



Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciência Biológicas

Departamento de Biologia Geral



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

Paloma Marques Santos

Ocupação de habitat em florestas re-emergentes: o caso da Preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*, Illiger 1811) em fragmentos de Mata Atlântica no Espírito Santo.

Belo Horizonte – MG

Março 2015

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciência Biológicas
Departamento de Biologia Geral
Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre

Paloma Marques Santos

Ocupação de habitat em florestas re-emergentes: o caso da Preguiça-de-coleira
(*Bradypus torquatus*, Illiger 1811) em fragmentos de Mata Atlântica no Espírito
Santo.

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós Graduação em
Ecologia, Conservação e Manejo da
Vida Silvestre da Universidade
Federal de Minas Gerais como pré-requisito na
Obtenção do título de Mestre

Orientador: Prof. Dr. Adriano Pereira Paglia

Belo Horizonte – MG

Março 2015

“(...) A vida nem sempre é uma questão de manter boas cartas, mas às vezes, de jogar bem com uma mão fraca.”

“(...) A verdadeira função do homem é viver, não existir. Eu não gastarei os meus dias a tentar prolongá-los. Usarei o meu tempo.”

Jack London

Agradecimentos

Se me questionassem a 4 anos atrás se eu seguiria na pesquisa biológica, responderia um “Não” com toda certeza. Felizmente, algumas decisões e alguns caminhos me fizeram parar aqui, com esforço, dedicação e orgulho.

Primeiramente, aquele velho e clichê agradecimentos à Deus, que me permitiu chegar aqui, que me deu luz durante essa caminhada. Igualmente, quero agradecer a Shri Mataji Nirmala Devi, mãe e rainha, que através da meditação Sahaja Yoga me deu calma, paciência, conhecimento, reflexão, criatividade, responsabilidade, satisfação e acima de tudo, amor. Namastê!

Um grande agradecimento ao professor Adriano Pereira Paglia. Mais que um orientador, um amigo. Pessoa por qual tenho grande admiração e pela qual possuo imensa inspiração para ser pesquisadora. Muito obrigada pela orientação, pela paciência com meus “xiliques” e desesperos, pelo conhecimento passado e principalmente, por ter aceitado orientar essa retirante nordestina, que chegou meio perdida em BH e que demonstrou que precisava aprender muito no mundo na pesquisa. Obrigada!

Não posso deixar de agradecer aqui a duas pessoas, que acompanharam meu crescimento e formação como bióloga. Stephen Francis Ferrari e Raone Beltrão Mendes, aqui vai meus sinceros e eternos agradecimentos.

À Ana Maria Paschoal e a Rodrigo Massara, pela GRANDE ajuda que me deram nos modelos de ocupação. A Milton César Ribeiro, por me ajudar e, acima de tudo, por me ensinar a fazer as análises de paisagem. A Adriano Chiarello, que despertou em mim a vontade de trabalhar com as preguiças, e por ter me ajudado no delineamento desse trabalho e por ter aceitado participar da banca. A Flávio Rodrigues, por ter aceitado na participação dessa banca.

Ao Projeto Muriqui, por ter me apresentado à Santa Maria de Jetibá e por ter me cedido alojamento e condições para eu realizar minhas pesquisas de campo. Em especial a Sérgio Lucena Mendes, pelos bons conselhos e conhecimentos passados, a Rogério Ribeiro, pela disponibilidade e disposição no campo, e à Luana Centoducatte pelas imagens de satélite cedidas.

À minha família, que apesar das dificuldades, me incentivaram sempre minha formação, independentemente do local, em especial à Mainha, Dona Luiza. Mulher batalhadora, amada, por qual possuo admiração eterna, por qual me inspiro sempre e amo! Aos meus queridos irmãos, Allyson e Eduardo Jr. Ao meu painho, Seu Eduardo. À Flávio, bom padraço. Às cunhadolas Clécia e à Larissa. À Flavinha, sobrinha linda, inquieta, cheia de alegria. A vocês devo agradecer sempre. Amo todos vocês!

A minha querida equipe de campo: Futriquinha, Ellen, Eloá, Lucas, Vivi e Naíla. Aos donos de cada matinha visitada, em especial aos Seicks, aos Espíndolas, aos Bergers, Reblins, Begarmaschi, e Schmith.

Aos meus amigos em Aracaju, que mesmo com a distância, me enchem de carinho e amor, sempre. São muitos e se eu citar aqui, vai ser uma dissertação inteira. A todos vocês, um obrigada bem grande. Sempre em meu coração.

A Belo Horizonte e tudo que essa linda cidade me proporcionou. A todo mundo da Pós em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, pela ajuda sempre. Em especial, aos meus queridos amigos da pós e do curso de campo. A Vila Parentoni, por ter me proporcionado momentos tão bons e únicos e a todos os amigos que fiz nesse ambiente.

Não posso deixar de agradecer aqui às minhas duas coleguinhas de ap. Não só coleguinhas, mas amigas, irmãs. Alice e Jana, vocês não têm ideia (ou têm) de como suas pessoinhas são especiais pra mim. Obrigada por todos os momentos bons e ruins. Am'ocês!

Aos meus bichinhos lindos, que me dão carinho e amor: Frido e Alf. Obrigada pelos momentos de descontração e alegria!

A todos os meus amigos de BH – em especial a Kele, Gabi, Micka, Mat, Patilda - que não me deixaram sentir falta de casa. Ao Bombos de Iroko, pelo peso do Maracatu. Aos the Back Ones pelos bons momentos de rock. À Nação Zumbi, Cordel do fogo encantado, Jorge ben Jor, Tim Maia, Pearl Jam, Warpaint, Sleater Kinney, Eddie e todos eles que me deram bons momentos musicais.

Não dá pra citar todo mundo, se não vou fazer uma dissertação só de agradecimento. Assim, agradeço a todos que ajudaram de uma forma ou de outra nessa minha formação.

Sumário

Lista de Tabelas e Figuras	7
Resumo	8
Abstract	9
1 - Introdução	10
2 – Métodos	14
<i>2.1 – Área de Estudo</i>	<i>14</i>
<i>2.2 – Delineamento amostral</i>	<i>15</i>
<i>2.3 – Dados espaciais e temporais.....</i>	<i>19</i>
<i>2.4 - Seleção das variáveis.....</i>	<i>21</i>
<i>2.5 – Estimativas de ocupação e detecção e seleção de modelos</i>	<i>22</i>
3 – Resultados	25
<i>3.1 - Características gerais da paisagem e dos habitats</i>	<i>25</i>
<i>3.2 - Modelagem de ocupação.....</i>	<i>29</i>
4 – Discussão	36
5 – Conclusões.....	42
6 - Referências Bibliográficas.....	43
Apêndices	53

Lista de Tabelas e Figuras

Figura 1: Remanescentes de Mata Atlântica na área de estudo no município de Santa Maria de Jetibá, Estado do Espírito Santo, Brasil, 2014.	15
Figura 2: Esquema demonstrativo do método utilizado para coletar dados de ocorrência e das variáveis de habitat.....	17
Figura 3: Representação do Método de Cazal para a quantificação da abertura da copa.	18
Tabela 1: Variáveis de habitat coletadas nas estações de amostragem nos fragmentos florestais da área de estudo.	19
Tabela 2: Variáveis escolhidas para as análises e suas respectivas respostas.....	21
Figura 4 – Análise de componentes principais para as variáveis de habitat nas 33 estações de amostragem no município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brazil.....	26
Tabela 3: Características gerais das unidades amostrais em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil.	28
Figura 5: Frequência das classes de uso e ocupação do solo na paisagem da área de estudo, município de Santa Maria do Jetibá, Espírito Santo, Brasil.....	28
Tabela 4: Resumo do procedimento de seleção de modelo para analisar se a população é fechada ou aberta.	29
Figura 6: Mapa com as características gerais da região de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil.....	30
Tabela 5: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis locais, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de detecção.....	31
Tabela 6: Resumo do procedimento de seleção de modelo para as variáveis locais, com o objetivo de verificar as variáveis que afetam a probabilidade de ocupação.....	32
Tabela 7: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis de paisagem, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de detecção.....	33
Figura 7: Probabilidade de ocupação e o valor β padronizado para as três variáveis locais explanatórias.	34
Tabela 8: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis de paisagem, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de ocupação.....	35
Figura 8: Probabilidade de ocupação da <i>B.torquatus</i> no município de Santa Maria de Jetibá, ES, em função da disponibilidade de borda.	36

Resumo

Estudar padrões de ocupação é essencial para entender as estratégias ecológicas das espécies. Nosso principal objetivo foi identificar variáveis que possam influenciar na ocupação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) em fragmentos de Mata Atlântica re-emergentes. O estudo foi realizado em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil. Selecionamos 33 estações de coleta em toda paisagem, com 500 m de distância entre elas e amostradas cinco vezes, a fim de verificar a presença ou ausência da espécie e de coletar dez variáveis locais. Aplicamos dois *moving windows* – de 500m e de 1000m - em cada estação de coleta, para realizar as análises de paisagens. Escolhemos dez variáveis – seis locais e 4 de paisagem – dentre as 25 geradas para a realização das estimativas de ocupação. Calculou-se o modelo dinâmico e o *median c-hat* com o intuito de testar os pressupostos de população fechada e de pontos independentes, respectivamente. Realizamos a seleção de modelos através do Critério de Informação de Akaike. Para incrementar os resultados, calculou-se o *model averaging* e o peso acumulativo de cada preditora. A preguiça foi detectada em 48% das estações. O modelo dinâmico indica que a população é fechada ($\gamma=\epsilon=0$) e o *median c-hat* mostra uma sobredispersão dos dados (1.79). Nas duas abordagens, local e espacial, fizemos o teste *ad hoc*. Apenas variáveis locais parecem atuar como filtros ambientais, com relações positivas de Árvores Importantes, Altura do Dossel e negativas com o Índice de Complexidade de habitat, sendo que Árvores Importantes obteve o maior peso acumulativo ($w+(j) = 0.64249$). Com relação à paisagem, o modelo nulo foi o mais bem ranqueado (QAICc=78.2979), seguido da probabilidade de ocupação influenciada positivamente pela disponibilidade de borda (QAICc=79.9069). Nossos resultados mostram que a presença de árvores essenciais para a preguiça se alimentar ou repousar, além de um dossel alto são de extrema importância e que características da paisagem não influenciam nas probabilidade de ocupação, incluindo manchas secundárias, provavelmente consequência de uma paisagem com uma alta cobertura florestal (> 30%), como é o caso de Santa Maria de Jetibá. Essa é mais uma evidência da grande flexibilidade da preguiça em ocupar ambientes florestais degradados e que manchas de habitat de crescimento secundário são importantes para estratégias de conservação da espécie.

Palavras-chave: *preguiça-de-coleira, florestas secundárias; modelagem de ocupação; Mata Atlântica re-emergente;*

Abstract

The study of occupancy patterns is essential to understand species ecological strategies. Our main goal was identify variables that could influence the maned sloth (*Bradypus torquatus*) occupancy in re-emerging Atlantic forest fragments. We conducted the research in the municipality of Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brazil. We selected 33 points distributed in all landscape, distant 500 m and we plotted two perpendicular trails. We conducted five surveys to verify the presence or absence of the species and collect ten local variable data. We performed two moving windows – 500m and 1000m – at each sampling station in order to perform the landscape analysis. We choose ten of the 25 variables generated to conduct the occupancy estimates. We calculated the dynamic model and the median \hat{c} to test the assumptions of closed population and independent points. We performed the model selection using the Akaike Information Criteria. To increment the results, we calculated the model averaging and the accumulative weight. We detected the sloth in 48% of points. The dynamic model indicates the population is closed ($\gamma=\varepsilon=0$) and the median \hat{c} shows a data overdispersion (1.79). In both approaches, we used the *ad hoc* tests. Only local variables act as environmental filters, with positive associations with the important trees and canopy high and negative with the Habitat Complexity Index (ICH), whereas IT had the higher accumulative weight ($w_{+}(j) = 0.64249$). With regard to landscape, the Null model was the better-ranked model (QAICc=78.2979), following by the edge disponibility (QAICc=80.584), with a positive association. Our results demonstrated that the presence of essentials trees to food and rest are extremely, in addition to high canopy are very important to sloths and landscape traits have no influence in sloths occupancy, included the regrowth patches, probably consequence of a landscape with a high forest cover (> 30%) such as Santa Maria de Jetibá. This is a very important evidence that the sloth are flexible in occupy degraded environments and that the secondary growth forest are important to species's conservation projects.

Key-words: *Maned-sloth, secondary forests; occupancy estimates; re-emerging Atlantic forest*

1 - Introdução

Os padrões de distribuição de espécies e suas preferências de habitat são algumas das principais questões em Ecologia e vêm ganhando força nos últimos anos, principalmente pela importância para o manejo de espécies e conservação da biodiversidade, diante da intensa transformação de paisagens naturais em enormes áreas de plantio, criação pecuária, estradas e aglomerados urbanos (Gascon *et al.* 1999, Becker *et al.* 2004, Mayaux *et al.* 2005, Laurence & Peres 2006, Putz *et al.* 2011). A configuração atual da maioria dos ambientes naturais corresponde a manchas de vários tamanhos e formas, circundadas por uma matriz heterogênea (Gascon *et al.* 1999, Ricketts 2001, Metzger 2001, Mayaux *et al.* 2005, Laurence 2008, Ribeiro *et al.* 2009). Essa nova formação resulta em habitats hostis para várias espécies e pode interromper diversos processos ecológicos e demográficos, como polinização, dispersão e fluxo gênico, principalmente quando se trata de espécies mais sensíveis a mudanças em seu habitat (Ricketts 2001, Laurence & Vasconcelos 2009, Metzger *et al.* 2009, Putz *et al.* 2011). Porém, para uma variedade de espécies, a matriz heterogênea não significa uma barreira completa, e os mínimos fluxos que nela ocorrem garantem a manutenção das populações (Andren 1994, Witt & Huntly 2001; Hudgens & Haddad 2003, Ries & Debinski 2001; Rodríguez *et al.* 2001, Castellón & Sieving 2006). Tais evidências mostram a importância de estudos que envolvam configuração ambiental e dinâmica de paisagem, visto que cada grupo responde de uma forma diferente (Andren 1994, Gascon *et al.* 1999, Ricketts 2001, Castellón & Sieving 2006).

Com a industrialização das cidades, um número grande de pessoas tem abandonado suas terras no campo para trabalhar em grandes centros urbanos (Mather & Needle 1998, Rudel *et al.* 2000, 2010). O resultado é a regeneração de grandes porções de matas (Batista & Rudel 2006, Lira *et al.* 2012, Rudel *et al.* 2000, 2010), fenômeno

que Mather (1992) chamou de transição florestal. Nesse contexto encontra-se a Mata Atlântica. Depois de anos de intensa exploração, o que resta do bioma no Brasil varia de 11,4% à 16% de cobertura (Ribeiro *et al.* 2009), distribuídos, em sua maioria, em pequenos fragmentos, descontínuos e separados por um mosaico de paisagens degradadas (Ranta *et al.* 1998, Arruda & Nogueira de Sá 2004, Ribeiro *et al.* 2009). O bioma é classificado como um *hotspot* para a conservação da biodiversidade mundial (Myers *et al.* 2000), e é possível identificar um aumento de cobertura florestal em alguns locais: cerca de 50% dessas manchas são compostas por florestas secundárias em estágios iniciais de sucessão (Metzger *et al.* 2009; Ribeiro *et al.* 2009). Essas recentes formações florestais podem ser tão importantes quanto as florestas pioneiras e avançadas, no que diz respeito à conservação da biodiversidade (Ferreira 1997, Dunn 2004, Laurence 2005, Lira *et al.* 2012). Sua estrutura se modifica no tempo e espaço, resultando em diversas condições ambientais que favorecem diferentes e numerosas espécies da fauna e da flora (Ferreira 1997). Gibson *et al.* (2011), em uma revisão sobre as matas prístinas, identificou que grande parte dos trabalhos consultados relatam que mamíferos respondem bem às florestas secundárias, utilizando-as com frequência. Em estudo feito na Malásia com câmeras-trap, MacShea *et al.* (2009) verificaram a importância de florestas secundárias para 25 espécies de mamíferos, incluindo os de grande porte, como o vulnerável Urso-malaio (*Helarctos melayanus*). Por outro lado, muitas espécies sensíveis – como grande parte das aves - necessitam da estabilidade, maturidade e complexidade de florestas prístinas para sobreviver (Gibson *et al.* 2011).

A preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae), é um mamífero arborícola endêmico de áreas de Mata Atlântica nos estados de Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Hirsch & Chiarello 2012). Permanece em repouso grande parte de seu tempo e possui baixas taxas metabólicas (Nagy &

Montgomery 1980), devido a sua dieta, que consiste em folhas e brotos (Montgomery & Sunquist 1975, Chiarello 1998b, Cassano 2011). Possui alta vulnerabilidade a derrubada de florestas e a queimadas, pois em função do metabolismo lento, permanece imóvel nas árvores (Oliver & Santos 1991, Chiarello *et al.* 2004), além de ser frequentemente vítima de atropelamento e de ataques de outros mamíferos de médio e grande porte (Vaughan *et al.* 2007, Cassano *et al.* 2011). Tais fatores, associados a uma restrita distribuição (Chiarello 1998a, Chiarello *et al.* 2004, Cassano *et al.* 2011) tornam essa espécie ameaçada, enquadrada na categoria de vulnerável da IUCN (Chiarello & Moraes-Barros 2014). Para a preguiça, a presença de um dossel alto e conectado possui larga importância, por ser estritamente arborícola e por não possuir habilidade de pular entre as árvores, como as espécies de primatas (Chiarello 1998b, Cassano *et al.* 2011). Manchas florestais conectadas a outras estruturalmente – através de áreas de cultivos diversos, como de cacau ou café, ou através de reflorestamento homogêneo, como os eucaliptais (Vaughan *et al.* 2007, Cassano 2006, Cassano *et al.* 2011) – ou funcionalmente – através de *stepping stones* (Ricketts 2001, Fahrig 2003, Boscolo *et al.* 2008), são preferíveis pela espécie, visto que torna-se menos vulnerável em seus eventos de descida ao solo e dispersão (Cassano 2006).

As preguiças possuem baixa detectabilidade em seu ambiente natural, consequência principalmente de suas características comportamentais e de seu hábito arborícola (Chiarello 2008). Estas características dificultam trabalhos que abordem parâmetros demográficos, e assim, pesquisas nessa área são escassas e incipientes (Montgomery & Sunquist, 1975, Queiroz 1995, Taube *et al.* 1999, Cassano 2006, Chiarello 2008, Dias 2008), e podem requerer o dobro de esforço ou resultar em grandes falhas na amostragem (MacKenzie *et al.* 2006). Os estudos com modelagem de ocupação surgem, assim, como uma alternativa para avaliar o status de conservação

atual da espécie diante das recentes transformações ambientais. A modelagem de ocupação avalia a proporção da área, de fragmentos ou de unidades de amostra que é ocupada corrigida pela detecção imperfeita ou falsa ausência, *i.e.*, a espécie pode estar lá, mas não foi possível detectá-la (MacKenzie *et al.* 2002; Tyre *et al.* 2003; MacKenzie *et al.* 2006). Estudos de ocupação demandam menos energia que aqueles empregados para estimar abundância, tornando-se bastante viáveis para espécies raras e difíceis de detectar em seu habitat (MacKenzie *et al.* 2004, 2005, 2006), podendo relacionar a ocupação do fragmento com suas características, como tamanho, distância ao mais próximo ou inclinação do relevo (MacKenzie *et al.* 2006).

Identificar e entender fatores da paisagem que possam influenciar na ocupação das espécies e de como elas se comportam tornou-se crucial na atual realidade. Os estudos que relacionam características da paisagem com a ocupação de populações, ou até de comunidades, incluem filtros ambientais como florestas degradadas (Couturier *et al.* 2014, Carrillo-Rubio *et al.* 2014), florestas primárias ou secundárias (Dunn 2004, Barlow *et al.* 2007, McShea *et al.* 2009), conectividade de fragmentos e a permeabilidade da matriz (Gascon *et al.* 1999, Anderson *et al.* 2007, Martesen *et al.* 2008, Prevedello & Vieira 2010).

O principal objetivo desse trabalho foi avaliar as estratégias ecológicas da preguiça-de-coleira com relação a possíveis preferências de habitat. Considerando que a presença da espécie em um fragmento florestal pode estar relacionada a uma combinação de fatores atuando em diferentes escalas espaciais e temporais, analisamos o efeito de variáveis locais e de paisagem sobre a ocorrência da espécie. Caso *B. torquatus* seja sensível a filtros ambientais, então esperamos que características do habitat ou da paisagem influenciem a probabilidade de ocupação nos fragmentos florestais amostrados. Além disso, esperamos que fragmentos re-emergentes ou que

tiveram significativo ganho de área em processo de regeneração florestal nos últimos 40 anos sejam preferíveis pela espécie a fragmentos primários ou secundários tardios.

2 – Métodos

2.1 – Área de Estudo

O estudo foi conduzido em fragmentos florestais de Mata Atlântica no município de Santa Maria do Jetibá (20° 1' 35"S; 40° 44' 27" W – Figura 1), região serrana localizada no centro-sul do estado do Espírito Santo. A altitude no município varia de 600 a 1200 m (Mendes 2006) e a declividade de relevo varia de 0° e 70° (Centoducatte 2008). Possui uma precipitação anual de 1290 mm, com chuvas concentradas no verão (Santos *et al.* 2012) e temperatura média anual de 20,6°C, com mínimas de 10°C e máxima de 28°C (Climate-data 2014). A formação florestal predominante no município é classificada como Floresta Perenifólia Densa, com árvores de 20 a 30 m de altura, verdes o ano inteiro (Santos *et al.* 2012).

Durante o século XIX, a região foi ocupada por imigrantes europeus, provindos da região da Pomerânia (Centoducatte 2008, Santos 2012). Aqui, estabeleceram pequenas propriedade rurais que persistem até hoje, formando um sistema de agricultura familiar bastante forte e base da economia regional (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá 2015). Até 1970, esse histórico de colonização levou a uma fragmentação da Mata Atlântica no município, tal qual acontece em toda a distribuição do bioma (Ribeiro *et al.* 2009). Porém, nos últimos 40 anos, houve um incremento nas florestas do município de aproximadamente 17%, passando para 36% de cobertura florestal, composta por matas secundárias em estágio médio e avançado de regeneração (Santos *et al.* 2012).

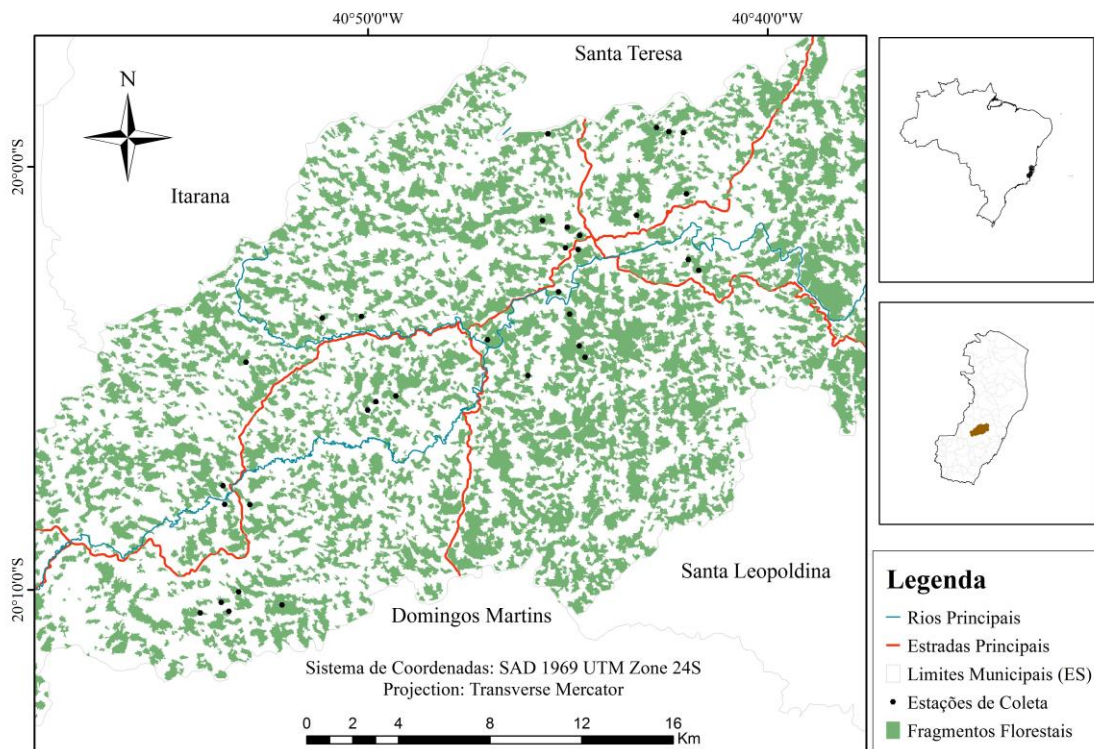


Figura 1: Remanescentes de Mata Atlântica na área de estudo no município de Santa Maria de Jetibá, Estado do Espírito Santo, Brasil, 2014.

2.2 – Delineamento amostral

Por meio de uma sobreposição de imagens da região de 1970 e de 2008 (ambas cedidas pelo Projeto Muriqui e por Luana D'Ávila Centoducatte), feita no programa *ArcGis* 10.2, nós identificamos os fragmentos que tiveram grande ou pouco aumento de área florestada durante esse período. A partir dela, selecionamos 29 fragmentos com diferentes proporções de ganho de área florestada (Apêndice 4). A seleção foi feita a partir da aleatorização de alguns pontos (10), acessibilidade e autorização prévia dos proprietários dos fragmentos, nos demais. Em cada fragmento, definimos uma estação de coleta, exceto em quatro deles em que definimos duas estações, perfazendo um total de 33 estações de coleta. Do centro de cada estação estabelecemos quatro trilhas de

100 m, perpendiculares entre si e formando uma cruz, totalizando uma área amostral de 3.14 ha (Figura 2). Para evitar dependência entre as amostras, estabelecemos as estações de coleta a uma distância mínima de 500 m entre si (Figura 2). Dois pesquisadores ficaram no local durante 1 a 2 horas e em diferentes períodos do dia – um no ponto central de estação amostral e outro se deslocando nos transectos, ambos observando o dossel da floresta em busca da espécie (Apêndice II-C). As coletas foram feitas durante a estação seca, entre abril e agosto de 2014, evitando o efeito das chuvas sobre a detectabilidade e concentrando o esforço de campo durante o período em que as preguiças são mais ativas – entre 07h e 17h (Chiarello 1998a). Ao total, amostramos cada estação de coleta para ocorrência da espécie em cinco ocasiões independentes. Em cada estação amostral, coletamos 10 variáveis de habitat (Tabela 1), selecionadas a partir da avaliação dos potenciais requerimentos de habitat da espécie e baseados em outros trabalhos envolvendo mamíferos arbóreos (August 1983, Chiarello 1998b, Chiarello 2008, Beltrão-Mendes 2010, Kajin & Grelle 2013). Medimos as variáveis de habitat no centro da estação de amostragem e em quatro outros pontos estabelecidos na metade de cada trilha (Figura 2), perfazendo, portanto, cinco pontos de medição de cada variável por estação de coleta. Em cada um dos cinco pontos, em um raio de 5 m, medimos a presença ou ausência de estratos arbóreo, estrato arbustivo, estrato herbáceo, bromélias em árvores, cipós, clareiras e árvores importantes para a preguiça-de-coleira, essas definidas com base nos trabalhos de Chiarello (1998) e Dias (2008), que encontraram árvores importantes (*Cecropia* spp., *Ficus* spp., *Micropholis venulosa*, *Cupania furfuraceae*) tanto para a dieta, quanto para o repouso da espécie na região serrana do Espírito Santo. Assim, o valor de cada uma dessas

variáveis na estação amostral é a proporção dos pontos com presença da variável.

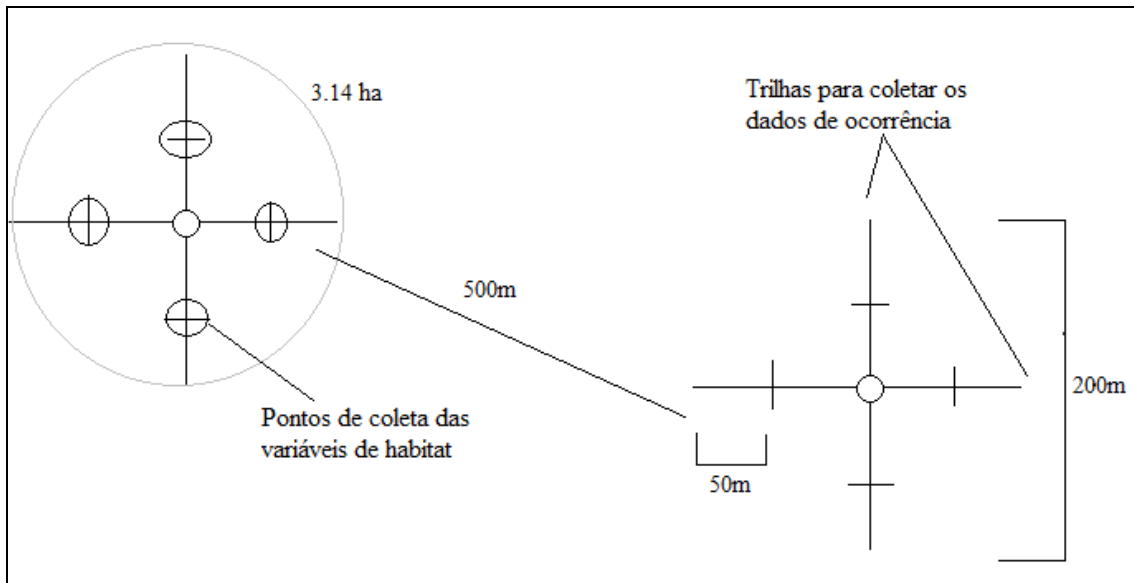


Figura 2: Esquema demonstrativo do método utilizado para coletar dados de ocorrência e das variáveis de habitat.

Quantificamos a altura do dossel (AD) por meio de um *rangefinder*, utilizado em cada ponto de medição na estação amostral. Utilizamos a média das cinco medidas como valor para a variável na estação. Obtivemos as medidas de visibilidade (Vis) dentro da mata por estimativas visuais, em classes de 5 m: <5 m, <10 m ...<25 m, o qual o número da classe indica a distância máxima de visibilidade dentro da mata, a partir do ponto amostral, seguindo, assim, Beltrão-Mendes (2010). A coleta das medidas da abertura da copa (AC) baseou-se no método de Cazal (2003), em que posicionamos um quadrado formado por tubos de pvc de 25 cm, preenchido com linhas de náilon, formando 100 pequenos quadrados de 2,5 cm de lado cada, paralelamente a 2 m do solo e, então, contamos os quadrados não preenchidos pela copa (Figura 3), resultando no valor de abertura do copa para cada ponto de medição, sendo a média desses valores a estimativa de visibilidade da estação amostral.

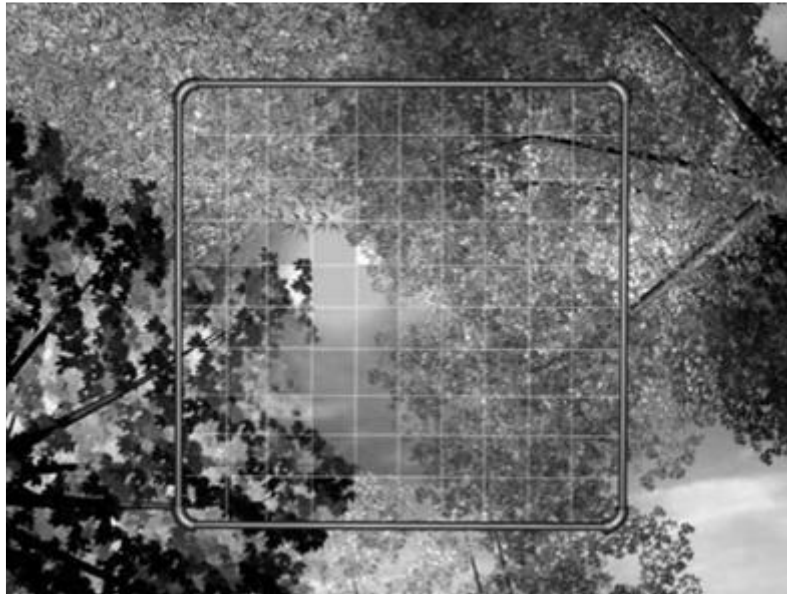


Figura 3: Representação do Método de Cazal para a quantificação da abertura da copa (Retirado de Beltrão-Mendes (2010)).

A partir dessas variáveis (Tabela 1), calculamos o Índice de Complexidade de Habitat (ICH), o qual diz respeito à complexidade vertical do habitat (August 1983) e engloba as variáveis presença de cipós, bromélias e estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. Seu cálculo é resultado do somatório das variações das medidas de habitat ($ICH = \sum VarX_n$). Habitats complexos possuem um estrato vertical bem desenvolvido e tal estruturação pode influenciar na riqueza e diversidade espécies, assim como na detecção delas. Para categorizar o habitat dos fragmentos florestais amostrados, ordenamos as variáveis de cada estação utilizando uma Análise de Componentes Principais (PCA) sobre uma matriz de correlação. Não utilizamos no PCA as variáveis de proporção de presença dos estratos, de bromélias e de cipós pois as mesmas foram utilizadas para compor o ICH. Os fragmentos foram ordenados separando-os em fragmentos antigos e fragmentos re-emergentes, estes últimos sendo aqueles que tiveram ganho de área maior que 50% nos últimos 40 anos.

Tabela 1: Variáveis de habitat coletadas nas estações de amostragem nos fragmentos florestais da área de estudo.

Variável	Medição
Altura do dossel (AD)	Altura média (m)
Abertura da copa (AC)	Proporção média de área aberta (%)
Estrato arbóreo (EArv)	Proporção média de pontos com estrato arbóreo (%)
Estrato arbustivo (EArb)	Proporção média de pontos com estrato arbustivo (%)
Estrato herbáceo (EH)	Proporção média de pontos com estrato herbáceo (%)
Bromélia na árvore (Br)	Proporção média de árvores com bromélias (%)
Cipós (Ci)	Proporção média de árvores com cipó (%)
Árvores importantes (AI)	Proporção média de árvores importantes (%)
Clareiras (Clar)	Proporção média de pontos com clareiras (%)
Visibilidade (Vis)	Distância em classes de 5 m

2.3 – Dados espaciais e temporais

Efetuamos as análises das variáveis de paisagem utilizando os programas *ArcGis* 10.2 (Esri, 2013) e *GrassGis* 6.4.3 (Neteler and Mitsova, 2013, <http://grass.osgeo.org>), com o processamento dos dados no programa *RStudio* 3.1.1 (<http://www.rstudio.com>). O mapa de uso do solo da região, cedido pelo Projeto Muriqui do Espírito Santo, foi preparado no programa *GrassGis*, e então dois outros mapas foram gerados – um com distâncias euclidianas da matriz até as partes florestadas (DisMatrix) e outro mostrando apenas as áreas com mata (DisMata). Os dois são mapas-base para todas as análises de paisagens que se sucederam. Em todas as análises foram feitas dois *buffers* ao redor dos pontos amostrais - um de 500 m e outro de 1000 m.

Calculamos a porcentagem de área florestada (PFL) por meio do DisMata e a partir dele, delimitamos as bordas. Distâncias de até 100 m para dentro do fragmento seria considerada borda, seguindo Laurence (1997) e Tabarelli *et al.* (2008). Dessa forma, tudo que não borda foi tirado do mapa, para assim calcularmos a porcentagem de borda (PED) ao redor de cada ponto.

Para estimar a disponibilidade de borda (DB), utilizamos como base o “*Empty Space Function*” (Baddeley & Turner 2005, Fortin & Dale 2005, Ribeiro *et al.* 2009), adaptado para o presente estudo. Ele geralmente é utilizado para medir o isolamento médio de um pixel aleatório com relação a áreas florestadas. Nesse estudo, aleatorizamos 10.000 pontos no mapa de distância euclidiana (DisMata). Dentro de cada *buffer* havia *n* pontos sorteados, cada um com uma distância em relação ao fragmento. Assim, calculamos a distância média até o ponto amostral. Os valores encontrados representam o isolamento médio, partindo do pressuposto de que quanto mais isolado o ponto é, mais longe do núcleo florestado ele está, e, conseqüentemente, mais borda estará disponível.

Preparamos e analisamos os mapas da Influência da Matriz (IM) sobre o acesso a recursos e sobre a mobilidade da espécie com base nos pesos de cada classe de uso e ocupação do solo. Para se chegar a esse valor, fizemos entrevistas com seis pesquisadores que efetuam ou efetuaram trabalhos com *Bradypus* spp., utilizando questionários (Apêndice III) através do método Delphi (Estes & Kuespert 1976). Em cada classe de uso e ocupação do solo uma nota foi atribuída, no intervalo de 1 a 100, em que 1 seria uma influência mais positiva e 100 seria uma influência mais negativa. As médias foram extraídas e colocadas no mapa *raster* da região, tanto para recurso, quanto para a mobilidade. Após esse processo, realizamos os buffers e o resultado foi uma média da influência da paisagem matriz sobre determinada estação de coleta.

As imagens de satélite da região de 1970 foram sobrepostas no mapa de uso de solo de 2008, e como resultado, foi calculada a porcentagem de área ganha nos fragmentos, de forma mais acurada. O cálculo foi feito através da simples forma:

$$\text{Aumento de área florestada (\%)} = \frac{\text{Ganho absoluto de área}}{\text{Tamanho atual da área} * 100}$$

2.4 - Seleção das variáveis

Ao todo foram geradas 25 variáveis ambientais. Porém como o número de pontos amostrais não é alto, foi necessário escolher dentre todas elas as variáveis mais importantes, deixando o mínimo possível. A escolha foi feita primeiramente através de uma tabela de correlação. Dessa forma, conseguimos visualizar aquelas variáveis mais ou menos correlacionadas para evitar uma possível redundância. Depois, escolhemos aquelas que possuíam um maior sentido biológico para a espécie. No final, restaram quatro variáveis de paisagem e seis variáveis de habitat, totalizando 10 variáveis (Tabela 2) que foram avaliadas quanto sua influência sobre a detecção da espécie no fragmento no momento da amostragem (Variáveis de detecção) e sobre a ocupação do animal nos fragmentos (Variáveis de ocupação).

Tabela 2: Variáveis escolhidas para as análises e suas respectivas respostas.

Variáveis locais	Resposta esperada	Variáveis de Paisagem	Resposta esperada
Altura do dossel (AD)	Quanto maior a altura, menor a probabilidade de detecção/menor a probabilidade de ocupação	Disponibilidade de borda (DB)	Quanto maior o valor, menor a probabilidade de ocupação
Abertura da copa (AC)	Quanto maior a abertura, maior a probabilidade de detecção/ menor probabilidade de ocupação	Área	Quanto maior a área, maior a probabilidade de ocupação
Árvores importantes (AI)	Ocupação/detectabilidade maior na presença dessas espécies específicas	Aumento de área florestada (AAF)	Quanto maior a porcentagem da área ganha, menor a probabilidade de ocupação

Tabela 2 (continuação): Variáveis escolhidas para as análises e suas respectivas respostas.

Variáveis locais	Resposta esperada	Variáveis de Paisagem	Resposta esperada
Visibilidade (Vis)	Maior valor, maior a detectabilidade/menor probabilidade de ocupação		Quanto maior for seu valor menos permeável será a matriz. Pontos presentes em
Clareiras (Clar)	Maior valor, maior a detectabilidade/ menor probabilidade de ocupação	Influência da matriz para a mobilidade (IM)	fragmentos rodeados por uma matriz menos permeável, terão uma menor probabilidade de ocupação
Índice de Complexidade de Habitat (ICH)	Habitats mais complexos detém de baixa detectabilidade/ alta probabilidade de ocupação		

2.5 – Estimativas de ocupação e detecção e seleção de modelos

As análises foram feitas nos programas *Mark* (White & Burnham, 1999) e *Presence* (Hines 2006). Cada estação possui um histórico (X_n) de detecção (1) e não-detecção (0) da espécie para cada ocasião de amostragem. As estimativas da probabilidade de ocupação e detecção são calculadas baseadas no *Maximum Likelihood Method* (L), dado o histórico de encontros, igual ao produto das probabilidades de se observar os históricos de detecção encontrados:

$$L(\psi, p | X_1 \dots X_n) = \prod_{i=1}^s \Pr(X_i)$$

A modelagem de ocupação segue três principais pressupostos: 1) O sistema é demograficamente fechado, ou seja, não há entrada ou saída de indivíduos; 2) Os pontos são independentes; 3) Espécies não são falsamente detectadas. Para podermos avaliar se os pontos realmente são independentes, utilizamos a abordagem do *c-hat*. Valores de $\hat{c} > 1.10$ indicam que há uma variação extrabinomial nos dados, ou seja, algum pressuposto foi violado pelos seus dados. Para corrigi-los, basta utilizar o \hat{c} encontrado

nos cálculos dos modelos (Cooch & White 2014). O \hat{c} mede a dispersão dos dados, a partir do valor de χ^2 (diferença entre o $-2\log L$ do modelo de interesse e o $-2\log L$ do modelo saturado) dividido pelo grau de liberdade do modelo (Cooch & White 2014).

No intuito de verificar se a população é aberta ou fechada, realizamos o modelo dinâmico, avaliando se houve entrada ou saída de indivíduos durante a amostragem – colonização (γ) ou extinção (ε). Para isso, testamos dois modelos: $\psi(\cdot)$, $p(\cdot)$, $\varepsilon(\cdot)$, $\gamma(\cdot)$ = população aberta, $\psi(\cdot)$, $p(\cdot)$, $\varepsilon(0)$, $\gamma(0)$ = população fechada. O modelo mais bem ranqueado irá refletir o comportamento da população.

Para o presente estudo, foi utilizada a abordagem “*Two-step Ad hoc*” (Mackenzie *et al.* 2006), tanto para a abordagem local, quanto para a abordagem de paisagem. Nele, as estimativas são feitas em dois passos: (1) a probabilidade de detecção (p) foi estimada, fixando todas as variáveis de ocupação, deixando-o mais geral o possível. Assim, as principais variáveis de detecção são selecionadas. (2) estimou-se a probabilidade de ocupação (ψ), trocando e modelando as variáveis, de forma que englobe todas as variáveis e realize o maior número de modelos possíveis, com várias diferentes combinações e com sentido biológico. As estimativas da probabilidade de ocupação e detecção – variáveis resposta do modelo - são expressas como regressões logísticas (*logit link function*) em função das variáveis explicativas, no caso as variáveis locais, de paisagem e temporal:

$$\begin{aligned} \text{Logit } \psi &= \beta_0 + \beta_1(\text{var1}) + \beta_2(\text{var2}) + \beta_3(\text{var3}) + \dots + \beta_x(\text{varx}) \\ \text{logit } p &= \beta_{00} + \beta_{01}(\text{var01}) + \beta_{02}(\text{var02}) + \beta_{03}(\text{var03}) + \dots + \beta_y(\text{vary}) \end{aligned}$$

A seleção do melhor, ou dos melhores modelos foi baseado no Critério de Informação de Akaike Corrigido (AIC_c). O método é indicado para amostras pequenas

($n > 40$) pois seu viés é ajustado. Aqui, escolhe-se aquele modelo que minimiza o AIC_c (Mackenzie *et al.* 2006). Assim:

$$AIC = -2 \ln[L(\theta|x)] + 2\delta$$

$$AIC_c = AIC + \frac{2\delta(\delta + 1)}{n - \delta - 1}$$

Em que n é o tamanho efetivo da amostra e δ é o número de parâmetros (Burnham & Anderson 2002). Se caso o \hat{c} (anteriormente citado) for maior que 1.10, utiliza-se o Quasi AIC_c – que é o AIC_c ajustado pela sobredispersão. Assim, uma possível variação extrabinomial é capturada e os dados se tornam mais confiáveis (Burnham & Anderson 2002, Mackenzie *et al.* 2006). Para a escolha dos melhores modelos, utilizamos o ΔAIC ($\Delta AIC = AIC_K - AIC_{min}$), ou seja, a diferença do AIC de um modelo particular menos o AIC de menor valor. $\Delta AIC < 2$ indica que o modelo dá grande suporte aos dados (Mackenzie *et al.* 2006). Em adição, utilizamos o AIC_c *weight*, peso de evidência em favor de determinado modelo para ser o melhor, e a taxa de evidência, simples divisão dos AIC_c *weights* do modelo de maior suporte e o de menor, indicando o peso que cada modelo possui em relação a outro (Burnham & Anderson 2002).

No caso de mais de um modelo fornecer substancial suporte para os dados, foi utilizado o *model averaging*, uma média ponderada a qual multiplica-se os parâmetros estimados de p e ψ de cada modelo pelo peso do AIC_c (Cooch & White 2014). Burnham & Anderson (2002) consideram o “*model averaging*” uma forma simples de analisar dados e verificar a importância real de variáveis ambientais, visto que pela seleção de Akaike, apenas um ou alguns modelos são selecionados para a realização do procedimento. Dessa forma, para dar mais robustez aos resultados, foi

calculado também o peso acumulativo de cada variável, $w_+(j)$. A grosso modo, essa abordagem seria a soma dos pesos do AIC de cada variável em todos modelos os quais ela ocorre. Com isso, encontra-se a importância relativa que cada variável preditora possui para explicar seus dados (Burnham & Anderson 2002, Cooch & White 2014), considerando que um $w_+(j) \geq 0.50$ (Barbieri & Berger 2004) constitui uma forte evidência que a espécie responde àquela variável, no caso desse estudo, a preguiça-de-coleira.

3 – Resultados

3.1 - Características gerais da paisagem e dos habitats

O PCA para as variáveis locais indica que os dois primeiros eixos da análise de componentes principais explicam quase 60% da variação das características do habitat (Figura 4). O primeiro eixo contrasta fragmentos com maior visibilidade, altura do dossel e proporção de árvores importantes, contra fragmentos com menor proporção de clareiras, de abertura da copa e de complexidade (Figura 4). Os fragmentos antigos e re-emergentes possuem um certo grau de sobreposição, indicando estruturas de habitat semelhantes entre eles. A maioria dos fragmentos antigos possui maiores escores no primeiro eixo do PCA.

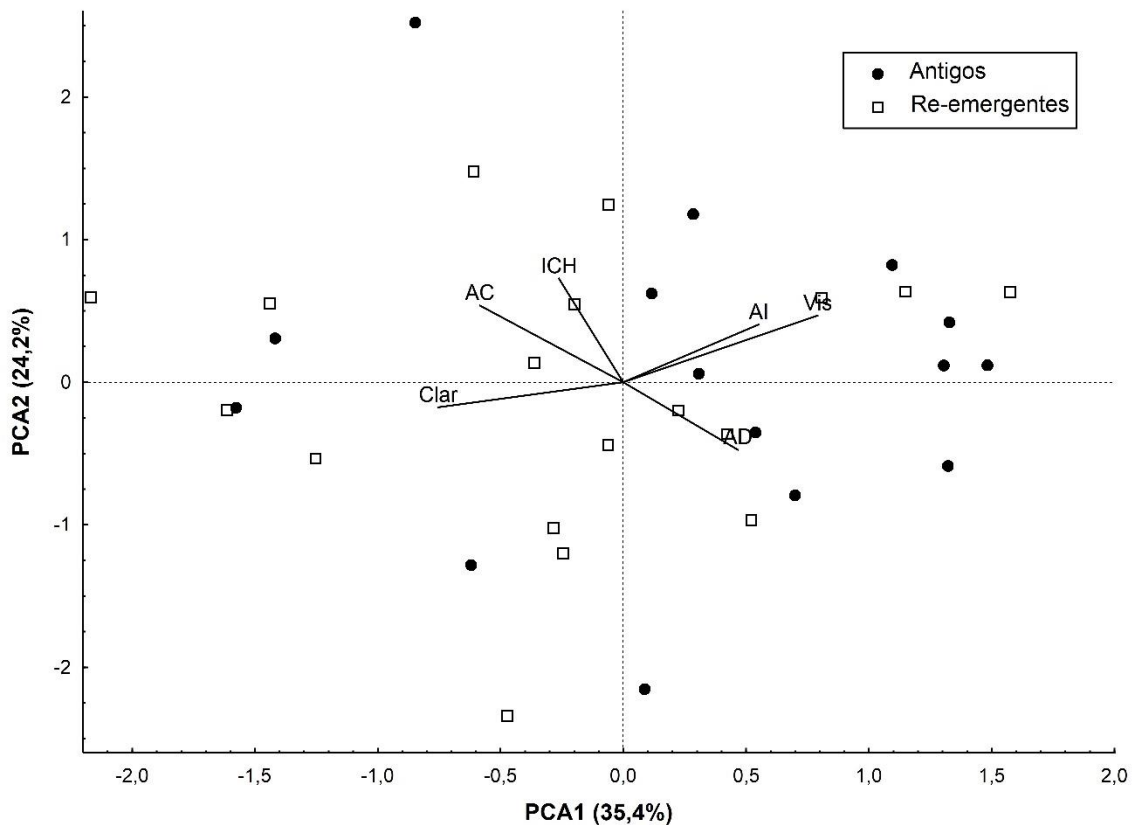


Figura 4 – Análise de componentes principais para as variáveis de habitat nas 33 estações de amostragem no município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brazil, em que: AC = Abertura da copa, AD = Altura do dossel, Clar = Clareira, AI = Proporção de árvores importantes, Vis = Visibilidade.

Na caracterização local, importante notar que as árvores importantes – em todos os locais de ocorrência confirmada - foi detectada em no mínimo três dos cinco pontos de medição. A região apresenta uma altura média do dossel relativamente alta ($20.871 \text{ m} \pm 4.611 \text{ m}$), característica do tipo de floresta que cobre o município. A abertura da copa é baixa ($9.937\% \pm 6.595\%$), indicando boa conectividade entre as copas (Tabela 3).

Com relação à paisagem, de modo geral a área de estudo é composta em sua maioria por uma matriz florestada em estado médio e avançado de sucessão (36%, Figura 5). Considerando as matas em estágio inicial de sucessão a proporção de florestas chega a 46% (Figura 5).

As preguiças foram encontradas em 16 fragmentos, de diversos tamanhos - variando entre 8 ha e 1379 ha. Quase metade dos locais com a presença da espécie (7 manchas – 43.75%) correspondem a fragmentos com menos de 50 ha. O valor médio de disponibilidade de borda 66.72 m, ou seja, cada ponto está em média distante 66 m de bordas (Apêndice IV). O valor médio de influência da matriz foi de 43,73, indicando uma baixa influência para o deslocamento da preguiça (Tabela 3).

Com relação ao aumento de área florestada, a espécie foi registrada tanto em manchas com grandes aumentos de área (97%), quanto em fragmentos que se mantiveram quase inalterados durante os anos (36% de ganho de área florestal apenas). A pequena diferença na porcentagem de aumento de área florestada entre os pontos com a espécie e os pontos sem espécie (51.11% e 60.06%, respectivamente), e os altos desvios padrões (± 25.08 e ± 24.99 , respectivamente) indicam ausência de diferença significativa entre os locais em que a espécie foi detectada e os locais em que ela não foi detectada (Tabela 3).

Tabela 3: Características gerais das unidades amostrais em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil.

Classificação da Variável	Sigla	Presença da <i>B.torquatus</i>		Ausência da <i>B.torquatus</i>		Geral	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Variáveis Locais	AD (m)	23.605	5.001	18.31	3.345	20.871	4.611
	AC (%)	10.846	7.881	10.612	7.139	9.937	6.595
	CLAR (%)	0.325	0.291	0.365	0.203	14.948	7.085
	VIS (%)	16.375	5.9	15.23	4.87	0.345	0.243
	ICH	14.322	8.433	15.536	6.007	15.773	5.253
	AI (%)	0.8	0.175	0.459	0.289	0.636	0.309
Variáveis de Paisagem	Area (ha)	159.75	333.943	273.53	461.12	218.36	396.26
	AAF (%)	51.111	25.084	60.062	24.99	55.722	24.674
	IM	43.739	11.198	42.923	12.198	43.318	11.371
	DB (m)	66.724	25.486	63.646	29.48	65.138	26.814

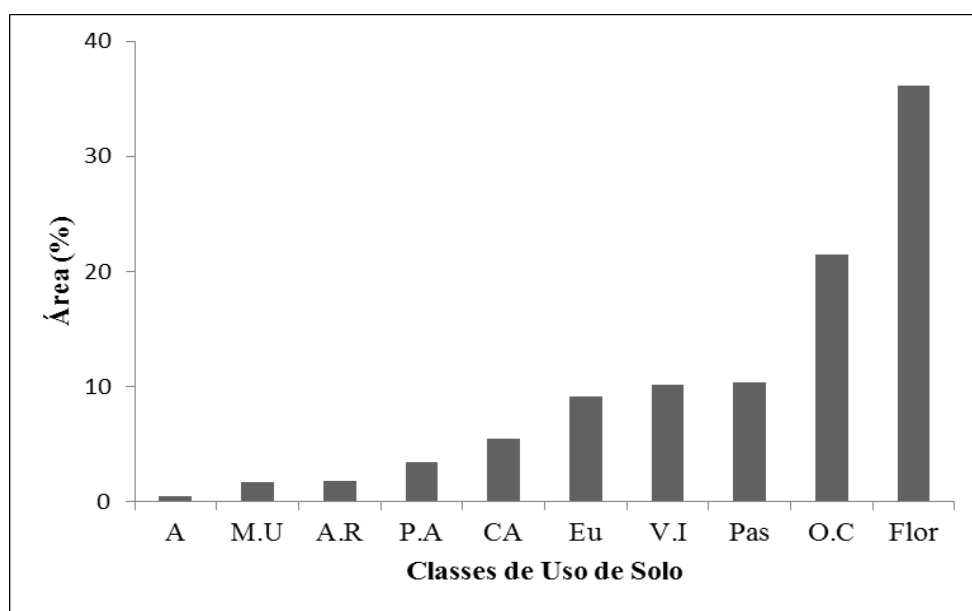


Figura 5: Frequência das classes de uso e ocupação do solo na paisagem da área de estudo, município de Santa Maria do Jetibá, Espírito Santo, Brasil. A – Corpo d’água; M.U– Mancha urbana; A.R – Afloramento rochoso; P.A. – Pastagem abandonada; CA - Cafezal; Eu – Reflorestamento Homogêneo (Eucalipto); Pas – Pastagem; OC – Outros cultivos; Flor – Floresta média/avançada; V.I – Vegetação estágio inicial.

3.2 - Modelagem de ocupação

O *median c-hat*, encontrado foi de 1,79. Assim, esse valor foi utilizado para o cálculo de QAIC_c. Em seguida, testamos se a população é fechada. Conforme mostrada na tabela 4, esse pré-requisito foi atendido tendo em vista que o modelo o qual fixamos o γ e o ε em 0 obteve o melhor AIC_c, ou seja, não houve saída, entradas ou morte aparente de indivíduos durante a amostragem.

Tabela 4: Resumo do procedimento de seleção de modelo para analisar se a população é fechada ou aberta, onde: AIC_c = Critério de informação de Akaike corrigido, W = Peso do AIC_c, Model Likelihood = Verossimilhança do Modelo, e K = número de parâmetros.

Modelo	AIC _c	Δ AIC _c	WAIC _c	Model Likelihood	K
$\psi(\cdot), \varepsilon = \gamma(0), p(\cdot)$	141.575	0	0.90941	1.0000	3
$\psi(\cdot), \varepsilon(\cdot), \gamma(\cdot), p(\cdot)$	146.1879	4.6129	0.09059	0.0996	5

As preguiças foram detectadas em 16 dos 33 pontos amostrais (48%, figura 6). Tal valor indica a probabilidade ocupação “ingênua” (*naive occupancy*) isto é, a probabilidade de ocupação sem a correção da detecção imperfeita. Das 16 estações de coletas onde a preguiça foi encontrada, em três ela foi detectada três vezes, em cinco ela foi detectada duas vezes e em nove ela foi identificada uma vez. Em nenhuma estação de coleta a preguiça foi detectada nas cinco ocasiões amostrais.

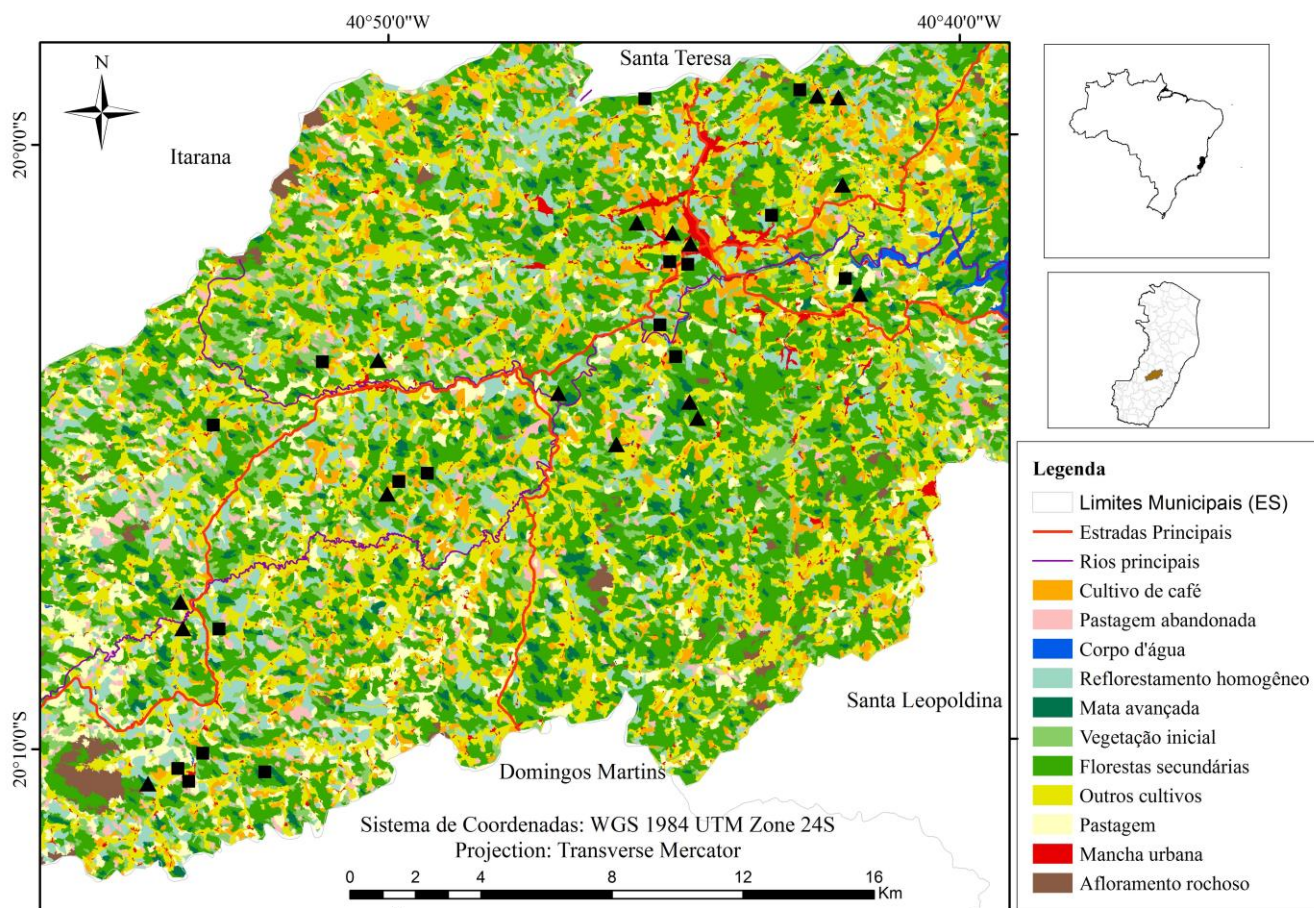


Figura 6: Mapa com as características gerais da região de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo, Brasil, em que ▲ = Espécie ausente; e ■ = Espécie presente.

A princípio, realizamos as análises de ocupação com as variáveis locais. Seguindo o procedimento *ad hoc approach*, primeiro verificamos as principais variáveis que afetam apenas a detecção. Como resultado, apenas a abertura do dossel, dentre as seis, obteve o $\Delta\text{QAIC}_c < 2$, ou seja, ela é a única que oferece grande suporte para as estimativas de detecção (tabela 5). No caso, ela prediz que, à medida que aumenta a abertura do dossel, mais fácil torna-se detectar a *B. torquatus*. Com isso, fixamos em p a variável abertura da copa – $p(\text{AC})$ e fizemos todas as combinações com as variáveis de ocupação.

Tabela 5: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis locais, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de detecção, onde QAICc = Quasi – AIC Corrigido, W QAICc = Peso AICc, Model Likelihood = Verossimilhança do Modelo e K = número de parâmetros.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	W QAICc	Model Likelihood	K
ψ (Global), p (AC)	84.4775	0	0.39097	1	9
ψ (Global), p (CLAR)	87.0645	2.587	0.10725	0.27430	9
ψ (Global), p (AI)	87.6323	3.1548	0.08074	0.20650	9
ψ (Global), p (.)	88.0277	3.5502	0.06626	0.16950	8
ψ (Global), p (ICH)	88.0779	3.6004	0.06461	0.16530	9
ψ (Global), p (VIS)	88.6422	4.1647	0.04873	0.12460	9
ψ (Global), p (HD)	89.4628	4.9853	0.03233	0.08270	9
ψ (Global), p (AC, ICH)	89.8437	5.3662	0.02672	0.06830	10
ψ (Global), p (AC, AI)	90.6348	6.1573	0.01799	0.04600	10
ψ (Global), p (AC, CLAR)	90.7218	6.2443	0.01723	0.04410	10

No passo seguinte, ao todo foi gerado um conjunto de 64 modelos candidatos, nos quais apenas 3 possuem um possível suporte (Δ QAICc \leq 2), incluindo o modelo nulo (Tabela 6), de valor $\beta = 0.7098 \pm 0.2348$, com 95% de Intervalo de confiança 0.2075, 0.9581. O melhor modelo indica uma associação positiva entre a proporção de árvores importantes e a probabilidade de ocupação. Outras variáveis no segundo modelo fortemente suportado inclui uma associação positiva entre altura do dossel (HD) e uma negativa com o Índice de Complexidade de Habitat. Juntos, o três modelos suportam apenas 32.13% dos dados (0.14117 + 0.12466+ 0.05547), sugerindo incerteza das variáveis. Em razão disso, calculamos o “*model averaging*”, não apenas com os dois modelos mais bem ranqueados, mas com todos os modelos, tendo em vista a presença do modelo nulo como um dos mais explicativo (Tabela 6). Como resultado, encontramos uma probabilidade de ocupação dos pontos amostrais pela espécie de aproximadamente 0.8190 ± 0.2331 (95% IC: 0.372, 0.889).

Tabela 6: Resumo do procedimento de seleção de modelo para as variáveis locais, com o objetivo de verificar as variáveis que afetam a probabilidade de ocupação, onde QAICc = Quasi - Critério de Informação de Akaike Corrigido, W = Peso do QAICc, Model Likelihood = Verossimilhança do modelo e K = número de parâmetros.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	W QAICc	Model Likelihood	K
ψ (AI), p (AC)	78,2979	0	0.14117	1	4
ψ (AI, HD, ICH), p (AC)	78,5466	0,2487	0.12466	0,8831	6
Null	80,1662	1,8683	0.05547	0,3929	2
ψ (AI, HD, VIS), p (AC)	80,3787	2,0808	0.04988	0,3533	6
ψ (.), p (AC)	80,514	2,2161	0.04661	0,3302	3
ψ (HD, AC, AI), p (AC)	80,5673	2,2694	0.04539	0,3215	6
ψ (AC, AI), p (AC)	80,7523	2,4544	0.04138	0,2931	5
ψ (AI, ICH), p (AC)	81,017	2,7191	0.03625	0,2568	5
ψ (AI, ICH, HD), p (AC)	81,1305	2,8326	0.03425	0,2426	6
ψ (AI, CLAR, HD), p (AC)	81,1504	2,8525	0.03391	0,2402	6
ψ (AI, CLAR), p (AC)	81,1579	2,86	0.03378	0,2393	5
ψ (AI, VIS), p (AC)	81,2722	2,9743	0.03191	0,226	5

Ao calcular o peso acumulativo ($w_+(j)$) de cada variável, verificamos, como resultado, que a variável Árvores Importantes constitui a preditora local de maior importância e de grande suporte para os dados ($w_+(j) = 0.64249$ portanto ≥ 0.50), seguido de Altura do Dossel ($w_+(j) = 0.3608$). As outras quatro variáveis não apresentaram importância: índice de Complexidade do Habitat (0.27072), Abertura da Copa (0.24422), clareiras (0.22119) e visibilidade (0.22057).

Para as variáveis de Paisagem, realizamos os mesmos procedimentos anteriores. Primeiro, identificamos a variável com mais influência na detecção, utilizando para isso as variáveis locais (Tabela 7). Como resultado, verificamos que apenas Árvores importantes afetam a detecção (Tabela 7).

Em seguida, verificamos possíveis variáveis de paisagem atuando como filtro ambiental. Na verificação das variáveis mais importantes para detecção, apenas Árvores importantes mostrou relevância (Tabela 7).

Tabela 7: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis de paisagem, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de detecção, onde QAICc = Quase-Critério de Informação de Akaike Corrigido; W QAICc = Peso do QAICc, *Model Likelihood* = Verossimilhança do Modelo, K = número de parâmetros.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	WQAICc	Model Likelihood	K
ψ (Global), p (AI)	86,2798	0	0,24235	1	7
ψ (Global), p (HD)	88,2976	2,0178	0,08837	0,3646	7
ψ (Global), p (.)	88,3929	2,1131	0,08425	0,3476	6
ψ (Global), p (AI, ICH)	88,9658	2,686	0,06327	0,2611	8
ψ (Global), p (AI, HD)	89,0384	2,7586	0,06101	0,2517	8
ψ (Global), p (CLAR, AI)	89,1889	2,9091	0,05659	0,2335	8
ψ (Global), p (AI, VIS)	89,7108	3,431	0,04359	0,1799	8
ψ (Global), p (AI, AC)	89,7499	3,4701	0,04275	0,1764	8
ψ (Global), p (AC, HD)	91,0076	4,7278	0,02279	0,094	8
ψ (Global), p (HD, ICH)	91,1135	4,8337	0,02162	0,0892	8
ψ (Global), p (AC)	91,3234	5,0436	0,01946	0,0803	7
ψ (Global), p (ICH)	91,3259	5,0461	0,01944	0,0802	7
ψ (Global), p (HD, VIS)	91,4194	5,1396	0,01855	0,0765	8
ψ (Global), p (VIS)	91,54	5,2602	0,01747	0,0721	7
ψ (Global), p (CLAR)	91,6074	5,3276	0,01689	0,0697	7

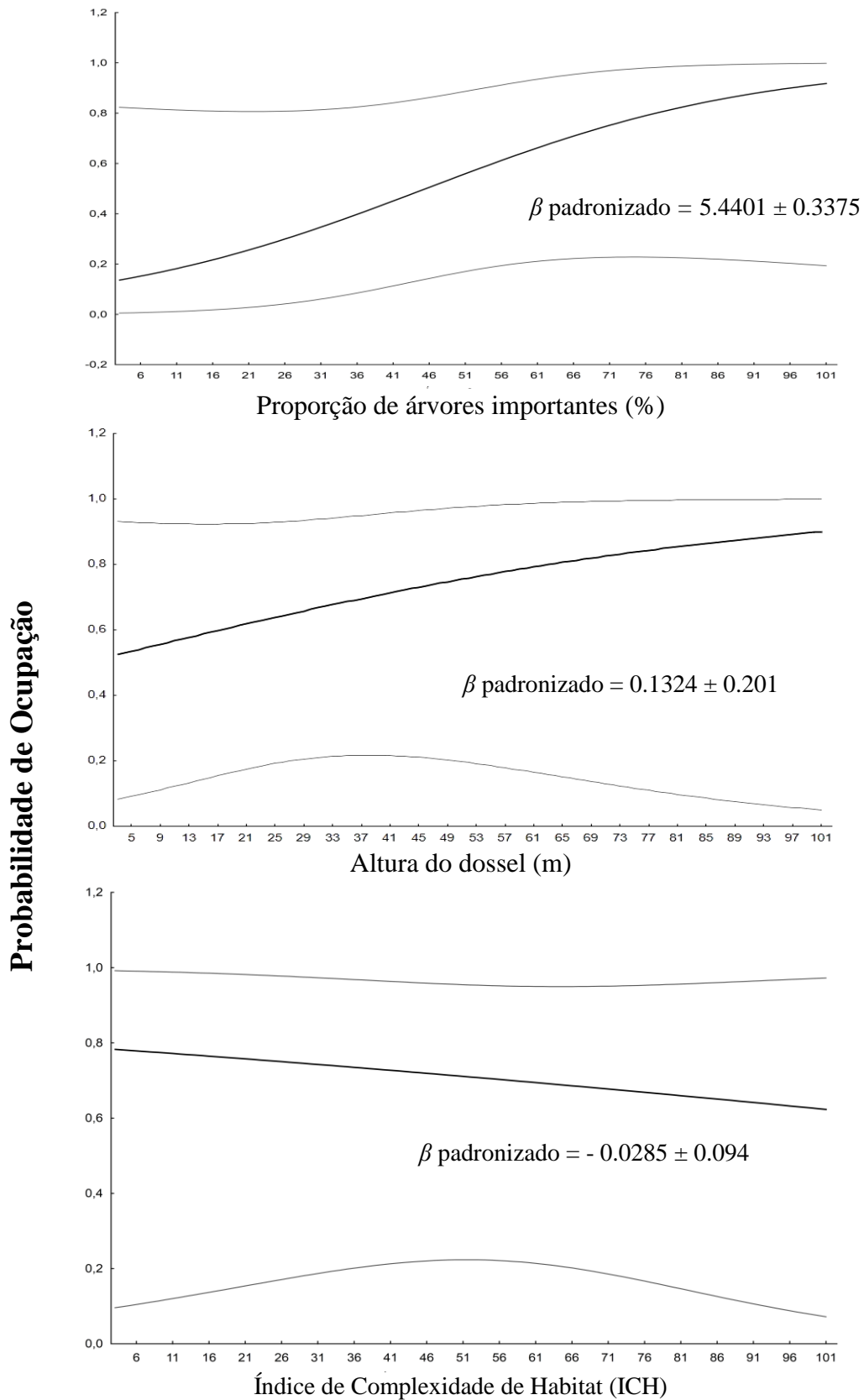


Figura 7: Probabilidade de ocupação e o valor β padronizado para as três variáveis locais explanatórias. O valor β é essencial para prever as estimativas de ocupação.

Variando apenas as preditoras de paisagem, o resultado mostra que apenas disponibilidade de borda afeta a probabilidade de ocupação (Tabela 8). Porém, o intervalo de confiança do valor beta (β) da referida variável inclui o zero (IC 95% - 0.438, 0.759), indicando que tal modelo não é significativo. Da mesma forma, se encontra o intervalo de confiança do modelo nulo, que embora seja o que mais bem explica os dados, não representa significância para explicar os dados (IC 95% -0.776, 2.565). Tal modelo representa apenas o intercepto da reta no gráfico (β_0) e ele prediz um importante e curioso resultado: a não influência de nenhuma das variáveis de paisagem analisadas na probabilidade de ocupação da preguiça. O “*model averaging*” foi realizado e, como resultado, a probabilidade de ocupação estimada foi 0.915 (95% IC 0.2148 – 0.956). Fizemos também o peso acumulativo das variáveis e todas as quatro preditoras apresentam pouca importância para a espécie. A mais significativa foi a Disponibilidade de borda ($w_+(j) = 0.23426$), seguido de Área ($w_+(j) = 0.20293$), Influência da matriz ($w_+(j) = 0.15249$) e Aumento da área florestada ($w_+(j) = 0.15218$).

Tabela 8: Resumo do procedimento de seleção de modelo com as variáveis de paisagem, para verificar as variáveis que afetam a probabilidade de ocupação, onde QAICc = Quasi-AIC corrigido, W QAICc = Peso do QAICc, Model Likelihood = Verossimilhança do Modelo e K = número de parâmetros.

Modelo	QAICc	Δ QAICc	W QAICc	Model Likelihood	K
Null	782.979	0	0.24027	1.0000	2
$\psi (\cdot), p$ (AI)	78.3419	0.044	0.23504	0.9783	3
ψ (DB), p (AI)	79.9069	1.609	0.10747	0.4473	4
ψ (AAF), p (AI)	80.7543	2.4564	0.07035	0.2928	4
ψ (AREA), p (AI)	80.7801	2.4822	0.06945	0.2891	4
ψ (IM), p (AI)	80.814	2.5161	0.06829	0.2842	4
ψ (AREA, DB), p (AI)	81.4904	3.1925	0.04869	0.2027	5
ψ (AAF, DB), p (AI)	82.0288	3.7309	0.0372	0.1548	5
ψ (AREA, IM), p (AI)	82.6128	4.3149	0.02778	0.1156	5
ψ (AAF, IM), p (AI)	82.7605	4.4626	0.0258	0.1074	5
ψ (AREA, AAF), p (AI)	83.2497	4.9518	0.0202	0.0841	5
ψ (AREA, AAF, DB), p (AI)	83.6593	5.3614	0.01646	0.0685	6
ψ (AREA, IM, DB), p (AI)	84.3267	6.0288	0.01179	0.0491	6
Global	87.5277	9.2298	0.00238	0.0099	7

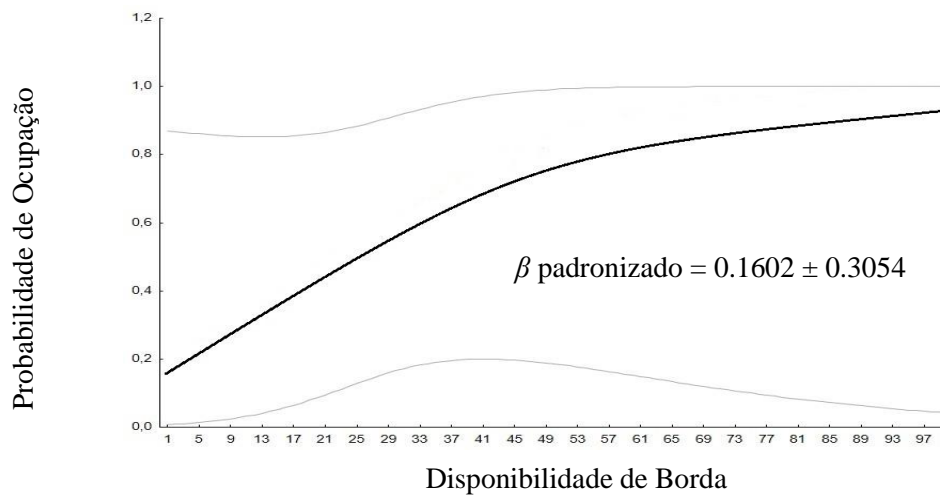


Figura 8: Probabilidade de ocupação da *B.torquatus* no município de Santa Maria de Jetibá, ES, Brasil, em função da disponibilidade de borda.

4 – Discussão

Os modelos gerados avaliando o efeito do aumento de área florestada sobre a probabilidade de ocupação da preguiça-de-coleira não apresentaram suporte nas nossas análises, mostrando que a *B. torquatus* é capaz de ocupar tanto manchas de florestas secundárias iniciais e intermediárias como as avançadas. No mais recente trabalho sobre seleção de habitat da *B.torquatus*, Falconí *et al.* (in press.) descobriu que fragmentos de mata secundárias iniciais são preteridas pela espécie no Sul da Bahia. O fato de utilizarem, preferivelmente, espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais (Apêndice I-B,C,D) pode influenciar bastante nessa escolha (Chiarello 1998b). Em menor frequência, as preguiças também fazem uso de espécies arbóreas pertencentes a florestas avançadas, permitindo-as, assim, ocupar diferentes tipos florestais (Montgomery & Sunquist 1978, Chiarello 1998b, Chiarello 2008, Cassano *et al.* 2011). Tal conhecimento é passado por suas mães, as quais abandonam seus filhos nos locais, quando já maduros, e partem para outros locais, em busca de uma nova área (Chiarello

1998b, 2008). Preguiças com áreas de vida perto ou sobrepostas se alimentam de conjuntos de espécie diferentes, resultando em vasta gama de árvores consumidas, e por isso são consideradas generalistas (mesmo que individualmente o uso seja restrito; ver Chiarello 2008), como também mostrado em outros trabalhos (Chiarello 1998a, b, 2008, Cassano 2011).

Em nosso trabalho, as análises de ocupação realizadas em escala local explicam melhor a ocupação da espécie em Santa Maria de Jetibá, demonstrando que quando se trata de uma escala mais fina, as preguiças possuem uma maior sensibilidade. Elas possuem o hábito de passar vários dias em uma mesma árvore (Montgomery & Sunkist 1975, Chiarello 1998b), e, portanto, copas altas e conectadas são preferíveis para a espécie pois torna-se menos vulnerável, da mesma forma que a presença de árvores importantes para a sua alimentação (Chiarello 1998b, Marcarenhas 2007, Dias 2008, Cassano *et al.* 2011, Falconi *et al.* in press). Trabalhos anteriores realizados na região e no município vizinho de Santa Tereza relataram a importância de determinadas espécies de árvores, na alimentação, repouso e formação de áreas núcleo (Chiarello 1998b, Dias 2008). Cassano *et al.* (2011) relatou o uso de *cabruças* (plantações de cacau sombreadas) no Sul da Bahia pela preguiça-de-coleira, onde elas chegam a consumir folhas de árvores presentes nessas culturas além de utilizá-las como locais de descanso, mesmo fato observado na Costa Rica por Vaughan *et al.* (2007) para outras duas espécies de preguiça (*Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmani*).

Os resultados encontrados são fortes evidências que as espécies de preguiça possuem uma boa capacidade de persistir em paisagens alteradas. O deslocamento nesses habitats relaciona-se principalmente com a procura de árvores preferidas em sua dieta presentes nos locais (Vaughan *et al.* 2007, Cassano *et al.* 2011) e em eventos de

dispersão (Cassano 2006). Em Santa Maria de Jetibá, a *B.torquatus* já foi vista utilizando cultivos de café e eucaliptais (Apêndice I-A), sistemas que em geral estão localizados vizinhos às manchas de floresta e que correspondem a 14,5% da matriz, em seu deslocamento (Apêndice II-A,D). Florestas de corte seletivo, sistemas agroflorestais e até cultivos como o de café podem ter uma boa importância na conservação da biodiversidade, visto que podem aumentar a permeabilidade da matriz entre fragmentos florestais, ajudam no controle da erosão e na recarga de água (Moguel & Toledo 1999, Jose 2009). Plantações diversas como de cana-de-açúcar e de café podem ser utilizadas em movimentos de dispersões por várias espécies de mamíferos entre fragmentos próximos (Zollner & Lima 1999, 2005, Prevedello & Vieira 2010), principalmente se elas estiverem dispostas em forma linear (Prevedello & Vieira 2010).

Porém, ao se aventurar em áreas abertas, as preguiças tornam-se vulneráveis a outras ameaças: frequentemente são relatadas mortes de indivíduos em decorrência de ataques por coiotes (*Canis latrans*) na América Central, e por cães domésticos (*Canis lupus familiares*; Vaughan *et al.* 2007, Cassano *et al.* 2011, Peery & Pauli 2014, Silva *et al.* 2014). As espécies de preguiça também são pontualmente predadas por outras espécies silvestres, como harpias e felinos (Galetti & Carvalho 2000, Vaughan *et al.* 2007, Delibes *et al.* 2011). Silva e colaboradores (2014) identificaram também três principais causas de morte: O crescimento da malha rodoviária, descargas elétricas e mortes por queda das árvores. Os ataques por cachorros e os atropelamentos nas rodovias foram relatados por moradores durante as presentes amostragens, e também presenciadas em outras espécies, como o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*, Apêndice II-B) e o veado (*Mazama spp.*).

A flexibilidade encontrada nas preguiças em explorar ambientes degradados não é exclusividade da família. O crescimento de habitats alterados talvez esteja levando a algumas – ou várias - espécies em princípio arborícolas, a procurar novas estratégias ecológicas. Alguns primatas arborícolas, como o bugio (*Alouatta* spp) exibem essas características e utilizam árvores isoladas na matriz ou cercas vivas para completar sua dieta ou se deslocar entre manchas de habitat (Pozo-Montuy & Serio-Silva 2003; Mandujano *et al.* 2004). Anderson *et al.* (2007) observou o macaco colobus (*Colobus angolensis palliatus*) - espécie estritamente arborícola que raramente desce ao solo – utilizando uma matriz formada por terras agrícolas para se deslocar entre fragmentos e para se alimentar, quando na presença de árvores de alimentação. Em nossa pesquisa, um pequeno grupo de macaco guigó (*Callicebus personatus*) foi visto utilizando uma árvore fora da mancha florestal como local de alimentação. O uso de uma matriz heterogênea por algum organismo pode estar também relacionado aos *trade-offs* entre predação e ganho energético (Zollner & Lima 2005, Duggan *et al.* 2012) - às vezes sair à procura de alimentos preferidos em um habitat hostil, mesmo que isso resulte em uma diminuição da vigilância, permite ao organismo um ganho energético recompensador (Duggan *et al.* 2012). Isso é aplicável principalmente a animais com altas reservas energéticas e que possuam rápidos movimentos, como é o caso de alguns pequenos mamíferos (Zollner & Lima 2005, Duggan *et al.* 2012)

Relatos de moradores locais indicam a possibilidade de que a preguiça-de-coleira possa estar presente em diversos fragmentos da região, consequência, além da ecologia da espécie, das características da paisagem. A mesma observação foi feita por Chiarello (2004). Santa Maria de Jetibá é uma região bastante fragmentada, mas ainda assim a cobertura florestal presente na região é alta - 37%, chegando a 46% se

contarmos com matas em estágio inicial de sucessão – maior que a média encontrada por Ribeiro *et al.* (2009) para a Mata Atlântica como um todo. Alguns autores argumentam que regiões com menos 30% de cobertura florestada são influenciadas fortemente pela configuração de sua paisagem, ou seja, pela disposição e distribuição espacial de seus elementos, com conseqüente perda de espécies, diminuição de processos ecológicos e de fluxo gênico à medida que essa porcentagem diminui (Metzger *et al.* 2009, Putz *et al.* 2011). Acima desse limiar, por outro lado, representa habitats com boa estrutura para a manutenção de espécies, com aumento de biodiversidade à medida que aumenta essa porcentagem (Andren, 1995, Fahrig 2003, Radford *et al.* 2005).

Florestas primárias, ou que se mantiveram estáveis, mesmo que sofrendo pequenos distúrbios, por longos períodos são insubstituíveis para a conservação da biodiversidade, e sua importância na manutenção de diversos seres é inegável (Gardner *et al.* 2007, Gibson *et al.* 2011). Muitas espécies ainda necessitam de matas prístinas, com toda sua fitofisionomia complexa e bem estratificada, para reprodução e alimentação (Dunn *et al.* 2004, Barlow *et al.* 2007, Gardner *et al.* 2007, Gibson *et al.* 2011). Porém, fragmentos de matas secundárias e em sucessão possuem um importante papel na conservação de espécies e podem servir como uma complementação das florestas primárias no que diz a respeito à conservação da biodiversidade (Dent & Wright 2009), visto que podem servir como barreiras contra distúrbios para as matas mais tardias, além do fato de que sua estrutura modifica-se durante os anos, criando condições para diferentes espécies abrigá-los, e com isso aumenta a riqueza regional de espécies (Dunn *et al.* 2004). Além disso, possuem uma produtividade primária e maior biomassa nas folhas (Guariguata & Ostertag, 2001). Gardner *et al.* (2007), entretanto,

sugerem que para que tais benefícios ocorram, as florestas re-emergentes precisam estar localizadas próximas às matas antigas. Além disso, é importante salientar que um organismo encontrado em uma floresta secundária pode estar ali de passagem no momento da amostragem (Gardner *et al.* 2007).

A regeneração de paisagens naturais não é um fenômeno exclusivo da região. Fato semelhante ocorre em outras Florestas tropicais, como em Porto Rico (Rudel *et al.* 2000). Políticas de reforma agrária, subsídios a agricultores e incentivos a bons empregos urbanos fizeram a capital do Panamá ser recoberta por quase 40% de área florestada (Rudel *et al.* 2000). Florestas temperadas da Europa e dos EUA também passam por uma transição florestal ao longo dos últimos 40 anos (Mather & Needle 1998, Rudel *et al.* 2005). A principal explicação seria a mudança econômica. Com a industrialização, vários camponeses migraram do campo pra cidade, abandonando suas terras, as deixando para um novo crescimento florestal espontâneo (Rudel *et al.* 2000, 2002, 2005; Lira *et al.* 2012). A expansão de florestas associada a mudanças socioeconômicas são relatados também em outras regiões de Mata Atlântica no Brasil. No Planalto Atlântico de São Paulo, a transição florestal está relacionada com a maior aplicação das leis na região e com a mudança na economia, como o abandono da produção de carvão e o êxodo rural (Lira *et al.* 2002). A proibição de queimadas, a criação de Unidades de Conservação, somadas com a industrialização das cidades e um conseqüente abandono de terras criaram uma Floresta Atlântica emergente em alguns municípios de Santa Catarina (Baptista & Rudel 2006).

Por outro lado, dados recentes sobre o bioma (Ribeiro *et al.* 2009, SOS Mata Atlântica 2014) mostram um crescente desmatamento. Apesar de estar localizado nas regiões com crescente industrialização e urbanização, o domínio também cobre regiões

com perfis socioeconômicos mais pobres, incluindo na zona rural, e forte cultura de exploração principalmente por grandes indústrias canavieiras e agropecuárias, permitindo assim um desmatamento contínuo e crescente ao longo dos anos (Siqueira & Ribeiro 2001, Batista & Rudel 2006). Dessa forma, os caminhos por quais terras agrícolas abandonadas passam para tornar-se florestas re-ermegentes dependerá do tipo de exploração, histórico do uso de solo e das condições sócio-econômicas vigentes no local (Bowen *et al.* 2007)

5 – Conclusões

O nosso estudo mostra que a preguiça-de-coleira possui boa capacidade de adaptação a ambientes alterados, fruto principalmente de sua dieta vasta. Assim, sua vulnerabilidade relaciona-se principalmente à sua restrita distribuição e aos seus movimentos lentos, que as impedem de fugir e de defender-se frente a ameaças como atropelamentos e ataques por cães domésticos. Fragmentos de florestas conectados, assim, servem como importantes *strongholds* para a conservação da espécie. O município de Santa Maria de Jetibá, diante dos resultados encontrados, mostra ser um importante reduto para a persistência da *B.torquatus*, diante da grande cobertura florestal presente na região e assim, grande parte das manchas de florestas estão muito próximas ou conectadas principalmente por plantações de corte seletivo.

As várias evidências mostradas mostram necessária a inclusão de manchas florestais de crescimento secundário em tomadas de decisão para áreas prioritárias para conservação. Junto com as áreas de florestas avançadas, tais locais tornam-se importante para a manutenção e manejo de diversas espécies. As estratégias de conservação dos diferentes tipos florestais – incluindo os pequenos fragmentos que

podem servir com *stepping stones* – precisam estar juntas, visto cada um possuir características específicas e diferentes níveis de importância para as espécies.

Apesar de alguns lugares presenciarem um crescimento espontâneo de suas florestas, a regeneração florestal ainda é tratada de forma incipiente e negligente. Para que a regeneração ocorra, as áreas em crescimento não podem ser utilizadas ou degradadas, o que nem sempre ocorre. Infelizmente, a atual Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/06) e o Decreto Federal n.6.660/08 expõem fragilidades da legislação ambiental no Brasil, pois deixam brechas para o corte e a supressão de floresta em estado médio de regeneração. O Decreto nº 6.660/08, por exemplo, permite a exploração de madeira e lenha em propriedade rurais, sem o controle de órgãos competente. Os artigos 14, 15, 13, e 28 da lei 11.428/06 autorizam cortes seletivos e supressão de árvores presentes em florestas em estado médio de regeneração. Tais medidas podem levar à condenação áreas de crescimento secundário. Assim, para que a transição florestal continue, é preciso haver políticas públicas de incentivo às pessoas, para que tenham condições melhores nas cidades e no campo, adicionada a mudanças das leis ambientais, com inclusão de um maior rigor nas fiscalizações.

6 - Referências Bibliográficas

- Anderson, J., Rowcliffe, J., & Cowlishaw, G. 2007. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological Conservation* 135(2), 212–222.
- Andren, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* 71(3), 355–366.
- Arruda, M. B. & L. F. S. Nogueira de Sá (Org.). 2004. *Corredores Ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília. IBAMA, 220p.

- August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64, 1495–1507.
- Baddeley, A., Turner, R., 2005. SPATSTAT: an R package for analysing spatial point pattern. *Journal of Statistical Software* 12, 1–42.
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Boscolo, D., Cassano, C. R., Püttker, T., Barros, C. S., & Barlow, J. 2014. Assessing the utility of statistical adjustments for imperfect detection in tropical conservation science. *Journal of Applied Ecology* 51 849–859.
- Barbieri M.M., Berger J.O. 2004. Optimal predictive model selection. *Ann Stat* 32, 870–897.
- Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A., Peres, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136(2), 212–231.
- Baptista, S. R., Rudel, T. K. 2006. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environmental Conservation* 33(03), 195-202.
- Barreto F.R.M. 2007. Uso do hábitat pela preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* Illiger 1811, no sul da Bahia. Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de mestrado. 100p.
- Becker, F. G., Irgang, G. V., Hasenack, H., Vilella, F. S. ., & Verani, N. F. 2004. Land Cover and Conservation State of a Region in the Southern Limit of the Atlantic Forest (River Maquiné Basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 64(3B), 569–582.
- Beltrão-Mendes, R. B. 2010. Caracterização da estrutura de hábitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (*Callicebus* spp .) do Nordeste brasileiro. São Cristóvão, SE: Universidade Federal de Sergipe (UFS). Dissertação de Mestrado. 77p
- Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P. N., Smith, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140, 273–296.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J. P. 2008. Importance of Inter-habitat Gaps and Stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3), 273–276.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*, second edition. New York: Springer Berlin Heidelberg. 515p.

- Carrillo-Rubio, E., Kéry, M., Morreale, S. J., Sullivan, P. J., Gardner, B., Cooch, E. G., Lassoie, J. P. 2014. Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology* : The Journal of the Society for Conservation Biology 28(4), 1034–44.
- Castellón, T. D., Sieving, K. E. 2006. An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology* 20(1), 135–145.
- Cassano, C.R. 2006. Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no sul da Bahia. Ilhéus, BA: Universidade Federal de Santa Cruz (UESC). Dissertação de Mestrado. 127p.
- Cassano, C. R., Kierulff, M. C. M., Chiarello, A. G. 2011. The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. *Mammalian Biology* 76(3), 243–250.
- Cazal, C. A. L. F. 2003. Estrutura da comunidade de lagartos da reserva Gurjau, Pernambuco, Brasil. Recife, PE: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Dissertação de Mestrado. 92p.
- Centoducatte, L. D. 2011. Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do murequidinho-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Dissertação de Mestrado. 66p.
- Chiarello, A. G. 1998a. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology* 246(1), 1–10.
- Chiarello, A. G. 1998b. Diet of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology* 246: 11–19.
- Chiarello, A. G., Chivers, D. J., Bassi, C., Maciel, M. A. F., Moreira, L. S., Bazzalo, M. 2004. A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenarthra, Bradypodidae). *Biological Conservation* 118(4), 421–430.
- Chiarello, A.G., 2008. Sloth ecology: an overview of field studies. In: Vizcaíno, S.F., Loughry, W.J. (Eds.). *The Biology of the Xenarthra*. University Press of Florida, Gainesville, 269–280.
- Chiarello, A., Moraes-Barros, N. 2014. *Bradypus torquatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 19 October 2014
- Climate-data, 2015. Climate: Santa Maria de Jetibá. Disponível em : <<http://en.climate-data.org/location/43571/>>. Acessado em 31 de Janeiro de 2015.

- Cooch, E.G., White, G. C. 2014. Program MARK - A Gentle Introduction. (E.G.Cooch & G. C. White, Eds.) 13th edition 2014p.
- Couturier, T., Besnard, A., Bertolero, A., Bosc, V., Astruc, G., Cheylan, M. 2014. Factors determining the abundance and occurrence of Hermann's tortoise *Testudo hermanni* in France and Spain: Fire regime and landscape changes as the main drivers. *Biological Conservation* 170, 177–187.
- Delibes, M., Calzada, J., Chávez, C., Revilla, E., Ribeiro, B. a., Prado, D., Palomares, F. 2011. Unusual observation of an ocelot (*Leopardus pardalis*) eating an adult Linnaeus's two-toed sloth (*Choloepus didactylus*). *Mammalian Biology* 76(2), 240–241.
- Dent, D. H., Wright, J.S. 2009. The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review. *Biological Conservation* 142(12), 2833–2843.
- Dias, B.B. 2008. Área de vida e densidade populacional da preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae) na Mata Atlântica da região serrana do Espírito Santo. Belo Horizonte, MG: Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUCMINAS). Dissertação de Mestrado. 82p.
- Dias, B. B., Dias dos Santos, L. A., Lara-Ruiz, P., Cassano, C. R., Pinder, L., & Chiarello, A. G. 2008. First observation on mating and reproductive seasonality in maned sloths *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). *Journal of Ethology*, 27(1), 97–103.
- Duggan, J. M., Heske, E. J., Schooley, R. L. 2012. Gap-crossing decisions by adult Franklin's ground squirrels in agricultural landscapes. *Journal of Mammalogy*, 93(5), 1231–1239.
- Dunn, R. R. 2004. Recovery of Faunal Communities During Tropical Forest Regeneration. *Conservation Biology* 18(2), 302–309.
- ESRI, 2013. ArcGis, the Complete Geographical Information System. Redlands, California.
- Estes, G. M.; Kuespert, D. 1976. Delphi in industrial forecasting. *Chemical and Engineering News*, EUA. 40-47.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1), 487–515.
- Falconi, N., Vieira, E. M., Baumgarten, J., Faria, D., Giné, G. A. F. In Press. 2015. The home range and multi-scale habitat selection of the threatened maned three-toed sloth (*Bradypus torquatus*). *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*.

- Ferreira, R.L.C. 1997. Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa (UFV). Tese de Doutorado. 208p
- Fortin, M.J., Dale, M.R.T., 2005. Spatial Analysis: A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge.
- Galetti, M., & de Carvalho, O. 2000. Sloths in the Diet of a Harpy Eagle Nestling in Eastern Amazon. *The Wilson Bulletin* 112(4), 535–536.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Jr, R. O. B., Malcolm, J. R., Stou, P. C., Vasconcelos, H. L., Tocher, M. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223–229.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L. W., & Peres, C. A. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica* 39(1), 25–30.
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Sodhi, N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478(7369), 378–81.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206.
- Hines J. E. 2006. PRESENCE – Software to estimate patch occupancy and related parameters, version 7.8. USGS-PWRC. Disponível em: [http:// www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html](http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html).
- Hirsch, A., Chiarello, A. G. 2012. The endangered maned sloth *Bradypus torquatus* of the Brazilian Atlantic forest: a review and update of geographical distribution and habitat preferences. *Mammal Review* 42(1), 35–54.
- Hudgens, B. R., and N. M. Haddad. 2003. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. *The American Naturalist* 161:808–820.
- Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforestry Systems* 76, 1–10.
- Kajin, M., Grelle, C. E. V. 2012. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic forest mammal. *Ecological Research* 27(6), 1005–1013.
- Lahoz-Monfort, J. J., Guillera-Arroita, G., Wintle, B. A. 2014. Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 23(4), 504–515.

- Laurance, W. F. 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science*, 278(1997), 1117–1118.
- Laurance, W. F. 2005. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(12), 645–8.
- Laurance, W.F., Peres, C.A. 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, 563 pp.
- Laurance, W. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141(7), 1731–1744.
- Laurance, W. F., Vasconcelos, H. L. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13(03), 434–451.
- Lei da Mata Atlântica. Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006.
- Lira, P. K., Tambosi, L. R., Ewers, R. M., Metzger, J. P. 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 278, 80–89p.
- López, Nereyda Aracy Falconí. 2013. Área de uso e seleção de habitat da preguiçade-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no Sul da Bahia / Nereyda Aracy Falconí López. – Ilhéus, BA: UESC. Dissertação de Mestrado. 52p.
- MacKenzie, D. I., Royle, J. A., Brown, J. A., Nichols, J. D. 2004. Occupancy estimation and modeling for rare and elusive populations. In “Sampling Rare or Elusive Species: Concepts Designs, and Techniques for Estimating Population Parameters” (W. L. Thompson, ed.), pp. 149–172. Island Press, Washington, D.C
- MacKenzie, D. I., Royle, J. A. 2005. Designing efficient occupancy studies: General advice and tips on allocation of survey effort. *J. Appl. Ecol.* (in press).
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling - Inferring Patterns and Dynamics of Species occurrence*. 1st edition, Boston: Academic Press. 343p.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L. A., Palacios, R. 2004. Brief report of movements of *Alouatta palliata* among fragments in Los Tuxtlas. *Neotropical Primates* 12, 126–131.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., Metzger, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141(9), 2184–2192.
- Mather, A. S. 1992. ‘The forest transition’ *Area* 24, 367-79 - .1996. The inter-relationship of afforestation and agriculture in Scotland’ *Scottish Geographical Magazine* 112, 83-91.

- Mather, A., S. Needle. 1998. The forest transition: A theoretical basis. *Area* 30(2), 117–24.
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H.-J., Branthomme, A., 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 373–384.
- McShea, W. J., Stewart, C., Peterson, L., Erb, P., Stuebing, R., & Gimán, B. 2009. The importance of secondary forest blocks for terrestrial mammals within an Acacia/secondary forest matrix in Sarawak, Malaysia. *Biological Conservation* 142(12), 3108–3119.
- Mendes, S. L. 2006. Viabilidade populacional do muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo – Fase II. Relatório Final.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropical* 1, 1–19.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142(6), 1166–1177.
- Moguel, P., Toledo, V. M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems. *Conservation Biology* 13(1), 11–21.
- Montgomery, G.G.; Sunkist, M.E. 1975. Impact of sloths on Neotropical forest energy flow and nutrient cycling. In: GOLLEY, F.B. & MEDINA, E. (Orgs.) *Tropical Ecology Systems: Trends in Terrestrial and Aquatic Research*. Berlin: Springer-Verlog: p.69-98.
- Montgomery, G.G. 1978. *Habitat selection and use by two and three-toed sloths*. In: Montgomery, G.G. (Org.) **The ecology of arboreal folivores**. Washington: Smithsonian institution Press: p.329-359.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B & Kent J. 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. **Nature**, 403(24): 853-858.
- Nagy, K.A.; Montgomery, G.G. 1980. Field metabolic rate, water flux, and food consumption in three-toed sloths (*Bradypus variegatus*). *Journal of Mammalogy* 61(3), 465-472.
- Neteler, M., Mitasova, H. 2013. Open source GIS: a GRASS GIS approach, third edition. *The International Series in Engineering and Computer Science*, vol. 773 Springer, New York. 406p.

- Oliver, W. L. R.; Santos, I. B. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic Forest region of South-east Brazil. Wildlife Preservation Trust, Special Scientific Report. 4:21- 31.
- Paglia, A. P., De Marco Júnior, P., Costa, F. M., Pereira, R. F., & Lessa, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(1), 67–79.
- Peery, M. Z., & Pauli, J. N. 2014. Shade-grown cacao supports a self-sustaining population of two-toed but not three-toed sloths. *Journal of Applied Ecology* 51(1), 162-170.
- Pozo-Montuy, G., Serio-Silva, J.C. 2003. Locomotion and feeding on the ground by black howler monkeys (*Alouatta pigra*) in a very fragmented habitat of Rancheria Leona Vicario, Balancan Tabasco, Mexico. *American Journal of Primatology* 60, 65.
- Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá. Dados gerais do Município – Aspectos Econômicos. Disponível em <http://www.pmsmj.es.gov.br/>. Acesso em Janeiro de 2015.
- Prevedello, J. A., Vieira, M. V. 2010. Plantation rows as dispersal routes: A test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation* 143(1), 131–135.
- Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., Huth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* 222(12), 1986–1997.
- Queiroz, H.L. 1995. Preguiças e Guaribas: Os Mamíferos Folívoros Arborícolas do Mamirauá. Sociedade Civil Mamirauá/ MCT – CNPq, 160p.
- R Development Core Team, 2008. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<<http://www.R-project.org>>).
- Radford J.Q., Bennett A.F., Cheers G.J., 2005: Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124, 317-337.
- Ranta, P., Blon, T., Niemelä, J., Joensuu, E., Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain Forest of Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385-403.
- Réus, C. L., Souza, C. M. De. 2007. Estrutura Populacional de *Bradypus tridactylus* (Xenarthra, Bradypodidae) em fragmento florestal Urbano no Município de Manaus, Amazonas, Brasil. *Estudos Biológicos* 29(68/69), 249–256.

- Ries, L., D. M. Debinski. 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of central Iowa. *Journal of Animal Ecology* 70, 840–852
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6), 1141 – 1153.
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Fortin, M. 2011. Biodiversity Hotspots. In F. E. Zachos, J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 434p.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158, 87–99.
- Rodríguez, A., J. Andrén, G. Jansson. 2001. Habitat mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95, 383–396.
- Rudel, T., Perez-Lugo, M., Zichal, H. 2000. When Fields Revert to Forest: Development and Spontaneous Reforestation in Post-War Puerto Rico. *The Professional Geographer* 52(3), 386–397.
- Rudel, T. K., Bates, D., Machinguiashi, R. 2002. A Tropical Forest Transition? Agricultural Change , in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 92(1), 87–102.
- Rudel, T. K., Coomes, O. T., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15(1), 23–31.
- Rudel, T. K., Schneider, L., & Uriarte, M. 2010. Forest transitions: An introduction. *Land Use Policy*, 27, 95–97.
- Santos, A. R. dos, Júnior, H. C. de A., Eugenio, F. C. 2012. Evolução da Cobertura Florestal no Município de Santa Maria de Jetibá – ES. *Floresta e Ambiente* 19(3), 296–307.
- Silva, S. M., Summa, J. L., Summa, M. E. L., Geraldi, V. C., Belluci, M., Klefasz, A., Moraes-Barros, N. 2014. Contribution of wildlife governmental to conservation and biological study of sloths *Bradypus variegatus*. *Natureza E Conservação* 12(1), 79–85.
- Siqueira, E. R., Ribeiro, F. E. 2001. *A Mata Atlântica de Sergipe*. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, Brasil. 132p.
- SOS Mata Atlântica. 2014. Atlas dos Municípios da Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/101612/cidades-piaui-e-minas-lideram-desmatamento-na-mata-atlantica/>. Acesso em 10 de Janeiro de 2015.

- Taube, E., Vié, J.C., Fournier, P., Gentry, C. 1999. Distribution of two sympatric species of sloths (*Choloepus didactylus* and *Bradypus tridactylus*) along the Sinnamary River, French Guiana. *Biotropica* 31, 686-691.
- Tabarelli, M., Lopes, A., Peres, C. 2008. Edge effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early Successional System. *Biotropica* 40(6), 657–661.
- Tyre, A.J., Tenhumberg, B., Field, S.A., Niejalke, D., Parris, K., Possingham, H.P. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecological Applications* 13, 1790–1801.
- Uezu, A., Metzger, J. P., Vielliard, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123(4), 507–519.
- Vaughan, C.; Ramirez, O.; Herrera, G.; Guries, R. 2007. Spatial ecology and conservation of two sloth species in a cacao landscape in Limón, Costa Rica. *Biodiversity Conservation* 16, 2293-2310.
- Welsh, A. H., Lindenmayer, D. B., Donnelly, C. F. 2013. Fitting and interpreting occupancy models. *PloS One* 8(1), 1–21.
- Witt, W. C., N. Huntly. 2001. Effects of isolation on red-backed voles (*Clethrionomys gapperi*) and deer mice (*Peromyscus maniculatus*) in a sage-steppe matrix. *Canadian Journal of Zoology* 79, 1597–1603.
- White G., Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, 120–138
- Wright, S.J., H., Muller-Landau, C. 2006a. The future of tropical forest species. *Biotropica* 38, 207–301.
- Zollner, P.A., Lima, S.L., 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology* 80, 1019–1030.
- Zollner, P. a., Lima, S. L. 2005. Behavioral tradeoffs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* 108, 219–230.

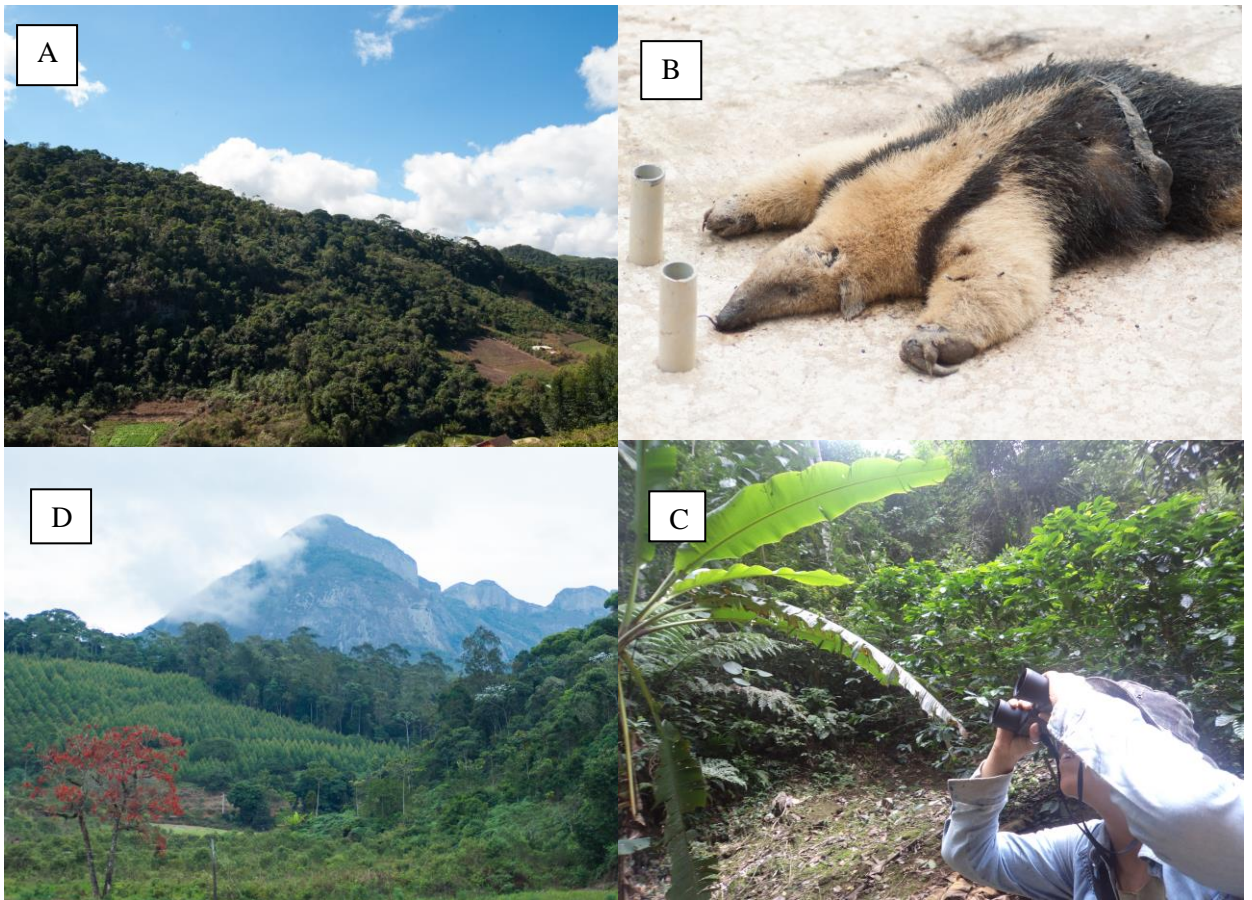
Apêndices

Apêndice I – Fotos da *B.torquatus* nos locais de coleta



A) *Cecropia* spp. Com folhas comida pelas preguiça-de-coleira; B) Preguiça-de-Coleira em uma *Cecropia* spp. C) com um filhote em seu corpo; D) utilizando plantas do cafezal para deslocamento.

Apêndice II – Fotos da paisagem de estudo



A) Foto de um dos fragmentos, rodeado por plantações; B) Indivíduo de *Tamandua tetradactyla* morto por cães domésticos; C) Foto no interior de um dos fragmentos; D) Foto da paisagem característica da região. Observe os eucaliptais ao redor dos fragmentos e a presença de um pasto.

Apêndice III – Modelo de questionário enviado aos pesquisadores

Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Biologia Geral



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



Prezado Pesquisador,

Venho por esse questionário pedir a sua contribuição para a minha pesquisa. Atualmente estou trabalhando com preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) no estado do Espírito Santo e no momento estou na parte das análises. Estou realizando um estudo de paisagem profundo dos fragmentos os quais amostréi no Município de Santa Maria de Jetibá, e uma das métricas é a qualidade da paisagem, tanto para a aquisição de recursos, quanto para a mobilidade do animal. Dessa forma, envio o questionário abaixo, baseado no Método Delphi. Isso permitirá uma maior acurácia nos dados. Aguardo desde já o retorno de vocês. Obrigada pela atenção.

Tabela 1: Atribuindo notas de 1 a 100 (100 seria a classe mais negativa para o animal), qual o peso da influência dessas classes de paisagem sobre a preguiça-de-Coleira (*Bradypus torquatus*)?

Classe	Peso (recurso)	Peso (mobilidade)
Cultivo de Café		
Cultivos Diversos		
Corpo d'água		
Reflorestamento Homogêneo (Eucalipto)		
Mata em estágio inicial de regeneração*		
Mata em estágio intermediário de regeneração*		
Mata em estado avançado de regeneração/vegetação primária*		
Pastagem		
Pastagem Abandonada		
Mancha Urbana		
Afloramento rochoso		

* De acordo com a resolução do Conama N°10 de 1° de Outubro de 1993

Apêndice IV: Características gerais dos pontos com a *Bradypus torquatus*, sendo que AD: Altura do Dossel, AC – Abertura da Copa, Clar-Clareiras, Vis-Visibilidade, ICH-índice de Complexidade de Habitat, AI-Árvores Importantes, AAF-Aumento de Área Florestada, IM-Influência da Matriz, DB-Distância da borda.

Locality	Latitude	Longitude	Número de Registros	AD	AC	Clar	Vis	ICH	AI	Area	AAF	IM	DB
Horto Municipal P2	-19.987205	-40.713332	1	19.35	7.4	0.2	20	27.89	0.6	150	36.05	31.81	30
Pousada Paraíso	-20.021673	-40.722004	3	25.7	28	0.2	15	16.47	0.6	24	57.86	44.67	50.206
Mata do Belém P1	-20.039337	-40.700616	1	18.35	20.2	0.4	17	27.89	1	79	37.9	52.88	43.456
São Sebastião do meio 2	-20.0342192	-40.75181	1	18.93	10.2	0	22	8.63	1	12	45.51	58.17	100.966
Vila dos Italianos	-20.034981	-40.746548	1	25.52	4.4	0.2	14	0	0.8	53	62.56	42.77	95.284
Córrego do Ouro 1	-20.060391	-40.750373	2	27.2	5.4	0	24	14.91	1	1379	86.07	43.13	70.971
Córrego do Ouro 2	-20.051567	-40.754867	1	27.35	8.2	0.2	13	9.68	1	31	35.14	48.77	86.636
Alto Santa Maria 1 P1	-20.094021	-40.831627	2	28.93	8.8	0.6	18	10.43	1	31	36.95	39.93	43.713
Alto Santa Maria 2	-20.091818	-40.823278	3	30.23	7.2	0.2	21	19.35	0.8	222	69.74	39.3	54.387
Fazenda Espíndula 1	-20.176012	-40.893964	1	22.24	4.6	0.2	24	13.87	0.8	41	39.61	53.87	67.477
Fazenda Espíndula 2	-20.176513	-40.905899	2	19.37	9.33	1	10	18.17	1	8	36.43	62.97	82.742
Fazenda Espíndula 3	-20.1724622	-40.897103	1	23.76	10.6	0.6	6	22.88	0.8	55	65.45	36.45	52.426
Rio Lamengo	-20.1737023	-40.871699	2	19.1	8.2	0.4	15	22.02	1	257	40.19	15.23	42.426
Alto Rio Possmoser 2 A3	-20.077907	-40.885586	2	23.13	4.6	0.2	12	2.18	0	53	-6.34	47.99	124.82
Alto Rio Possmoser 3 A6	-20.060815	-40.853566	2	30.47	3.6	0.8	7	6.13	0.6	149	77.16	38.39	62.434
Morro do Gelo	-19.989208	-40.758601	1	18.05	6.8	0	24	8.65	0.8	12	97.5	43.49	59.637
Média				23.605	9.221	0.33	16	1.432	0.8	159.75	51.111	43.739	57.057
Desvio Padrão				4.421	4.028	0.29	6	6.875	0.175	1.723	19.82	7.894	21.211

Apêndice V: Características gerais dos pontos sem a *Bradypus torquatus*, sendo que AD: Altura do Dossel, AC – Abertura da Copa, Clar-Clareiras, Vis-Visibilidade, ICH-índice de Complexidade de Habitat, AI-Árvores Importantes, AAF-Aumento de Área Florestada, IM-Influência da Matriz, DB-Distância da borda.

Localidade	Latitude	Longitude	Número de Registros	AC	AD	Clar	Vis	ICH	AI	Area	AAF	IM	DB
Horto Municipal P1	-19.988881	-40.708238	0	16.18	15.2	0.6	6	18.61	0.4	15	52.14	45.88	47.071
Alto Recreio	-19.989356	-40.702079	0	20.72	4.2	0.2	22	18.26	1	93	-2.67	51.54	80.932
Mata do Belém P2	-20.04366486	-40.6963592	0	20	28.6	0.6	9	10.61	0.4	79	37.9	42.96	46.217
Mata da Farese	-20.029342	-40.745789	0	17.54	7	0.6	14	5.77	0.4	12	48.54	60.55	97.042
Mata da Comunidade	-20.02616	-40.750958	0	18.09	5.4	0.2	13	11.69	0	22	77.51	55.37	95.669
São Sebastião do meio 1	-20.02338414	-40.7612342	0	20.9	8.4	0.2	16	18.26	0.6	67	43.26	31.18	60.484
Córrego do Ouro 3	-20.084373	-40.768007	0	19.07	9.2	0.2	17	26.71	0.2	641	57.21	48.87	73.812
Rio das Pedras P1	-20.072914	-40.74646	0	16.37	10.8	0.2	13	17.9	0.6	1379	86.07	22.99	30
Rio das Pedras P2	-20.077406	-40.744104	0	19.51	9.4	0.4	17	11.86	0.4	1379	86.07	21.87	46.971
Alto Santa Maria 1 P2	-20.097386	-40.83507	0	25.99	5.4	0.2	21	9.72	0.8	31	36.95	32.3	0
Córrego Simão 1	-20.13382993	-40.8951778	0	12.75	27	0.8	12,5	16.08	0.2	1	100	57.68	97.897
Córrego Simão 2	-20.12652587	-40.8958065	0	18.1	5.4	0.2	23	17.55	0.2	146	43.86	39.32	55.803
Gonçalves 1	-20.134103	-40.884654	0	13.65	13.6	0.4	23	19.27	0.6	34	81.74	50.32	66.098
Fazenda Espíndula 4	-20.168364	-40.889788	0	14.24	10.8	0.6	12	27.72	0.2	26	79.46	47.94	118.491
Recreio A1	-20.013464	-40.701188	0	18.75	7.6	0.2	11	7.56	0.2	66	73.08	39.71	42.426
Alto Rio Possmoser 1 A2	-20.060457	-40.837247	0	16.5	5.4	0.2	15	12.95	0.6	18	62.72	54.27	78.918
Mata do Pastor A4	-20.070142	-40.784725	0	22.89	7	0.4	14	13.6	1	641	57.21	26.94	44.142
	Média			18.31	10.61	0.36	15.21	15.536	0.459	273.529	60.062	42.923	63.646
	Desvio Padrão			3.345	7.139	0.197	4.725	6.007	0.29	461.123	24.99	12.198	29.48

