



RAPHAELA APARECIDA DUARTE SILVEIRA

**ALTITUDE AS THE MAIN DRIVER OF THE
DISTRIBUTION OF NON-NATIVE AND NATIVE
MAMMALS AT THE ITATIAIA NATIONAL PARK**

**LAVRAS – MG
2020**

RAPHAELA APARECIDA DUARTE SILVEIRA

ALTITUDE AS THE MAIN DRIVER OF THE DISTRIBUTION OF NON-NATIVE AND NATIVE MAMMALS AT THE ITATIAIA NATIONAL PARK

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Biologia de Invasões para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni

Orientador

Prof. Dr. Marcelo Passamani

Coorientador

LAVRAS – MG

2020

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

Duarte Silveira, Raphaela Aparecida.

Altitude as the main driver of the distribution of non-native and native mammals at the Itatiaia National Park / Raphaela Aparecida Duarte Silveira. - 2020.

60 p.

Orientador(a): Rafael Dudeque Zenni.

Coorientador(a): Marcelo Passamani.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Ecologia. 2. Invasões biológicas. 3. Mamíferos. I. Zenni, Rafael Dudeque. II. Passamani, Marcelo. III. Título.

RAPHAELA APARECIDA DUARTE SILVEIRA

ALTITUDE AS THE MAIN DRIVER OF THE DISTRIBUTION OF NON-NATIVE AND NATIVE MAMMALS AT THE ITATIAIA NATIONAL PARK

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Biologia de Invasões para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 15 de maio de 2020

Dra. Clarissa Alves da Rosa INPA
Dr. Bernard Josiah Barlow UFLA

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador
Prof. Dr. Marcelo Passamani
Coorientador

**LAVRAS – MG
2020**

AGRADECIMENTOS

Com a finalização desse trabalho, o sentimento que tenho é o de dever cumprido. Depois desses dois anos de aulas, leituras, análises, viagens de campo, perrengues atrás de perrengues posso dizer que sou outra pessoa. Tive contato com muitas pessoas, de diferentes culturas e visões de mundo, e tenho certeza que aprendi muito com todas elas. Hoje me considero uma pessoa mais madura e responsável, com um pensamento mais amplo em relação à vida e capaz de enfrentar situações difíceis. Vou levar essa experiência comigo para o resto da minha vida.

Primeiramente agradeço aos meus pais, Cláudia e Olímpio, pela minha vida e por tudo que eles sempre fizeram por mim. Agradeço o total apoio, dedicação e interesse pela minha vida acadêmica. Obrigada pai pelas dicas de direção na rodovia e de mecânica (eu precisei haha) e obrigada mãe pela sua paciência sempre que eu ligava falando que queria jogar tudo pra cima e desistir. Enfim, sem vocês eu não seria quem sou e não teria chegado até aqui.

A Deus e a minha mãezinha Nossa Senhora que sempre me ajudaram nessa jornada e amenizaram minhas aflições, principalmente quando eu estava perdida no mato.

A todos os meus familiares, mas principalmente a minha irmã, Maria Fernanda, e a minha avó, Teresinha. Maninha, você sempre viu em mim um exemplo a ser seguido, o que sempre me motivou a ser cada vez melhor. Vózinha, obrigada por todo o apoio e todas as rezas que a senhora tem feito para mim.

Ao meu namorado, Alef, meu amor e meu companheiro, que apesar de não ter iniciado essa jornada comigo, esteve presente na parte mais crítica e sempre me apoiou nos momentos difíceis. Obrigada pelas nossas conversas a distância, pelos nossos assuntos mais aleatórios possíveis, pelo seu humor (na maioria das vezes, negro haha), por todos os nossos momentos juntos. Você trouxe luz na minha vida e deixa os meus dias mais felizes. Obrigada pela paciência, compreensão e carinho!

Ao meu presente de mestrado e amigo para a vida, Hugo. Obrigada migo por tudo nesses dois anos. E que dois anos!! No primeiro dia que nos conhecemos eu sabia que grandes aventuras nos aguardavam. Eu só tenho a agradecer pela sua amizade, sempre me ensinando coisas novas e me mostrando o lado bom da vida. Obrigada por todas as festas, bebedeiras, discussões polêmicas, estudos, análises estatísticas, e principalmente pelos momentos inesquecíveis das nossas viagens de campo. Obrigada por confiar em

mim como motorista hehe, mas também como amiga. Saiba que sempre pode contar comigo.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia de Invasões e Conservação da Biodiversidade, Gustavo, Marina, Carol, Karla, Marcos, Matheus, Jonathan, Beatriz, Amanda, Ana Luiza e Jessica, meu muito obrigada. Um obrigado especial ao Gustavo, pois sem o seu cérebro estatístico esse trabalho teria sido muito mais difícil. Agradeço a todos os que subiram e desceram muitas pirambeiras durante o campo no Parque, Tati, Laís, Davi, Adrielle, Hugo, Beatriz e Carol. Todos vocês com certeza fizeram a minha vida no mestrado mais divertida e menos estressante.

Aos meus amigos da Ecologia, Gui, Lorena, Raissa, Paty, Tássia, e todos os outros, meu muito obrigada pela convivência e aprendizado. Um obrigado especial ao Paolo Ramoni, que se tornou um grande amigo e foi de grande ajuda nas minhas análises estatísticas.

À Adrielle, que foi mais que assistente técnica do projeto, se tornou uma amiga e confidente. Obrigada por toda a ajuda no campo, por todos os conselhos e risadas, mas também pelos perrengues e 60 km andados em quatro dias haha. À Clarissa, que foi a primeira pessoa a me apresentar um dos lugares mais incríveis que tive o prazer de conhecer e foco desse estudo, o Parque Nacional do Itatiaia. Muito obrigada por todas as dicas e experiências que me mostrou no Parque.

À toda a equipe do Parque Nacional do Itatiaia, meu imenso e sincero obrigada. Agradeço em especial o Marcelo Motta, pela sua disponibilidade e grande ajuda durante as nossas viagens de campo, seja em relação à comodidade, logística de transporte e todo o suporte a mais. Ao Léo Nascimento, pelo seu suporte ao meu trabalho e auxílio com autorizações e alojamentos no Parque e também pelo Sarau (que não pode acabar haha). Ao Paulo Mauá, pela sua hospitalidade e ajuda quando estivemos em Visconde de Mauá para as minhas coletas. Aos brigadistas, Tiago Pena, Vinicius Fonseca, Vagner Fonseca, Guilherme Ramos e Genivaldo Pinto, Anderson Fonseca e Arley Paiva, meu sincero obrigada pela ajuda durante as minhas coletas de campo. Sem todos vocês esse trabalho não teria sido realizado.

Ao Paulinho e Coruja do Instituto Alto Montana, por todo o apoio durante as minhas coletas e por receber toda a equipe sempre com alegria e disposição para ajudar. Obrigada pelos momentos de conversa e descontração durante a minha estadia com vocês.

Ao meu orientador, Rafael Zenni, primeiro por me aceitar como sua aluna e orientada e pela oportunidade de realizar esse trabalho em um lugar maravilhoso como o

Parque Nacional do Itatiaia. Obrigada pela paciência e compreensão, por respeitar as minhas dificuldades e incertezas mas, principalmente, por me incentivar a sempre buscar o meu melhor. Obrigada pelos aprendizados nas reuniões, por me acompanhar nas viagens de campo, pelas confraternizações com suas cervejas maravilhosas. Enfim, sou grata por tudo que me ensinou e por acreditar no meu potencial.

Agradeço à UFLA e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, assim como todos os professores que ajudaram na minha formação. Um agradecimento em especial à Ellen, secretária da Ecologia, que sempre esteve à disposição, nos tirando dúvidas, nos lembrando de datas importantes e sendo uma amiga.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Meu muito obrigada ao CNPq e CAPES pelo financiamento do projeto e concessão da bolsa de estudos.

Por fim agradeço à natureza por me proporcionar momentos incríveis e me dar essa oportunidade maravilhosa.

RESUMO

Espécies exóticas invasoras são consideradas umas das principais causas de perda de biodiversidade atualmente. O seu sucesso de invasão em diversas regiões é facilitado pela alta capacidade de dispersão dessas espécies associado a falta de predadores naturais no ambiente. Unidades de conservação são regiões afetadas por espécies exóticas e a maioria das áreas protegidas no Brasil tem documentado invasões biológicas por espécies exóticas invasoras. Mamíferos exóticos invasores formam um importante grupo de espécies que causam impactos ecológicos em unidades de conservação, uma vez que podem ser considerados engenheiros de ecossistemas. Por isso, entender e manejar a invasão biológica por mamíferos exóticos em unidades de conservação é importante para a conservação da biodiversidade. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi testar se a distância de construções antrópicas, altitude e características da vegetação influenciam a riqueza de mamíferos nativos e exóticos assim como se os mamíferos exóticos influenciam negativamente os mamíferos nativos no Parque Nacional do Itatiaia. Para isso, nós instalamos 10 armadilhas fotográficas na parte baixa e 7 na parte alta do Parque, distanciadas 500 m entre si em linha reta, sendo que a primeira armadilha estava a pelo menos 150 m de distância da construção antrópica mais próxima. Em cada ponto da instalação da armadilha, nós coletamos as variáveis ambientais citadas acima para posterior análise. No total foram registradas 20 espécies de mamíferos no Parque Nacional do Itatiaia, sendo 17 espécies de nativas e três espécies exóticas. Dessas, sete espécies de mamíferos nativos e três exóticos foram registrados na Parte Alta, sendo o javali *Sus scrofa* e o gado doméstico *Bos taurus* com maior número de registros entre os exóticos e o gambá-de-orelha-preta *Didelphis aurita*. e a paca *Cuniculus paca* entre os nativos. Na Parte Baixa, houve registro de 17 espécies nativas e nenhuma exótica, sendo que o queixada *Tayassu pecari* e o esquilo *Guerlinguetus ingrami* tiveram maior número de registros. A composição das comunidades da Parte Alta e Parte Baixa do Parque é diferente, sendo que a riqueza de mamíferos nativos foi maior na Parte Baixa do Parque, enquanto a riqueza de mamíferos exóticos foi maior na Parte Alta. A riqueza de mamíferos nativos foi maior em altitudes menores, assim como em florestas com menor densidade de árvores e florestas com árvores com menor área média basal. A riqueza de mamíferos exóticos foi maior em altitudes maiores e em florestas com menores densidades de árvores. Esses resultados indicam que o Parque Nacional do Itatiaia possui grande diversidade de espécies, mas também vem sofrendo com a presença de espécies exóticas. Conhecer sobre a distribuição dessas espécies é fundamental para o controle e manejo delas. Com essas informações, recomendamos ao Parque primeiro o manejo dos animais domésticos, *Canis lupus familiaris* e *Bos taurus* e em sequência o do javali *Sus scrofa*.

Palavras-chave: Invasões biológicas. Cachorro-doméstico. Javali. Gado-doméstico. Unidades de conservação.

ABSTRACT

Invasive non-native species are considered one of the main causes of biodiversity loss today. Their invasion success in several regions is facilitated by their high dispersion capacity associated with the lack of natural predators in the environment. Protected areas are regions affected by non-native species and most of them in Brazil have documented biological invasions by invasive non-native species. Invasive non-native mammals are an important species group that cause ecological impacts in protected areas, once they can be considered ecosystem engineers. Therefore, it is important to understand and manage biological invasions by non-native mammals in protected areas for biodiversity conservation. Thus, the aim of this study was to test if distance of human settlement, altitude and vegetation characteristics influence richness of native and non-native mammals as well as if non-native mammals negatively influence native mammals at Itatiaia National Park. We installed ten camera traps in the Lower Part and seven in the Upper Part of the Park, distancing 500 m of each other and the first camera trap being at least 150 m of the nearest human settlement. At each sampling point, we collected the environmental variables cited above for posterior analyses. We recorded 20 species of mammals in the Itatiaia National Park, being 17 native and three non-native species. Among these species, seven native and three non-native mammals were recorded in the Upper Part, being the wild boar *Sus scrofa* and the domestic cattle *Bos taurus* with higher records among the non-native and the Brazilian common opossum *Didelphis aurita* and spotted-paca *Cuniculus paca* among the natives. In the Lower Part, there were 17 recorded native species and none non-native, being white-lipped peccary *Tayassu pecari* and southeastern squirrel *Guerlinguetus ingrami* with the higher number of records. Community composition of the Upper and Lower Part of the Park is different; richness of native mammals was higher in the Lower Part whereas richness of non-native mammals was higher in the Upper Part. Richness of native mammals was higher in lower latitudes as well as in forests with lower tree densities and with lower mean tree basal area. Richness of non-native mammals was higher in higher latitudes and in forests with lower tree densities. These results indicate that Itatiaia National Park has a great diversity of species, but also is suffering with the presence of non-native species. Knowing about these species distributions is fundamental to control and manage them. With all this information, we recommend to the Park the management of domestic mammals *Canis lupus familiaris* e *Bos taurus* first, followed by the wild boar *Sus scrofa*.

Keywords: Biological invasions. Domestic dog. Wild boar. Domestic cattle. Private areas.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	10
INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO	10
1 INTRODUÇÃO GERAL	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 Espécies exóticas	13
2.2 Unidades de Conservação	15
2.3 Mata Atlântica	17
2.4. Mamíferos exóticos do Brasil e do Parque Nacional do Itatiaia	18
REFERÊNCIAS	20
SEGUNDA PARTE	25
ARTIGO	25
1 INTRODUCTION	26
2 METHODS	28
2.1. Study Area	28
2.2. Data Collection	29
2.3. Sampling of Abiotic Variables	31
2.4. Data Analysis	32
3 RESULTS	35
3.1 Richness of non-native and native mammals	35
3.2 Mammal Community in the Lower and Upper Part of the INP	41
3.3 Richness of non-native and native mammals related to distance of human settlement	43
3.4 Richness of non-native and native mammals related to environmental variables	44
4 DISCUSSION	46
CONCLUSION	50
REFERENCES	51

PRIMEIRA PARTE
INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO

1 INTRODUÇÃO GERAL

Espécies exóticas invasoras são consideradas umas das principais causas de perda de biodiversidade atualmente. A capacidade de dispersão das espécies exóticas invasoras associada a falta de predadores naturais no ambiente em que foi introduzida facilitam o seu sucesso de invasão em diversos ambientes e regiões. Uma dessas regiões são as áreas protegidas ou unidades de conservação. No Brasil, a maioria das unidades de conservação tem documentado invasões biológicas por espécies exóticas invasoras. Mamíferos exóticos invasores formam um importante grupo de espécies que causam impactos ecológicos em unidades de conservação. Ao longo dos anos os mamíferos exóticos têm sido introduzidos em diversos locais por seres humanos para suprir diversas funcionalidades, como caça esportiva, alimentação, companhias, entre outras. Porém, os impactos causados por esses animais são grandes e variados, uma vez que podem ser considerados engenheiros de ecossistemas. Desta forma, é importante entender e manejar a invasão biológica por mamíferos exóticos em unidades de conservação visando a conservação da biodiversidade.

Unidades de conservação de proteção integral, cujo principal objetivo é a proteção da biodiversidade, tem problemas alarmantes com espécies exóticas invasoras. Por isso, o presente estudo tem como objetivo testar se a distância de construções antrópicas, altitude, densidade absoluta, cobertura absoluta, área média basal, altura média e cobertura de dossel média das árvores influenciam a riqueza de mamíferos nativos e exóticos no Parque Nacional do Itatiaia. O trabalho é um subprojeto do projeto intitulado “Unidades de Conservação são fontes ou drenos de espécies exóticas invasoras? Uma análise de rotas e vetores de invasões biológicas com foco em manejo e restauração” cujo objetivo é criar uma ferramenta de priorização de controle de espécies exóticas em unidades de conservação, utilizando como estudo de caso o Parque Nacional do Itatiaia.

No total foram registradas 20 espécies de mamíferos no Parque Nacional do Itatiaia, sendo 17 espécies de nativas e três espécies exóticas. Dessas, sete espécies de mamíferos nativos e três exóticos foram registrados na Parte Alta, sendo o javali *Sus scrofa* e o gado doméstico *Bos taurus* com maior número de registros entre os exóticos e o gambá-de-orelha-preta *Didelphis aurita* e a paca *Cuniculus paca* entre os nativos. Na Parte Baixa, houve registro de 17 espécies nativas e nenhuma exótica, sendo que o queixada *Tayassu pecari* e o esquilo *Guerlinguetus ingrami* tiveram maior número de registros. A composição das comunidades da Parte Alta e Parte Baixa do Parque é

diferente, sendo que a riqueza de mamíferos nativos foi maior na Parte Baixa do Parque, enquanto a riqueza de mamíferos exóticos foi maior na Parte Alta. A riqueza de mamíferos nativos foi maior em altitudes menores, assim como em florestas com menor densidade de árvores e florestas com árvores com menor área média basal. A riqueza de mamíferos exóticos foi maior em altitudes maiores e em florestas com menores densidades de árvores. Esses resultados indicam que o Parque Nacional do Itatiaia possui grande diversidade de espécies, mas também vem sofrendo com a presença de espécies exóticas. Conhecer sobre a distribuição dessas espécies é fundamental para o controle e manejo delas. Por informações desse estudo e de Ziller et al. (*in review*), recomendamos ao Parque primeiro o manejo dos animais domésticos, *Canis lupus familiaris* e *Bos taurus* e em sequência o do javali *Sus scrofa*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Espécies exóticas

Espécie exótica é toda espécie encontrada fora da sua distribuição natural e que foi introduzida em uma região de forma acidental ou intencional por ação humana (BLACKBURN et al., 2011). As espécies exóticas podem ser casuais, naturalizadas ou invasoras. Uma espécie exótica casual é aquela que após ser introduzida consegue sobreviver no local. A partir do momento que ela se reproduz e forma populações autossustentáveis é considerada naturalizada. Caso ela se disperse para além do local original de introdução, expandindo a sua área de ocorrência, ela é uma espécie exótica invasora (BLACKBURN et al., 2011). Esse processo é temporal e espécies exóticas casuais e naturalizadas podem se tornar invasoras no futuro. Ainda, invasões biológicas são processos populacionais e espécies exóticas e espécies exóticas invasoras podem ter diferentes situações populacionais em diferentes locais. Esse processo é conhecido como contínuo introdução-naturalização-invasão (BLACKBURN et al., 2011; RICHARDSON & PYSEK, 2012).

O processo de invasão biológica possui estágios a serem alcançados e barreiras a serem superadas para que a população de uma espécie exótica se torne invasora. A primeira barreira a ser superada por uma espécie ou população é a geográfica. Nessa barreira a espécie está no estágio de transporte, ou seja, quando é levada de um local a outro por ação humana. A segunda barreira é a de cultivo ou cativeiro, cujo estágio é de introdução no local. Muitas espécies não conseguem superar as barreiras físicas de cultivo ou cativeiro, mas há espécies de plantas, fungos, protistas e outros que não passam por essa barreira e são introduzidas diretamente no ambiente. As próximas barreiras são sobrevivência e reprodução, e ambas se encontram no estágio de estabelecimento. Esse estágio é um processo contínuo. Isso significa que a população introduzida pode sobreviver e reproduzir no ambiente, mas falhar no estabelecimento e, a longo prazo, a taxa de crescimento populacional ser negativa. Caso a população consiga se estabelecer, a próxima barreira é a de dispersão. Nesse caso, em estágio de dispersão, pode ocorrer vários pontos de estabelecimento. Quanto mais a espécie se dispersa, mais ela lida com diversas condições ambientais, o que é representado pela barreira ambiental. Apesar disso, se a população falhar em ultrapassar qualquer uma das barreiras ao longo do processo, a espécie pode não chegar a ser invasora naquele local (BLACKBURN et al., 2011).

A invasão é um processo determinado por quatro características: pressão de propágulo, características abióticas do ecossistema invadido e características da comunidade recipiente e das espécies invasoras (características bióticas) (CATFORD; JANSOON; NILSON, 2009). A pressão de propágulos é a relação entre indivíduos introduzidos em um evento e a frequência temporal desses eventos. Ou seja, com uma alta pressão de propágulo as chances do sucesso de invasão podem ser maiores. Associado a essa pressão, as características de um local devem ser adequadas para que a invasão ocorra, pois caso as espécies não consigam sobreviver às condições do ambiente, a invasão não ocorrerá (CATFORD; JANSOON; NILSON, 2009). Geralmente os ambientes mais susceptíveis a invasão são aqueles com características similares ao habitat de origem da espécie, aqueles em estágio inicial de sucessão, com baixa diversidade de espécies nativas, falta de predadores e falta de espécies nativas similares morfológica e ecologicamente as exóticas (WILLIAMS, 1998). Além disso, ambientes que sofreram algum distúrbio, geralmente antrópico, poderiam facilitar o estabelecimento de espécies exóticas em detrimento das espécies nativas que não se adaptariam muito bem ao ambiente com distúrbio (WILLIAMS, 1998). As características inerentes das espécies invasoras e suas interações com as espécies da comunidade recipiente são outro aspecto importante (CATFORD; JANSOON; NILSON, 2009). Dentre essas características temos alta capacidade de crescimento, reprodução e dispersão, alta elasticidade fenotípica (habilidade de se adaptarem fisiologicamente a condições ambientais), são boas competidoras com as espécies nativas e dificilmente possuem inimigos naturais no ambiente introduzido (CBD, 2010). Apesar dessas características, é importante lembrar que nem todas as espécies são igualmente invasoras e nem todos os ambientes possuem susceptibilidade igual a serem invadidos.

Com essas características de invasão biológica, diversas hipóteses ecológicas têm surgido para explicar o processo de invasão por espécies exóticas. Enders et al. (2020) sintetizaram 39 hipóteses em ecologia de invasões que explicam esse processo em escalas temporal e espacial. Além disso, eles montaram um mapa conceitual de invasões biológicas usando essas hipóteses. Esse mapa foi dividido em cinco grupos que explicam as principais razões pelas quais podem ocorrer invasões biológicas. Os cinco grupos do mapa conceitual são: das interações bióticas (*biotic interaction cluster*), Darwin (*Darwin's cluster*), características (*trait cluster*), propágulo (*propagule cluster*) e disponibilidade de recursos (*resource availability cluster*). A ideia das hipóteses do grupo

das interações bióticas é a de que inimigos naturais controlam populações de espécies, então quando uma espécie é introduzida em uma nova área, as populações podem ser bem-sucedidas porque os inimigos são deixados para trás. As hipóteses no grupo de Darwin indicam que a probabilidade de uma espécie se tornar invasora está relacionada com a dissimilaridade das características das espécies exóticas em relação a comunidade recipiente associada com o uso do seu recurso no novo ambiente. O grupo das características possui hipóteses que buscam explicar a invasão de espécies exóticas por meio de características inerentes a elas. O grupo de propágulos relaciona o número de espécies ou indivíduos exóticos introduzidos a probabilidade de que se tornarão invasores. Por fim, o grupo das hipóteses da disponibilidade de recursos associa o sucesso de invasão com o acesso do invasor a recursos, o que é afetado por condições bióticas e abióticas (CATFORD; JANSSON; NILSON, 2009; ENDERS et al., 2020). Muitas dessas hipóteses se sobrepõem, complementam e até compartilham similaridades com outras já existentes.

Invasões biológicas podem causar impactos ecológicos, econômicos e de saúde pública (SIMBERLOFF et al., 2013). Isso porque as espécies introduzidas tem a capacidade de competir com espécies nativas, hibridizar, ser vetores de doenças e parasitas, prejudicar plantações agrícolas, alterar processos ecossistêmicos, reduzir a diversidade biológica e até mesmo afetarem a economia do local (CARDINALE et al., 2012; CATFORD; BODE; TILMAN, 2018; LONG, 2003; RUSSEL et al., 2017; YOUNG et al., 2017). A preocupação com as invasões biológicas tem sido cada vez mais comum na comunidade científica (CUEVAS et al., 2012; VITOUSEK et al., 1997). Dessa forma, entender qual a extensão dos problemas causados pelas invasões e o nível de alteração dos ecossistemas ocasionados por espécies introduzidas foi considerada por um consenso de pesquisadores como uma das 100 questões fundamentais para a Ecologia atualmente (SUTHERLAND et al, 2013).

2.2 Unidades de Conservação

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), as Unidades de Conservação (UCs) são:

Espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites

definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (SNUC, 2000).

As UCs são uma forma de garantir a proteção dos ecossistemas naturais e dos serviços providos por eles, garantindo o acesso a esses ecossistemas pelas gerações atuais e futuras (PLANO DE MANEJO, 2003). As primeiras UCs foram criadas com o intuito de conservar a natureza devido as belezas cênicas e espaços de recreação por parte dos seres humanos. Porém, atualmente outros critérios têm ganhado representatividade nas decisões de se criar uma unidade de conservação, como a proteção da fauna, flora e recursos hídricos, desenvolvimento de pesquisas científicas, manutenção do equilíbrio tanto climático quanto ecológico assim como preservação dos recursos genéticos (PLANO DE MANEJO, 2003).

Há dois grupos de unidades de conservação no Brasil: as de uso sustentável e as de proteção integral. As UCs de uso sustentável visam a conservação da natureza através do uso dos seus recursos naturais de forma sustentável. As UCs de proteção integral objetivam a preservação da natureza, sendo permitido o uso dos seus recursos naturais somente de forma indireta (SNUC, 2000). Muitas unidades de conservação brasileiras de proteção integral foram criadas onde já se existia atividade humana, como agricultura, pecuária, extração madeireira, pesca e mineração (CHAVES, 2014). Dessa forma, os limites de abrangência de muitas dessas UCs englobaram muitas comunidades, ocasionando os conflitos devido a regulação fundiária (MPF, 2014), uma vez que pela lei não é permitido a residência dentro dessas unidades. Sendo assim, é dever do Estado realocar e indenizar essas pessoas. Até que seja possível realizar esse assentamento, normas e ações específicas devem ser estabelecidas para que se chegue a um consenso favorável aos interesses da unidade e da população (SNUC, 2000).

A grande maioria das unidades de conservação tem sofrido ameaças ao seu objetivo de criação devido aos impactos das espécies exóticas invasoras, pois muitas delas estão em locais fragmentados e próximos a atividades antrópicas (SAMPAIO & SCHMIDT, 2013). Um relatório produzido como parte do Programa Global de Espécies Invasoras (*Global Invasive Species Programme - GISP*) em 2007 retratou o panorama das invasões biológicas em unidades de conservação no mundo todo. Como resultado, 487 UCs de 106 países foram relatadas com a presença de espécies exóticas invasoras, sendo 326 espécies listadas (GISP, 2007). No Brasil, Sampaio & Schmidt (2013) mostraram que 125 unidades de conservação apresentam espécies exóticas invasoras (EEI), sendo a maioria delas no bioma Mata Atlântica. Além disso, o Parque Nacional de Brasília, no

bioma Cerrado, teve o maior registro de espécies invasoras, com 36 EEI, seguido do Parque Nacional do Itatiaia, no bioma Mata Atlântica, com 34 EEI. Em outro estudo realizado por Dechoum & Ziller (2013) foram documentadas 19 espécies exóticas invasoras dulcícolas e 148 terrestres em 227 UCs federais, sendo 902 registros em unidades de proteção integral e 268 nas de uso sustentável. Dechoum et al. (2018) revisaram os planos de manejo de unidades de conservação brasileiras. A maior parte desses planos reportam a presença de espécies exóticas invasoras, mas poucos contém informações efetivas de como manejá-las e erradicá-las dentro dessas áreas protegidas. Virtualmente todas as unidades de conservação do Brasil têm invasões biológicas como uma das ameaças à conservação da biodiversidade nessas áreas (DECHOUM et al. 2018).

A introdução de espécies exóticas em unidades de conservação de proteção integral é proibida pelo SNUC, pois vai contra o objetivo de conservação e manutenção da biodiversidade nessas unidades. Estratégias de combate às invasões biológicas deveriam estar no plano de manejo das UCs, porém a maioria desses planos, embora indiquem que ações devem ser tomadas, não apresentam medidas concretas para o controle e erradicação de EEI. Esse déficit no controle de espécies exóticas pode afetar os resultados esperados pelo Plano Estratégico para a Biodiversidade (*Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020*) para reduzir a perda de biodiversidade até 2020 (DECHOUM et al., 2018). Conhecido como Aichi Targets, esse plano estratégico possui 20 objetivos, sendo que o nono propõe que “Até 2020, as espécies exóticas invasoras e as suas rotas de introdução serão identificadas e priorizadas, espécies prioritárias serão controladas e erradicadas, e medidas estarão em vigor para gerenciar as rotas para prevenir a introdução e o estabelecimento dessas espécies” (CBD, 2018). Dessa forma, o grande número de espécies exóticas invasoras em UCs de proteção integral e a alteração que essas espécies causam no ecossistema são desafiadoras para a conservação, o que torna prioridade as pesquisas em UCs.

2.3 Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica, reconhecido como Patrimônio Nacional, é um complexo ambiental formado por planaltos e planícies, cadeias de montanhas e vales localizados em toda a faixa continental leste do Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). A Mata Atlântica foi considerada uma das maiores florestas tropicais das Américas, originalmente cobrindo cerca de 1,2 milhões de km² (aproximadamente 15%

do território nacional) em 17 estados brasileiros (Espírito Santo, Rio de Janeiro, Santa Catarina, parte dos territórios de Alagoas, Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, São Paulo e Sergipe) (MMA, 2019; RIBEIRO et al., 2009). Entretanto, com o alto grau de ocupação e atividades humanas na região, a Mata Atlântica tem sido cada vez mais destruída (MMA, 2019), com uma estimativa de apenas 12,4% da floresta original remanescente (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

A Mata Atlântica é considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade devido ao alto grau de endemismo e à grande perda de habitat. Apesar do intenso desmatamento e fragmentação, a biodiversidade desse bioma é extremamente rica (CEPF, 2001). Cerca de 20 mil espécies de plantas, 298 espécies de mamíferos, 992 de aves, 200 répteis, 370 anfíbios e 350 peixes são estimados para esse bioma, o que significa que nele estão presentes mais de 5% das espécies de vertebrados e 5% da flora do mundo (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

Apesar da alta diversidade biológica, a Mata Atlântica é muito vulnerável às ações antrópicas, como a exploração madeireira, expansão de áreas agrícolas e de pastagens, caça e comércio ilegal de animais e desenvolvimento urbano e industrial. Esses problemas são agravados pelo fato de que 70% da população brasileira habitar esse bioma, e cerca de 80% do PIB do país ser gerado na região da Mata Atlântica. Com isso, a fragmentação e a perda de habitat têm ocasionado extinções locais de espécies, assim como tem aumentado o número de espécies ameaçadas nesse bioma (CEPF, 2001).

Embora a importância da Mata Atlântica para a biodiversidade e para a população brasileira seja evidente, pouco mais de 120 mil km² (10,9%) estão protegidos de forma legal, totalizando 1437 unidades de conservação. Desses 10,9%, aproximadamente 2,6% (cerca de 477 UCs) correspondem a unidades de conservação de proteção integral e 8,2% (960 UCs) a unidades de conservação de uso sustentável (CNUC, 2020).

2.4. Mamíferos exóticos do Brasil e do Parque Nacional do Itatiaia

Mamíferos foram introduzidos ao redor do mundo principalmente em associação com atividades humanas, como caça, comida e esporte, controle de pragas, fins ornamentais e comerciais e como animais de estimação (CLOUT & RUSSELL, 2008; LONG, 2003). Quase todos os mamíferos introduzidos e estabelecidos foram resultado

de escapes acidentais ou solturas intencionais no meio ambiente. O estabelecimento dessas espécies inicialmente ocorreu em locais próximos a presença humana e posteriormente se espalharam para áreas conservadas (da ROSA et al., 2017).

No Brasil há registros de 176 espécies exóticas invasoras (ISSG/GISD, 2020), sendo 17 mamíferos, compreendidos em 6 ordens: Rodentia (*Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*, *Mus musculus*, *Kerodon rupestris*), Artiodactyla (*Sus scrofa*, *Capra hircus*, *Cervus unicolor*, *Axis axis*, *Bubalus bubalis*), Perissodactyla (*Equus caballus*), Lagomorpha (*Lepus europaeus*), Carnivora (*Canis familiaris*, *Felis catus*) e Primata (*Saimiri sciureus*, *Callithrix jacchus*, *Callithrix penicillata* e *Callithrix geoffroyi*) (da ROSA et al., 2017). Já se têm relatos na literatura de que todas essas espécies de mamíferos acima, exceto o sambar *Cervus unicolor*, ocorrem em áreas protegidas no Brasil (da ROSA et al., 2017).

As três espécies de ratos exóticos invasores no Brasil provavelmente foram introduzidas de forma acidental através da colonização europeia por volta dos anos 1500 e, atualmente, são invasoras em todas as regiões brasileiras (LONG, 2003; PIMENTEL, 2011). A espécie *Capra hircus* foi introduzida também em torno de 1500 como fonte de alimento e é considerada invasora nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (LONG, 2003; PIMENTEL, 2011). O cavalo *Equus caballus* foi introduzido em 1540 por motivos de tração animal, enquanto o *Cervus unicolor* foi introduzido por motivos de caça em 1980, ambos se tornando invasores no estado de Roraima e São Paulo, respectivamente (LONG, 2003; PIMENTEL, 2011). *Axis axis*, em estágio inicial de invasão no estado do Rio Grande do Sul desde 2010, chegou através de dispersão natural depois de ter sido introduzido no Uruguai (SPONCHIADO; MEL; CÁCERES, 2011). O búfalo *Bubalus bubalis*, introduzido no Brasil em 1895 por motivos tração animal e fonte de alimento, se tornou invasor em todas as regiões do país (LONG, 2003; PIMENTEL, 2011). Outra espécie invasora no Brasil é o javali *Sus scrofa*, trazido com a colonização em torno de 1500 como porcos domésticos, mas que posteriormente vieram pela fronteira com o Uruguai e tiveram introduções independentes por todo o país, por motivos de caça e fonte de alimento (LONG, 2003; OLIVEIRA, 2012; PIMENTEL, 2011). A lebre europeia *Lepus europaeus* foi introduzida em torno de 1900 por dispersão natural pela fronteira do Uruguai, por solturas e para a caça, e se tornou invasora nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste (LONG, 2003; PIMENTEL, 2011). O cachorro *Canis lupus familiaris* e o gato-doméstico *Felis catus* provavelmente chegaram ao Brasil como animais de estimação

durante a colonização dos europeus. Hoje em dia eles são considerados invasores em todas as regiões do país (ISSG/GISD, 2020; NETNATURE, 2011; OLIVETO, 2018; VEIGA, 2018). O *Kerodon rupestris* foi introduzido no Brasil em 1967 no Arquipélago de Fernando de Noronha, onde se tornou invasor, pelos militares para jogos de caça (PIMENTEL, 2011). Todas as espécies de primata foram introduzidas no país com o objetivo de serem animais de estimação. O ano em que isso ocorreu é desconhecido para as três espécies de *Callithrix*, mas para *Saimiri sciureus* foi provavelmente em 1987. *S. sciureus* é invasor no estado do Rio de Janeiro (CAMAROTTI; SILVA; OLIVEIRA, 2015; GUIMARÃES, 2015), *Callithrix jacchus* é invasor nas regiões Sul (BEZERRA et al., 2018), Sudeste e Nordeste, *C. penicillata* na região Sudeste (BICCA-MARQUES et al., 2018) e *C. geoffroyi* em Florianópolis (RYLANDS & MENDES, 2018).

Através de estudos anteriores realizados no Parque Nacional do Itatiaia, já foram registradas dez espécies de mamíferos exóticos. Dentre os mamíferos exóticos selvagens, animais de vida livre que vivem na natureza, mas fora da sua distribuição natural (RESENDE, 2013), temos javali (*Sus scrofa*), rato castanho (*Rattus norvegicus*), sagui-de-tufo-preto (*Callithrix penicillata*), sagui-de-tufo-branco (*Callithrix jacchus*), lebre europeia (*Lepus europaeus*) (ABREU, 2016; AXIMOFF, 2015; AXIMOFF; CRONEMBERGER; PEREIRA, 2015; da ROSA, 2015; da ROSA, 2016; GEISE et al., 2004; GONÇALVES, 2015; GUIMARÃES, 2015; MORAIS, 2017). Entre os mamíferos exóticos domésticos, animais que vivem fora da sua distribuição original e foram geneticamente selecionados através de gerações para viver ao lado dos humanos (DALY, 2019), temos rato-doméstico (*Mus musculus*), cachorro-doméstico (*Canis lupus familiaris*), gato-doméstico (*Felis catus*), gado (*Bos taurus*) e cavalo (*Equus caballus*) (AXIMOFF, 2015; GUIMARÃES, 2015; PLANO DE MANEJO, 2014).

REFERÊNCIAS

- ABREU, T.C.K. Análise da ocupação do javali (*Sus scrofa*) no Parque Nacional do Itatiaia e seu entorno (Serra da Mantiqueira). 2016. 52p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.
- AXIMOFF, I.; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F.A. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no Estados do Rio de Janeiro. **Oecologia Australis**, v.19, n.1, p. 215-231, 2015.

AXIMOFF, I. Mamíferos de médio e grande porte no Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim 19 PNI**, 2015.

BEZERRA et al., 2018. *Callithrix jacchus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T41518A17936001. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41518A17936001.en>. Acesso em: 05 mar. 2020.

BICCA-MARQUES et al., 2018. *Callithrix penicillata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T41519A17935797. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T41519A17935797.en>. Acesso em: 05 mar. 2020.

BLACKBURN et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

CAMAROTTI, F.L.M.; SILVA, V.L. & OLIVEIRA, A.B. The effects of introducing the Amazonian squirrel monkey on the behavior of the northeast marmoset. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 1, p. 29–34, 2015. doi:10.1590/1809-4392201400305

CARDINALE et al. Biodiversity loss and its impacts on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CATFORD, J.A.; JANSSON, R.; NILSON, C. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 22-40, 2009.

CATFORD, J.A.; BODE, M.; TILMAN, D. Introduced species that overcome life history tradeoffs can cause native extinctions. **Nature Communications**, v. 9, 2018.

CBD – Convention on Biological Diversity. Aichi Biodiversity Targets. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets/>. Acesso em: 13 Ago. 2018.

CBD – Convention on Biological Diversity. What are invasive alien species? Disponível em: <https://www.cbd.int/invasive/WhatareIAS.shtml>. Acesso em: 21 Mar. 2020.

CEPF - CRITICAL ECOSYSTEM PARTNERSHIP FUND. Perfil do Ecossistema: Mata Atlântica Hotspot de Biodiversidade. Disponível em: <https://www.cepf.net/sites/default/files/atlantic-forest-ecosystem-profile-2001-portuguese.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2019.

CHAVES, T.S. **Regularização fundiária em unidades de conservação no Rio Grande do Sul**. 2014, Monografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CLOUT, M.N. & RUSSELL, J.C. The invasion ecology of mammals: a global perspective. **Wildlife Research**, v. 35, p. 180–184, 2008.

CNUC - CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. Disponível em: https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80229/CNUC_FEV20%20-%20B_Cat.pdf Acesso em: 05 mar. 2020.

CUEVAS et al. Effects of wild boar disturbance on vegetation and soil properties in the Monte Desert, Argentina. **Mammalian Biology**, v. 77, p. 299-306, 2012.

DALY, N. Domesticated animals, explained – National Geographic. Disponível em: <https://www.nationalgeographic.com/animals/reference/domesticated-animals/>. Acesso em: 20 mar. 2020.

da ROSA, C.A. Porcos Selvagens no Parque Nacional do Itatiaia: Distribuição e Impactos. **Boletim 21 PNI**, 2015.

da ROSA, C.A. Mamíferos exóticos invasores no Brasil: situação atual, riscos potenciais e impactos da invasão de porcos selvagens em florestas tropicais. 2016. 160p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

da ROSA et al. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, v. 17, n. 7, p. 2101-2123, 2017

DECHOUM, M. S.; ZILLER, S.R. Plantas e vertebrados exóticos invasores em Unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.

DECHOUM, et al. Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: how close has Brazil come to achieving Target 10? **Rodriguésia**, v. 69, p. 1567–1576, 2018. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869407>

ENDERS et al. A conceptual map of invasion biology: Integrating hypotheses into a consensus network. **Global Ecology and Biogeography**, v. 00, p. 1– 14, 2020. <https://doi.org/10.1111/geb.13082>

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/nossas-causas/mata-atlantica/>. Acesso em: 18 fev. 2019.

GEISE et al Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 599-612, 2004.

GISP – Global Invasion Species Programme. 2007. Invasive alien species and protected areas - A scoping report, part I. Disponível em: http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf. Acesso em: 11 Ago. 2018.

GONÇALVES, F.H.P. A invasão do javali na Serra da Mantiqueira: aspectos populacionais, uso do habitat e sua relação com o homem. 2015. 90p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

GUIMARÃES, T.C.S. Espécies exóticas invasoras da fauna em unidades de conservação federais no Brasil: sistematização do conhecimento e implicações para o manejo. 2015. 167p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

ISSG/GISD – Invasive Species Specialist Group. Global Invasive Species Database. Disponível em: <http://www.iucngisd.org/gisd/>. Acesso em: 05 mar. 2020.

LONG, J.L. **Introduced mammals of the world—their history, distribution and influence**. Csiro Publishing, Collingwood, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Mata Atlântica. Disponível em: http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento. Acesso em: 18 fev. 2019.

MORAIS, T.A. Uso de habitat e padrão de atividade do javali em áreas do domínio Atlântico. 2017. 51p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de São João del-Rei, São João del-Rei, 2017.

MPF – Ministério Público Federal. Regularização fundiária em unidades de conservação. **4ª Câmara de Coordenação e Revisão**, Brasília: MPF, 2014.

NETNATURE. As consistentes evidências da evolução dos felinos e a domesticação dos gatos. Disponível em: <https://netnature.wordpress.com/2011/09/08/as-consistentes-evidencias-da-evolucao-dos-felinos-e-a-domesticacao-dos-gatos/>. Acesso em: 05 mar. 2020.

OLIVEIRA, C.H.S. Ecologia e Manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul. 2012. 168p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

OLIVETO, P. Cães chegaram à América junto dos primeiros humanos, dizem pesquisadores. Disponível em: https://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/ciencia-e-saude/2018/07/06/interna_ciencia_saude.693205/caes-chegaram-a-america-junto-dos-primeiros-humanos-dizem-pesquisador.shtml. Acesso em: 05 mar. 2020.

PLANO DE MANEJO. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**. 2003. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_matogrossense.pdf. Acesso em: 11 Ago. 2018.

PLANO DE MANEJO. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia**. 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article?id=2181:parna-do-itatiaia>. Acessado em: 16 Set. 2019.

PIMENTEL, D. Biological invasions: economic and environmental cost of alien plant, animal and microbe species, Second edn. CRC Press, Boca Raton, 2011.

RESENDE, M.V.F. Qual a diferença entre animais domésticos e selvagens (exóticos e silvestres)? Disponível em: <https://www.maselvagens.com.br/single-post/2013/03/19/Qual-a-diferen%C3%A7a-entre-animais-dom%C3%A9sticos-e-selvagens-ex%C3%B3ticos-e-silvestres>. Acesso em: 20 mar. 2020.

RIBEIRO et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p.1141-1153, 2009.

RICHARDSON, D.M & PYSEK, P. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. **New Phytologist**, v. 196, p. 383-396, 2012.

RUSSEL et al. Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. **Environmental Conservation**, v. 44, n. 4, p. 359-370, 2017.

RYLANDS, A.B. & MENDES, S.L. 2018. *Callithrix geoffroyi*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T3572A17936610. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T3572A17936610.en>. Acesso em: 05 mar. 2020.

SAMPAIO, A.B.; SCHMIDT, I.B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.

SIMBERLOF et al. Impacts of biological invasions – what’s what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 58-60, 2013.

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação; **Lei 9.985 de 18 de julho de 2000**; Ministério do Meio Ambiente.

SPONCHIADO, J.; MEL, G.L. & CÁCERES, N.C. First record of the invasive alien species *Axis axis* (Erxleben, 1777) (Artiodactyla: Cervidae) in Brazil. **Biota Neotropica**, 2011. doi:10.1590/ S1676-06032011000300032

SUTHERLAND et al. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 58-67, 2013.

VEIGA, E. Os primeiros cães das Américas – que desapareceram com a chegada dos europeus. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/geral-44733317> Aceso em: 05 mar. 2020.

VITOUSEK et al. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N.Z. J. Ecol.*, v. 21, p. 1–16, 1997.

WILLIAMS, J.D. "Non-indigenous Species" (PDF). *Status and Trends of the Nation's Biological Resources*. Reston, Virginia: United States Department of the Interior, Geological Survey. pp. 117–129, 1998. [ISBN 9780160532856](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T3572A17936610.en).

YOUNG et al. Introduced species, disease ecology, and biodiversity – disease relationships. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 1, p. 41-54, 2017.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO

Altitude as the main driver of the distribution of non-native and native mammals at the Itatiaia National Park

Raphaela Aparecida Duarte Silveira, Marcelo Passamani, Rafael Dudeque Zenni

Potential journals: Biological Conservation, Biological Invasions.

1 INTRODUCTION

Non-native species introductions are cause of great concern among conservation biologists (BELLARD; CASSEY; BLACKBURN, 2016a; EARLY et al., 2016). Invasive non-native species can cause direct and indirect economic, environmental and social impacts (CHARLES & DUKES, 2007). These impacts can threaten biological diversity through competition (CUDA et al., 2015; HARRIS & MACDONALD, 2007; MALDONADO-COELHO et al., 2017), predation (ALMEIDA & JESUS, 2013; DOHERTY et al., 2015; RAYNER et al., 2007), disease transmission (WYATT et al., 2008), hybridization (BIEDRZYCKA; SOLARZ; OKARMA, 2012; YAKANDAWALA & YAKANDAWALA, 2011), destruction of crops and pastures (PAINI et al., 2016). Mammals were introduced worldwide for hunting game, domestication and commercialization as livestock or pets, and biological control (BLACKWELL, 2005; CLOUT & RUSELL, 2008; LONG, 2003). Non-native mammals are one of the groups that cause the most damage to global diversity (BELLARD; GENOVESI; JESCHKE, 2016b; DOHERTY et al., 2016; SZABO et al., 2012) and have already shown strong invasive effects (BLACKBURN et al., 2004; VILA et al., 2010). Non-native mammals such as mice *Rattus* spp., cats *Felis catus*, dogs *Canis lupus familiaris*, wild boars *Sus scrofa*, goats *Capra hircus*, and cattle *Bos taurus*, are among the species that most threaten other vertebrates, behind only the *Batrachochytrium dendrobatidis* fungus (BELLARD; GENOVESI; JESCHKE, 2016b). In addition, at least 596 threatened and 142 extinct species are known to have been negatively impacted by 30 invasive predatory mammal species (DOHERTY et al. 2016). The high impact capacity of invasive mammals may be because mammals have great ecological plasticity (CLOUT & RUSELL, 2008; LONG, 2003); they have a large capacity for habitat modification and are considered ecosystem engineers (JONES; LAWTON; SHACHAK, 1994). Altogether, biological invasions are one of the main drivers of native species declines worldwide.

Protected areas are important strategies for maintaining habitat integrity and conserving biodiversity (GELDMANN et al., 2013; GRAY et al., 2016). However,

protected areas have been suffering from the introduction of invasive non-native species (BALLARI et al., 2014; MERINO; CARPINETTI; ABBA, 2009; PARSONS et al., 2016). Invasive mammals have a history of impact in protected areas worldwide. For instance, in Nahuel Huapi National Park, in Patagonia, the three-recorded invasive species have negatively influenced native ecosystems (GANTCHOFF; BELANT; MASSON, 2013). Also in Argentina, wild boars are present in many protected areas and managers reported wild boars impacts such as soil disturbance, vegetation damage, disease transmission and non-native seed dispersal (BALLARI et al., 2014). Dogs also have major impacts in protected areas around the world by predation, competition and pathogen transmission interactions with native wildlife (LESSA et al. 2016). Free-ranging domestic cats roam through the entire Ojcow National Park in Poland and potentially affect the ecosystem, reducing the efficiency of the protected area (WIERZBOWSKA et al., 2012). Moreover, non-native species presence in protected areas are often associated with human presence. Non-native plant species richness in protected areas in the USA is correlated with native plant species richness, years of European settlement and population size (MCKINNEY, 2002). Similar results were found in Greece, where non-native plants richness and human population density had a positive effect on non-native plant presence (DIMITRAKOPOULOS et al., 2017). In a study in protected areas within the Atlantic Forest Biome, domestic dogs were likely to use more disturbed sites, which means they preferred sites with higher housing density and with a larger proportion of croplands and pastures (PASCHOAL et al., 2018). Non-native animals, such as red deer *Cervus elaphus* and wild boar *Sus scrofa*, have escaped from local introductions and invaded protected areas in Chile and Argentina (JAKSIC, 1998; VEBLEN et al., 1992). For Brazil, all 17 invasive mammal species reported in the literature for the country, except the Indian sambar *Cervus unicolor*, are present in protected areas in the country (da ROSA et al., 2017).

Environmental variables are factors that may influence the distribution of mammals in an area (AHUMADA et al., 2011; DIAS et al., 2018; LYRA-JORGE et al., 2009; PEREIRA, 2017; SAMPAIO et al., 2010). The structure of the landscape is an important variable for mammal communities (LYRA-JORGE et al., 2009; SAMPAIO et al., 2010). There are less species richness, species and functional diversity and higher dominance in highly fragmented sites than in those sites partially fragmented and with continuous forest (AHUMADA et al., 2011). Forest cover and management intensification affected the distribution of mammals in a cacao agroforestry system

(CASSANO, BARLOW & PARDINI, 2014). Human activities also influence mammals' communities. Distance to forest, to human infrastructure and to watercourses and proportion of anthropized areas (e.g. pasture, crops) can influence probability of occupancy of carnivores (CRUZ et al., 2019; DIAS et al., 2018). Vegetation traits can influence mammal communities as well. Focal tree connectivity and canopy cover are the most important predictors of occupancy probability for the arboreal community whereas for the terrestrial mammal community, forest loss and canopy height were the strongest predictors (WHITWORTH et al., 2019).

For Itatiaia National Park, 10 species of non-native mammals have been reported (da ROSA, 2016; PLANO DE MANEJO, 2014; VALE, 2016), being wild non-native (wild boars *S. scrofa*, mice *Rattus* sp., black-tufted marmoset *Callithrix penicillata*, European hare *Lepus europaeus*) and domestic non-native (dogs *C. lupus familiaris*, cats *F. catus*, horses *Equus caballus*, cattle *B. taurus*). Although part of the animals studied are domestic, we studied them in the natural environment, which means they were roaming free in the Park. Information about distribution of non-native mammals across the Park and the environmental factors affecting their distribution are necessary for the application of control and management measures. Thus, the aim of this study was to test if distance from human settlements, elevation, absolute tree density, absolute tree coverage, mean tree basal area, mean tree height and mean tree canopy cover affected the richness of native mammals as well as non-native mammals in the Itatiaia National Park. We sought to answer the following questions: i) does richness of native and non-native mammals of the Itatiaia National Park differ between the Lower and Upper Part?; ii) was the sampling of mammals in the Itatiaia Park enough to represent the total richness in the Upper low and Lower Part?; iii) does richness of non-native mammals decrease with greater distances from human settlements in the Park?; iv) does richness of native mammals increase the greater the distance of these settlements?; v) which environmental variables may influence the distribution of native and non-native mammals?; and vi) does non-native mammals have a negative correlation with native mammals?

2 METHODS

2.1. Study Area

We conducted the study in the Itatiaia National Park (22° 22' 31" S; 44° 39' 44" W; Figure 1), a strict protection conservation area in the Mantiqueira Complex. Inserted in the Atlantic forest hotspot domain, the Itatiaia National Park is the first protected area created in Brazil in 1937 with an area of 11,934 ha that was expanded to 28,084 ha in 1982. The Itatiaia Park comprises four municipalities, Bocaina de Minas and Itamonte in Minas Gerais State and Resende and Itatiaia in Rio de Janeiro State. The Park is divided in two main parts, the Upper Part and the Lower Part. The Itatiaia Park altitudes range from 540 m to 2791 m a.s.l. and there are three types of climate in the region: *Csb* (temperate climate with dry and warm summer), *Cwb* (temperate climate with dry winter and warm summer) and *Cwa* (temperate climate with dry winter and hot summer) (ARNFIELD, 2019; KÖPPEN, 1936; PLANO DE MANEJO DO PNI, 2014). The temperature ranges from 13° C to 21° C and the precipitation varies from 1250 mm to 2500 mm (PLANO DE MANEJO DO PNI, 2014). The Itatiaia Park presents different phytophysionomies, being high altitude grasslands (above 2000 meters), dense ombrophilous forest (submontane, montane and high-montane), montane mixed ombrophilous forest (with the presence of *Araucaria* trees) and montane semideciduous forest (PLANO DE MANEJO DO PNI, 2014).

An issue present in Itatiaia Park is related to land tenure regularization. This is a problem not only in the Itatiaia Park but also in many other strict protection conservation areas. Only 51% of the Park's area was regularized until 2016 (ICMBIO, 2016). Some private landowners still have properties, or even live, within the boundaries of the park. This is because they did not receive a compensation for the land by the federal government. From the remaining 49% non-regularized areas there are summer houses and hotels mainly in the Lower Part and small rural producers whose grazing is the main economic activity in the Upper Part (PLANO DE MANEJO DO PNI, 2014).

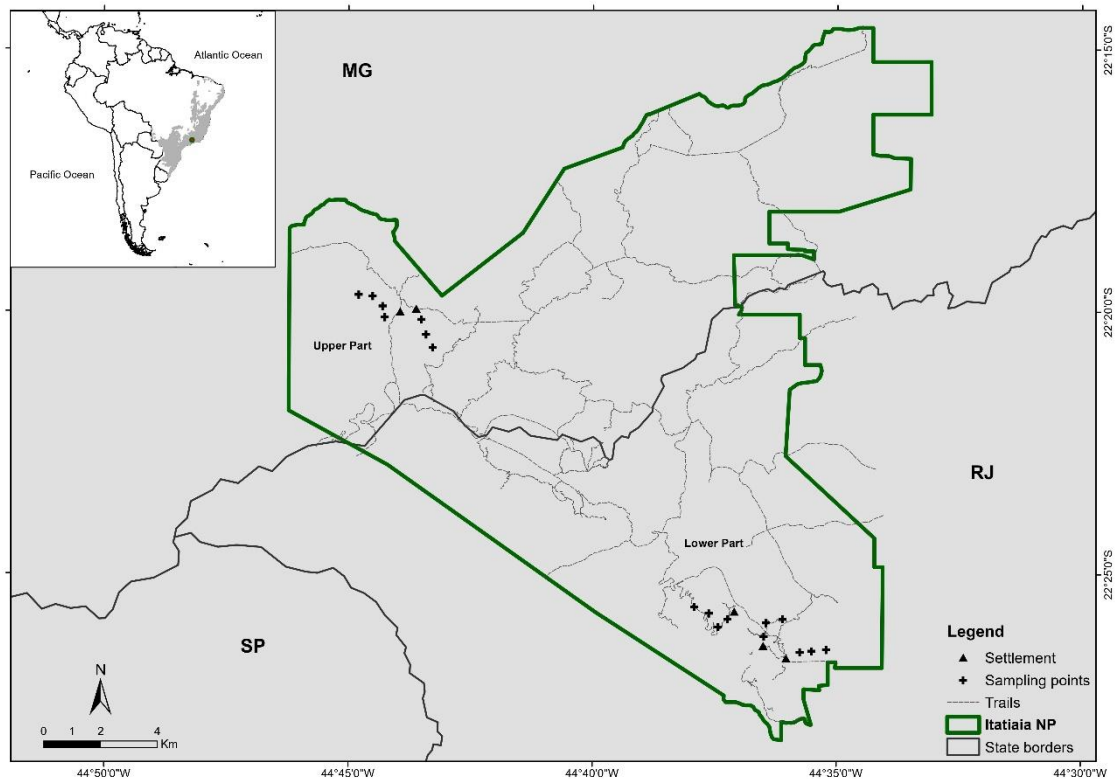
2.2. Data Collection

We installed camera-traps in trails in the Upper and Lower Part of the Itatiaia National Park, totalizing 17 sampling points (Fig. 1). Seven camera-traps were installed along two trails (Picu and Araucárias trails) in the Upper Part of the Park, whereas in the Lower Part of the Park we installed ten camera-traps in three trails (Três Picos, Rui Braga and Hotel Donati). These cameras remained in the field from September to December

2018 in the Upper Part and between December 2018 and March 2019 in the Lower Part sites.

Each sampling point had one camera-trap (Bushnell ©, Digital Hunting Camera © and Trail Camera ©) without baits to avoid selection of species (MILLS et al., 2019). We placed camera-traps on trees larger than 15 centimeters in diameter and approximately 45 cm from the ground (SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2007). The cameras remained active during day and night and were set up to take three pictures every 30 seconds, whenever the motion sensor was triggered. Each sampling point had a minimum distance of 150 meters from the closest human settlement and 500 meters from each other in a straight line (Fig. 1). Every 45 days approximately we revised the sampling points for data collection, equipment adjustment and battery replacement. After the collection period, the photos were analyzed and to avoid repetition of data with the same individual when the individualization was not possible, we considered a new independent record all the photographs with intervals of at least one hour (SRBEK-ARAUJO; SILVEIRA; CHIARELLO, 2012). All mammals of this study were those capable of being captured and identified in the photo of camera-traps, which means we did not include arboreal mammals.

Figure 1 - Location of sampling points (black crosses) in two trails of the Upper Part and three trails of the Lower Part of the Park. Black triangles indicate the nearest human settlement from the first camera-trap in each trail.



Fonte: Marcelo Motta

2.3. Sampling of Abiotic Variables

To test if environmental factors may influence native and non-native mammal distribution, at each sampling point, we measured altitude, absolute tree density, absolute tree coverage, mean tree basal area, mean tree height and mean tree canopy cover (Table 1). To measure proportion of tree canopy cover, we placed a 50 m tape measure centered at the camera trap. Every 10 m (from zero to 50 m) we obtained the percentage of canopy cover using the CanopyApp© version 1.0.4 (UNIVERSITY OF NEW HAMPSHIRE, 2018). We used the average of proportion of tree canopy cover as a predictor variable for each sampling point. Altitude was obtained at each sampling point using a Garmin 62s GPS and the distance from the sampling point to the nearest human settlement using the Google Earth Pro software version 7.3. To obtain the predictor variables absolute tree density, absolute tree coverage, mean tree basal area and mean tree height, we used the point-centered quarter method (MITCHELL, 2007). For this method, we formed a four-square using the sampling point as center. This four-square comprised each cardinal point

North, South, East and West. Inside the quadrat of the North we found the closest tree from the sampling point and measured the height, the circumference at breast height (CBH) and the distance from the tree to the center. We repeated this procedure for the quadrat of South, East and West. Using these measures, we applied the formulas used in Mitchell (2007) to calculate the predictor variables described before.

2.4. Data Analysis

To assess sampling sufficiency, we made a species accumulation curve with all the non-native and native species recorded, using the non-parametric estimator Jackknife 1 (COLWELL, 2013). We built the curve under 1000 randomizations using the EstimateS 9.1 software. We ran a Wilcoxon test in the data to test if the non-native and native mammal richness were different in the Lower and Upper Part of the Itatiaia NP. To complement this, we performed a two-axis NMDS ordination based on the Bray-Curtis pairwise dissimilarities and a PERMANOVA between the Lower and Upper Part of the Itatiaia Park. The next step was to perform the Indicator Species Analysis (IndVal hereafter), in order to verify whether each part of the Park had an indicator species, i.e., a species specific from an environment. If most of the individuals are found in only one group that species is a good indicator species. To perform this analysis, we split our 17 sampling points in two groups, Upper ($n = 7$) and Lower ($n = 10$) parts of the Park. However, we removed two camera-traps from the analysis because they had few records and the animals were not possible to identify. Thus, we used 15 sampling points, 6 in the Upper and 9 in the Lower Part of the Park.

We ran a set of generalized linear models (GLM) with Quasipoisson distribution to test how the non-native and native mammal richness related to each of the environmental variables. First, in order to see if mammals responded to anthropogenic influence, we performed two GLM considering as response variables non-native mammal richness and native mammal richness and as a predictor variable distance to the nearest human settlement (Table 1). Second, we ran other two GLM with Quasipoisson distribution using the same response variables of the first set of analyses to see if they responded to the environmental characteristics. Predictor variables used were altitude, absolute tree density, absolute tree coverage, mean tree basal area, mean tree height and mean tree canopy cover. A Spearman's correlation matrix was made in order to identify the variables with strong correlation, i.e. $\rho > 0.7$. Finally, we ran a GLM with

Quasipoisson distribution using the response variable native mammal richness and the predictor variable non-native mammal richness, in order to test if non-native mammals have an influence on native mammals in the Park.

Regarding to GLM with the environmental variables, we performed the model selections using the Akaike Information Criterion modified for small samples (AICc), considering equally plausible those models with $AICc < 2$ (BURNHAN & ANDERSON, 2002). If we had more than one selected model with $AICc < 2$ explaining the response variables and more than one variable in each model, we performed the Relative Importance of Regressors in Linear Models, using the package “relaimpo” version 3.5.3 (GRÖMPING, 2006). This analysis quantifies which of these predictor variables of the selected models were more important, based on the higher percentage of explanation to the response variable. There are different ways of predicting the importance of variables, but the method developed by Lindemann, Merenda and Gold (lmg, 1980) is the most recommended. This method lmg calculates the relative contribution to the R^2 (determination coefficient) of each predictor considering the sequence of predictors appearing in the model (GRÖMPING, 2006; ZHANG & WANG, 2019).

All analyses were performed in R version 3.5.0 (R Development Core Team, 2015), using packages “ggplot2”, “MuMIn”, “lme4” and “relaimpo” (BARTON, 2019; BATES et al., 2015; WICKHAM, 2016). The tests were considered significant at $p < 0.05$.

Table 1 – Environmental variables collected at each sampling point in the Upper Part (UP) and Lower Part (LP) of the Itatiaia National Park.

Location	Trail	Distance from human settlement (m)	Elevation (m)	Absolute tree density* (tree/ha)	Absolute tree coverage* (m ² /ha)	Mean tree basal area* (cm ²)	Mean tree height (m)	Mean tree canopy cover* (%)
LP	HD	1075.64	1082	5548.44	6.67	12.02	4.45	79.35
LP	HD	598.38	1012	5175.71	102.2	197.46	9.25	67.42
LP	HD	165.45	954	12075.84	33.83	28.01	5.25	58.72
LP	3P	329.45	1108	5548.47	33.54	60.45	5.75	63.04
LP	3P	827.54	1220	779.16	15.72	201.77	7.75	45.19
LP	3P	1166.95	1228	11138.88	129.85	116.57	5.75	62.08
LP	RB	298	1159	2148.32	230.72	1073.94	2.38	51.66
LP	RB	779.11	1178	5327.93	85.12	159.76	6.38	59.84
LP	RB	898.63	1365	7901.23	38.04	48.14	4.5	61.22
LP	RB	1407.67	1501	4643.48	6.09	13.12	3.25	56.6
UP	PI	199.95	1903	3894.07	5.98	15.35	3.5	57.82
UP	PI	672.69	1893	1242.02	7.33	59	5.68	37.49
UP	PI	1112.1	1896	783.53	8.3	106.01	6.88	38.36
UP	PI	1588.33	1973	2246.13	23.32	103.83	5.75	32.94
UP	AR	162.77	1977	5590	28.56	51.09	4.88	59.6
UP	AR	992.77	2212	4549.99	11.2	24.62	5.38	56.87
UP	AR	1474.39	2236	4772.69	39.38	82.51	6.5	42.7

*Absolute tree density: number of trees per area; absolute tree coverage: occupied area by trees per unit area; mean tree basal area: transversal area of the tree trunk; mean tree canopy cover: overlapping proportion of tree branches and leaves.

3 RESULTS

3.1 Richness of non-native and native mammals

With a sampling effort of 1,543 trap*day, we obtained 398 records of 17 native species and three non-native species of mammals comprising six orders and 13 families (Table 2). There was no correlation between native and non-native richness ($t = -0.904$, $p = 0.3412$) even though showing a tendency of the greater non-native mammal richness the lower native mammal richness.

Mammal total richness for the Lower Part estimated by Jackknife 1 was 23 species. Thus, the number of observed species by camera-traps ($S = 17$) represented 72.96% of estimated species (Fig. 2). For the Upper Part, Jackknife 1 estimated 12 species, which represented 79.55% of estimated species, once the number of observed species by traps was 10 (Fig. 2).

Figure 2 - Species accumulation curve of non-native and native mammals in the (left) Lower Part and (right) Upper Part of the Itatiaia National Park. Data were represented by richness estimation using Jackknife 1 and 95% confidence interval.

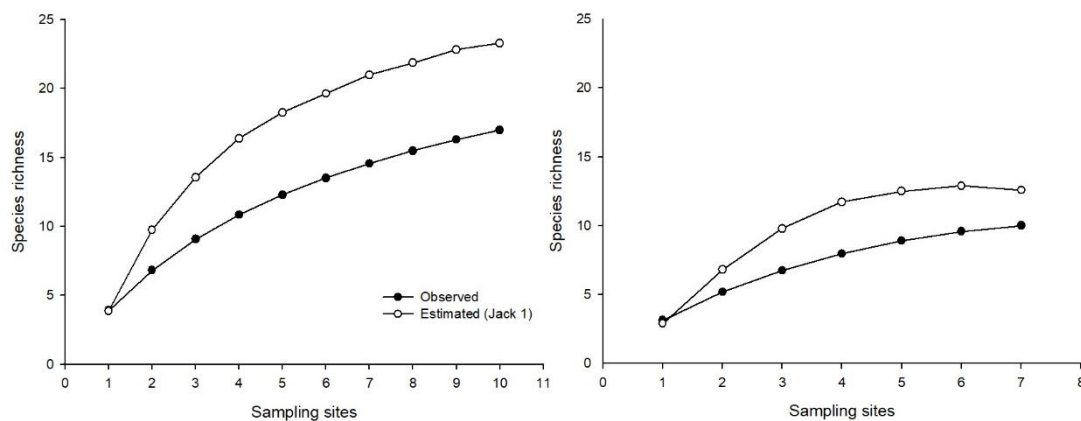


Table 2 - Native and non-native mammals recorded in the Upper Part (UP) and Lower Part (LP) at Itatiaia National Park (INP).

Taxon	Common Name	Location	Trail	Altitude range (m)
ORDER ARTIODACTYLA				
Family Bovidae				
<i>Bos taurus</i> (Linnaeus, 1758)	Domestic cattle*	UP	PI, AR	1893-2236
Family Suidae				
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	Wild boar*	UP	PI, AR	1896-2236
Family Tayassuidae				
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Collared peccary	LP	HD	1082
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	White-lipped peccary	LP	3P, RB, HD	1012-1501
ORDER CARNIVORA				
Family Canidae				
<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	Domestic dog*	UP	PI	1903-1973
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Crab-eating fox	LP	3P	1108
Family Felidae				
<i>Leopardus</i> sp.	-	LP	RB	1178
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelot	UP and LP	HD	954-1082
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	Southern tiger cat**	UP and LP	HD, RB, PI	1178-1973
Family Mephitidae				
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	Striped hog-nosed skunk**	UP and LP	3P, RB, PI	1228-1973
Family Procyonidae				
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	South American coati	LP	3P, RB	1108-1178
Family Mustelidae				
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra**	UP and LP	3P, RB, PI	1108-1973
<i>Galactis cuja</i> (Molina, 1782)	Lesser grison**	UP and LP	PI, 3P	1220-1973
ORDER CINGULATA				

Family Dasypodidae

<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Nine-banded armadillo	LP	3P, RB	1108-1178
--	-----------------------	----	--------	-----------

ORDER DIDELPHIMORPHIA**Family Didelphidae**

<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Brazilian common opossum**	UP and LP	3P, RB, HD, PI	1082-1903
--	----------------------------	-----------	----------------	-----------

<i>Philander frenatus</i> (Olfers, 1818)	Southeastern four-eyed opossum	LP	HD, 3P	1082-1903
--	--------------------------------	----	--------	-----------

ORDER LAGOMORPHA**Family Leporidae**

<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti**	UP and LP	PI, 3P	1108-1903
---	----------	-----------	--------	-----------

ORDER RODENTIA**Family Cuniculidae**

<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	Spotted-paca**	UP and LP	PI, HD	1082-1903
--	----------------	-----------	--------	-----------

<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)	Southeastern squirrel**	LP	3P, RB	1178-1501
---	-------------------------	----	--------	-----------

Family Erithizontidae

<i>Coendou spinosus</i> (F. Cuvier, 1823)	Paraguayan hairy dwarf porcupine	LP	3P	1220
---	----------------------------------	----	----	------

* Non-native mammals

** Species found in higher altitudes, in the upper montane rain forest.

Trails: 3P – 3 Picos, RB – Rui Braga, HD – Hotel Donati, PI- Picu, AR – Araucárias.

In the Upper Part of the Itatiaia Park, we recorded seven species of native and three species of non-native mammals (Fig. 3, Table 3). The species with higher number of records were the non-native domestic cattle (*Bos taurus*; n = 89, 22.4%; Fig. 4) and wild boar (*Sus scrofa*; n = 15, 3.8%; Fig. 4) whereas for the natives the highly frequent species were the Brazilian common opossum (*Didelphis aurita*; n = 19, 4.8%) and spotted-paca (*Cuniculus paca*; n = 8, 2.0%). We recorded seventeen species in the Lower Part (Fig. 3, Table 3). The species with higher number of records were white-lipped peccary (*Tayassu pecari*; n = 127, 31.9%), southeastern squirrel (*Guerlinguetus ingrami*; n = 25, 6.3%) and nine-banded armadillo (*Dasybus novemcinctus*; n = 10, 2.5%). There were no records of non-native mammals in the Lower Part of the Park.

Table 3 – Number of records and frequency of mammal species in the Upper and Lower Part of the Itatiaia National Park.

Species	Number of Records		Frequency (%)	
	Upper Part	Lower Part	Upper Part	Lower Part
<i>Bos taurus</i> *	89		22.4	
<i>Canis lupus familiaris</i> *	4		1	
<i>Sus scrofa</i> *	15		3.8	
<i>Didelphis aurita</i>	19	7	4.8	1.75
<i>Cuniculus paca</i>	8	1	2	0.25
<i>Conepatus semistriatus</i>	4	4	1	1.0
<i>Eira barbara</i>	4	7	1	1.75
<i>Galictis cuja</i>	2	1	0.5	0.25
<i>Leopardus guttulus</i>	1	7	0.25	1.75
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1	7	0.25	1.75
<i>Tayassu pecari</i>		127		31.9
<i>Guerlinguetus ingrami</i>		25		6.3
<i>Dasybus novemcinctus</i>		10		2.5
<i>Cerdocyon thous</i>		6		1.5
<i>Leopardus pardalis</i>		5		1.25
<i>Nasua nasua</i>		3		0.75
<i>Pecari tajacu</i>		3		0.75
<i>Philander frenatus</i>		2		0.5
<i>Coendou spinosus</i>		1		0.25
<i>Leopardus sp.</i>		1		0.25

* Non-native species

Figure 3 - Number of Records (y-axes) and frequency (% - top of bars) of mammal species in the Lower (top) and Upper (bottom) Part of the Itatiaia National Park (n = 398). Species with the symbol * are non-native mammals.

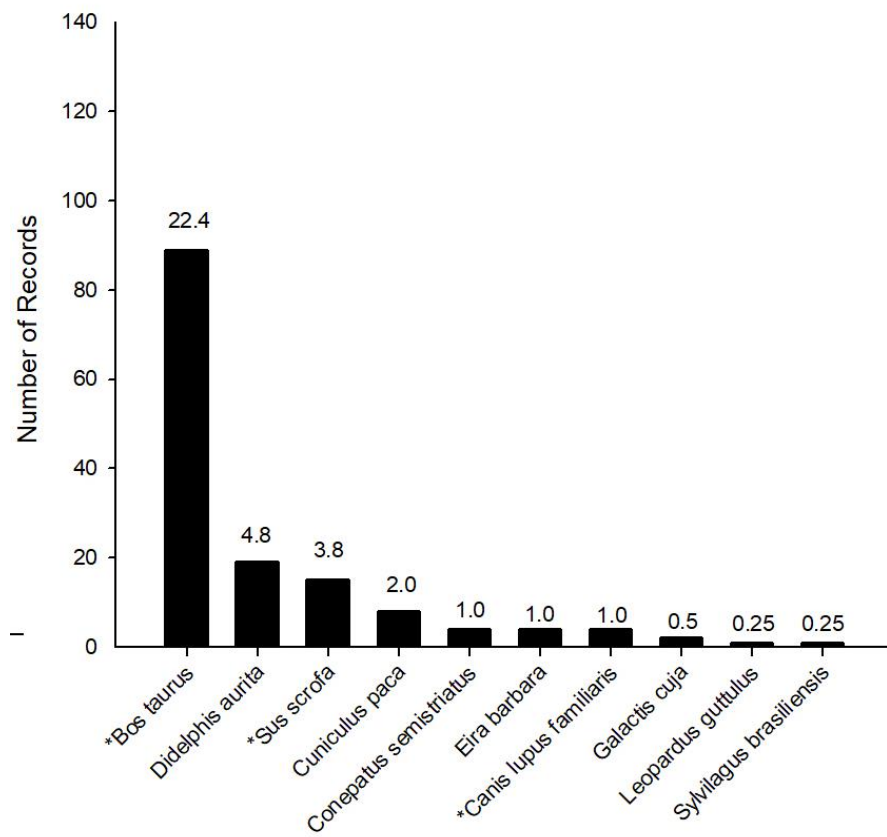
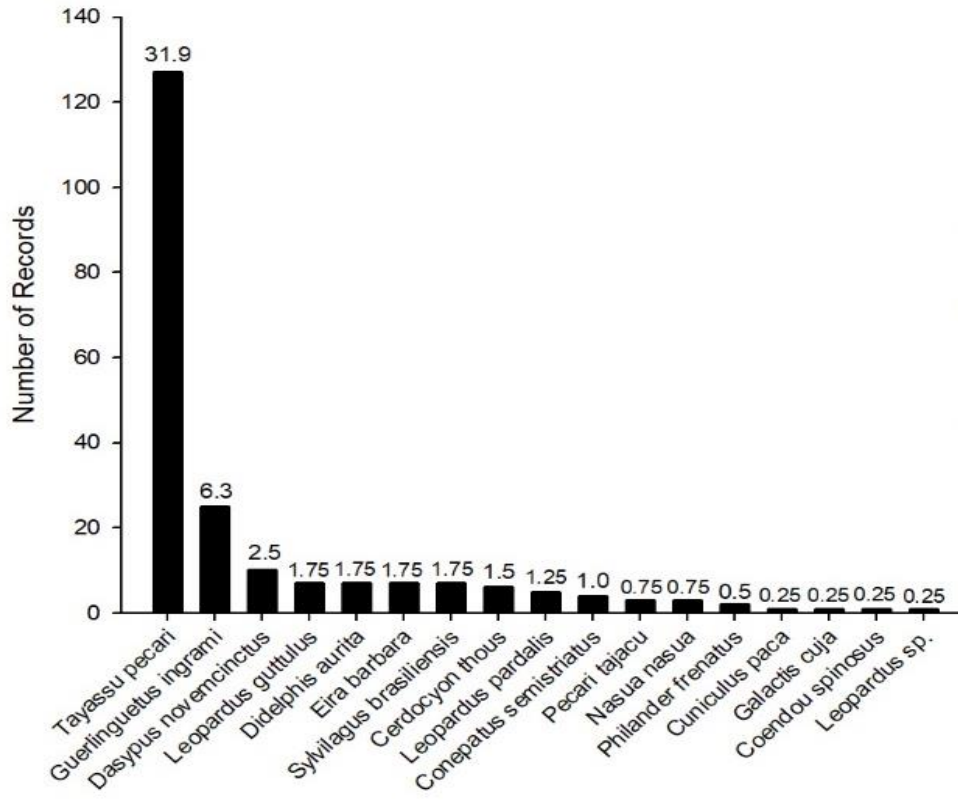
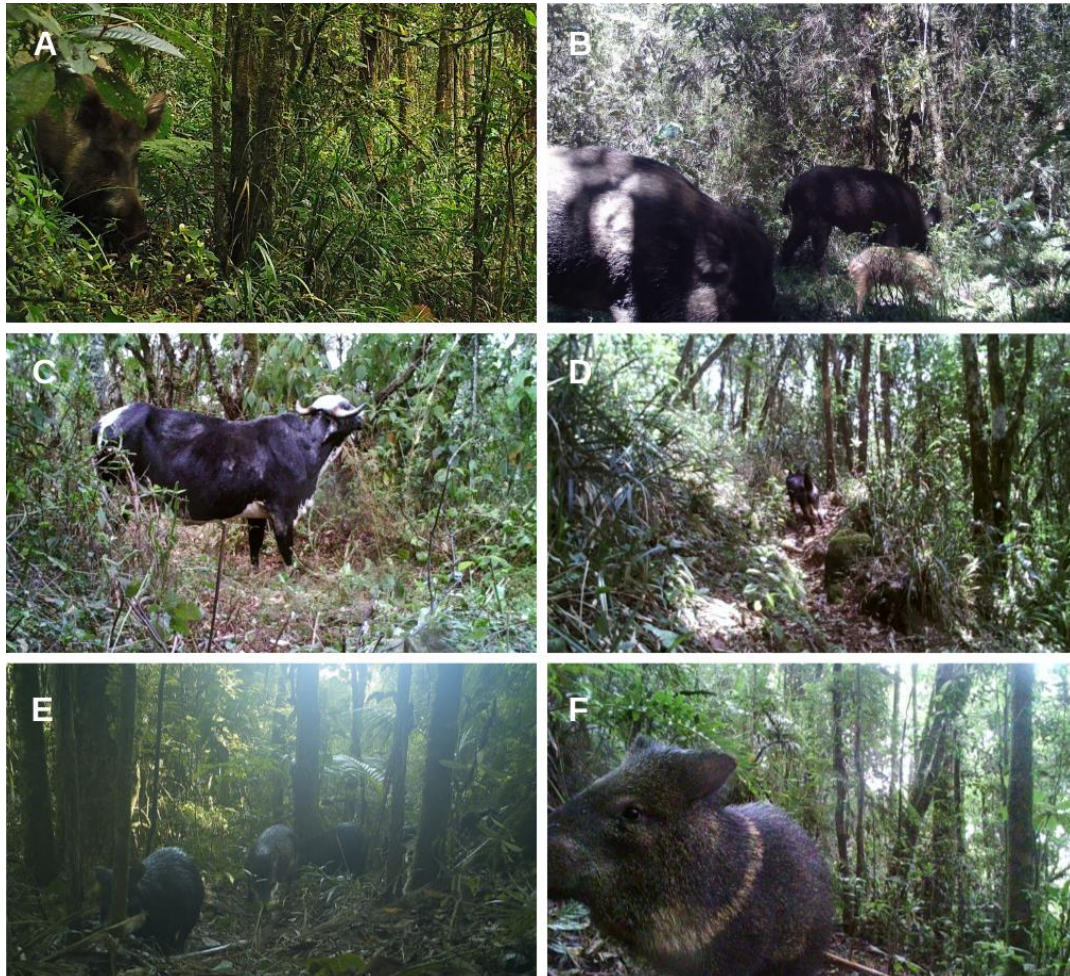
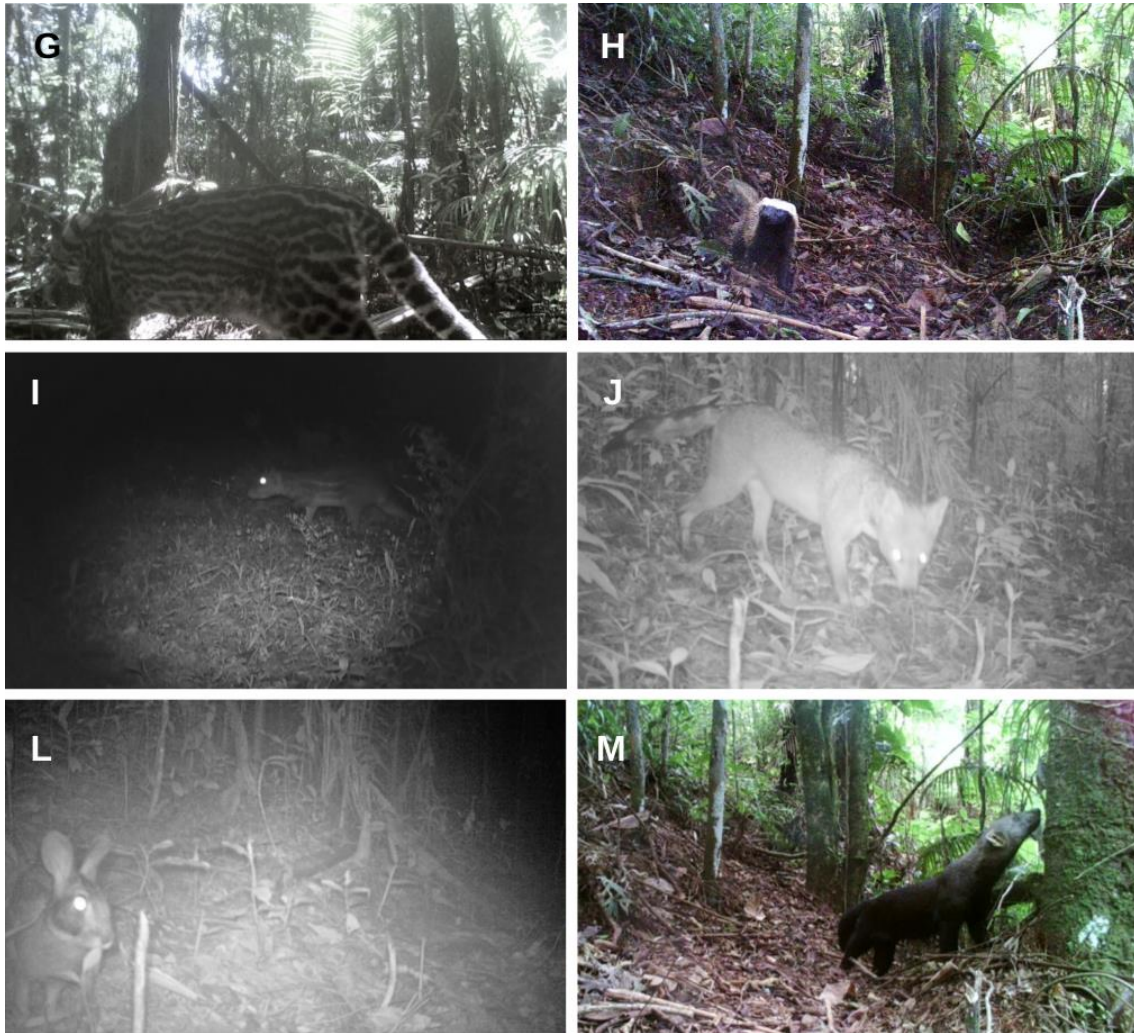


Figure 4 - Species recorded during the study in the Itatiaia National Park. Non-native mammals (A) and (B) *Sus scrofa*, (C) *Bos taurus* and (D) *Canis lupus familiaris*. Native mammals (E) *Tayassu pecari*, (F) *Pecari tajacu*, (G) *Leopardus pardalis*, (H) *Galictis cuja*, (I) *Cuniculus paca*, (J) *Cerdocyon thous*, (L) *Sylvilagus brasiliensis* and (M) *Eira barbara*.





3.2 Mammal Community in the Lower and Upper Part of the INP

Non-native mammal richness was two-times greater in the Upper Part than in the Lower Part ($p < 0.001$; Fig. 5). Conversely, native mammal richness is greater in the Lower than the Upper Part ($p = 0.04$; Fig. 5). The Upper and Lower parts of the Park had different species compositions, and these results were confirmed by the NMDS ($k = 2$; stress = 0.08; Fig. 6) and PERMANOVA ($p < 0.001$; $F = 4.7$; $R^2 = 0.27$) analyses. White-lipped peccary *T. pecari* was considered an indicator species for the Lower Part, whereas the non-natives *Sus scrofa* and *B. taurus*, were classified as indicator species for the Upper Part (Table 4).

Figure 5 - Non-native (left) and native (right) mammal richness in the Lower and Upper Part of the INP. Bold lines represent the median, boxes represent standard deviation and the fine lines represent upper and lower limits.

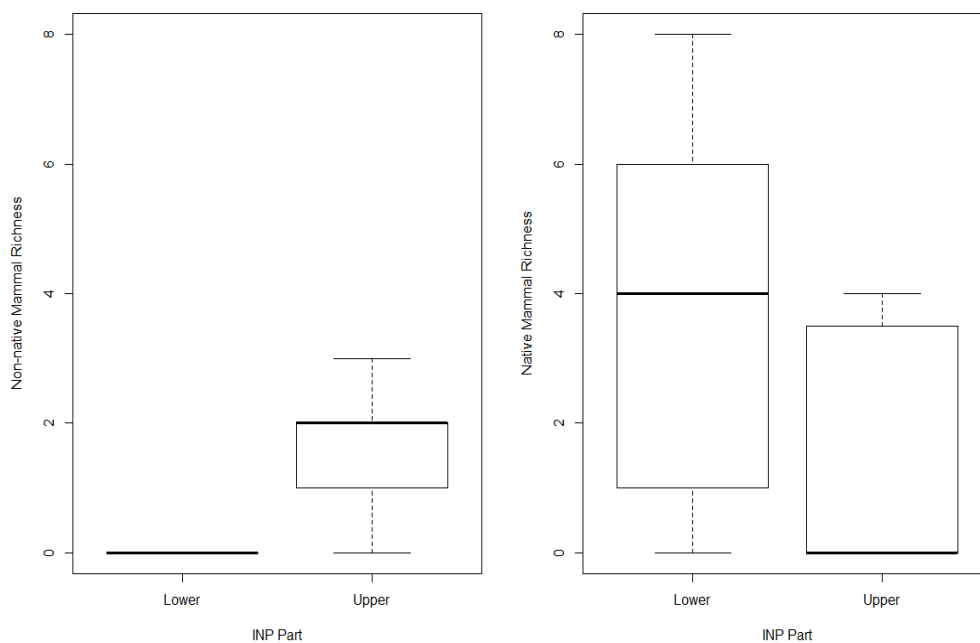


Figure 6 - NMDS differences of species composition of Lower (black circles) and Upper (grey triangles) Part plots.

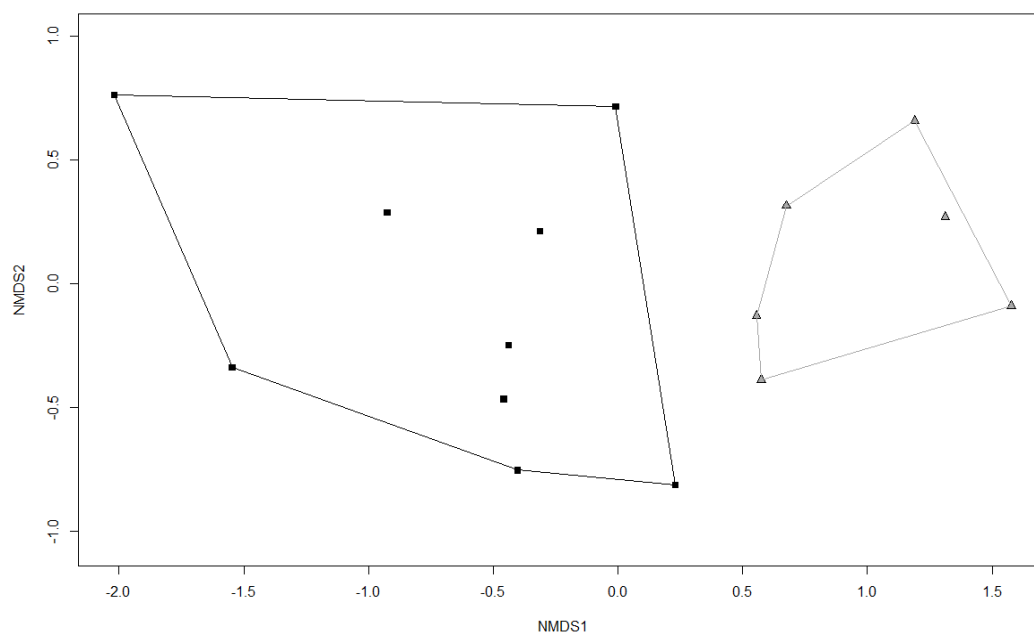


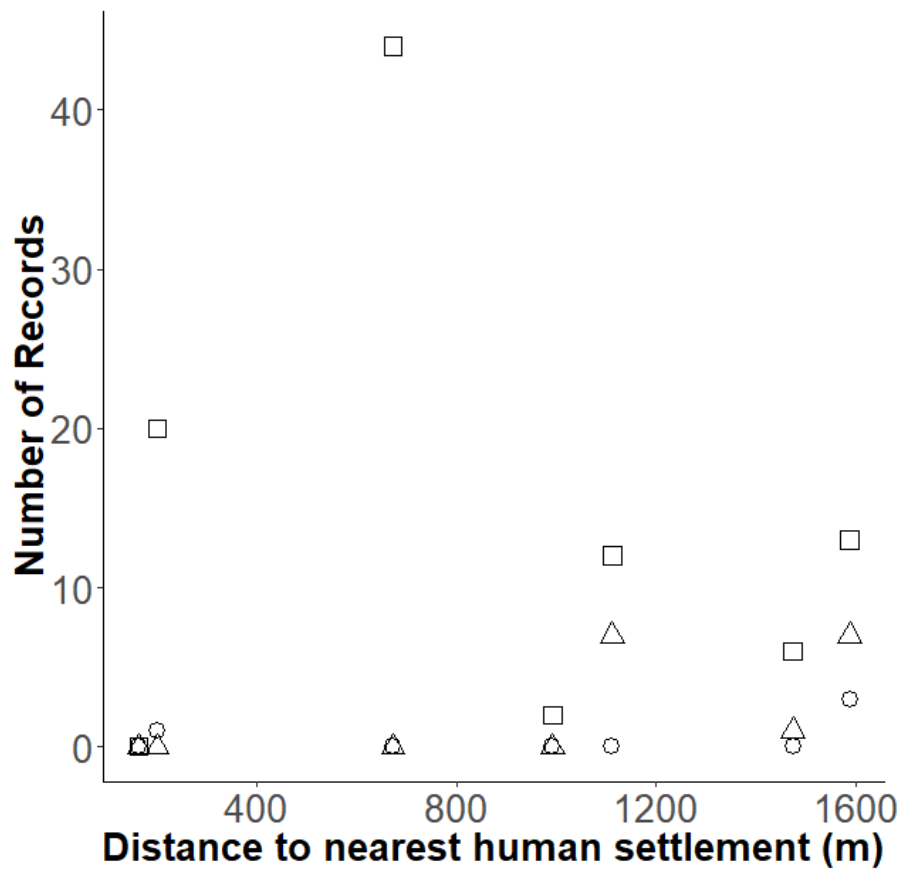
Table 4 - Indicator Species for the Lower and Upper Parts of the INP.

Species	Group	IndVal	p Value
<i>Tayassu pecari</i>	Lower Part	0.600	0.026
<i>Bos taurus</i>	Upper Part	0.857	0.001
<i>Sus scrofa</i>	Upper Part	0.428	0.045

3.3 Richness of non-native and native mammals related to distance of human settlement

Distance of human settlement influenced neither the richness of native ($t = 0.468$; $p = 0.639$) nor the non-native mammals ($t = 1.548$; $p = 0.1$). However, we only had records of the non-native mammal *S. scrofa* at 1 km or more of human settlements (Fig. 7). The same did not happen with *Bos taurus* and *Canis lupus familiaris*. We recorded *B. taurus* near and far from human settlements (Fig. 7) whereas *C. lupus familiaris* were found at distances 200 m and 1500 m only (Fig. 7).

Figure 7 - Number of records of wild boars *Sus scrofa* (triangles), domestic cattle *Bos taurus* (squares) and domestic dogs *Canis lupus familiaris* (points) in relation to distance of camera-traps from human settlement in the Itatiaia National Park. The points, triangles and squares represent the sampling points where we installed the camera-traps.



3.4 Richness of non-native and native mammals related to environmental variables

As distance of human settlement did not influence richness of native and non-native mammals, we performed generalized linear models using the environmental variables collected as predictor variables to see if mammals would be responding to environmental characteristics rather than humans. According to Spearman's correlation test, absolute tree density and mean tree canopy cover were strongly correlated, being the latter excluded from the analysis.

Native mammal richness decreased in higher altitudes ($t = -3.4$; $p < 0.001$) and in forests where mean tree basal area ($t = -2.79$; $p < 0.001$), absolute tree density ($t = -2.575$; $p < 0.001$) and mean tree height are higher ($t = -2.267$; $p < 0.001$). In addition, native mammal richness was positively influenced by absolute tree coverage ($t = 2.37$; $p < 0.001$), then in forests with greater absolute cover greater is native richness. The AICc

test selected three models that best explained native mammal richness (Table 5). However, according to the Relative Importance of Regressors in Linear Models (relaimpo), altitude had more than half of the influence (61%) in native mammal richness than mean tree basal area (32%) and absolute tree density (7%) in the selected model (Fig. 8).

Non-native mammal richness was negatively influenced by absolute tree density ($t = -2.636$; $p < 0.001$) and mean tree height ($t = -1.791$; $p < 0.001$), which indicates that dense forests as well as forests with higher trees had less non-native mammals than open forests and with short trees; and positively influenced by altitude ($t = 2.553$; $p < 0.001$), then in higher altitudes had more non-native richness. The AICc test selected two models that better explained non-native richness (Table 5). However, according to the relaimpo, altitude influenced in 81% whereas absolute tree density only 19% in non-native mammal richness (Fig. 8).

Figure 8 - Relative importance of environmental variables for native (left) and non-native (right) mammal richness at Itatiaia National Park. Bar plots of method lmg were built with 95% bootstrap confidence interval (lines in the bars), (left). Variables are altitude (Alt), mean tree basal area (MBA) and absolute tree density (AD).

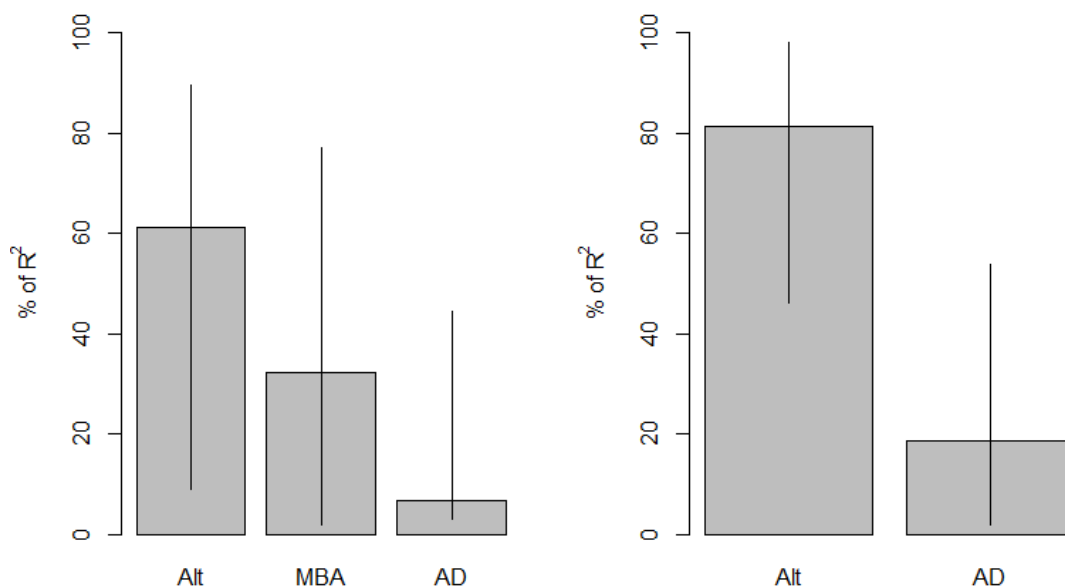


Table 5 - Akaike Information Criterion modified for small samples (AICc) for richness of native and non-native mammals identified in the Itatiaia National Park. GLM models selected include altitude (Alt), mean tree basal area (MBA) and absolute tree density

(AD). The relations of each dependent variable in the models are in superscript (positive “+” or negative “-”), WAICc = probability of the model being the best model in the set.

Dependent Variable	Model	ΔAICc	WAICc
Native mammal richness	Alt ⁻ , MBA ⁻	0.00	0.257
	Alt ⁻	1.25	0.138
	Alt ⁻ , MBA ⁻ , AD ⁻	1.91	0.099
Non-native mammal richness	Alt ⁺ , AD ⁻	0.00	0.363
	Alt ⁺	1.65	0.159

4 DISCUSSION

In general, total mammal richness recorded in this study was close to the richness found in other studies performed in the INP. Aximoff, Cronemberger e Pereira (2015) found 22 species of medium and large mammals, domestic cats and dogs included, in two years of sampling using camera-traps. Da ROSA et al. (2014) found 21 species in the Park, being 18 in the Lower Part and nine species in the Upper Part. Thus, although the species accumulation curves (Fig. 2) do not have a tendency to stabilize, we can say the sampling was effective, once it recorded most part of the species occurring in the study area.

The most recorded species in the Upper Part of the Itatiaia National Park were the non-natives *Bos taurus* and *Sus scrofa* and the natives *Didelphis aurita* and *Cuniculus paca*. In the Lower Part were *Tayassu pecari*, *Guerlinguetus ingrami* and *Dasypus novemcinctus*, which can be an indicative of frequently use of each area by these species (PINHO; FERREIRA; PAGLIA, 2017). In addition, these results are consistent with Indicator Species Analysis. An indicator species is specific of an environment and its presence can be used to indicate that environment (DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997). *Bos taurus* and *Sus scrofa* can be indicator species in the Upper Part of the park because besides they were recorded only there, the altitude is higher, adequate for wild boars (ALLWIN et al., 2016; BABER & COBLENTZ, 1986) and close to the region neighborhoods (PLANO DE MANEJO, 2014), where there are cattle breeding. *Tayassu pecari* can be an indicator species of the Lower Part because they have already been recorded only there (da ROSA, 2016). Thus, we can infer these indicator species aided

the community composition dissimilarity in the Itatiaia National Park, as confirmed by the NMDS (Fig. 6).

Neither native mammal richness increased with distance of human settlements nor richness of non-native mammals increased the closer to these settlements. These results may be explained by the fact these species have more extensive home range sizes than the distance we analyzed, moving long distances searching for resources (DILLON & KELLY, 2008; DONADIO et al., 2001; KASPER; SCHNEIDER; OLIVEIRA, 2016; OLIVEIRA; ROSA; PASSAMANI, 2015; ZANZINI et al., 2018). Moreover, most of the recorded species are capable of living in native environments as well as those with some kind of anthropic influence (ABBA & SUPERINA, 2010; FONSECA & ROBINSON, 1990; MICHALSKI et al., 2006; OLIVEIRA; ALMEIDA; CAMPOS, 2013; ZANZINI et al., 2018).

Native mammal richness was better explained by the altitude and mean basal area model with negative correlation, which means that in higher altitudes and in forests with higher mean basal area, there are less richness of native mammals. Furthermore, native richness was greater in the Lower Part than the Upper Part. These results in which lower altitudes have greater richness were also found in the Itatiaia Park by Geise et al. (2004) and by da Rosa et al. (2014). They found greater richness between 500 and 1500 meters a.s.l., which comprises the montane rain forest. This unimodal distribution pattern, in which species richness reaches its maximum value in medium elevations, is reported in many studies (BROWN, 2001; MOREIRA et al., 2009; PINHO; FERREIRA; PAGLIA, 2017; SAKANE; PERCEQUILLO; SETZ, 2019). Although our records showed great richness between intermediate altitudes, which is according to Geise et al. (2004), some species found in these altitudes occurred in greater elevations either, in the upper montane rain forest (Table 1). This may be due to the distribution range of these animals extends to higher altitudes, which is the case for *Leopardus guttulus* (de OLIVEIRA et al., 2016), *Conepatus semistriatus* (EMMONS, 1997), *Galictis cuja* (HELGEN & SCHIAFFINI, 2016), *Sylvilagus brasiliensis* (HERSHKOVITZ, 1950), *Cuniculus paca* (MATTOS, 2015), *Guerlinguetus ingrami* (similar species in MERRICK; KETCHAM; KOPROWSKI 2014), *Eira barbara* (CUARÓN et al., 2016) and *Didelphis aurita* (CUSICK, 2019).

Native mammal richness was also higher in forests where mean basal area was low. Some studies have already presented mammals behaviors compared to vegetative structure (ARROYO-RODRIGUEZA et al., 2007; CATLING & BURT, 1995). For instance, *Pecari tajacu* was negatively associated with low basal area of fruiting trees, indicating low productivity of these trees and, consequently, few available resources (THORNTON; BRANCH; SUNQUIST, 2011). Occupational patterns of *Cuniculus paca*, *Didelphis marsupialis*, *Odocoileus virginianus* and *Eira Barbara* were negatively associated with basal area of small trees, which could indicate difficulty of moving and foraging in these areas (THORNTON; BRANCH; SUNQUIST, 2011). Based on these studies and the fact that the occurrence of mammals can be influenced by tree fructification, we can assume the negative association between Itatiaia Park native mammals with mean tree basal area occurred due to the fact we did not consider only fruiting trees in this study.

Non-native mammal richness in the Upper Part of the Park was greater in higher altitudes and in forests with lower tree densities. The Upper Part of the Park, where there are the highest altitudes, is close to Itamonte neighborhoods, such as Fragária and Serra Negra. Some parts of these neighborhoods still share limits with the Itatiaia National Park, which facilitates access by domestic animals, such as dogs *C. lupus familiaris* and domestic cattle *B. taurus* (PLANO DE MANEJO, 2014). In addition, there are still residents living in this region within the park, because of the land tenure regularization issue. Many of these residents have not been paid by the government and they breed cattle for subsistence besides having pets. Furthermore, we know that wild boars *S. scrofa* prefer high altitudes due to lack of sweat glands (ALLWIN et al., 2016; BABER & COBLENTZ, 1986), important in body thermoregulation. In this study, we registered *S. scrofa* at least 1 km far from human settlements. Hunting is an activity still present in the Park (da ROSA; PINTO; JARDIM, 2018), which probably makes these animals avoid areas with human presence (MORAIS et al., 2019). Ohashi et al. (2013) examined the effect of human activities on wild boar activity patterns and found that the relative abundance of *Sus scrofa* increased the farther the settlement during the hunting season and was also greater at night, period in which a possible encounter with humans become rarer. The negative correlation between non-native mammals and tree density could be explained because of the change in vegetation phytophysognomy in the Itatiaia Park with the increase in altitude, from forest to native grasslands (PLANO DE MANEJO, 2014),

this way the higher the altitude the less tree densities forests. The non-occurrence of non-native mammals in the Lower Part may be related to the type of occupation being mainly by cottages, visited by family and friends during weekends, holidays and vacation and because the Park's administration located there controls the entrance of domestic animals in this area (da ROSA et al., 2014; PLANO DE MANEJO, 2014).

The presence of domestic dogs *C. lupus familiaris* has been reported in numerous other protected areas, as in the Itatiaia Park (CARVALHO et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2008; PASCHOAL et al., 2012; PASCHOAL et al., 2016; PASCHOAL et al., 2018; SILVA et al., 2018). Even though the records of domestic dog in this study were low, the effects of few individuals can be catastrophic (TABORSKY, 1988). Overall, the negative impacts these animals can have on wildlife are through predation (OLIVEIRA et al., 2008; RITCHIE et al., 2014), behavioral changes (BANKS & BRYANT, 2007; ZAPATA-RIOS & BRANCH, 2016), competition (VANAK et al., 2014), hybridization (BASSI et al., 2017; BERGMAN; BRECK; BENDER, 2009), harassment (WESTON & SRANKOWICH, 2014) and disease transmission (FURTADO et al., 2016). During our study, we found several residents' houses with their domestic dogs indoors, which was a surprise, as most dog owners allow them to walk freely (GOMPPER, 2014; SILVA-RODRIGUEZ & SIEVING, 2011). Even so, as camera-traps have recorded some free-ranging dogs in the forest, population needs to be aware of the consequences these animals can have on the Itatiaia National Park's wildlife if they are released. In addition to population consciousness, other measures such as vaccination and neutering could diminish the harm of free-ranging dogs to native communities (LACERDA, TOMAS & MARINHO-FILHO, 2009).

Another non-native mammal registered in the camera-traps was the domestic cattle *B. taurus*. Domestic cattle have been identified as a major cause of extinction of native plants and animals (GUREVITCH & PADILLA, 2004). This is because the introduction of large herbivores into an environment imposes a new herbivore regime, especially due to different dietary patterns and body size (HOBBS & HUENNEKE, 1992), as well as degrading habitat due to grazing and trampling (GUREVITCH & PADILLA, 2004). The impacts of domestic livestock can be negative, positive or neutral, but with a tendency to negative impacts on vegetation (MAZZINI; RELVA; MALIZIA, 2018). Ballari et al. (2020) studied the impacts caused by the interaction of cattle and wild boar and each one separately on a Patagonian forest. They found that places where cattle

were alone the impacts were higher than the impacts caused by wild boars alone or in places where both were present. Thus, in each case, it is necessary a study to verify the relationship of domestic livestock in their environment. In the Park they are free-ranging, which can be even more disastrous, since the impacts they have on the native community of Itatiaia National Park are not known.

CONCLUSION

The present study showed a great diversity of species found in the Itatiaia National Park, but also revealed the presence of non-native species, a potential threat to the native biodiversity. This highlights the importance of controlling non-native species for preserving the conservation unit for maintaining native biodiversity.

Regarding the richness of both native and non-native domestic mammals, we saw that in the Itatiaia Park they are mainly influenced by altitude. This information is relevant because it may support future studies for the preservation of native animals as well as the management of species. In addition, information on the presence and absence of non-native species is of utmost need for decision-making regarding management actions within the park, since resources for such actions are scarce.

It is noteworthy that some non-native mammals already reported for the Itatiaia Park, such as marmosets and mice, were not recorded due to the type of methodology used, but it does not mean that they are not present there. The same happened with the fact of not having records of non-native species in the Lower Part by camera-traps. It does not mean there are no non-native mammals there, because we heard by locals that they had already seen some domestic mammals, such as dog and cats there. However, based on our data with non-native mammals in the Upper Part, Ziller et al. (in review) made a management prioritization of non-native species using the Itatiaia Park as a case study. We agree with them, and for this, we strongly recommend the management of the cattle and the dogs in the Upper Part first, and then the management of wild boars. Our study's data are of great relevance, because its data will be used in the implementation of a non-native species management priority app in protected areas. This app is in the process of elaboration and will have its first prototype made for the species from the Itatiaia National Park.

REFERENCES

- ABBA, A.M. & SUPERINA, M. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. *Edentata*, v. 11, n. 2, p. 135-184, 2010.
- AHUMADA et al. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 366, n.1578, p. 2703 – 2711, 2011. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- ALLWIN et al. The Wild Pig (*Sus scrofa*) Behavior – A Retrospective Study. *J Veterinar Sci Techno*, v. 7, n. 333, 2016. doi:10.4172/2157-7579.1000333
- ALMEIDA, S.M. & JESUS, S. Predação do sabiá-gongá *Saltator coerulescens* (Thraupidae) e do pardal *Passer domesticus* (Passeridae) por gato doméstico *Felis catus* (Carnivora: Felidae). *Atualidades Ornitológicas*, n. 175, 2013.
- ARNFIELD, A.J. Enciclopaedia Britannica. Koppen Climate Classification. Available in: <https://www.britannica.com/science/Koppen-climate-classification>. Accessed on 16 Sep. 2019.
- ARROYO-RODRÍGUEZ et al. The influence of large tree density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rain forest fragments. *Biotropica*, v. 39, n. 6, p. 760-766, 2007.
- AXIMOFF, I.; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F.A. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no Estados do Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, v.19, n.1, p. 215-231, 2015.
- BABER, D.W. & COBLENTZ, B.E. Density, home range, habitat use, and reproduction in feral pigs on Santa Catalina Island. *Journal of Mammalogy*, v. 67, n. 3, p. 512-525, 1986.
- BALLARI et al. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. *Biological Invasions*, 2014. DOI 10.1007/s10530-014-0818-7
- BANKS, P.B. & BRYANT, J.V. Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters*, v. 3, p. 611–613, 2007. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2007.0374>.
- BARTON, K. Package ‘MuMIn’. Available in: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>. Accessed on 11 Feb. 2020.
- BASSI et al. Trophic overlap between wolves and free-ranging wolf×dog hybrids in the Apennine Mountains, Italy. *Global Ecology and Conservation*, v. 9, p. 39–49, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.11.002>.
- BATES et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, v., 67, n. 1, p. 1-48, 2015, <[doi:10.18637/jss.v067.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01)>.

BELLARD, C.; CASSEY, P. & BLACKBURN, T.M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology Letters**, v. 12, 20150623. 2016a. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.

BELLARD, C.; GENOVESI, P. & JESCHKE, J.M. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, 2016b. doi:10.1098/rspb.2015.2454.

BERGMAN, D.; BRECK, S. & BENDER, S. Dogs gone wild: feral dog damage in the United States. *In*: Boulanger, J.R. (Ed.), Proceedings of the 13th Wildlife Damage Management Conference, p. 177–183 (Saratoga Springs), 2009.

BIEDRZYCKA, A.; SOLARZ, W. & OKARMA, H. Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 5, p. 1331-1341, 2012.

BLACKBURN et al. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. **Science**, v. 305, 2004.

BLACKWELL, G.L. Another World: The composition and consequences of the Introduced Mammal fauna of New Zealand. **Australian Zoologist**, v. 33, n. 1, p. 108–118, 2005. doi:10.7882/AZ.2005.008.

BROWN, J.H. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, p. 101-109, 2001.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, v. 2, p. 49-97, 2002.

CARVALHO et al. Temporal activity of rural free-ranging dogs: implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **NeoBiota**, v. 45, p. 55-74, 2019.

CASSANO, C.R.; BARLOW, J.; PARDINI, R. Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. **Biological Conservation**, v. 169, p. 1 – 22, 2014 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>

CATLING, P.C. and BURT, R.J. Studies of the ground-dwelling mammals of eucalypt forests in Southeastern New South Wales: the effect of habitat variables on distribution and abundance. **Wildlife Research**, v. 22, p. 271-288, 1995.

CHARLES, H & DUKES, J.S. Impacts of invasive species on ecosystem services. *In*: NENTWIG, W. **Biological Invasions**. Springer, 2007. p. 217-235.

CLOUT, M.N. & RUSSELL, J.C. The invasion ecology of mammals: a global perspective. **Wildlife Research**, v. 35, p. 180–184, 2008. doi:10.1071/WR07091.

COLWELL, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. – User’s Guide and application. Available at <http://purl.oclc.org/estimates>. Accessed on 07 Jan. 2020.

CRUZ et al. Cats under cover: Habitat models indicate a high dependency on woodlands by Atlantic Forest felids. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 266 – 278, 2019. <https://doi.org/10.1111/btp.12635>

CUARÓN et al. 2016. *Eira barbara*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T41644A45212151. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41644A45212151.en>. Accessed on 08 Jan. 2020.

CUDA et al. Competition among native and invasive *Impatiens* species: the roles of environmental factors, population density and life stage. **AoB PLANTS**, v. 7, plv033, 2015, doi:10.1093/aobpla/plv033.

CUSICK, P. *Didelphis aurita*. Animal Diversity Web – University of Michigan. Available at: https://animaldiversity.org/accounts/Didelphis_aurita/. Accessed on 08 Jan. 2020.

da ROSA et al. Diferença nas comunidades de mamíferos de médio e grande porte entre duas áreas do Parque Nacional do Itatiaia. In: Congresso Brasileiro de Mastozoologia, 7, 2014, Gramado. **Anais...** Gramado, 2014, 233-234.

da ROSA, C.A. Mamíferos exóticos invasores no Brasil: situação atual, riscos potenciais e impactos da invasão de porcos selvagens em florestas tropicais. 2016. 160p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

da ROSA et al. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, 2017. DOI 10.1007/s10530-017-1423-3.

da ROSA, C.A.; PINTO, I.A. & JARDIM, N.S. Controle do javali na Serra da Mantiqueira: um estudo de caso no Parque Nacional do Itatiaia e RPPN Alto Montana. **Biodiversidade Brasileira**, v. 8., n. 2, p. 285-303, 2018.

de OLIVEIRA et al. 2016. *Leopardus guttulus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T54010476A54010576. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T54010476A54010576.en>. Accessed on 08 Jan. 2020.

DIAS et al. Human activities influence occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 1 – 13, 2018. <https://doi.org/10.1111/btp.12628>

DILLON, A. & KELLY, M.J. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. **Journal of Zoology**, v. 275, p. 391-398, 2008.

DIMITRAKOPOULOS et al. Factors shaping alien plant species richness spatial patterns across Natura 2000 Special Areas of Conservations of Greece. **Science of the Total Environment**, v.601-602, p. 461-468, 2017.

DOHERTY et al A continental-scale analysis of feral cat diet in Australia. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 5, p. 964–975, 2015.

DOHERTY et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **PNAS**, v. 113, n. 40, 2016.

DONADIO et al. Activity patterns, home range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. **Mammalia**, v. 65, n. 1, p. 49-54, 2001.

DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

EARLY et al. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. **Nature Communications**, v. 7, 12485, 2016. DOI: 10.1038/ncomms12485.

EMMONS, L.H. Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2nd ed. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 307p, 1997.

FONSECA, G.A.B. & ROBINSON, J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265-294, 1990.

FURTADO et al. Exposure of free-ranging wild carnivores and domestic dogs to canine distemper virus and parvovirus in the Cerrado of central Brazil. **EcoHealth**, v. 13, p. 549-557, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-016-1146-4>.

GANTCHOFF, M.G.; BELANT, J.L. & MASSON, D.A. Occurrence of invasive mammals in southern Nohuel Huapi National Park. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 48, n. 3, p. 175-182, 2013.

GEISE et al. Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 599-612, 2004.

GELDMANN et al. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, v. 161, p. 230-238, 2013.

GOMPPER, M. E. The dog-human-wildlife interface: assessing the scope of the problem. P. 9-45 in M. E. Gompper, editor. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. Oxford University Press, Oxford, UK, 2014.

GRAY et al. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. **Nature Communications**, v. 7, 2016. DOI: 10.1038/ncomms12306.

GRÖMPING, U. Relative importance for linear regression in R: the package relaimpo. **Journal of Statistics Software**, v. 17, n. 1, 2006.

GUREVITCH, J. & PADILLA, D.K. Are invasive species a major cause of extinctions? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, p. 470-474, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>

HARRIS, D.B. & MACDONALD, D.W. Interference competition between introduced black rats and endemic Galápagos rice rats. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2330-2344, 2007.

HELGEN, K. & SCHIAFFINI, M. 2016. *Galictis cuja*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T41639A45211832. Available at:

<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41639A45211832.en>. Accessed on 08 Jan. 2020.

HERSHKOVITZ, P. Mammals of northern Colombia. **Smithsonian Institution US National Museum**, v. 100, n. 3265, p. 327-375, 1950.

HOBBS, R. & HUENNEKE, L. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, v. 6, p. 324–337, 1992.

ICMBIO. Parque Nacional do Itatiaia tem 51% de área regularizada. Available from <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/7972-parque-nacional-de-itatiaia-atinge-51-de-area-regularizada>. Accessed on 30 Mar. 2020.

JAKSIC, F. M. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1427-1445, 1998.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, Lund, v. 69, p. 373–386, 1994.

KASPER, C.B.; SCHNEIDER, A. and OLIVEIRA, T.G. Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 228-232, 2016.

KÖPPEN, W. **Das geographischa System der Klimate**. In: Köppen W, Geiger R (eds) *Klimatologie*. Gebr, Borntraeger, Germany, pp. 144, 1936.

LACERDA, A.C.R.; TOMAS, W.M. & MARINHO-FILHO, J. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park: interactions with native mammals. **Animal Conservation**, v. 12, p. 477-487, 2009.

LESSA et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Natureza e Conservação**, v. 14, p. 46-56, 2016.

LINDEMANN, R.H.; MERENDA, P.F. & GOLD, R.Z. *Introduction to Bivariate and Multivariate Analysis*. Scott, Foresman, Glenview, IL, 1980.

LONG, J. L. **Introduced mammals of the world: their history distribution and influence**. Collingwood: CSIRO, 2003.

LYRA-JORGE et al. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 53, n. 3, p. 359 – 368, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0324-x>

MALDONADO-COELHO et al. The invasive species rules: competitive exclusion in forest avian mixed-species flocks in a fragmented landscape. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 25, n. 1, 2017.

MATTOS, A.J.S.S. *Uso de alimentos alternativos na criação da paca (Cuniculus paca)*. 2015. 59f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2015.

MAZZINI, F.; RELVA, M.A. & MALIZIA, L.R. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. **Plant Ecology**, v. 219, p. 913–925, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0846-y>

MCKINNEY, M.L. Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads in the number of alien plant species in protected areas in the USA. **Diversity and Distributions**, v. 8, p. 311-318, 2002.

MERINO, M.L.; CARPINETTI, B.N. & ABBA, A.M. Invasive mammals in the National Parks System of Argentina. **Natural Areas Journal**, v. 29, n. 1, p. 42-49, 2009.

MERRICK, M.J.; KETCHAM, S.L. & KOPROWSKI, J.L. *Sciurus ignitus* (Rodentia: Sciuridae). **Mammalian Species**, v. 46, n. 915, p. 93-100, 2014.

MICHALSKI et al. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. **Mammalia**, p. 52-57, 2006.

MILLS et al. Maximizing camera trap data: using attractants to improve detection of elusive species in multi-species surveys. **PLoS ONE**, v.14, n. 5, 2019. DOI: [10.1371/journal.pone.0216447](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216447)

MITCHELL, K. Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method. Geneva, Hobart and William Smith Colleges, Department of Mathematics and Computer Science: 34, 2007.

MORAIS et al. Factors affecting space use by wild boars (*Sus scrofa*) in high-elevation tropical forests. **Canadian Journal of Zoology**, v. 97, p.971-978, 2019. [dx.doi.org/10.1139/cjz-2019-0130](https://doi.org/10.1139/cjz-2019-0130)

MOREIRA et al. Small mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Southeastern Brazil: species composition and elevational distribution. **Arquivo do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v. 67, n.1-2, p. 103-118, 2009.

OHASHI et al. Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. **European Journal of Wildlife Research**, v. 59, p. 167-177, 2013.

OLIVEIRA et al. Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.25, n. 2, p. 376-378, 2008.

OLIVEIRA, T.G.; ALMEIDA, L.B. & CAMPOS, C.B. Avaliação do risco de extinção da jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 66-75, 2013.

OLIVEIRA, C.F.; ROSA, C.A. & PASSAMANI, M. Home range and shelter preferences of marsupial *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) in a fragmented area in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 79, n. 2, p. 237-240, 2015.

PAINI et al. Global threat to agriculture from invasive species. **PNAS**, v. 113, n. 27, p. 7575-7579, 2016.

PARSONS et al. The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. **Biological Conservation**, v. 203, p. 75-88, 2016.

PASCHOAL et al. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, p. 67-76, 2012. DOI 10.1515/mammalia-2012-0501.

PASCHOAL et al. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use. **Ecosphere**, v. 7, n. 10, 2016.

PASCHOAL et al. Anthropogenic disturbances drive domestic dog use of Atlantic Forest protected areas. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-14, 2018.

PEREIRA, A.A. Mamíferos de médio e grande porte na APA Pandeiros: inventário e estrutura da comunidade. 2017. 71f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.

PINHO, F.F.; FERREIRA, G.B. & PAGLIA, A.P. Influence of vegetation physiognomy, elevation and fire frequency on medium and large mammals in two protected areas of the Espinhaço Range. **Zoologia**, v. 34, 2017. DOI: 10.3897/zoologia.34.e11921.

PLANO DE MANEJO. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia**. 2014. Available in: <http://www.icmbio.gov.br/portal/component/content/article?id=2181:parna-do-itatiaia>. Accessed on 16 Sep. 2019.

RAYNER et al. Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. **PNAS USA**, v. 104, n. 52, p. 20862–20865, 2007.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R: **A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015.

RITCHIE et al. Dogs as predators and trophic regulators. p. 55–65 in M. E. Gompper, editor. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. Oxford University Press, Oxford, UK, 2014.

SAKANE, K.K.; PERCEQUILLO, A.R. and SETZ, E.Z.F. Community of small mammals along an elevational gradient in Biological Reserve of Serra do Japi, municipality of Jundiaí-SP, Brazil. **Austral Ecology**, v. 44, p. 1236-1244, 2019.

SAMPAIO et al. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 2421-2439, 2010. DOI 10.1007/s10531-010-9848-3

SILVA et al. Who let the dogs out? Occurrence, population size and daily activity of domestic dogs in an urban Atlantic Forest reserve. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 228-233, 2018.

SILVA-RODRIGUEZ, E.A. & SIEVING, K.E. Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. **Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 808-815, 2011.

SRBEK-ARAUJO, A. C., and CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamento. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 647-656, 2007.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; SILVEIRA, L. F.; CHIARELLO, A. G. The red-billed curassow (*Crax blumenbachii*): social organization, and daily activity patters. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, n. 2, p. 321-327, 2012.

SZABO et al. Global patterns and drivers of avian extinctions at the species and subspecies level. **PLoS ONE**, v. 7, n. 10, e47080, 2012. doi:10.1371/journal.pone.0047080.

TABORSKY, M. Kiwis and dog predation; observations at Waitangi State Forest. **Notornis**, v. 35, p. 197–202, 1988.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C and SUNQUIST, M.E. The relative influence of habitat loss and fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 2324-2333, 2011.

UNIVERSITY OF NEW HAMPSHIRE. Version 1.0.4. 2018. Cellphone App.

VALE, C.A. Distribuição e potencial de invasão do sagui *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy, 1812) no território brasileiro. 2016. 53p. Dissertação (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2016.

VANAK et al. Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. *In*: Gompper, M.E. (Ed.), **Free-Ranging Dogs & Wildlife Conservation**. Oxford University Press, Oxford, p. 69–93, 2014.

VEBLEN et al, T. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park. **Conservation Biology**, v. 6, p. 71-83, 1992.

VILÀ et al. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, n. 3, p.135-144, 2010. doi:10.1890/080083.

WESTON, M.A. & STANKOWICH, T. Dogs as agents of disturbance. *In*: Gompper, M.E. (Ed.), **Free-Ranging Dogs & Wildlife Conservation**. Oxford University Press, Oxford, p. 94–116, 2014.

WHITWORTH, A.; BEIRNE, C.; HUARCAYA, R.P.; WHITTAKER, L.; ROJAS, S.J.S.; TOBLER, M.W. & MACLEOD, R. Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. **Biodiversity Research**, v. 25, p. 1166-1178, 2019. DOI: 10.1111/ddi.12930

WICKAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.

WIERZBOWSKA et al. Free-ranging domestic cats reduce the effective protected area of a Polish national park. **Mammalian Biology**, v. 77, p. 204-210, 2012.

WYATT et al. Historical mammal extinction on Christmas Island (Indian Ocean) correlates with introduced infectious disease. **PLoS One**, v. 3, n. 11, p. e3602–e3609, 2008.

YAKANDAWALA, D. & YAKANDAWALA, K. Hybridization between native and invasive alien plants: an overlooked threat to the biodiversity of Sri Lanka. **Ceylon Journal of Science, Biological Sciences**, v. 40, n. 1, p. 13-23, 2011.

ZANZINI et al. Roadkills of medium and large-sized mammals on highway BR-242, Midwest Brazil: a proposal of new indexes for evaluating animal roadkill rates. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 248-257, 2018.

ZAPATA-RIOS, G. & BRANCH, L.C. Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. **Biological Conservation**, v. 193, p. 9–16, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.016>.

ZHANG, Z. & WANG, L. Relative Importance of Predictors – Advanced Statistics Using R. Available on <https://advstats.psychstat.org/book/mregression/importance.php>. Accessed on 25 Mar. 2020.