 (6195): 401-406.
- Dittrich-Reed, D. R. & Fitzpatrick, B. M. 2013. Transgressive hybrids as hopeful monsters. *Evolutionary biology*, 40:310–315.
- Doherty, T. S., Dickman, C. R., Johnson, C. N., Legge, S. M., Ritchie, E. G. & Woinarski, J. C. 2017. Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. *Mammal Review*, 47:83–97.
- Dorcas, M. E., Willson, J. D., Reed, R. N., Snow, R. W., Rochford, M. R., Miller, M. A., ... & Hart, K. M. 2012. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (7): 2418-2422.
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C., & Magurran, A. E. 2014. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344(6181): 296-299.
- Dorresteijn, I., Schultner, J., Nimmo, D. G., Fischer, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Kehoe, L. & Ritchie, E. G. 2015. Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: predator–prey interactions in a human-dominated landscape. *Proc. R. Soc. B*, 282:20151602.
- Dotta, G. & Verdade, L. M. 2009. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *CATnews*, 51:22–25.

- Dotta, G. 2005. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz (ESALQ/USP), Piracicaba, São Paulo. p. 116.
- Durigan, G., Siqueira, M. F. & Franco, G. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64:355–363.
- Effiom, E. O., Birkhofer, K., Smith, H. G. & Olsson, O. 2014. Changes of community composition at multiple trophic levels due to hunting in Nigerian tropical forests. *Ecography*, 37:367–377.
- El Bizri, H. R., Morcatty, T. Q., Lima, J. J. & Valsecchi, J. 2015. The thrill of the chase: uncovering illegal sport hunting in Brazil through YouTube™ posts. *Ecology and Society*, 20(3):30.
- Ellis, E. C. & Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6:439–447.
- Ellis, E. C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369:1010–1035.
- Ellis, E. C., Antill, E. C. & Kreft, H. 2012. All is not loss: Plant biodiversity in the anthropocene. *Plos One*, 7(1):e30535.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2018. ArcGIS Desktop 10.5.1 Geostatistical Analyst. The map in this article as created using ArcGIS® software by Esri. ArcGIS® and ArcMap™ are the intellectual property of Esri and are used herein under license. Copyright © Esri. All rights reserved. For more information about Esri® software, please visit www.esri.com.
- Essington, T. E., Moriarty, P. E., Froehlich, H. E., Hodgson, E. E., Koehn, L. E., Oken, K. L., Siple, M. C. & Stawitz, C. C. 2015. Fishing amplifies forage fish population collapses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(21), 6648-6652.
- Estes, J. A., Brashares, J. S., & Power, M. E. 2013. Predicting and detecting reciprocity between indirect ecological interactions and evolution. *The American naturalist*, 181(1): 76-99.
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A. & Orr, J. C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65:414–432.
- Faith, D. P., Magallón, S., Hendry, A. P., Conti, E., Yahara, T., & Donoghue, M. J. 2010. Ecosystem services: An evolutionary perspective on the links between biodiversity and human well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1-2), 66-74.
- Falcucci, A., Maiorano, L. & Boitani L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22:617–631.
- Farinaci, J. S., Ferreira, L. D. C. & Batistella, M. 2013. Forest Transition and Ecological Modernization: Eucalyptus Forestry Beyond Good and Bad. *Ambiente & Sociedade*, 16(2), 25-46.

- Farinaci, J. S. 2012. As novas matas do estado de São Paulo: um estudo multiescalar sob a perspectiva da teoria da transição florestal. Tese de doutorado. Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Feindt, W., Fincke, O. & Hadrys, H. 2014. Still a one species genus? Strong genetic diversification in the world's largest living odonate, the Neotropical damselfly *Megaloprepus caerulatus*. *Conservation Genetics*, 15:469–481.
- Fernandes-Ferreira, H. & Alves, R. R. N. 2017. The researches on the hunting in Brazil: a brief overview. *Ethnobiology and Conservation*, 6:2-6.
- Festa-Bianchet, M. 2003. Exploitative wildlife management as a selective pressure for the lifehistory evolution of large mammals. *Animal behavior and wildlife conservation*, 191-207.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. & Hobbs R. J. 2009. Landscape Pattern and Biodiversity. In: Levin, S. A., Carpenter, S. R., Godfray, H. C. J., Kinzig, A. P., Loreau, M., Losos, J. B., ... & Wilcove, D. S. (Eds.). *The Princeton guide to ecology*. Princeton: Princeton University Press.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Goldman, R., Goldstein, J., ... & Ranganathan, J. 2008. Should Agricultural Policies Encourage Land Sparing or Wildlife-friendly Farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7): 380–385.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M., DeClerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12:22–33.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Helkowski, J. H. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734): 570-574.
- Forman, R. T. & Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29:207–231.
- Fragoso, J. M. 1998. Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30:458–469.
- Frank, B., Glikman, J. A. & Marchini, S. 2019. *Human–Wildlife Interactions: Turning Conflict into Coexistence*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Frank, B. 2016. Human–wildlife conflicts and the need to include tolerance and coexistence: An introductory comment. *Society & Natural Resources*, 29:738–743.
- Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126:131–140.
- Franks, S. J., Sim, S. & Weis, A. E. 2007. Rapid evolution of flowering time by an annual plant in response to a climate fluctuation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104:1278–1282.
- Fritz, S. A., Bininda-Emonds, O. R. P. & Purvis, A. 2009. Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters*, 12:538–549.
- Fry, G. L. A. 2001. Multifunctional Landscapes Towards Transdisciplinary Research. *Landscape and urban planning*, 57(3-4), 159-168.

- Fuccio, H., Carvalho, E. F. & Vargas, G. 2003. Perfil da caça e dos caçadores no Estado do Acre, Brasil. *Revista Aportes Andinos*, 6: 1-18.
- Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2008. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2000-2005. Disponível em: <<http://mapas.sosma.org.br/>>. Acessado em: jun/2018
- Furze, B., Lacy, T. D., & Birckhead, J. 1996. Culture, conservation and biodiversity: the social dimension of linking local level development and conservation through protected areas. Chichester: John Wiley & Sons. 269p.
- Gagnon, C. & Berteaux, D. 2009. Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology and Society*, 14.
- Gaidet-Drapier, N., Fritz, H., Bourgarel, M., Renaud, P.-C., Poilecot, P., Chardonnet, P., Coid, C., Poulet, D. & Le Bel, S. 2006. Cost and Efficiency of Large Mammal Census Techniques: Comparison of Methods for a Participatory Approach in a Communal Area, Zimbabwe. *Biodiversity & Conservation*, 15:735–754.
- Galetti, M., Bovendorp, R. S. & Guevara, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*, 3:824–830.
- Galetti, M., Giacomini, H. C., Bueno, R. S., Bernardo, C. S., Marques, R. M., Bovendorp, R. S., ... & Peres, C. A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229-1241.
- Gamarra, R. M., Ferreira, T. S., Roche, K. F., Matos Filho, H. J. S., Catalani, T. G. T., Pagotto, T. C. S. & Paranhos Filho, A. C. 2016. Analysis of Land Cover Changes of a Cerrado (Tropical Savanna) Area in the Centre-West of Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, 39:76.
- Gaskin, J. F. & Kazmer, D. J. 2009. Introgression between invasive saltcedars (*Tamarix chinensis* and *T. ramosissima*) in the USA. *Biological Invasions*, 11:1121–1130.
- Gasques, J., Souza, G. D. S., Bastos, E., Gomes, E. & Dossa, D. 2012. Brasil: projeções do agronegócio 2011/2012 a 2021/2022. In: *Anais do Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural: Agricultura e desenvolvimento rural com sustentabilidade*. UFES, 20p.
- Gaylord B, Kroeker, K. J., Sunday, J. M., Anderson, K. M., Barry, J. P., Brown, N. E., ... & Hall-Spencer, J. M. 2015. Ocean acidification through the lens of ecological theory. *Ecology* 96(1):3–15.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H. & Brashares, J. S. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360:1232–1235.
- Ghoddousi, A., Soofi, M., Hamidi, A. K., Lumetsberger, T., Egli, L., Ashayeri, S., Khorozyan, I., Kiabi, B. H. & Waltert M. 2017. When pork is not on the menu: Assessing trophic competition between large carnivores and poachers. *Biological Conservation*, 209:223–229.
- Gompper, M. E. & Vanak, A. T. 2008. Subsidized predators, landscapes of fear and disarticulated carnivore communities. *Animal Conservation*, 11:13–14.
- Gonçalves, N. W. 1997. Estado e agricultura no Brasil: política agrícola e modernização econômica brasileira, 1960-1980. São Paulo: Hucitec, 245p.

- Goudie, A. S. 2018. Human impact on the natural environment. 4^o ed. Oxford: Basil Blackwell Ltd.
- Goulart, F. V. B., Cáceres, N. C., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Ghizoni, I. R. & Oliveira-Santos, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 74:182–190.
- Gousskov, A., Reyes, M., Wirthner-Bitterlin, L. & Vorburger, C. 2016. Fish population genetic structure shaped by hydroelectric power plants in the upper Rhine catchment. *Evolutionary applications*, 9:394–408.
- Govindin, J. L. D. S. & Miller, F. D. S. 2015. Práticas sociais e simbólicas: comunidade de pescadores e unidade de conservação em Baía Formosa/RN. *Soiedade & Natureza*, 27(1):125-139.
- Graham, C. H., Parra, J. L., Rahbek, C., & McGuire, J. A. 2009. Phylogenetic structure in tropical hummingbird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(2): 19673-19678.
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Bénié, G. B., Formaggio, A. R., & Fahl, F. C. 2014. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, (55): 300-312.
- Grigione, M. M., Beier, P., Hopkins, R. A., Neal, D., Padley, W. D., Schonewald, C. M., Johnson, M. L. 2002. Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation*, 5:317–324.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760.
- Haddad, N. M. Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- Haines-Young, R. 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy*, 26:178–186.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'agrosa, C., ... & Fujita, R. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319:948–952.
- Hanazaki, N., Alves, R. R. & Begossi, A. 2009. Hunting and use of terrestrial fauna used by Caiçaras from the Atlantic Forest coast (Brazil). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5(1):36.
- Hatfield, J. H. 2018. The impacts of habitat loss and fragmentation upon the maintenance of biodiversity in tropical ecosystems. Department of Life Sciences, Imperial College London, Ascot, UK.
- Haydon, D. T., Cleaveland, S., Taylor, L. H. & Laurenson, M. K. 2002. Identifying reservoirs of infection: a conceptual and practical challenge. *Emerging infectious diseases*, 8:1468–1473.
- Hayward, M. W. & Kerley, G. I. 2009. Fencing for conservation: restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? *Biological Conservation*, 142:1–13.
- Heller, R., Okello, J. B. A. & Siegismund, H. 2010. Can small wildlife conservancies maintain genetically stable populations of large mammals? Evidence for increased

- genetic drift in geographically restricted populations of Cape buffalo in East Africa. *Molecular Ecology*, 19:1324–1334.
- Helmus, M. R., Mahler, D. L., & Losos, J. B. 2014. Island biogeography of the Anthropocene. *Nature*, 513(7519): 543-546.
- Henry, D. R., Miller, D. A. & Sherry, T. W. 2015. Integrating Wildlife Conservation with Commercial Silviculture—Demography of the Swainson’s Warbler (*Limnothlypis swainsonii*), a Migrant Bird of Conservation Concern in Southern Pine Forests, USA. In: Zlatic, M. (Ed.) *Precious Forests-Precious Earth*. Online: IntechOpen.
- Hilborn, R., Quinn, T. P., Schindler, D. E. & Rogers, D. E. 2003. Biocomplexity and fisheries sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100:6564–6568.
- Hildebrand, J. A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395:5–20.
- Hill, C. M. 2015. Perspectives of “conflict” at the wildlife–agriculture boundary: 10 years on. *Human Dimensions of Wildlife*, 20:296–301.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world’s coral reefs. *Marine and freshwater research*, 50:839–866.
- Hoekstra, A. Y. & Wiedmann, T. O. 2014. Humanity’s unsustainable environmental footprint. *Science*, 344:1114–1117.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H., ... & Collett, L. C. 2010. The impact of conservation on the status of the world’s vertebrates. *Science*, 330 (6010): 1503-1509.
- Hudenko, H. W. 2012. Exploring the Influence of Emotion on Human Decision Making in Human–Wildlife Conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 17:16–28.
- Hughes, J. & Macdonald, D. W. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157:341–351.
- Hurt, G. C., Froking, S., Fearon, M. G., Moore, B., Shevliakova, E., Malyshev, S., Pacala, S. W. & Houghton, R. A. 2006. The underpinnings of land-use history: Three centuries of global gridded land-use transitions, wood-harvest activity, and resulting secondary lands. *Global Change Biology*, 12:1208–1229.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2009. Censo Agropecuário. Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Relatório Técnico. 777p. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf>. Acessado em: out/2018.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2016. Mudanças na Cobertura e Uso da Terra 2000 - 2010 - 2012 – 2014. Relatório Técnico. 33p. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/cobertura_e_uso_da_terra/mudancas/documentos/mudancas_de_cobertura_e_uso_da_terra_2000_2010_2012_2014.pdf>. Acessado em: out/2018.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2017a. Brasil em Síntese - plataforma de dados online. Disponível em: <<https://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria.html>>. Acessado em: out/2018.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2017b. Indicadores IBGE - Estatística da Produção Agrícola, abril de 2017. Relatório Técnico. 76p. Disponível em:

- <http://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Fasciculo_Indicadores_IBGE/estProdAgr_201704.pdf>. Acessado em: out/2018.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2017c. Séries históricas e estatísticas - plataforma de dados online. Disponível em: <<https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/>>. Acessado em: out/2018.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2018. Regiões geoeconômicas: Macrorregiões geoeconômicas e Regiões de integração e desenvolvimento. Disponível em: <https://atlascolar.ibge.gov.br/images/atlas/mapas_brasil/brasil_regioes_geoeconomicas.pdf>. Acessado em: out/2018.
- IBGE. 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=sp>>. Acessado em: out/2018.
- Islas, C. A. 2015. Conhecimento ecológico caçara sobre animais silvestres como aporte para um manejo de base ecossistêmica. Dissertação de mestrado. Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. 183p.
- IUCN. 2014. A lista vermelha da IUCN das espécies ameaçadas. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: jun/2018.
- IUCN. 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: jun/2018.
- Jantz, S. M., Barker, B., Brooks, T. M., Chini, L. P., Huang, Q., Moore, R. M., Noel, J. & Hurtt, G. C. 2015. Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation. *Conservation Biology*, 29:1122–1131.
- Johnson, A., Vongkhamheng, C., Hedemark, M. & Saithongdam, T. 2006. Effects of human–carnivore conflict on tiger (*Panthera tigris*) and prey populations in Lao PDR. *Animal Conservation*, 9:421–430.
- Johnson, C. N. Alroy, J., Beeton, N. J., Bird, M. I., Brook, B. W., Cooper, A., ... & Prideaux, G. J. 2016. What caused extinction of the Pleistocene megafauna of Sahul? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283:20152399.
- Johnson, K. M. 2013. Demographic Trends in Nonmetropolitan America: Implications for Land Use Development and Conservation. *Vermont Jour. of Environmental Law*, (15): 31-50.
- Joly, C. A., Aidar, M. P., Klink, C. A., McGrath, D. G., Moreira, A. G., Moutinho, P., Nepstad, D. C., Oliveira, A. A., Pott, A. & Rodal, M. J. N. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciencia e Cultura*, 51:331–348.
- Joppa, L. N., Scott, R. L. & Stuart L. P. 2008. On the Protection of “Protected Areas.” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18): 6673–6678.
- Juarez, K. M. & Marinho-Filho, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *Journal of Mammalogy*, 83:925–933.
- Kaars, S., Van der, M. G. H., Turney, C. S. M., Cook, E. J., Nürnberg, D., Schönfeld, J., Kershaw, A. P. & Lehman, S. J. 2017. Humans rather than climate the primary cause of Pleistocene megafaunal extinction in Australia. *Nature Communications*, 8:14142.

- Kahilainen, K. K., Østbye, K., Harrod, C., Shikano, T., Malinen, T. & Merilä, J. 2011. Species introduction promotes hybridization and introgression in *Coregonus*: is there sign of selection against hybrids? *Molecular Ecology*, 20:3838–3855.
- Kalton, G. & Schuman, H. 1982. The effect of the question on survey responses: A review. *Journal of the Royal Statistical Society: Series A (General)* 145:42–57.
- Kansky, R., Kidd, M., & Knight, A. T. 2016. A wildlife tolerance model and case study for understanding human wildlife conflicts. *Biological Conservation*, 201, 137-145.
- Karesh, W. B., Cook, R. A., Bennett, E. L. & Newcomb, J. 2005. Wildlife Trade and Global Disease Emergence. *Emerging Infectious Diseases*, 11:1000–1002.
- Kasper, C. B., da Cunha, F. P., & da Fontoura-Rodrigues, M. L. 2013. Avaliação do risco de extinção do Zorrilho *Conepatus chinga* (Molina, 1782) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 240-247.
- Kasper, C. B., Fontoura-Rodrigues, M. L., Cavalcanti, G. N., Freitas, T. R. O., Rodrigues, F. H. G., Oliveira, T. G., & 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 Carnivore Conservation*, 41, 25-28.
- Kiser, L. L. & Ostrom, E. 2000. The three worlds of action: A metatheoretical synthesis of institutional approaches. *Polycentric Games and Institutions*, 1:56–88.
- Kleypas, J. A., Feely, R. A., Fabry, V. J., Langdon, C., Sabine, C. L. & Robbins, L. L. 2005. Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research. A report from a workshop sponsored by the National Science Foundation, the National Oceanic and Atmospheric Administration, and the U.S. Geological Survey (Vol. 18, p. 20).
- Knopff, K. H., Webb, N. F. & Boyce, M. S. 2014. Cougar population status and range expansion in Alberta during 1991-2010: Cougar Range Expansion. *Wildlife Society Bulletin*, 38:116–121.
- Kobayashi, Y., Okada, K. & Mori, A. S. 2019. Reconsidering biodiversity hotspots based on the rate of historical land-use change. *Biological Conservation*, 233:268–275.
- Kolby, J. E. & Daszak, P. 2016. The Emerging Amphibian Fungal Disease, Chytridiomycosis: A Key Example of the Global Phenomenon of Wildlife Emerging Infectious Diseases. *Microbiology spectrum*, 4(3).
- Krebs, C. J. 2006. Mammals. In: Sutherland, W. J. (Ed.). *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kumar, M. A., Sreedhar, V. & Mewa, S. 2018. Whose Habitat Is It Anyway? Role of Natural and Anthropogenic Habitats in Conservation of Charismatic Species. *Tropical Conservation Science*, 11:1940082918788451.
- Kurten, E. L. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, (163): 22-32.
- Kurten, E. L., Wright, S. J., & Carson, W. P. 2015. Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. *Ecology*, 96(7): 1923-1932.
- Lande, R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Researches on population ecology*, 40:259–269.

- Langguth, A. 1975. Ecology and evolution in the South American canids. In: Fox, M. W. (Ed). *The wild canids: their systematics behavioral ecology and evolution*. New York: Van Nostrand Reinhold Company.
- Larson, L. R., Cooper, C. B. & Hauber, M. E. 2016. Emotions as Drivers of Wildlife Stewardship Behavior: Examining Citizen Science Nest Monitors' Responses to Invasive House Sparrows. *Human Dimensions of Wildlife*, 21:18–33.
- Larsson, J. 2018. Eulerr: Area-Proportional Euler and Venn Diagrams with Ellipses. R package version 4.1.0, URL:<https://cran.r-project.org/package=eulerr>
- Lawton, J. H. Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., ... & Stork, N. E. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391:72–76.
- Lawton, J. H. 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos*, 177–192.
- Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., Airamé, S. & Warner, R. R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384:33–46.
- Levis, C., Costa, F. R., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C. R., Junqueira, A. B., ... & Castilho, C. V. 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355:925–931.
- Lewinsohn, T. M. 2016. Primórdios da ciência ecológica no Brasil colonial e imperial. *Filosofia e História da Biologia*, 11(2): 347-381.
- Li, W. C., Tse, H. F. & Fok, L. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567:333–349.
- Li, W. C. 2014. Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. *Environmental Pollution*, 187:193–201.
- Liow, L. H., Fortelius, M., Bingham, E., Lintulaakso, K., Mannila, H., Flynn, L. & Stenseth, N. C. 2008. Higher origination and extinction rates in larger mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105:6097–6102.
- Lira, P. K., Ewers, R. M., Banks-Leite, C., Pardini, R. & Metzger, J. P. 2012. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology*, 49:1325–1333.
- Lira, P. K., Tambosi, L. R., Ewers, R. M., & Metzger, J. P. 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, (278): 80-89.
- Lizarralde, M., Escobar, J. & Deferrari, G. 2004. Invader species in Argentina: a review about the beaver (*Castor canadensis*) population situation on Tierra del Fuego ecosystem. *Interciencia*, 29:352–356.
- Loreau, M. 2009. Communities and ecosystems. In: Levin, S. A., Carpenter, S. R., Godfray, H. C. J., Kinzig, A. P., Loreau, M., Losos, J. B., ... & Wilcove, D. S. (Eds.). *The Princeton guide to ecology*. Princeton: Princeton University Press.
- Loveridge, A. J., Reynolds, J. C. & Milner-Gulland, E. J. 2007. Does sport hunting benefit conservation. *Key topics in conservation biology*, 1:222.

- Lunt, I. D. & Spooner, P. G. 2005. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography*, 32: 1859–1873.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciochetti, G., Pivello, V. R. & Meirelles, S. T. 2008. Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54:739.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciochetti, G. & Pivello, V. R. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1573-1580.
- MacDonald, D. W., & Feber, R. E. 2015. *Wildlife Conservation on Farmland: Conflict in the countryside* (Vol. 2). Oxford: Oxford University Press.
- Madden, F. 2004. Creating Coexistence between Humans and Wildlife: Global Perspectives on Local Efforts to Address Human–Wildlife Conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9(4): 247–257.
- Magnusson, E. E. 2006. Homogeneização biótica. In: Rocha, C. F. D.; Bergallo H. G.; Van Sluys, M. & Alves, M. A. S. (Orgs.). *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: RiMa Editora. 588p.
- Maletzke, B., Kertson, B., Swanson, M., Koehler, G., Beausoleil, R., Wielgus, R. & Cooley, H. 2017. Cougar response to a gradient of human development. *Ecosphere*, 8.
- Malukiewicz, J., Boere, V., Fuzessy, L. F., Grativol, A. D., Silva, I. de O., Pereira, L. C., Ruiz-Miranda, C. R., Valença, Y. M. & Stone, A. C. 2015. Natural and anthropogenic hybridization in two species of eastern Brazilian marmosets (*Callithrix jacchus* and *C. penicillata*). *PLOS ONE*, 10:e0127268.
- Marchini, S. & Macdonald, D. W. 2012. Predicting ranchers' intention to kill jaguars: case studies in Amazonia and Pantanal. *Biological Conservation*, 147:213–221.
- Marchini, S. 2014. Who's in Conflict with Whom? Human Dimensions of the Conflicts Involving Wildlife. In: Verdade, L. M., Lyra-Jorge, M. C. & Piña, C. I. (Eds.). *Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Martin, L. J., Blossey, B., & Ellis, E. 2012. Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(4), 195-201.
- Matías, L., Zamora, R., Mendoza, I., & Hódar, J. A. 2010. Seed dispersal patterns by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. *Restoration Ecology*, 18 (5): 619-627.
- Matos, P. F. & Pessoa, V. L. S. 2011. A modernização da agricultura no Brasil e os novos usos do território. *Geo Uerj*, 2(22): 290-322.
- Mazerolle, M. J. & Villard, M. A. 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience*, 117-124.
- Mazzolli, M., Haag, T., Lippert, B. G., Eizirik, E., Hammer, M. L. A. & Al Hikmani, K. 2017. Multiple methods increase detection of large and medium-sized mammals: working with volunteers in south-eastern Oman. *Oryx*, 51:290–297.

- Mazzolli, M. 2010. Mosaics of Exotic Forest Plantations and Native Forests as Habitat of Pumas. *Environmental Management*, 46: 237-253.
- Mazzolli, M., Graipel, M. E. & Dunstone, N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation*, 105(1): 43-51.
- Mbaiwa, J. E., Mbaiwa, O. I. 2006. The effects of veterinary fences on wildlife populations in Okavango Delta, Botswana. *International Journal of Wilderness*, 12(3): 17-41.
- McCauley, D. J., Young, H. S., Dunbar, R. B., Estes, J. A., Semmens, B. X., & Micheli, F. 2012. Assessing the effects of large mobile predators on ecosystem connectivity. *Ecological Applications*, 22 (6): 1711-1717.
- McClanahan, T. R., Marnane, M. J., Cinner, J. E. & Kiene, W. E. 2006. A comparison of marine protected areas and alternative approaches to coral-reef management. *Current Biology*, 16:1408–1413.
- McDonald, R. I., Forman, R. T., Kareiva, P., Neugarten, R., Salzer, D. & Fisher, J. 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, 93:63–75.
- McGill, B. J., Dornelas, M., Gotelli, N. J., & Magurran, A. E. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 30(2): 104-113.
- McIntosh, R. P. 1986. *The background of ecology: concept and theory*. Cambridge: Cambridge University Press.
- McIntyre, N. E. 2014. Wildlife responses to urbanization: patterns of diversity and composition in urban ecosystems. In: McCleery, R. A., Moorman, C., & Peterson, M. N. (Eds.). *Urban wildlife conservation: Theory and practice*. US: Springer.
- McManus, J. S., Dickman, A. J., Gaynor, D., Smuts, B. H., & Macdonald, D. W. 2015. Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human–wildlife conflict mitigation on livestock farms. *Oryx*, 49(04), 687-695
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E. & Nogales, M. 2014. Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of predation. *Biodiversity and Conservation*, 23:327–342.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Josh, D. C., Keitt, B. S., Le Corre, M., Horwath, S. V. & Nogales, M. 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, 17:3503–3510.
- Meijaard, E., Buchori, D., Hadiprakarsa, Y., Utami-Atmoko, S. S., Nurcahyo, A., Tjiu, A., Prasetyo, D., Christie, L., Ancrenaz, M. & Abadi, F. 2011. Quantifying killing of orangutans and human-orangutan conflict in Kalimantan, Indonesia. *PLOS ONE*, 6:e27491.
- Mello, T. M. de. 2009. Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga (SP). *Dissertação de Mestrado*. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Melo, R. S., Da Silva, O. C., Souto, A., Alves, R. R. N. & Schiel, N. 2014. The role of mammals in local communities living in conservation areas in the Northeast of Brazil: an ethnozoological approach. *Tropical Conservation Science*, 7(3): 423-439.

- Mendonça, L. E., Vasconcellos, A., Souto, C. M., Oliveira, T. P. & Alves, R. R. 2016. Bushmeat consumption and its implications for wildlife conservation in the semi-arid region of Brazil. *Regional Environmental Change*, 16(6): 1649-1657.
- Mercadante, M. 2007. Avanços na implementação do SNUC e desafios para o futuro. Brasília, DF. Disponível em: <http://assets.wwfbr.panda.org/downloads/mauricio_mercadante_avancos_na_implementation_do_snuc_e_desafios_para_o_futuro.pdf>. Acessado em: abr/2019.
- Messmer, T. A. 2000. The emergence of human–wildlife conflict management: turning challenges into opportunities. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45:97–102.
- Messmer, T. A. 2009. Human–wildlife conflicts: emerging challenges and opportunities. *Human-Wildlife Conflicts*, 3(1), 10-17.
- Mitman, G. 1992. *The state of nature: ecology, community, and American social thought, 1900-1950*. Chicago & London: University of Chicago Press.
- Monteiro, A. R. A. 2012. *Povoamento e Formação da Paisagem em São Luiz do Paraitinga*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas. 2012.
- Moreira, J. R. & Macdonald, D. W. 1996. Capybara use and conservation in South America. In: Taylor, V. J. & Dunstone, N. (Eds). *The Exploitation of Mammal Populations*. Dordrecht: Springer.
- Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., & Lamoreux, J. F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, 88(6): 1363- 1380.
- Moura, E. F., Seixas, S. C. & Dourado, C. D. S. 2016. Variabilidade pluvial, eventos extremos e alterações ambientais no corredor da rodovia D. Pedro I–Tamoios no período de 1983-2012. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 10(5), 151-161.
- Mourão, J. S., Araujo, H. F. & Almeida, F. S. 2006. Ethnotaxonomy of mastofauna as practised by hunters of the municipality of Paulista, state of Paraíba-Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2(1): 19.
- Mueller, C. C. 1992. Dinâmica, condicionantes e impactos socioambientais da evolução da fronteira agrícola no Brasil. *Revista de Administração Pública*, 26(3): 64-87.
- Müller, N. & Werner, P. 2010. Urban biodiversity and the case for implementing the convention on biological diversity in towns and cities. *Urban biodiversity and design*, 7:3-34
- Mullon, C., Freon, P. & Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6:111–120.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853.
- Naidoo, V., Wolter, K., Cuthbert, R. & Duncan, N. 2009. Veterinary diclofenac threatens Africa’s endangered vulture species. *Regulatory toxicology and pharmacology*, 53:205–208.
- Nassauer, J. I. 2011. Care and stewardship: From home to planet. *Landscape and Urban Planning*, 100:321–323.

- Navarro, L. M., & Pereira, H. M. 2012. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15: 900-912.
- Naveh, Z. 2001. Ten Major Premises for a Holistic Conception of Multifunctional Landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 57: 269–84
- Naylor, E. 1965. Effects of Heated Effluents upon Marine and Estuarine Organisms. In: Russell, F. S. (Ed.). *Advances in Marine Biology*, 3: 63-103.
- Nazarea, V. D. 2016. A view from a point: ethnoecology as situated knowledge. *The Environment in Anthropology*, 41–48.
- Nelson, G. C., Dobermann, A., Nakicenovic, N., & O'Neill, B. C. 2006. Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change: An Overview. *Ecology and Society*, 11(2).
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Day, J. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520:45–50.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S. L., Hoskins, A. J., Lysenko, I. & Phillips, H. R. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353:288–291.
- Newsome, T. M., Dellinger, J. A., Pavey, C. R., Ripple, W. J., Shores, C. R., Wirsing, A. J. & Dickman, C. R. 2015. The ecological effects of providing resource subsidies to predators: Resource subsidies and predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24:1–11.
- Nobre, R. D. A. 2007. Modelos de sustentabilidade de caça de subsistência na Serra do Mar, Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo.
- Nóbrega, V. A. 2012. Utilização de aves silvestres por moradores do município de Fagundes, Semiárido Paraibano: uma abordagem etnoornitológica. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharelado/Licenciatura em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba.
- Nyhus, P. J. 2016. Human–wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41:143–171.
- O'Farrell, P. J., & Anderson, P. M. L. 2010. Sustainable Multifunctional Landscapes: A Review to Implementation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1-2): 59–65
- O'Grady, J. J., Brook, B. W., Reed, D. H., Ballou, J. D., Tonkyn, D. W. & Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation*, 133:42–51.
- Oksanen, J. F., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2017. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acessado em: set/2017.
- Oliveira, S. D., Barcellos, F. C. & Green, A. P. L. 2007. Aspectos da governança ambiental no complexo regional centro-sul, segundo grau de urbanização. Em: *Anais do VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. UNIFOR. 28p.

- Olson, D. H., Aanensen, D. M., Ronnenberg, K. L., Powell, C. I., Walker, S. F., Bielby, J., Garner, T. W. J., Weaver, G., Group, T. B. M. & Fisher, M. C. 2013. Mapping the Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the Amphibian Chytrid Fungus. *PLOS ONE*, 8:e56802.
- Ordiz, A., Bischof, R. & Swenson, J. E. 2013. Saving large carnivores, but losing the apex predator? *Biological Conservation*, 168:128–133.
- Oriol-Cotterill, A., Valeix, M., Frank, L. G., Riginos, C. & Macdonald, D. W. 2015. Landscapes of coexistence for terrestrial carnivores: the ecological consequences of being downgraded from ultimate to penultimate predator by humans. *Oikos*, 124:1263–1273.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S. & Martínez-Abraín, A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology letters*, 16:1501–1514.
- Ostrom, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325:419–422.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., ... & Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*: 9(2): 101-116.
- Packer, C., Kosmala, M., Cooley, H. S., Brink, H., Pintea, L., Garshelis, D., Purchase, G., Strauss, M., Swanson, A. & Balme, G. 2009. Sport hunting, predator control and conservation of large carnivores. *PLOS ONE*, 4:e5941.
- Padilla, D. K. & Williams, S. L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:131–138.
- Paglia, A. P., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M., Chiarello, A. G., ... & Mendes, S. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional papers in conservation biology*, 6, 1-82.
- Palmeira, F. B. L., Crawshaw Jr., P. G., Haddad, C. M., Ferraz, K. M. P. M. B. & Verdade, L. M. 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in Northerh Goiás, Central-western Brazil. *Biological Conservation*, 141(1): 118-125.
- Palmeira, M. 1989. Modernização, Estado e questão agrária. *Estudos avançados*, 3(7): 87-108.
- Palumbi, S. R. 2001. Humans as the World's Greatest Evolutionary Force. *Science*, 293(5536):1786–1790.
- Pardini, R., de Souza, S. M., Braga-Neto, R., & Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological conservation*, 124(2), 253-266
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37:637–669.
- Parry, L. & Peres, C. A. 2015. Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor hunted tropical-forest wildlife over large spatial scales. *Ecology and Society*, 20.

- Parry, M., Parry, M. L., Canziani, O., Palutikof, J., Van der Linden, P. & Hanson, C. 2007. Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: Working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press.
- Parsons, A. W., Bland, C., Forrester, T., Baker-Whetton, M. C., Schuttler, S. G., McShea, W. J., Costello, R. & Kays, R. 2016. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biological conservation*, 203:75–88.
- Pascual, U. & Howe, C. 2018. Seeing the wood for the trees: Exploring the evolution of frameworks of ecosystem services for human wellbeing. In: Schreckenberg, K., Mace, G. & Poudyal, M. (Eds.) *Ecosystem services and poverty alleviation: Trade-offs and governance*. London: Routledge, Taylor & Francis Group.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R. & Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418:689.
- Peebles, K. A., Wielgus, R. B., Maletzke, B. T., Swanson, M. E. 2013. Effects of remedial sport hunting on cougar complaints and livestock depredations. *PLOS ONE*, 8:e79713.
- Pereira, H. M., Navarro, L. M. & Martins, I. S. 2012. Global biodiversity change: The bad, the good, and the unknown. *Annu Rev Environ Resour*, 37(1):25–50.
- Pereira, J. P. R. & Schiavetti, A. 2010. Conhecimentos e usos da fauna cinegética pelos caçadores indígenas "Tupinambá de Olivença" (Bahia). *Biota Neotropica*, 10(1): 175.
- Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14(1): 240-253.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505.
- Pessôa, E. P. & Bonelli, R. 1998. O papel do Estado na pesquisa agrícola no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3): 402-411.
- Peters, F. B., Roth, P. R. O., Pereira, M. S., Piske, A. D. & Christoff, A. U. 2011. Aspectos da caça e perseguição aplicada à mastofauna na área de proteção ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 9(1): 16-19.
- Peterson, M. N., Birckhead, J. L., Leong, K., Peterson, M. J. & Peterson, T. R. 2010. Rearticulating the myth of human–wildlife conflict. *Conservation Letters*, 3:74–82.
- Petrone, P. 1959. A região de São Luís do Paraitinga: estudo de geografia humana. *Revista Brasileira de Geografia*, 21(3): 239-336
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J., ... & Cisneros, L. 2017. Creation of Forest Edges Has a Global Impact on Forest Vertebrates. *Nature*, 551(7679): 187–191.
- Phelps, J. & Webb, E. L. 2015. “Invisible” wildlife trades: Southeast Asia’s undocumented illegal trade in wild ornamental plants. *Biological Conservation*, 186:296–305.
- Pianca, C. C. 2004. A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba (SP).

Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo.

- Pickett, S. T. & Cadenasso, M. L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 269:331–334.
- Pigliucci, M. 2002. Are ecology and evolutionary biology “soft” sciences? In: *Annales Zoologici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, 87-98.
- Pigliucci, M. 2003. *Dangerous Habits: Examining the Philosophical Baggage of Biological Research*. Tese de doutorado. University of Tennessee.
- Pimentel, D. & Kounang, N. 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*, 1(5): 416–426.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M. & Sexton, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344:1246752.
- Pino, J., Rodà, F., Ribas, J. & Pons, X. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49:35–48.
- Piperno, D. R. 2011. The Origins of Plant Cultivation and Domestication in the New World Tropics: Patterns, Process, and New Developments. *Current Anthropology*, 52: S453–S470.
- Popper, A. N. & Hastings, M. C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of fish biology*, 75:455–489.
- Powledge, F. 2006. The millennium assessment. *AIBS Bulletin*, 56:880–886.
- Prist, P. R., Michalski, F. & Metzger, J. P. 2012. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. *Landscape Ecology*, 27:799–812.
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C. & Lindborg, R. 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12:288–296.
- R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2018. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.Rproject.org/>>. Acessado em: set/2018.
- Ramos, R. M. 2013. *Caça de subsistência e conservação na Amazônia (Reserva Extrativista Rio Xingu, Terra do Meio, Pará): ecologia da caça e avaliação de impactos na fauna*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade de Brasília. 185p.
- Redman, C. L. 2008. *Human impact on ancient environments*. USA: University of Arizona Press. 244p.
- Redpath, S. M., Bhatia, S. & Young J. 2015. Tilting at wildlife: reconsidering human–wildlife conflict. *Oryx*, 49:222–225.
- Revista Agência FAPESP. 2017. Inventário de fauna e flora em São Paulo surpreende pela alta biodiversidade. De 08 de maio de 2017. Edição veiculada online. Disponível em: <<http://agencia.fapesp.br/inventario-de-fauna-e-flora-em-sao-paulo-surpreende-pela-alta-biodiversidade/25242/>>.

- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4): 208-214.
- Ribeiro, A. S. S., Palha, M. D. D., Tourinho, M. M., Whiteman, C. & Silva, A. D. S. 2007. Utilização dos recursos naturais por comunidades humanas do Parque Ecoturístico do Guamá, Belém, Pará. *Acta amazônica*, 37(2): 235-240.
- Ricklefs, R. E. & Schluter, D. 1993. Species diversity: regional and historical influences. *Species diversity in ecological communities*, 350:363.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235:167–171.
- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the ecological community: American Society of Naturalists Sewall Wright award winner address. *The American Naturalist*, 172:741–750.
- 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. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343:1241484.
- Rocha-Leão, O. M. 2005. Regressive evolution of network channels by groundwater flows in drainage headwaters: Geo-hidro-geological basis for recovery of degraded areas with erosion control. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Rondinini, C., Rodrigues, A. S. L. & Boitani, L. 2011. The key elements of a comprehensive global mammal conservation strategy. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366:2591–2597.
- Roques, S., Sollman, R., Jácomo, A., Tôrres, N., Silveira, L., Chávez, C., ... & da Luz, X. B. G. 2016. Effects of habitat deterioration on the population genetics and conservation of the jaguar. *Conservation Genetics*, 17:125–139.
- Rosalino, L. M., Ferreira, D., Leitão, I. & Santos-Reis M. 2011. Usage patterns of Mediterranean agro-forest habitat components by wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Mammalian Biology*, 76:268–273.
- Rosalino, L. M., Verdade, L. M. & Lyra-Jorge, M. C. 2014. In: Adaptation and evolution in changing environments. In: Verdade, L. M., Lyra-Jorge, M. C. & Piña, C. I. (Eds.). *Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation*. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Rosas, G. K. C. & Drumond, P. M. 2007. Caracterização da caça de subsistência em dois seringais localizados no Estado do Acre (Amazônia, Brasil). Relatório técnico. Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) Acre. 31p.
- Rosin, C., & Poulsen, J. R. 2016. Hunting-induced defaunation drives increased seed predation and decreased seedling establishment of commercially important tree species in an Afrotropical forest. *Forest Ecology and Management*, (382): 206-213.
- Rosindell, J., Hubbell, S. P., He, F., Harmon, L. J. & Etienne, R. S. 2012. The case for ecological neutral theory. *Trends in ecology & evolution*, 27:203–208.
- Rossiter, J. S., & Levine, A. 2014. What makes a “successful” marine protected area? The unique context of Hawaii's fish replenishment areas. *Marine Policy*, 44, 196-203.

- Roughgarden, J. 2009. Is there a general theory of community ecology? *Biology & Philosophy*, 24:521–529.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 (5459): 1770–1774.
- Sampaio, R., Lima, A. P., Magnusson, W. E. & Peres, C. A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodiversity and Conservation* 19:2421–2439.
- Sampson, C., McEvoy, J., Oo, Z. M., Chit, A. M., Chan, A. N., Tonkyn, D., ... & Wittemyer, G. 2018. New elephant crisis in Asia—Early warning signs from Myanmar. *PLOS ONE*, 13:e0194113.
- Santos, E. F., Setz, E. Z. F. & Gobbi, N. 2003. Diet of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and its role in seed dispersal on a cattle ranch in Brazil. *Journal of Zoology*, 260 (2):203–208.
- São Paulo (Estado). 2011. Secretaria do Meio Ambiente. Subsídios ao planejamento ambiental da unidade hidrográfica de gerenciamento de recursos hídricos Paraíba do Sul: UGRHI 02 [Environmental planning: Unit of water resources management of Paraíba do Sul] [recurso eletrônico] / Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Org. Itani, M. R., C. M. Barros, F. E. L. Figueiredo, M. R. N. Andrade, M. T. C. Mansor, R. L. Mangabeira, and V. S. Carvalho. – São Paulo : SMA,. 204 p. : il. color
- São Paulo. 1977. Decreto nº 10.251, de 30 de agosto de 1977 de São Paulo. Cria o Parque Estadual da Serra do Mar e dá providências correlatas. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1977/dec_10251_1977_criaparqueestadualserramar_sp_altrd_dec_13313_1979_conferir.pdf>. Acessado em: set/2018.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Sawaya, M. A., Kalinowski, S. T. & Clevenger, A. P. 2014. Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proc. R. Soc. B*, 281:20131705.
- Sax, D. F., & Gaines, S. D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(11): 561-566.
- Sax, D. F., Gaines, S. D., & Brown, J. H. 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *The American Naturalist*, 160(6): 766-783.
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., ... & Baillie, J. 2008. The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science*, 322:225–230.
- Schluter, D. 2001. Ecology and the origin of species. *Trends in ecology & evolution*, 16:372–380.
- Schmidt, C. B. 1946. O meio rural – investigações e estudos das suas condições sociais e econômicas. São Paulo: D.P.A.

- Scholes, R., Montanarella, L., Brainich, A., Barger, N., Ten Brink, B., Cantele, M., Erasmus, B., Fisher, J., Gardner, T. & Holland, T. G. 2018. Summary for Policymakers of the Thematic assessment Report on Land Degradation and Restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat: Bonn, Germany:1–31.
- Schuette, P., Wagner, A. P., Wagner, M. E. & Creel S. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation*, 158:301–312.
- Schwarz, N. 2007. Cognitive Aspects of Survey Methodology. *The Official Journal of the Society for Applied Research in Memory and Cognition*, 21(2), 277-287.
- Seixas, C. S. & Davy, B. 2008. Self-organization in integrated conservation and development initiatives. *International Journal of the Commons*, 2(1): 98-123.
- Selig, E. R. & Bruno, J. F. 2010. A Global Analysis of the Effectiveness of Marine Protected Areas in Preventing Coral Loss. *PLOS ONE* 5:e9278.
- Serrano, L., Simeone, C. A., Colegrove, K. M., Duignan, P. J., Goldstein, T. & Gulland, F. M. D. 2017. Cetacean Morbillivirus in Odontocetes Stranded along the Central California Coast, USA, 2000–15. *Journal of Wildlife Diseases*, 53:386–392.
- Shapira, I., Sultan, H. & Shanas, U. 2008. Agricultural farming alters predator–prey interactions in nearby natural habitats. *Animal Conservation*, 11:1–8.
- Shehzad, W., Nawaz, M. A., Pompanon, F., Coissac, E., Riaz, T., Shah, S. A. & Taberlet, P. 2015. Forest without prey: livestock sustain a leopard *Panthera pardus* population in Pakistan. *Oryx*, 49:248–253.
- Shepard, G. H. & Ramirez, H. 2011. “Made in Brazil”: human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. *Economic Botany*, 65:44–65.
- Shepherd, C. R., Nijman, V., Krishnasamy, K., Eaton, J. A. & Chng, S. C. 2016. Illegal trade pushing the Critically Endangered Black-winged Myna *Acridotheres melanopterus* towards imminent extinction. *Bird Conservation International*, 26:147–153.
- Sherratt, T. N. & Wilkinson, D. M. 2009. *Big questions in ecology and evolution*. Oxford: Oxford University Press.
- SICAR. 2007. Sistema de Cadastro Ambiental Rural (v3.0.0). Disponível em: <<http://www.car.gov.br/#/>>. Acessado em: set/2017.
- Silva, R. F. B. da, Batistella, M. & Moran, E. F. 2016. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land Use Policy* 58:133–144.
- Silva, R. F. B. da, Batistella, M., Moran, E. F. & Lu, D. 2017. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *The Professional Geographer*, 69:80–93.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114:351–355.
- Silveira, P. C. B. 2008. *Etnografia da paisagem: natureza, cultura e hibridismo em São Luiz do Paraitinga*. Tese de doutorado. Instituto de Filosofia e Ciências Humanas. Universidade Estadual de Campinas.

- Simonson, J.T. & Johnson, E.A. 2005. Development of the cultural landscape in the forestgrassland transition in southern Alberta controlled by topographic variables. *Journal of Vegetation Science*, 16(5): 523-532.
- Sitzia, T., Campagnaro, T., Gatti, E., Sommacal, M. & Kotze, D. J. 2015. Wildlife conservation through forestry abandonment: responses of beetle communities to habitat change in the Eastern Alps. *European journal of forest research*, 134:511–524.
- Sitzia, T., Trentanovi, G., Dainese, M., Gobbo, G., Lingua, E. & Sommacal, M. 2012. Stand structure and plant species diversity in managed and abandoned silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management*, 270:232–238.
- Slabbekoorn, H. & Ripmeester, E. A. P. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular ecology*, 17:72–83.
- Smallwood, K. S. & Fitzhugh, E. L. 1995. A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 71:251–259.
- Soisalo, M. K. & Cavalcanti, S. M. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129:487–496.
- Solorzano, A., de Oliveira, R. R. & Lazos-Ruiz, A. E. 2016. Landscape reading methodology of urban forests: interpreting past and current socioecological interactions in Rio de Janeiro. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña*, 6(1), 211-224.
- Soulsbury, C. D. & White, P. C. 2016. Human–wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. *Wildlife Research*, 42:541–553.
- Sousa, J. A. C. & Srbek-Araujo, A. C. 2017. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 189(3): 129.
- Souza, J. G., Schaan, D. P., Robinson, M. Barbosa, A. D., Aragão, L. E., Marimon Jr, B. H., ... & Iriarte, J. 2018. Pre-Columbian earth-builders settled along the entire southern rim of the Amazon. *Nature Communications*, 9(1), 1125.
- Souza, A. S. M. C., Saranholi, B. H., Crawshaw Jr., P. G., Paviolo, A. J., Rampim, L. E., Sartorello, L. & Galetti Jr., P. M. 2017. Re-discovering jaguar in remaining coastal Atlantic Forest in southeastern Brazil by non-invasive DNA analysis. *Biota Neotropica*, 17(2): e20170358
- Sparovek, G., Barretto, A., Klug, I., Papp, L. & Lino, J. 2011. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos-CEBRAP*, 89:111-135.
- Spence, M. D. 1999. *Dispossessing the wilderness: Indian removal and the making of the national parks*. Oxford: Oxford University Press.
- Srbek-Araujo, A. C., Haag, T., Chiarello, A. G., Salzano, F. M. & Eizirik, E. 2018. Worrysome isolation: noninvasive genetic analyses shed light on the critical status of a remnant jaguar population. *Journal of Mammalogy*, 99:397–407.
- Stallings, C. D. 2009. Fishery-Independent Data Reveal Negative Effect of Human Population Density on Caribbean Predatory Fish Communities. *PLOS ONE*, 4:e5333.

- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W. & De Wit, C. A. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347:1259855.
- Stoner, K. E., Vulinec, K., Wright, S. J. & Peres, C. A. 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. *Biotropica*, 39:385–392.
- Sundqvist, A-K, Ellegren H & Vilà C. 2008. Wolf or dog? Genetic identification of predators from saliva collected around bite wounds on prey. *Conservation Genetics*, 9:1275–1279.
- Supp, S.R. & Ernest, S.M. 2014. Species-level and community-level responses to disturbance: a cross-community analysis. *Ecology*, 95: 1717–1723.
- Swanson, A., Kosmala, M., Lintott, C., & Packer, C. 2016. A generalized approach for producing, quantifying, and validating citizen science data from wildlife images. *Conservation Biology*, 30(3), 520-531.
- Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10): 2328-2340.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M., & Bedê, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1): 132-138.
- Teixeira, J. C. 2005. Modernização da agricultura no Brasil: impactos econômicos, sociais e ambientais. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*, 1(2): 21-42.
- Terra, A. K. 2007. A caça de subsistência na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus e na Terra Indígena Lago Ayapuá, Amazônia Central, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia. Universidade Federal do Amazonas.
- Tidball, K. G., Metcalf, S., Bain, M., & Elmqvist, T. 2018. Community-led reforestation: cultivating the potential of virtuous cycles to confer resilience in disaster disrupted social–ecological systems. *Sustainability Science*, 13(3), 797-813.
- Timo, T. P., Lyra-Jorge, M. C., Gheler-Costa, C. & Verdade, L. M. 2015. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. *Forest-Biogeosciences and Forestry*, 8:108.
- Timo, T.P.C. 2009. Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo.
- Tress, B. & Tress, G. 2000. Second Draft of Recommendations for interdisciplinary Landscape Research. Workshop N°1. The Landscape – from vision to definition. In: Brand, J. Tress, B & Tress, G. (Eds). *Multifunctional Landscapes. Interdisciplinary Approaches to Landscape research and Management*. Conference material for the conference on "multifunctional landscapes", Centre for Landscape Research, Roskilde October 18-21, 2000.
- Treves, A., Wallace, R. B., Naughton-Treves, L. & Morales, A. 2006. Co-Managing Human–Wildlife Conflicts: A Review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11:383–396.

- Trolle, M., Noss, A. J., De Lima, E. S. & Dalponte, J. C. 2006. Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. In: Hawksworth, D. L., & Bull, A. T. (Eds.). *Vertebrate conservation and biodiversity*. Dordrecht: Springer.
- Turner, I. M. & Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(8): 330-333.
- Umetsu, F., Paul Metzger, J., & Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31(3), 359-370.
- Urquiza-Haas, T., Peres, C. A. & Dolman, P. M. 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biological Conservation*, 142:134–148.
- Urquiza-Haas, T., Peres, C. A. & Dolman, P. M. 2011. Large vertebrate responses to forest cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Animal Conservation*, 14:271–282.
- Vaca, R. A., Golicher, D. J., Cayuela, L., Hewson, J. & Steininger, M. 2012. Evidence of incipient forest transition in southern Mexico. *PLOS ONE*, 7:e42309.
- Valiente-Banuet, A. Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., ... & Medel, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29:299–307.
- Valsecchi, J. & Do Amaral, P. V. 2010. Perfil da caça e dos caçadores na reserva de desenvolvimento sustentável Amanã, Amazonas–Brasil. *Scientific Magazine UAKARI*, 5(2): 33-48.
- Valsecchi, J., El Bizri, H. R. & Figueira, J. E. C. 2014. Subsistence hunting of *Cuniculus paca* in the middle of the Solimões River, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74(3): 560-568.
- Van Dyke F. 2008. *Conservation biology: foundations, concepts, applications*. Netherlands: Springer Science & Business Media.
- Van Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D. W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G. & Newsome, T. M. 2018. Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology*, 32:26–34.
- Van Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D. W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G., & Newsome, T. M. 2018. Managing Conflict between Large Carnivores and Livestock. *Conservation Biology*, 32(1): 26–34.
- Van Vliet, N., Cruz, D., Quiceno-Mesa, M. P., De Aquino, L. J. N., Moreno, J., Ribeiro, R. & Fa, J. 2015. Ride, shoot, and call: wildlife use among contemporary urban hunters in Três Fronteiras, Brazilian Amazon. *Ecology and Society*, 20(3): 8.
- Van Vliet, N., Mesa, M. P. Q., Cruz-Antia, D., De Aquino, L. J. N., Moreno, J. & Nasi, R. 2014. The uncovered volumes of bushmeat commercialized in the Amazonian trifrontier between Colombia, Peru & Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 3:7.
- Vanak, A. T., Dickman, C. R., Silva-Rodriguez, E. A., Butler, J. R. & Ritchie, E. G. 2013. Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. *Free-ranging dogs and wildlifeconservation*, 69–93.

- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85:183–206.
- Vellend, M. 2016. *The theory of ecological communities*. Princeton: Princeton University Press. Series Monographs in population biology.
- Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I. H., Elmendorf, S. C., Beauséjour, R., Brown, C. D., ... & Wipf, S. 2013. Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48): 19456-19459.
- Verdade, L. M. 2004. A exploração da fauna silvestre no Brasil: jacarés, sistemas e recursos humanos. *Biota Neotropica*, 4(2): 1-12.
- Verdade, L. M., Penteado, M., Gheler-Costa, C., Dotta, G., Rosalino, L. M., Pivello, V. R., Piña, C. I. & Lyra-Jorge, M. C. 2014. The conservation value of agricultural landscapes, p. 91-102. In: Verdade, L. M., Lyra-Jorge, M. C. & Piña, C. I. *Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation*. Heidelberg: Springer.
- Verdade, L.M. & Seixas, C.S. 2013. Confidencialidade e sigilo profissional em estudos sobre caça. *Biota Neotropica*, 13(1): 21-23.
- Verdade, L.M., Gheler-Costa, C. & Lyra-Jorge, M.C. 2016. The multiple facets of agricultural landscapes, p. 2-13. In: Gheler-Costa, C., Lyra-Jorge, M.C. & Verdade, L.M. (Eds.). *Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil*. De Gruyter.
- Viana, M., Cleaveland, S., Matthiopoulos, J., Halliday, J., Packer, C., Craft, M. E., Hampson, K., Czapryna, A., Dobson, A. P. & Dubovi, E. J. 2015. Dynamics of a morbillivirus at the domestic–wildlife interface: Canine distemper virus in domestic dogs and lions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112:1464–1469.
- Vieira, M. A. R. D. M. 2013. Influências dos sistemas de manejo formal e informal na atividade de caça de subsistência na RDS Piagaçu-Purus, AM. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas - Ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277:494–499.
- Vivo, M. D., Carmignotto, A. P., Gregorin, R., Hingst-Zaher, E., Iack-Ximenes, G. E., Miretzki, M., ... & Taddei, V. A. 2011. Checklist dos mamíferos do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 111-131.
- Walters, C. & Maguire, J. J. 1996. Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Reviews in fish biology and fisheries*, 6:125–137.
- Wang, X., Thompson, D. K., Marshall, G. A., Tymstra, C., Carr, R. & Flannigan, M. D. 2015. Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change. *Climatic Change*, 130:573–586.
- Watson, J. E., Dudley, N., Segan, D. B. & Hockings, M. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515:67.
- Watson, G. J., Murray, J. M., Schaefer, M., & Bonner, A. 2015. Successful local marine conservation requires appropriate educational methods and adequate enforcement. *Marine Policy*, 52, 59-67.

- Weldon, C., Du Preez, L. H., Hyatt, A. D., Muller, R. & Speare R. 2004. Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging infectious diseases*, 10:2100.
- Western, D., Waithaka, J. & Kamanga, J. 2015. Finding space for wildlife beyond national parks and reducing conflict through community-based conservation: the Kenya experience. *Parks*, 21:51–62.
- Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10): 5458-5465.
- Williams, R., Wright, A. J., Ashe, E., Blight, L. K., Brintjes, R., Canessa, R., ... & Hammond, P. S. 2015. Impacts of anthropogenic noise on marine life: Publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean & Coastal Management*, 115:17–24.
- Williams, R. J., Griffiths, F. B., Van der Wal, E. J. & Kelly, J. 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 26:409–420.
- Woodroffe, R., Simon, T. & Rabinowitz, A. 2005. *People and Wildlife, Conflict or Co-Existence?* Cambridge: Cambridge University Press.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B., Lotze, H. K., Micheli, F. & Palumbi, S. R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science* 314:787–790.
- Worster, D. 1994. *Nature's economy: a history of ecological ideas*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wrangham, R. & Conklin-Brittain, N. 2003. 'Cooking as a biological trait.' *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 136:35–46.
- Wright, S. J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in plant ecology, Evolution and systematics*, 6(1-2): 73-86.
- Wu, J. 2017. Thirty years of Landscape Ecology (1987–2017): retrospects and prospects. *Landscape Ecology*, 32: 2225.
- Wu, J., & Hobbs, R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape ecology*, 17(4): 355-365.
- Zimmermann, A., Walpole, M. J. & Leader-Williams, N. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4): 406-412.
- Zipkin, E.F., Dewan, A. & Royle, J.A. 2009. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of Applied Ecology*, 46: 815–822

APÊNDICE I

Questionário semiestruturado utilizado nas entrevistas com atores-chave

1. Você se lembra ou ficou sabendo de algum acontecimento histórico que influenciou o ambiente aqui da região? Se sim, algum destes eventos afetou os bichos da mata/mamíferos?
2. Você percebeu mudanças (ex. número de animais, comportamento) nos bichos da mata/mamíferos nos últimos 30 anos? Se sim, quais? Em que espécies? O que você acha que gerou essas mudanças?
3. O que você acha que mais afeta o número (aumento ou diminuição) dos bichos da mata/mamíferos?
4. Você acha que a população humana local influencia o aumento ou a diminuição dos bichos da mata/mamíferos na natureza? Como?
5. Os bichos da mata/mamíferos causam algum tipo de dano/prejuízo
 - a. Às pessoas? Quais espécies? Quais culturas?
 - b. À roça? Que espécies? Quais culturas?
 - c. À criação de animais? Quais espécies? Quais animais domésticos?
 - d. O que as pessoas fazem para evitar esses danos/prejuízos?
6. Você conhece pessoas que se alimentam de bichos da mata/mamíferos? De que espécies? Com que frequência?
7. Você acha que a caça ainda é uma importante fonte de alimento para as famílias da região?
8. Existe algum outro uso que as pessoas fazem dos bichos da mata/mamíferos na região (ex. remédio, artesanato, animal de estimação, venda de animais da mata)?
9. Você acha que os bichos da mata/mamíferos trazem algo de bom (são um benefício) para o homem?
10. Você acha importante cuidar para que estes animais continuem existindo? Por que? (o que trazem de bom ou ruim?)
11. Você acha que a responsabilidade de cuidar para que os bichos da mata/mamíferos não desapareçam é de alguém? Se sim, de quem?
Você acha que é uma responsabilidade sua também? Por que?
12. Você acha que alguém deve acompanhar/monitorar a quantidade de bichos da mata/mamíferos aqui na região? Quem?

13. Você se engajaria em esforços para conservar os bichos da mata/mamíferos na natureza? Se sim, porque? Se não, porque?

14. O que significa conservação da natureza para você?

APÊNDICE II

Questionário estruturado utilizado nas entrevistas com moradores rurais.

Parte 1 (frente)

F.	Gênero/espécie	Nome comum	Identificou?	Como?	F.	Gênero/espécie	Nome comum	Identificou?	Como?
1	<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	19	<i>Conepatus sp.</i>	Zurriho/jaritataca	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
2	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	20	<i>Nasua nasua</i>	Quati	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
3	<i>Dasyprocta sp.</i>	Cutia	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	21	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão pelada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
4	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	22	<i>Callithrix sp.</i>	Mico/sagui	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
A	Tayassuidae	Porco-do-mato	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	D	Primates	Macacos	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
5	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	23	<i>Sapajus nigratus</i>	Macaco prego	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
6	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	24	<i>Callicebus nigrifrons</i>	Sauá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
7	<i>Mazama sp.</i>	Veado	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	25	<i>Alouatta guariba</i>	Bugio	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
8	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	26	Brachyteles	Mono carvoeiro	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
B	Grandes felinos	Onças	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	27	<i>Coendou sp.</i>	Porco-espinho/ouriço	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
9	<i>Panthera onca</i>	Onça -pintada	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	28	<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
10	<i>Puma concolor</i>	Suçuarana	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	29	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
C	Pequenos felinos	Jaguatirica/ Oncinha	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	30	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
11	<i>Leopardus pardalis</i>	Gato-do-mato, jaguatirica	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	31	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
12	<i>Leopardus sp. (L. wiedii or L. guttulus)</i>	Gato Maracajá	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	E	Dasypodidae	Tatus	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
13	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato Mourisco	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	32	<i>Dasybus sp.</i>	Tatu-galinha	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
14	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	33	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatupeba	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
15	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro do mato	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	34	<i>Cabassous sp.</i>	Tatu-de-rabo-mole	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
16	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	35	Cachorro doméstico		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
17	<i>Eira barbara</i>	Irara	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	36	<i>Sus scrofa feral</i>		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()
18	<i>Galictis cuja</i>	Furão	S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()	37	<i>Sus scrofa</i>		S()N()	Visua() Vestig() Vizinho()

Parte 1 (verso)

Das espécies mostradas:

Quais o/a Sr.(a) viu no último(s) ano/dois anos nesta propriedade ou nas propriedades vizinhas?

1 2 3 4 **A** 5 6 7 8 **B** 9 10 **C** 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 **D** 24 25 26 27 28 29
30 31 32 **E** 33 34 35 36 37 38 39 40

Quais o/a Sr.(a) viu nos últimos cinco anos nesta propriedade ou nas propriedades vizinhas?

1 2 3 4 **A** 5 6 7 8 **B** 9 10 **C** 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 **D** 24 25 26 27 28 29
30 31 32 **E** 33 34 35 36 37 38 39 40

Quais o/a Sr.(a) não vê a mais de 20 anos nesta propriedade ou nas propriedades vizinhas?

1 2 3 4 **A** 5 6 7 8 **B** 9 10 **C** 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 **D** 24 25 26 27 28 29
30 31 32 **E** 33 34 35 36 37 38 39 40

Quais o o/a Sr.(a) não via a 20 anos, mas passou a ver nesta propriedade ou nas propriedades vizinhas?

1 2 3 4 **A** 5 6 7 8 **B** 9 10 **C** 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 **D** 24 25 26 27 28 29
30 31 32 **E** 33 34 35 36 37 38 39 40

Parte 2

Ponto _____	Casa código _____	Data da entrevista ____/____/____	1Gênero () F () M	Idade: _____
2Profissão _____	3Escolaridade _____	4Dono da prop. () Sim () Não		
5aReside na prop. () Sim () Não	() arrenda			
5b() morador permanente () fins de semana () 2x por mês () 1 x por mês				
5c () Trabalha todos os dias () 3x por semana () 1x por semana () 1x a cada 15 dias () Outro _____				
6Há quanto tempo mora/conhece o local? ____ anos	7Familia é da região? () Sim () Não			
8Nº moradores na prop. _____	9Nº de trabalhadores na prop. _____	10Qual o tamanho da prop.? _____	ha/alq.	
11Distância até o mercado mais próximo _____	km			
12Propriedade é usada para () produção () lazer				
13aPrincipal atividade da propriedade? () gado leite () gado corte () frango () eucalipto () lazer () turismo				
() plantação-cultura: _____	() Outra _____			
13bQuanto (cabecas/área cultivada/pés)? _____				
14aOutras atividades da prop.: () gado leite () gado corte () frango () horta () eucalipto () lazer () turismo				
() plantação-cultura: _____				
() Outra _____	14b Quanto (cabecas/área cultivada/pés)? _____			
15aPossui animais domésticos () Sim () Não / 15b cachorros ____ gatos ____ porcos ____ galinha caipira ____				
galinha da angola ____ cavalo ____ ovelha ____ cabra ____ pavão ____ outros _____				
16Animais circulam pela prop./ficam soltos? () Sim () Não () Alguns – Quais? _____				
Acesso à internet? () Sim () Não – () celular () rádio () cabo / Celular com aplicativos? () Sim () Não /				
Renda da família () até 1s.m. () Entre 1 e 2s.m. () Entre 2 e 3 três s.m () De 3 até 10 s.m () mais que 10 s.m				
Iluminação () Sim () Não / Veículos - Carro () Sim () Não / Moto () Sim () Não / Trator () Sim () Não				

Parte 3

17a O/A Sr.(a) acha que a quantidade de bichos da mata aumentou nos últimos 20 anos?

() Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder
() algumas species Quais? _____

17b Por que? () Êxodo rural () Criação do PESM SV () Fiscalização () Plantação de eucaliptos () Proibição da caça () Lei que proíbe a plantação Euc () Lei proteção matas () Projetos ambientais () Novos moradores () Outro _____

17c O/A Sr.(a) acha que a variedade de bichos da mata aumentou nos últimos 20 anos?

() Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder
Quais? _____

17d Por que? () Êxodo rural () Criação do PESM SV () Fiscalização () Plantação de eucaliptos () Proibição da caça () Lei que proíbe a plantação Euc () Lei proteção matas () Projetos ambientais () Novos moradores () Outro _____

17e Se não acha que aumentou, acha que a quantidade de bichos da mata diminuiu nos últimos 20 anos?

() Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder
() algumas species Quais? _____

17f Por que? () Êxodo rural () Não tem comida () Enchente () Plantação de eucaliptos () Estradas e asfalto () Queimada () Ciclo econômico leite () Prevalência da caça () Atropelamentos () Outro _____

17g Se não acha que aumentou, acha que a variedade de bichos da mata diminuiu nos últimos 25 anos?

() Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder
Quais? _____

17h Por que? () Êxodo rural () Não tem comida () Enchente () Plantação de eucaliptos () Estradas e asfalto () Queimada () Ciclo econômico leite () Prevalência da caça () Atropelamentos () Outro _____

18a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata, hoje, visitam () mais () menos ou com a () mesma frequência a sua propriedade do que 20 anos atrás? 18bPor quê? () Animais aumentaram na natureza () Parque () Fiscalização () Lei proíbe caça () Êxodo rural () Lei proteção matas () Projetos ambientais () Novos moradores () Não tem comida () Caça () Queimadas () Atropelamentos () Conflitos com prop. () Desmatamento () Perda de habitat () Outro _____

19a Os bichos da mata causam algum prejuízo para o/a Sr.(a) ou a sua família? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 19b Qual? () Criação () Roça () Saúde () outros _____

19c Especificação do prejuízo _____

20a Esse prejuízo representa () - 5% da sua produção () 5 a 20% () 20 a 50% () + 50%

20b Na sua opinião, quão aceitável é esse prejuízo, em uma escala de 1 a 5, sendo 1 totalmente aceitável e 5 inaceitável 1 2 3 4 5

21 O/A Sr.(a) faz alguma coisa para diminuir seus prejuízos? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder. 21b O que? () Mato os animais () Prendo e entrego para o parque () Construo cerca () Prendo os animais a noite () cerquei os animais () Outro _____

22 O que poderia ser feito para resolver o problema do/da Sr.(a)? () Nada () matar os animais () contruir uma cerca no parque () construir uma cerca na prop. () subsídio para perdas () programa de apoio () liberar a caça () outro _____

23 Quem o/a Sr.(a) acha que deveria resolver o problema? () Governo () Proprietário () Órgão ambiental () Sociedade () Empresa privada () Unidade de Conservação () Outro _____

24a O/A Sr.(a) acha importante/interessante a criação de um projeto que acompanhe e registre os bichos que vem na sua propriedade e os prejuízos que eles trazem para você? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 24b Por quê? _____

25a O/A Sr.(a) teria interesse em participar de um projeto assim? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 25b Se não, por quê? _____

25c Se sim, como o/a Sr.(a) vê que poderia participar? () Tempo () Valor em dinheiro () Área para estudo () Outro _____

25d Se não, e se houvesse ajuda ao produtor que tem prejuízo? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 25e E se houvesse um pagamento em dinheiro? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder _____

26a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata trazem algo de bom para você e a sua família? () Sim () Não () Talvez () Não sei/não quis responder 26b O que? () Uso () Função na natureza () São bonitos de olhar () São obra de Deus () Não sei () outro _____

27a O/A Sr.(a) acha importante cuidar para que estes animais continuem existindo? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 27b Por quê? () Gosto deles () São alimento () São bonitos () São animais de Deus () São importantes pra natureza () Me prejudicam () tenho medo () Outro _____

35a O/A Sr.(a) acha que a responsabilidade de cuidar para que os bichos da mata não desapareçam é de alguém? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 35b Se sim, de quem? _____

35c Acha que é uma responsabilidade sua também? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder Por que? _____

Apenas se não houver prejuízo

28a O/A Sr.(a) acha importante/interessante a criação de um projeto que acompanhe e registre os bichos que vem na sua propriedade e busque proteger esses bichos? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 28b Por quê? _____

29a O/A Sr.(a) teria interesse em participar de um projeto assim? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 29b Se não, por quê? _____

29c Se sim, como o/a Sr.(a) vê que poderia participar? () Tempo () Valor em dinheiro () Área para estudo () Outro _____

29d Se não, e se houvesse um pagamento em dinheiro? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder _____

30a O/A Sr.(a) ou a sua família usam os bichos da mata de alguma forma? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 30b Qual? () Alimento () Remédio () Religiosa () Artesanato () Outra _____

31a O/A Sr.(a) acha que os bichos da mata ainda são consumidos pelas famílias da região? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 31b Por quê? () legislação que proíbe a caça () desinteresse dos jovens () eficiência da fiscalização () êxodo rural () esporte () vício () necessidade () facilidade () outro _____

31c Quais as principais espécies que servem de alimento pras famílias da região? _____

32a O/A Sr.(a) acha que algum tipo de caça deveria ser liberada para os moradores da região? () Sim () Não () Talvez () Não soube/quis responder 32b Por quê? () precisa comer () é cultural () tem muito () estão dando prejuízo () Outro _____

32c Em que condições? () apenas de animais exótico () apenas de animais com grande população (ex: capivara) () apenas animais de lista oficial () todos os animais desde que com carteirinha () todos os animais () animais específicos e apenas com carteirinha () Outro _____

Considerações: _____

34a O que o/a Sr.(a) entende por conservação da natureza? _____

ANEXO I

Parecer consubstanciado do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da UNICAMP

COMITÊ DE ÉTICA EM
PESQUISA DA UNICAMP -
CAMPUS CAMPINAS



PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP

DADOS DO PROJETO DE PESQUISA

Título da Pesquisa: IMPLICAÇÕES DA ESTRUTURA SOCIAL E BIOFÍSICA DE PAISAGENS RURAIS PARA A CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS

Pesquisador: Camila Alvez Islas

Área Temática:

Versão: 2

CAAE: 48061315.6.0000.5404

Instituição Proponente: Instituto de Biologia - Unicamp

Patrocinador Principal: FUND COORD DE APERFEICOAMENTO DE PESSOAL DE NIVEL SUP

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 1.245.170

Apresentação do Projeto:

Enquanto as unidades de conservação são uma das principais estratégias de conservação incentivadas pelo governo brasileiro, populações da fauna silvestre têm persistido em paisagens rurais. Este projeto tem por objetivo geral investigar os fatores (drivers of change) que tem influenciado as mudanças ocorridas, nas últimas três décadas, na estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagens alteradas, a fim de fomentar estratégias integradas de conservação ambiental e desenvolvimento local. Para tanto compararemos seis paisagens rurais, contendo fragmentos florestais de tamanhos similares. Em cada paisagem utilizaremos métodos de pesquisa oriundos das ciências naturais e sociais, incluindo a coleta de dados quantitativos e qualitativos, sendo a coleta realizada em três etapas. Para o levantamento da estrutura social das paisagens (aspectos socioeconômicos e conhecimento ecológico local) utilizaremos surveys, entrevistas semiestruturadas e mapeamento participativo. Para o inventariamento de mamíferos utilizaremos busca ativa e armadilhas fotográficas e para a análise da estrutura biofísica das paisagens utilizaremos Sistema de Informação Geográfica (SIG). Por utilizar metodologia participativa de coleta de dados, este projeto também visa promover uma sensibilização da população rural sobre a importância da conservação da

Endereço: Rua Tessália Vieira de Camargo, 126
Bairro: Barão Geraldo **CEP:** 13.083-887
UF: SP **Município:** CAMPINAS
Telefone: (19)3521-8936 **Fax:** (19)3521-7187 **E-mail:** cep@fcm.unicamp.br

COMITÊ DE ÉTICA EM
PESQUISA DA UNICAMP -
CAMPUS CAMPINAS



Continuação do Parecer: 1.245.170

mastofauna, a fim de fomentar um Ecosystem Stewardship.

Objetivo da Pesquisa:

Este projeto tem por objetivo geral investigar os fatores (drivers of change) que tem influenciado as mudanças ocorridas, nas últimas três décadas, na estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte (>1kg) em paisagens alteradas, a fim de fomentar estratégias integradas de conservação ambiental e desenvolvimento local. Para tanto compararemos seis paisagens rurais, contendo fragmentos florestais de tamanhos similares. Especificamente, pretendemos responder às seguintes perguntas:

1. Há evidências de que está ocorrendo defaunação ou aumento da diversidade de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo?
2. Quais os fatores/vetores diretos (e.g., usos, práticas e instituições formais e informais de conservação e manejo da mastofauna, mudanças no uso do solo) e indiretos (e.g., densidade humana, perfil socioeconômico das comunidades rurais, legislação ambiental) que influenciaram e influenciam a estrutura das comunidades de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo?
3. Quais as implicações das mudanças na estrutura das comunidades da mastofauna de médio e grande porte para as populações humanas da área rural estudada e como as populações humanas tem respondido a essas mudanças?

Avaliação dos Riscos e Benefícios:

Segundo a pesquisadora não nenhum risco aos voluntários, pois os mesmos apenas responderão aos questionários (moradores da região, gestores e funcionários)

Este projeto pretende, em última instância, gerar informações para contribuir com um manejo da mastofauna em paisagens rurais alteradas, buscando atingir o desenvolvimento local das famílias rurais junto à conservação da biodiversidade. Nesse sentido, é possível que o projeto possa contribuir a longo prazo não apenas com os animais das áreas estudadas, mas com as próprias áreas e os moradores.

Comentários e Considerações sobre a Pesquisa:

Trata-se de uma pesquisa de doutorado do Instituto de Biologia da Unicamp. Este estudo será desenvolvido no Vale do Paraíba, uma das quinze mesorregiões do estado de São Paulo, composta por 39 municípios. Localizado entre a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar, possui uma densidade populacional de 139,6 hab/km² e um elevado indicador de concentração populacional a nível nacional (IBGE 2010). O Município de São Luís do Paraitinga, localizado no Vale do Paraíba é

Endereço: Rua Tessália Vieira de Camargo, 126
Bairro: Barão Geraldo **CEP:** 13.083-887
UF: SP **Município:** CAMPINAS
Telefone: (19)3521-8936 **Fax:** (19)3521-7187 **E-mail:** cep@fcm.unicamp.br

**COMITÊ DE ÉTICA EM
PESQUISA DA UNICAMP -
CAMPUS CAMPINAS**



Continuação do Parecer: 1.245.170

área de estudo dos dois projetos ao qual esta proposta está vinculada. Serão feitas entrevistas com 180 moradores da zona rural /20 gestores e funcionários, assim como o inventariamento de mamíferos de médio e grande porte, e com análise espacial das paisagens utilizando Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Considerações sobre os Termos de apresentação obrigatória:

A pesquisadora apresentou toda a documentação que a Legislação pede: FOLHA DE ROSTO COM A DEVIDA AUTORIZAÇÃO DO DIRETOR DO INSTITUTO DE BIOLOGIA / TCLE de acordo / Cronograma / Financiamento pedido de acordo.

Recomendações:

SOLICITAMOS QUE A PESQUISADORA ENCAMINHE A ESTE CEP, ATRAVÉS DE EMENDA ENVIADA VIA PLATAFORMA BRASIL, A DEVIDA AUTORIZAÇÃO DO COTEC (Comissão Técnico-Científico do Instituto Florestal), ASSIM QUE RECEBE-LA.

Conclusões ou Pendências e Lista de Inadequações:

A Pesquisadora atendeu os pedidos deste CEP, ou seja:

01) - Retirou do TCLE as frases: "Métodos alternativos, Aconselhamento genético, Armazenamento de material, Pesquisas conduzidas no exterior ou com cooperação estrangeira:

Não se aplica" e "e pela CONEP, quando pertinente".

02) - Os guardas e o gestor são funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar -Núcleo Santa Virgínia. A pesquisadora se compromete em submeter seu projeto a COTEC (Comissão Técnico-Científica do Instituto Florestas) que gerencia o Parque, aguardando portanto o trâmite legal desta instituição. Sendo assim, este CEP aprova seu projeto.

Aprovado com recomendações (Vide item recomendações).

Considerações Finais a critério do CEP:

- O sujeito de pesquisa deve receber uma via do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, na íntegra, por ele assinado.

- O sujeito da pesquisa tem a liberdade de recusar-se a participar ou de retirar seu consentimento em qualquer fase da pesquisa, sem penalização alguma e sem prejuízo ao seu cuidado.

- O pesquisador deve desenvolver a pesquisa conforme delineada no protocolo aprovado. Se o pesquisador considerar a descontinuação do estudo, esta deve ser justificada e somente ser

Endereço: Rua Tessália Vieira de Camargo, 126

Bairro: Barão Geraldo

CEP: 13.083-887

UF: SP

Município: CAMPINAS

Telefone: (19)3521-8936

Fax: (19)3521-7187

E-mail: cep@fcm.unicamp.br

**COMITÊ DE ÉTICA EM
PESQUISA DA UNICAMP -
CAMPUS CAMPINAS**



Continuação do Parecer: 1.245.170

realizada após análise das razões da descontinuidade pelo CEP que o aprovou. O pesquisador deve aguardar o parecer do CEP quanto à descontinuação, exceto quando perceber risco ou dano não previsto ao sujeito participante ou quando constatar a superioridade de uma estratégia diagnóstica ou terapêutica oferecida a um dos grupos da pesquisa, isto é, somente em caso de necessidade de ação imediata com intuito de proteger os participantes.

- O CEP deve ser informado de todos os efeitos adversos ou fatos relevantes que alterem o curso normal do estudo. É papel do pesquisador assegurar medidas imediatas adequadas frente a evento adverso grave ocorrido (mesmo que tenha sido em outro centro) e enviar notificação ao CEP e à Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA – junto com seu posicionamento.

- Eventuais modificações ou emendas ao protocolo devem ser apresentadas ao CEP de forma clara e sucinta, identificando a parte do protocolo a ser modificada e suas justificativas. Em caso de projetos do Grupo I ou II apresentados anteriormente à ANVISA, o pesquisador ou patrocinador deve enviá-las também à mesma, junto com o parecer aprovatório do CEP, para serem juntadas ao protocolo inicial.

- Relatórios parciais e final devem ser apresentados ao CEP, inicialmente seis meses após a data deste parecer de aprovação e ao término do estudo.

- Lembramos que segundo a Resolução 466/2012, item XI.2 letra e, “cabe ao pesquisador apresentar dados solicitados pelo CEP ou pela CONEP a qualquer momento”.

Este parecer foi elaborado baseado nos documentos abaixo relacionados:

Tipo Documento	Arquivo	Postagem	Autor	Situação
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	Projeto doutorado - Camila Islas.pdf	21/07/2015 11:13:49		Aceito
Folha de Rosto	Folha de rosto CEU.pdf	05/08/2015 20:41:25		Aceito
Outros	Questionário entrevista moradores camila 2vs.pdf	05/08/2015 23:54:27		Aceito
Outros	Carta de esclarecimento de	07/08/2015		Aceito

Endereço: Rua Tessália Vieira de Camargo, 126

Bairro: Barão Geraldo

CEP: 13.083-887

UF: SP

Município: CAMPINAS

Telefone: (19)3521-8936

Fax: (19)3521-7187

E-mail: cep@fcm.unicamp.br

COMITÊ DE ÉTICA EM
PESQUISA DA UNICAMP -
CAMPUS CAMPINAS



Continuação do Parecer: 1.245.170

Outros	pendência.pdf	16:32:37		Aceito
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	TCLE_novaversao_set_2015.pdf	18/09/2015 09:25:09	Camila Alvez Islas	Aceito
Declaração de Pesquisadores	CartaCEU.pdf	18/09/2015 09:25:28	Camila Alvez Islas	Aceito
Informações Básicas do Projeto	PB_INFORMAÇÕES_BÁSICAS_DO_PROJETO_549563.pdf	18/09/2015 16:05:31		Aceito

Situação do Parecer:

Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:

Não

CAMPINAS, 25 de Setembro de 2015

Assinado por:
Renata Maria dos Santos Celeghini
(Coordenador)

Endereço: Rua Tessália Vieira de Camargo, 126

Bairro: Barão Geraldo

CEP: 13.083-887

UF: SP

Município: CAMPINAS

Telefone: (19)3521-8936

Fax: (19)3521-7187

E-mail: cep@fcm.unicamp.br

ANEXO II

Carta de aprovação da Comissão Técnico-científica do Instituto Florestal (COTEC)



PROCESSO SMA N.º
INTERESSADO
ASSUNTO
EQUIPE
VIGÊNCIA

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO FLORESTAL
Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555
www.iflorestal.sp.gov.br
: 260108 - 010.849/2015
: Camila Alvez Islas
: Encaminha o Projeto de Pesquisa "Implicações da estrutura social e biofísica de paisagens rurais para a conservação de mamíferos"
: Camila Alvez Islas e Cristiana Simão Seixas
: Março de 2016 a Junho de 2018

Carta COTEC nº 417/2016 D207/2015PGH

São Paulo, 06 de Julho de 2016.

Senhora
Camila Alvez Islas
Rua Luis Vicente Sobrinho, 228
Campinas-SP
CEP: 13.084-030
Tel.: (19) 9-8394-5357
Email: camilaa@hotmail.com

Apraz-nos informar que o projeto "Implicações da estrutura social e biofísica de paisagens rurais para a conservação de mamíferos", constante do processo em referência, de autoria de Camila Alvez Islas e Cristiana Simão Seixas, foi aprovado para ser executado, no período de Março de 2016 a Junho de 2018, na seguinte Unidade:

UNIDADE e RESPONSÁVEL	ENDEREÇO DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	OBSERVAÇÕES
Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia Ao responsável pela Unidade Gestor: João Paulo Vilani	<p>a) <u>Sede Administrativa:</u> Endereço: Rodovia Dr. Oswaldo Cruz, km 78 Alto da Serra São Luis do Paraitinga-SP CEP 12.140-000 Telefones para informação: (12) 3671-9159 (12) 3671-9266 (12) 3833-1230 E-mail: nucleosv@ig.com.br pesm.santavirginia@iflorestal.sp.gov.br</p> <p>Dia e horário de funcionamento: Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia</p> <p>b) <u>Visitação:</u> Endereço: Rodovia Dr. Oswaldo Cruz, km 78 Alto da Serra São Luis do Paraitinga-SP CEP 12.140-000</p> <p>Dias e horário de funcionamento: de terça-feira a domingo das 8h às 17h.</p>	<ul style="list-style-type: none"> Com relação à realização do projeto no Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virgínia, manifestamo-nos: <u>De acordo com a execução do projeto;</u> Com relação aos resultados do projeto, as informações geradas serão de: Alta prioridade; Com relação ao planejamento da Unidade, o Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virgínia possui: • Plano de Gestão e • Plano de Manejo; Com relação às atividades previstas pelo projeto: Não existe restrição; <u>As seguintes colocações devem ser observadas pelos autores, por ocasião da visita a esta Unidade:</u> <u>Normas para uso da Unidade de Conservação pelos pesquisadores e projetos aprovados pela COTEC, Unidade de Conservação e Instituto Florestal:</u> 1) <u>Agendamento da visita:</u> <ul style="list-style-type: none"> Agendar com antecedência sua visita à Unidade. O Agendamento prévio é indispensável para a utilização da hospedaria do Núcleo Santa Virgínia, o acompanhamento de funcionários para o reconhecimento das trilhas de pesquisa e as demais atividades que se fizerem necessárias ao suporte das atividades de pesquisa a serem desenvolvidas na área; 2) <u>Normas e funcionamento da hospedaria</u> - quanto ao funcionamento da hospedaria devem ser observadas as seguintes normas: <ul style="list-style-type: none"> O custo individual para o pernoite de pesquisadores com projetos aprovados pela COTEC é de R\$ 22,00 (VINTE E DOIS REAIS), conforme a Portaria Normativa F.F. nº. 235/2016. Lembramos que o pagamento deverá ser feito de segunda a Sexta-Feira no escritório do Núcleo das 08:00 as 17:00 e somente em dinheiro e em hipótese alguma poderá ser realizado em cheque. A capacidade máxima da hospedaria é de 30 pessoas; O pesquisador deverá trazer obrigatoriamente "roupa de cama" e alimentação, a qual será preparada pelo em cozinha disponibilizada no local para esta finalidade;



PROCESSO SMA N.º
INTERESSADO
ASSUNTO
EQUIPE
VIGÊNCIA

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO FLORESTAL
Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555
www.iflorestal.sp.gov.br
: 260108 - 010.849/2015
: Camila Alvez Islas
: Encaminha o Projeto de Pesquisa "Implicações da estrutura social e biofísica de paisagens rurais para a conservação de mamíferos"
: Camila Alvez Islas e Cristiana Simão Seixas
: Março de 2016 a Junho de 2018

UNIDADE e RESPONSÁVEL	ENDEREÇO DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	OBSERVAÇÕES
		<ul style="list-style-type: none"> • 3) Apresentação dos resultados de pesquisa: <ul style="list-style-type: none"> • Solicitamos que os pesquisadores enviem dois relatórios anuais, um por semestre, sobre o andamento da pesquisa; • O pesquisador deverá disponibilizar, após o término do projeto, cópia da Dissertação, tese e artigos técnicos publicados para serem incorporados à biblioteca da Unidade; • Pedese ainda que o pesquisador disponibilize cópias digitais das fotografias retiradas na unidade para serem incorporadas ao acervo desta e utilizadas posteriormente, citando obrigatoriamente sua fonte; • A Diretoria da Unidade de Conservação solicitará ao pesquisador que o mesmo faça uma apresentação do seu trabalho científico aos funcionários da Unidade e onde for necessário no âmbito do Município e zona de amortecimento do parque; • Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração do Parque Estadual da Serra do Mar-Núcleo Santa Virginia para serem juntados ao acervo da Unidade.

"Projeto relevante por abordar a adaptação dos mamíferos a agroecossistemas e como isto interfere na conservação do grupo na Mata Atlântica. De baixo potencial de impacto à biota local, sem restrições técnicas à execução do projeto. A parte preponderante da coleta de dados envolverá entrevistas com moradores do entorno e funcionários da Unidade de Conservação, a autora enviou o de modelo de questionário a ser aplicado."

Por ocasião das visitas nesta Unidade, solicitamos:

1. Agendar os trabalhos de campo junto à administração da Unidade, com antecedência mínima de 15 dias, fornecendo o nome de todos os membros da equipe visitante;
2. Visitas de pesquisadores, representantes de outras instituições, convidados, pesquisadores estrangeiros, alunos, amigos, fotógrafos, imprensa, etc., não relacionados no projeto original como membro da equipe executora devem ser previamente notificadas e autorizadas pela administração da Unidade;
3. Permitir acompanhamento por pessoal da Unidade, quando o responsável pela Unidade assim estabelecer;
4. Atividades não previstas no projeto original estão vetadas, devendo ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal;
5. Atividades não previstas no projeto original, como a captura e manipulação da fauna, estão vetadas, devendo ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal;
6. As atividades devem restringir-se à observação de mamíferos/aves..., não sendo permitida a captura e manipulação da fauna;
7. Questionários, formulários, entrevistas orais e outras formas de abordagem de pessoal local e do público visitante devem ter o roteiro previamente submetido à ciência do responsável pela administração da Unidade;
8. Atividades de coleta de amostras da biodiversidade estão condicionadas à apresentação de cópia da licença SISBIO/IBAMA. Quando renovada, apresentar cópia para ser anexada ao processo;
9. As intervenções a serem executadas na Unidade, como colocação de placas, pregos, faixas, distribuição de folhetos, etc. devem ser previamente e formalmente autorizadas pelo responsável pela administração da Unidade;
10. Não deixar no campo vestígios da passagem no local como resíduos, buracos, embalagens, armadilhas, tambores, etc. Trincheiras e escavações devem ser seguidas de processos de recuperação, minimizando o dano local;



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL

Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555
www.iflorestal.sp.gov.br

PROCESSO SMA N.º : 260108 - 010.849/2015
 INTERESSADO : Camila Alvez Islas
 ASSUNTO : Encaminha o Projeto de Pesquisa "Implicações da estrutura social e biofísica de paisagens rurais para a conservação de mamíferos"
 EQUIPE : Camila Alvez Islas e Cristiana Simão Seixas
 VIGÊNCIA : Março de 2016 a Junho de 2018

11. Havendo necessidade de acompanhamento por mateiros, guarda-parques, consultar a Unidade sobre possível disponibilidade, com antecedência mínima de 15 dias e;
12. Havendo necessidade de deslocamento de equipamentos, realizar por conta própria ou consultar a Unidade sobre possível disponibilidade de auxiliares, com antecedência mínima de 15 dias.

Responsáveis por projetos com previsão de coletas devem providenciar a autorização SISBIO/IBAMA na página http://www.ibama.gov.br/sisbio/index.php?id_menu=205. Obtida a autorização, encaminhar cópia à Comissão Técnico-Científica - COTEC para ser anexado no processo respectivo. A partir de janeiro de 2008, toda e qualquer forma de coleta nas UCs deverá ser formalmente licenciada pelo SISBIO/IBAMA.

Conforme estabelece a Portaria do Diretor Geral de 23/01/90, e cientificado à V. Senhoria **nos Termos de Compromisso e de Responsabilidade assinados em 10/11/2015**, há necessidade de encaminhar à COTEC, um relatório anual, no mês de Dezembro de cada ano. Nos relatórios assinalar a área de estudos em GPS/coordenadas geográficas.

Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração das Unidades de Conservação, para serem juntados ao acervo da Unidade.

Cópia da dissertação, tese, artigos, resumos em eventos científicos e outras formas de publicações podem ser apresentados como relatório parcial e final. Não havendo possibilidade de cópias, solicita-se o encaminhamento da(s) referência(s) bibliográfica(s), que possibilite(m) o acesso a todas as informações geradas no projeto.

A utilização para outros fins que não seja a pesquisa científica, de fotografias, imagens, vídeos e outras mídias registradas nas Unidades a título deste projeto devem ser objetos de termo específico, conforme a Portaria CINP, de 09/02/1999, publicada no DOE de 10/02/1999.

Esta aprovação não implica em suporte financeiro de qualquer natureza por parte do Instituto Florestal. A participação e ou auxílio financeiro por parte do Instituto Florestal, quando houver, deverá ser detalhado e formalizado através de contratos, convênios e outros instrumentos legais pertinentes, cuja cópia deve ser juntada ao presente processo.

Para qualquer informação ou eventualidade, colocamo-nos à sua inteira disposição.

Por prestigiar a nossa instituição, agradecemos.

Atenciosamente,

Israel Luiz de Lima
 COTEC - Comissão Técnico-Científica
 Instituto Florestal
 Rua do Horto, nº 931
 02377-000 - São Paulo - SP
 Fone: (011) 2231- 8555- Ramal 2071 Fax: Ramal 2220
 cotec2@gmail.com

ANEXO III

Termo de Consentimento Livre e Esclarecido submetido e aprovado pelo Comitê de ética em pesquisa da UNICAMP, entregue e explicado a todos os participantes desta pesquisa

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

Implicações da estrutura social e biofísica de paisagens rurais para a conservação de mamíferos

Camila Islas e Cristiana Seixas

Número do CAAE: (48061315.6.0000.5404)

Você está sendo convidado a participar como voluntário de uma pesquisa. Este documento, chamado Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, visa assegurar seus direitos como participante e é elaborado em duas vias, uma que deverá ficar com você e outra com o pesquisador.

Por favor, leia com atenção e calma, aproveitando para esclarecer suas dúvidas. Se houver perguntas antes ou mesmo depois de assiná-lo, você poderá esclarecê-las com o pesquisador. Se preferir, pode levar este Termo para casa e consultar seus familiares ou outras pessoas antes de decidir participar. Se você não quiser participar ou retirar sua autorização, a qualquer momento, não haverá nenhum tipo de penalização ou prejuízo.

Justificativa e objetivos:

As unidades de conservação são uma das principais estratégias de conservação incentivadas pelo governo brasileiro, apesar de abrangerem uma parcela muito pequena do território nacional e estarem suscetíveis a um conjunto de ameaças à sua biodiversidade, como a caça e o tráfico de animais silvestres, o desmatamento ilegal e a influência das matrizes antropizadas em seu entorno. Enquanto isso, espécies da fauna silvestre, muitas em diminuição drástica de suas populações e sob risco de extinção, têm persistido em diversas configurações de paisagens sob influência humana, sem qualquer ação formal de manejo ou conservação. Nesse contexto, como é possível integrar a conservação de mamíferos ao desenvolvimento local em paisagens rurais, de forma que essas áreas atuem como espaços de conservação junto às atividades da população humana? Para responder a esta pergunta este projeto pretende gerar informações para contribuir com um manejo da mastofauna em paisagens rurais alteradas. Este projeto tem por objetivo geral investigar os fatores que tem influenciado as mudanças ocorridas, nas últimas três décadas, na estrutura da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagens alteradas, a fim de fomentar estratégias integradas de conservação ambiental e desenvolvimento local. Especificamente queremos responder as seguintes perguntas:

1. Há evidências de que está ocorrendo defaunação ou aumento da diversidade de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo?
2. Quais os fatores/vetores diretos (e.g., usos, práticas e instituições formais e informais de conservação e manejo da mastofauna, mudanças no uso do solo) e indiretos (e.g., densidade humana, perfil socioeconômico das comunidades rurais, legislação ambiental) que influenciaram e influenciam a estrutura das comunidades de mamíferos de médio e grande porte na região de estudo?
3. Quais as implicações das mudanças na estrutura das comunidades da mastofauna de médio e grande porte para as populações humanas da área rural estudada e como as populações humanas tem respondido a essas mudanças?

Procedimentos:

Participando do estudo você está sendo convidado a responder a um conjunto de perguntas sobre os mamíferos silvestres da região do Vale do Paraíba. As entrevistas serão aplicadas por pesquisadores e estudantes da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), que convidarão alguns participantes por meio de suas instituições ou se deslocarão até as suas casas convidando os moradores a responderem as perguntas. As entrevistas poderão ser gravadas ou apenas transcritas, de acordo com o desejo do participante. A entrevista levará em torno de 20 minutos para ser realizada, não excedendo o tempo de 40 minutos.

Desconfortos e riscos:

Você **não** deve participar deste estudo se sentir-se indisposto ou desconfortável em responder as perguntas desta pesquisa ou, ainda, se tiver motivos pessoais para não fazê-lo. O pesquisador que estiver realizando a pesquisa se compromete a tomar todos os cuidados necessários para não prejudicar o sujeito de pesquisa, seguindo todos os acordos apontados neste TCLE.

Benefícios:

Rubrica do pesquisador: _____

Rubrica do participante: _____

Este projeto pode proporcionar benefícios indiretos para seus participantes em termos de conhecimento sobre a fauna, a biodiversidade e os ecossistemas locais, bem como, de aporte de informações para possíveis ações de manejo e conservação da natureza na região visando, também, o desenvolvimento local da população humana.

Acompanhamento e assistência:

Como este estudo trata apenas de coletas de informações através de questionários, os proponentes da pesquisa não se propõem a acompanhar ou dar assistência para os sujeitos de pesquisa.

Sigilo e privacidade:

Você tem a garantia de que sua identidade será mantida em sigilo e nenhuma informação será dada a outras pessoas que não façam parte da equipe de pesquisadores. Na divulgação dos resultados desse estudo, seu nome não será citado.

Ressarcimento:

Como o estudo será realizado por meio de questionários, e os pesquisadores se deslocarão até os sujeitos de pesquisa para realizar as entrevistas, os proponentes desta pesquisa não se propõem a disponibilizar ressarcimento.

Contato:

Em caso de dúvidas sobre o estudo, você poderá entrar em contato com os pesquisadores Camila Alvez Islas, telefone (19) 983945357, e-mail camilalai@hotmail.com e Cristiana Simão Seixas, telefone (19), e-mail cristiana.seixas@gmail.com, ambas com endereço profissional na Rua dos Flamboyants, nº 155, Núcleo de Estudo e Pesquisas Ambientais, Universidade Estadual de Campinas, Bairro cidade universitária, Campinas, São Paulo, Brasil.

Em caso de denúncias ou reclamações sobre sua participação e sobre questões éticas do estudo, você pode entrar em contato com a secretaria do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da UNICAMP das 08:30hs às 13:30hs e das 13:00hs as 17:00hs na Rua: Tessália Vieira de Camargo, 126; CEP 13083-887 Campinas – SP; telefone (19) 3521-8936; fax (19) 3521-7187; e-mail: cep@fcm.unicamp.br

Consentimento livre e esclarecido:

Após ter recebido esclarecimentos sobre a natureza da pesquisa, seus objetivos, métodos, benefícios previstos, potenciais riscos e o incômodo que esta possa acarretar, aceito participar:

Nome do(a) participante: _____

_____ Data: ____/____/____.

(Assinatura do participante ou nome e assinatura do seu responsável LEGAL)

Responsabilidade do Pesquisador:

Asseguro ter cumprido as exigências da resolução 466/2012 CNS/MS e complementares na elaboração do protocolo e na obtenção deste Termo de Consentimento Livre e Esclarecido. Asseguro, também, ter explicado e fornecido uma via deste documento ao participante. Informo que o estudo foi aprovado pelo CEP perante o qual o projeto foi apresentado. Comprometo-me a utilizar o material e os dados obtidos nesta pesquisa exclusivamente para as finalidades previstas neste documento ou conforme o consentimento dado pelo participante.

_____ Data: ____/____/____.

(Assinatura do pesquisador)

Rubrica do pesquisador: _____

Rubrica do participante: _____

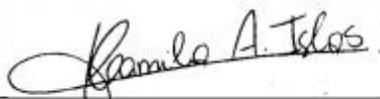
ANEXO IV

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **FATORES INFLUENCIANDO ASSEMBLEIAS DE MAMÍFEROS EM PAISAGENS RURAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA O MANEJO**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 20/08/2019

Assinatura : _____



Nome do(a) autor(a): **Camila Alvez Islas**

RG n.º 4070702354

Assinatura : _____



Nome do(a) orientador(a): **Cristiana Simão Seixas**

RG n.º 19220414