UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)

Luana D'Avila Centoducatte

Vitória, ES
Fevereiro, 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)

Luana D'Avila Centoducatte

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal

Vitória, ES
Fevereiro, 2011

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

Df

D'Avila Centoducatte, Luana, 1985-
Fragmentação da Mata Atlântica e conservação do muriqui-do norte, Brachyteles hypoxanthus (Primates, Atelidae) / Luana D'Avila Centoducatte. - 2011.
67 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Biologia de conservação. 2. Ecologia animal. 3. Habitat (Ecologia) - Conservação. 4. Paisagens fragmentadas. 5. Animais em extinção. 6. Primatas. I. Lucena Mendes, Sérgio. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIENCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO E DOUTORADO EM BIOLOGIA ANIMAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "Fragmentação da Mata Atlântica e Conservação do muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae)"

AUTOR: LUANA D'AVILA CENTODUCATTE

ORIENTADOR: Prof. Dr. SÉRGIO LUCENA MENDES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM BIOLOGIA ANIMAL, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL, pela comissão examinadora:

Dr. SÉRGIO LUCENA MENDES
Orientador

Dr. VALÉRIA FAGUNDES
Membro Interno

Dr. FRANCISCO CANDIDO CARDOSO BARRETO
Membro Interno

Dr. DANILO BOSCOLO
Membro Externo

DATA DA REALIZAÇÃO: Vitória, 25 de fevereiro de 2011.

Agradecimentos

Sou sinceramente grata, em especial:

Ao meu orientador prof. Sérgio Lucena Mendes, pelas grandes idéias e discussões sobre a Ciência, além da confiança em desenvolver essa dissertação e outros tantos projetos.

Aos amigos do Laboratório de Biologia da Conservação – UFES, que compartilharam horas e horas de trabalho e cafezinho ao longo desses quase quatro anos. Mais especial ainda, Andressa, Bertha, Bruna, Carla "Cacs", Dani, Jardel, Karol e Maria Alice, por constantemente me fazerem esquecer e lembrar que eu tinha uma dissertação para escrever; e Jardel, Joana, Flávia "com coração", Bruna, Lívia e Dani por toda ajuda nas campanhas de campo.

À Flávia "com coração", que considero minha primeira orientada de graduação, por toda ajuda nas etapas finais da criação dos mapas.

Ao Francisco "Chicó" Candido Cardoso Barreto, que me ajudou não só a rodar as análises estatísticas, como a compreendê-las.

Ao Felipe Seiter, que me ajudou no delineamento da metodologia para classificar os fragmentos florestais.

Ao Rogério Ribeiro, fundamental para execução dos trabalhos em campo. Esse estudo também não poderia ter sido realizado sem o consentimento de Paulo Seick e família, que permitiram a instalação da sede do Projeto Muriqui em suas terras.

Ao prof. Dr. Cláudio Bohrer, pelas agradáveis discussões, além de me oferecer todo suporte no Laboratório de Ecologia da Paisagem – UFF. Ajuda especial de Rafael Mussi, que mesmo focado na própria dissertação conseguiu tempo para me ajudar na segmentação dos mapas.

Ao Laboratório de Geofísica – UFF, por permitir o uso de programas de geoprocessamento devidamente licenciados.

Às meninas de preto, que me deram um suporte científico-emocional (se é que posso chamar assim!) principalmente nos momentos de redação da dissertação. Novamente agradeço a Dani, agora pela revisão do segundo capítulo desta dissertação.

Ao João, que compartilhou comigo vários momentos durante esses árduos anos, desde a graduação até a conclusão das nossas dissertações.

A toda minha família, obrigada pelo apoio e por me deixarem seguir o meu próprio caminho.

Forneceram suporte financeiro para essa pesquisa a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), com a concessão da bolsa de mestrado, e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), com financiamento do Projeto Muriqui.

Sumário

Resumo **06**
Abstract **07**
Apresentação **08**
Capítulo 1: Fragmentação da Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo..... **13**
1. Introdução **14**
2. Métodos **16**
2.1. Área de estudo **16**
2.2. Fonte de dados espaciais **16**
2.3. Coleta de dados em campo **17**
2.4. Classificação de uso e cobertura do solo **18**
2.5. Mapas de topografia e hidrografia **20**
2.6. Validação dos mapas **20**
2.7. Análise dos dados **21**
3. Resultados **23**
3.1. Uso e cobertura do solo **23**
3.2. Topografia **24**
4. Discussão **26**
5. Referências **29**
Capítulo 2: Estrutura da paisagem e ocorrência do muriqui-do-norte na Mata Atlântica fragmentada **32**
1. Introdução **33**
2. Métodos **35**
2.1. Área de estudo **35**
2.2. Espécie estudada **36**
2.3. Estrutura da paisagem **38**
2.3.1. Caracterização da paisagem **38**
2.3.2. Seleção de critérios para desenvolvimento do modelo **39**
2.4. Desenvolvimento do modelo **42**
3. Resultados **44**
3.1. Ocorrência de muriquis-do-norte **44**
3.2. Modelos simples **45**
3.3. Modelos múltiplos **48**
3.4. Fragmentos florestais com potencial de adequabilidade **49**
4. Discussão **50**
4.1. Modelos de ocorrência de muriquis-do-norte **50**
4.2. Fragmentos florestais com potencial de adequabilidade **53**
5. Referências **55**
Anexos **60**

Lista de Tabelas

Tabela 1.1. Descrição da fisionomia das classes de uso e cobertura do solo utilizadas para classificação das fotografias aéreas do município de Santa Maria de Jetibá, ES **19**
Tabela 1.2. Área das classes de uso e cobertura do solo no município de Santa Maria de Jetibá, ES.... .. **24**
Tabela 1.3. Uso e cobertura do solo por classe de altitude no município de Santa Maria de Jetibá. **25**
Tabela 1.4. Uso e cobertura do solo por classe de declividade no município de Santa Maria de Jetibá... **25**
Tabela 2.1. Localidades no município de Santa Maria de Jetibá com ocorrência confirmada do muriqui-do-norte. **37**
Tabela 2.2. Métricas utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem de fragmentos florestais e a composição do entorno em um raio de 2 km ao redor do centro do fragmento..... **41**
Tabela 2.3. Área dos fragmentos florestais que apresentam ocorrência confirmada ou suspeita de ocorrência de muriqui-do-norte no município de Santa Maria de Jetibá. **45**
Tabela 2.4. Modelos simples (uma variável) da relação entre a ocorrência de muriquis-do-norte e os atributos da paisagem..... **47**
Tabela 2.5. Melhores modelos explicativos e validação dos resultados para ocorrência de muriquis-do-norte. **49**

Lista de Figuras

Figura 1.1. Localização do município de Santa Maria de Jetibá, ES..... **17**
Figura 1.2. Fluxograma apresentando os métodos utilizados para obtenção de dados e análise em ambiente SIG, com o mapa de caracterização ambiental de Santa Maria de Jetibá como produto final.... ..... **22**
Figura 1.3. Parte da área de estudo no ano de 2008, município de Santa Maria de Jetibá, ES. **23**
Figura 2.1. Localização do município de Santa Maria de Jetibá, ES..... **36**
Figura 2.2. Área de estudo com uma paisagem circular de 2 km de raio, tendo como referência o centróide de um fragmento. Representação de floresta em estágio inicial de sucessão em verde claro; estágio médio, em verde médio; estágio avançado/vegetação primária, em verde escuro; e matriz associada a atividades humanas, em cinza. Triângulos pretos representam localidades de ocorrência de muriquis. **40**
Figura 2.3. Fluxograma apresentando as etapas para o desenvolvimento do modelo de áreas adequadas para o muriqui-do-norte no município de Santa Maria de Jetibá, ES **43**
Figura 2.4. Funções das regressões logísticas dos modelos simples, com apenas uma variável..... **48**
Figura 2.5. Fragmentos florestais (verde) adequados para muriquis nos melhores modelos gerados (simples e múltiplos). Triângulos representam localidades confirmadas de presença da espécie. Só foram analisados os fragmentos que se inserem completamente no município de Santa Maria de Jetibá **50**

Resumo

A Mata Atlântica é uma das formações florestais mais afetadas pelo processo de fragmentação, e vem sendo reduzida a pequenos fragmentos numa paisagem complexa, constituída por fragmentos isolados ou parcialmente conectados, circundados por matriz heterogênea de diferentes usos do solo. Estradas, topografia e uso do solo são alguns fatores associados aos impactos nas florestas, desempenhando papel importante na dinâmica florestal. Perda e fragmentação de hábitat também são ameaças à conservação da biodiversidade, sendo atualmente as principais causas de extinção de espécies, como o muriqui-do-norte, um primata endêmico da Mata Atlântica ameaçado de extinção. Este trabalho teve como objetivo caracterizar a paisagem do município de Santa Maria de Jetibá e identificar como a ocorrência de muriquis numa área de Mata Atlântica está relacionada com o arranjo espacial de fragmentos florestais e a matriz de uso do solo no entorno, utilizando Sistemas de Informações Geográficas e sensoriamento remoto. Foram utilizadas regressões logísticas para explicar a relação entre o padrão de ocorrência da espécie e 14 variáveis da paisagem. A paisagem do município apresenta grande quantidade de floresta nativa, porém num arranjo espacial fragmentado, com alta densidade de manchas de floresta. Os fragmentos florestais são pequenos e próximos, porém, circundados por uma matriz heterogênea formada principalmente por cultivos agrícolas. A topografia foi identificada como um fator que influencia os padrões espaciais de uso e cobertura do solo, onde florestas são mais preservadas em áreas de maior declividade e regiões menos inclinadas são freqüentemente utilizadas para agricultura. As características espaciais da paisagem explicam grande parte da variação de ocorrência de muriquis nos fragmentos de Mata Atlântica. Modelos sugerem que a probabilidade de ocorrência de muriquis é maior em fragmentos florestais maiores, de forma mais complexa, mais próximos de outros fragmentos e em terrenos menos inclinados. A probabilidade de ocorrência é menor em fragmentos circundados por reflorestamento homogêneo, pastagem e pastagem abandonada. Dos 208 fragmentos analisados, apenas 27 foram identificados como potencialmente adequados para ocorrência de muriquis. Os fatores históricos talvez sejam os principais responsáveis pela ausência da espécie em fragmentos adequados não ocupados. As hipóteses relacionadas são que as populações de muriqui fazem parte de uma meta população; esses fragmentos florestais não existiam no passado; ou que há um processo de extinção regional de muriquis em andamento em Santa Maria de Jetibá. Identificar os fragmentos florestais potencialmente adequados para suportar populações de muriquis fornece base para intervenção na paisagem e conservação da espécie.

Palavras-chave: *Brachyteles hypoxanthus*; conectividade de habitat; heterogeneidade da paisagem; uso e cobertura do solo; adequabilidade de habitat.

Abstract

The Atlantic Forest is one of the forests most affected by fragmentation process, and has been reduced to small forest patches due to exploitation of resources and agriculture. Deforestation leads to the formation of a complex landscape, formed by isolated or partially connected patches, surrounded by a heterogeneous matrix of different land uses. Roads, topography and land use are factors associated with impacts on forests, playing an important role in forest dynamics. The habitat loss and fragmentation are also threats to biodiversity conservation, and it is currently the major causes of species extinction. One of the species most affected by fragmentation is the northern muriqui, an endemic primate of the Atlantic forest and threatened with extinction. This study aimed to characterize the landscape of the municipality of Santa Maria de Jetibá and identify how the occurrence of muriquis in an Atlantic forest region is related to the spatial arrangement of forest fragments and the matrix of land use, using Geographic Information Systems and remote sensing. Logistic regressions were used to explain the relationship between the pattern of occurrence and 14 landscape variables. The landscape has a high proportion of native forest compared to other areas of Atlantic Forest, but in a spatial fragmented arrangement, with high density of forest patches. The forest fragments are small and closer to each other, however, they are surrounded by a heterogeneous matrix, mainly of agricultural crops. The topography was identified as a key factor on the spatial patterns of land use and land cover, where forests are best preserved in areas with steep slope while low slope areas are more often used for agriculture. The spatial characteristics of the landscape explain most of the variation in the occurrence of muriquis in forest patches. Models suggest that the probability of occurrence of muriquis is higher in larger forest patches, in a more complex way, closer to other fragments and less steep areas. The probability is lower in fragments surrounded by homogeneous reforestation, grazing land and abandoned grazing land. Of 208 patches analyzed, 27 were identified as potentially suitable for the occurrence of muriquis. The historical factors may be primarily responsible for the absence of the species in unoccupied suitable patches. The hypotheses are that the populations of muriquis are part of a metapopulation; these forest fragments did not exist before; or that there is a regional process of extinction of muriquis in progress in Santa Maria de Jetibá. Identify potentially suitable forest patches to support populations of muriquis provides a basis for intervention in the landscape and species conservation.

Keywords: *Brachyteles hypoxanthus*; habitat connectivity; landscape heterogeneity; land use / land cover; habitat suitability.

Apresentação

Apresentação

A Mata Atlântica sofre impactos antrópicos há milhares de anos, desde a ocupação por povos indígenas. Entretanto, a redução da cobertura florestal só se intensificou na região costeira brasileira a partir da colonização portuguesa, principalmente para exploração de recursos e implantação da agropecuária. Especialmente a partir do século XIX, a construção de estradas acelerou o desmatamento da Mata Atlântica, promovendo acesso a áreas remotas (Neto, 2001). Atualmente encontra-se reduzida a menos de 12% de sua extensão original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2009). Como é uma formação muito heterogênea, a fragmentação em qualquer região significa perda sensível da diversidade biológica (Leitão Filho, 1994).

O uso e a ocupação do solo desempenham um importante papel na dinâmica florestal. A demanda global, nacional e regional por produtos agrícolas criam novos padrões de uso do solo e influenciam as taxas de desmatamento (Fearnside, 2008; Freitas et al., 2010), alterando a conectividade entre populações animais e vegetais, e influenciando na persistência das espécies na paisagem natural (Taylor et al., 1993).

As principais ameaças à biodiversidade são a perda de habitat e a fragmentação, sobretudo para a maioria das espécies de vertebrados que enfrentam processo de extinção (Groombridge, 1992). Essas alterações na paisagem podem limitar a capacidade de dispersão e colonização das espécies, pois os remanescentes florestais frequentemente encontram-se isolados uns dos outros por uma paisagem modificada ou degradada (Primack e Rodrigues, 2001). Como resultado, as espécies não recolonizam os fragmentos após as populações originais terem sido extintas regionalmente (Lovejoy et al., 1986; Bierregaard et al., 1992).

Os estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas vêm sofrendo uma mudança de paradigma com os conceitos definidos pela Ecologia da Paisagem (Metzger, 2001). Projetos atuais buscam por ferramentas que possam ser utilizadas para estratégias de manejo e de conservação, dentre elas os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) e Sensoriamento Remoto. Estas ferramentas podem ser usadas na análise de dinâmica da paisagem, associando modificações espaciais a possíveis perturbações naturais ou antrópicas (Uezu, 2006). Relacionando dados espaciais com dados biológicos, é possível verificar a influência da paisagem na manutenção da biodiversidade de uma região (Wilson, 1989).

Dentre os atributos espaciais de uma paisagem heterogênea, a área de um fragmento florestal pode ser um dos parâmetros mais importantes para explicar as variações de ocorrência de espécies (Debinski e Holt, 2000). Além disso, remanescentes florestais podem apresentar qualidade de habitat comprometida, com áreas núcleo pequenas e influência maior de fatores externos. A proximidade com outros fragmentos também parece um critério relevante na persistência das espécies (Turner, 1989). A sobrevivência regional das espécies depende tanto da taxa de extinção em fragmentos de habitat quanto do fluxo da espécie entre os fragmentos (Den Boer, 1981). Logo, espécies em remanescentes isolados possuem menor probabilidade de persistência.

A maioria das espécies brasileiras ameaçadas de extinção encontra-se na Mata Atlântica. Esta formação florestal é considerada o quinto mais importante *hotspot* de biodiversidade do planeta (áreas com grande riqueza de espécies, alto grau de endemismo e sob forte ameaça) (Myers et al., 2000). Dentre as espécies neotropicais ameaçadas, destaca-se o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), uma das espécies de primatas mais ameaçadas de extinção do mundo (Mittermeier et al., 2006). Encontra-se na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (2008), e na lista brasileira de espécies ameaçadas, ambas na categoria criticamente em perigo. É um animal grande e carismático e pode se tornar uma espécie bandeira para conservação da biodiversidade no Brasil e na Mata Atlântica, assim como o panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*) é para a China (Mittermeier, 1986).

A extinção do muriqui em grande parte de sua distribuição histórica é decorrente, sobretudo, da destruição das florestas (Aguirre, 1971; Mittermeier et al., 1987). No município de Santa Maria de Jetibá, estado do Espírito Santo, a vulnerabilidade à extinção e o declínio populacional de muriquis deve-se principalmente ao isolamento dos fragmentos florestais, impedindo a dispersão de fêmeas jovens para outras populações (Coutinho, 2007). São necessárias medidas urgentes para minimizar o efeito do isolamento dessas pequenas populações, promover a recuperação funcional de determinadas unidades ecológicas e com isso, incentivar a conservação e restauração da Mata Atlântica. O próximo passo para estabelecer direcionamentos de pesquisa e medidas de conservação é entender como os remanescentes florestais de Mata Atlântica estão arranjados e como as populações de muriquis estão distribuídas nos fragmentos de mata nativa.

Para responder, pelo menos em parte, essa pergunta, este trabalho teve como enfoque central identificar de que forma o arranjo espacial de fragmentos florestais e a matriz de uso e cobertura

do solo no entorno dos fragmentos estão relacionados com a ocorrência de muriquis-do-norte na Mata Atlântica.

Referências

Aguirre, A. C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Situação Atual da Espécie no Brasil. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. 53pp.

Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E.J., Kapos, V., Santos, A.A., Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. Bioscience 42, 859-866.

Coutinho, B.R. 2007. Análise de viabilidade populacional do muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá – Espírito Santo. Dissertação de Mestrado. Vitória: UFES. 120 pp.

Debinski, D.M., Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. Conservation Biology 14, 342–55

Den Boer, P. J. 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. Oecologica 50, 39-53.

Fearnside, P.M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. Ecology and Society 13, 23.

Freitas, S.R., Hawbaker, T.J., Metzger, J.P. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. Forest Ecology and Management 259, 410–417.

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2005-2008. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE: São Paulo.

Groombridge, B. (ed). 1992. Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK Chapman and Hall, London.

IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Acesso: Julho 2010.

Leitão Filho, H.F. 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic Rain Forest. Anais da Academia Brasileira de Ciências 66 (suppl. 1), 91-96.

Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcom, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soule, M.E. (Ed.), Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity, Sinauer, Sunderland, MA, pp. 257–285.

Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? Biota Neotropica 1, 1-9.

Mittermeier, R.A. 1986. Primate conservation priorities in the Neotropical region. In: Primates: The Road to Self-sustaining Populations. New York: Springer-Verlag, 221-240.

Mittermeier, R.A., Valle, C.M.C., Alves, M.C., Santos, I.B., Pinto, C.A.M., Strier, K.B., Young, A.L., Veado, E.M., Constable, I.D., Paccagnella, S.G. and Lemos de Sá, R.M. 1987. Current distribution of the muriqui in the Atlantic Forest region of Eastern Brazil. Primate Conservation 8, 143 – 149.

Mittermeier, R. A.,Valladares-Pádua, C., Rylands, A.B., Eudey, A.A., Butynski, T.M., Ghanzorn, J. U., Kormos, R., Aguiar, J.M. & Walker, S. 2006. Primates in Peril: the world´s 25 most endangered primates, 2004-2006. Primate Conservation 20, 1-28.

Myers, N.; Mittermeier, R.A. Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 403, 853-858.

Neto, O.L., 2001. Transportes no Brasil: história e reflexões. Empresa Brasileira de Planejamento de Transportes/GEIPOT, Brasília.

Primack, R.B., Rodrigues, E. 2001. Biologia da Conservação. Londrina, Editora Planta. 328p.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 69, 571-573.

Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. Annual Review of Ecology and Systematics 20, 171-97.

Uezu, A. 2006. O uso de sistema de informações geográficas em Biologia da Conservação. In: Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre. Ed. Da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2ed. Curitiba. 481-497.

Wilson, E. O. 1989. Threats to Biodiversity. Scientific Amerrican 261, 108-116.

CAPÍTULO 1

Fragmentação da Mata Atlântica em Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo

1. Introdução

O processo de destruição das florestas tropicais tem sido uma das maiores preocupações da comunidade científica internacional. O desmatamento de áreas florestais leva a formação de uma paisagem complexa, formada por fragmentos disjuntos ou parcialmente conectados entre si, circundados por uma matriz heterogênea de diferentes usos do solo. Dentre as formações florestais mais afetadas, destaca-se a Mata Atlântica, que vem sendo fragmentada devido, principalmente, à exploração de recursos e à implantação da agropecuária. Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2009), a Mata Atlântica encontra-se reduzida a menos de 12% de sua extensão original.

A matriz de uso do solo que circunda fragmentos florestais exerce influência direta na dinâmica florestal. As necessidades por produtos agrícolas em nível global, nacional ou regional moldam os padrões de uso do solo e influenciam as taxas de desmatamento (Fearnside, 2008; Freitas et al., 2010). Isso afeta a dinâmica do ecossistema como um todo, fragmentando o habitat e alterando a conectividade entre populações animais e vegetais, influenciando na persistência de espécies na paisagem natural (Taylor et al., 1993).

Em paisagens fragmentadas circundadas por matrizes complexas, o conjunto de habitats pode se apresentar de forma mais favorável ou menos favorável para uma determinada espécie. É necessário conhecimento dos atributos da paisagem relacionados às necessidades intrínsecas da biologia da espécie estudada, considerando fatores como área de vida, exigências alimentares, local de abrigo e reprodução (Macdonald e Rushton, 2003). Os efeitos da fragmentação sobre a fauna são particularmente sentidos em mamíferos, pois grande parte das espécies são ecologicamente exigentes e especialistas quanto a qualidade de hábitat, dieta e área de vida (Wilcox, 1980). Dentre as espécies neotropicais ameaçadas, o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) é uma das espécies de primatas mais ameaçadas de extinção do mundo (Mittermeier et al., 2006) e atualmente é encontrado na Mata Atlântica somente em habitats fragmentados.

Para garantir a conservação de espécies e ambientes naturais são necessários esforços que controlem as pressões antrópicas exercidas nos ecossistemas. O avanço de estratégias e técnicas no âmbito do planejamento e manejo ambiental certamente teve a contribuição da revolução tecnológica, a partir da segunda metade do século XX. A necessidade em mapear e monitorar recursos naturais requer a incorporação de ferramentas de apoio a tarefas e projetos cada vez mais complexos, como o uso do sensoriamento remoto, de sistemas de informações geográficas (SIGs) e de sistemas computacionais de alta capacidade (Lang e Blaschke, 2009).

Essas ferramentas permitem o processamento de um maior contingente de dados e a associação de fontes distintas de informação.

As técnicas de sensoriamento remoto têm um papel relevante no planejamento e gerenciamento de grandes áreas. O sensoriamento remoto consiste na utilização de sensores que captam radiações eletromagnéticas emitidas por objetos na superfície da terra, transformando-as em imagens (Lillesand e Kiefer, 2000). Essas imagens podem ter origem orbital, a partir de satélites, ou sub-orbital, representados pelas fotografias aéreas geradas a partir de sobrevôos (Jensen, 2009). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006) o levantamento da tipologia de uso do solo pode ser identificado através de padrões homogêneos da cobertura terrestre analisado por meio de fotografias aéreas ou imagens de satélite.

Outra técnica fundamental para o planejamento ambiental é o SIG, que possibilita a organização de dados obtidos de imagens de satélite e fotografias aéreas (sensoriamento remoto) para produzir conhecimento útil na forma de mapas, imagens, estatísticas e gráficos, onde as informações estão intrinsecamente relacionadas a variáveis espaciais (Bonham-Carter, 1996). Isso permite o desenvolvimento de trabalhos que integrem os diferentes componentes do meio, fundamental para o planejamento ambiental (Risser, 1985). SIGs são ferramentas que podem ser usadas na análise espacial da paisagem, fornecendo embasamento para o conhecimento da composição, da estrutura e da dinâmica dos ecossistemas e associando modificações espaciais a possíveis perturbações naturais ou antrópicas (Uezu, 2006).

Baseando-se nas ferramentas de sensoriamento remoto e SIG e na disponibilidade de dados de imagens de satélite e fotografias aéreas, é possível elaborar bases cartográficas digitais para serem utilizadas como fontes preliminares para análise de dados. Essa caracterização ambiental prévia da região estudada possibilita a otimização de trabalhos de campo e de coleta de dados, além de fornecer subsídio para estratégias de manejo e conservação dos ecossistemas (Bitencourt et al., 2007).

O presente estudo compreende uma análise da composição e da estrutura da paisagem do município de Santa Maria de Jetibá, estado do Espírito Santo, a partir do levantamento do uso do solo e da cobertura florestal atual da região, da distribuição da malha viária e dos corpos d'água, e da conformação do relevo (altitude e declividade). A partir desses dados, foi elaborada uma base cartográfica para caracterizar os fragmentos florestais e a paisagem do município de Santa Maria de Jetibá, além de fornecer subsídios para análise de dados do Projeto Muriqui e estratégias de conservação da espécie em nível regional.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido no município de Santa Maria de Jetibá (Figura 1.1), região centro-serrana do estado do Espírito Santo (41º02'W – 40º35'W; 19º56'S – 20º13'S), situado a 80 km de Vitória, capital do estado. O município está localizado na mesorregião central espírito-santense e na microrregião de Santa Teresa (IBGE, 2002), e apresenta área de 734 km². Está situado na formação geomorfológica do Complexo Cristalino e inserido no domínio fitogeográfico de Mata Atlântica Sub-Montana e Montana (Mendes et al., 2005a).

A região foi colonizada por imigrantes europeus a partir do século XIX, principalmente por famílias provenientes da região da Pomerânia. Até hoje sustentam no município a cultura semelhante à do país de origem, destacando-se a preservação da língua, dos costumes e da estrutura agrária. Por isso, o sistema de agricultura familiar em pequenas propriedades representa a principal atividade econômica de Santa Maria de Jetibá, com grande diversidade de produção agrícola (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá, 2010a).

Esse histórico de ocupação levou à intensa fragmentação da Mata Atlântica até a década de 1970. A região estudada é composta principalmente por florestas secundárias restabelecidas após esse período, ocorrendo um incremento de mata que atingiu 35% de cobertura de florestas em estágio médio e avançado de sucessão no município até o ano de 2005 (Almeida Jr, 2006). Atualmente os remanescentes florestais são circundados principalmente por uma matriz de agropecuária, onde a olericultura representa a principal atividade econômica em termos de quantidade de propriedades, com 80% dos produtores envolvidos. Porém, a avicultura constitui a principal fonte de renda do município (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá, 2010a).

2.2. Fonte de dados espaciais

As fotografias aéreas da área de estudo referentes a 2008 foram cedidas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA), com escala 1:15.000 e resolução espacial de 1m (Ortofotomosaico IEMA 2007/2008). Além disso, foram utilizadas cartas do IBGE 1978 em escalas 1/50.000 e 1/100.000 e dados georreferenciados obtidos durante as campanhas de campo com auxílio de GPS no Sistema de Projeção UTM, Datum WGS84, zona 24S.

Figura 1.1. Localização do município de Santa Maria de Jetibá, ES**.**

2.3. Coleta de dados em campo

Foram realizadas três campanhas de campo (abril de 2009, novembro de 2009 e maio de 2010) para estabelecer as classes de uso e cobertura do solo que compõem o mosaico da paisagem de Santa Maria de Jetibá, verificar pontos duvidosos na identificação e também para traçar amostras da malha viária municipal. Além disso, foram coletados 420 pontos aleatórios de controle para verificar a correspondência entre as classes reconhecidas nas fotografias aéreas e o que existe na realidade (ver item 2.8).

Os estágios sucessionais dos fragmentos florestais foram diferenciados através da estimativa da área basal da vegetação, segundo parâmetros definidos de acordo com a resolução Nº10, de 1º de outubro de 1993, do CONAMA. Foram selecionadas 30 parcelas de 10x10m para amostragem de DAP (diâmetro à altura do peito) das árvores e calculada a área basal em m²/ha. A distribuição diamétrica e a altura das árvores são alguns dos quesitos estabelecidos como parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão da Mata Atlântica brasileira. O Decreto Nº 4.124-N, de 12 de junho de 1997 do Governo do Estado do Espírito Santo estabelece que a vegetação secundária pode ser diferenciada, dentre outras características, através da estimativa de sua área basal, de acordo com os seguintes parâmetros:

(1) *Vegetação em Estágio Inicial de Regeneração* – apresenta espécies lenhosas com distribuição diamétrica de amplitude pequena, com a sua área basal variando de 02 a menor que 10m²/ha, considerando os indivíduos com DAP maior ou igual a 10 cm; (2) *Vegetação em Estágio Médio de Regeneração* – a distribuição diamétrica é moderada, com área basal variando de 10 a menor que 18 m²/ha, considerando os indivíduos com DAP maior ou igual a 10 cm; (3) *Vegetação em Estágio Avançado de Sucessão* – a distribuição diamétrica é de grande amplitude, com área basal variando de 18 a 30 m²/ha, considerando os indivíduos com DAP maior ou igual a 10 cm.

2.5. Classificação de uso e cobertura do solo

Para classificação do uso e cobertura do solo, utilizou-se o método misto de classificação de fotografias aéreas, com segmentação automática através do programa *Definiens Developer 7* seguido de classificação visual por meio de fotointerpretação no programa *ArcMap 9.3*. O processo de segmentação automática exige a definição da relação entre a similaridade espectral da fotografia aérea e o tamanho da área estudada. Para este trabalho, foi realizado um nível de segmentação utilizando as três bandas (RGB – *Red Green Blue*) das fotografias aéreas, com o algoritmo *multiresolution segmentation* e parâmetro de escala 25.

Para classificação manual foram definidas 11 classes identificadas em campo, cada uma associada à textura correspondente nas fotografias aéreas em uma escala padrão de 1:2.000. *Classes naturais* – cobertura vegetal em (1) estágio inicial de regeneração, (2) estágio médio de regeneração e (3) estágio avançado de regeneração/vegetação primária; (4) corpo d'água e (5) afloramento rochoso. *Classes associadas às atividades humanas* – (6) reflorestamento homogêneo, (7) cafezal, (8) outros cultivos agrícolas, (9) pastagem, (10) pastagem abandonada e (11) mancha urbana (Tabela 1.1). Foram considerados "fragmentos florestais" as áreas de vegetação nativa com continuidade de copa (estágios sucessionais médio e avançado e floresta primária), interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais. O mapeamento da malha viária (rodovias e vias secundárias) foi realizado por interpretação das fotografias aéreas e complementado por rotas traçadas em campo com auxílio de GPS.

Tabela 1.1

Descrição da fisionomia das classes de uso e cobertura do solo utilizadas para classificação das fotografias aéreas do município de Santa Maria de Jetibá, ES.

Nº	Classes de uso e cobertura do solo	Descrição
1	Cobertura vegetal em estágio inicial de regeneração	Área de vegetação nativa com fisionomia herbáceo/ arbustiva de porte baixo, e cobertura vegetal variando de aberta a fechada.
2	Cobertura vegetal em estágio médio de regeneração	Área de floresta nativa com fisionomia arbórea e/ou arbustiva, predominando sobre a herbácea, podendo constituir estratos diferenciados com indivíduos emergentes, e com cobertura vegetal variando de aberta a fechada.
3	Cobertura vegetal em estágio avançado de regeneração / vegetação primária	Área de floresta nativa com fisionomia arbórea dominante sobre as demais, formando um dossel fechado e relativamente uniforme no porte, com copa horizontalmente ampla.
4	Corpo d'água	Área com lâmina d'água exposta podendo ser artificial ou natural.
5	Afloramento rochoso	Área de rocha nua ou com cobertura vegetal arbustiva/ subarbustiva, compostas por vegetação xeromórfica.
6	Reflorestamento homogêneo	Área destinada ao cultivo de espécies arbóreas exóticas principalmente de Eucalipto, ou ainda cultivos de *Pinus* e Cedro Australiano.
7	Cafezal	Área destinada ao cultivo de café, ainda que consorciado com outros cultivos.
8	Outros cultivos agrícolas	Área destinada ao cultivo de plantas com a finalidade de obtenção de alimentos, com predominância de horticultura.
9	Pastagem	Área de pastagem artificial com cobertura vegetal herbácea.
10	Pastagem abandonada	Área de pastagem abandonada com presença evidente de arbustos, com maior densidade de gramíneas e plantas herbáceas.
11	Mancha urbana	Área de ocupação urbana, que inclui edificações de atividades humanas e locais de circulação de pessoas e veículos.

2.6. Mapas de topografia e de hidrografia

Os mapas de relevo e cursos d'água foram gerados em ambiente SIG a partir de cartas topográficas do IBGE. As curvas de nível foram digitalizadas e convertidas em um modelo numérico de terreno (MNT) com resolução espacial 10 x 10m por meio de interpolação espacial. O processo de interpolação cria superfícies contínuas a partir de amostras de valores conhecidos, estimando valores desconhecidos.

A partir do MNT foram gerados mapas de classes de altitude e classes de declividade. O mapa de altitude foi criado a partir da reclassificação da imagem MNT, e dividido em cinco classes: < 400 m, 400-600 m, 600-800 m, 800-1000 m e > 1000m. O mapa de declividade foi gerado com a ferramenta *slope* do SIG e categorizado em cinco classes, relativas ao grau de inclinação do terreno: 0-3º, 3-8º, 8-20º, 20-45º e >45º.

2.7.Validação dos mapas

A sobreposição das camadas ambientais criadas (mapas de uso e cobertura do solo, malha viária, cursos d'água e topografia) gerou um mapa de caracterização ambiental do município de Santa Maria de Jetibá (Figura 1.2). Para verificar a exatidão da classificação das fotografias aéreas foi empregado o coeficiente Kappa (κ) (Landis e Koch, 1977), utilizando-se como referência 420 pontos amostrais coletados em campo. Os pontos foram levantados em áreas de fácil acesso, na malha viária municipal e nas trilhas em fragmentos florestais já utilizados para coleta de dados do Projeto Muriqui – ES. Quanto mais próximo de 1,0 é o valor de Kappa, mais acurado é o dado. Esse coeficiente testa a compatibilidade de dados reais com os dados interpretados a partir de uma matriz de confusão. Além disso, foram identificados os erros de omissão, descritos como a não identificação no mapa de determinada feição encontrada em campo, e os erros de comissão, que consistem na atribuição no mapa de determinada feição a uma classe na qual ela não pertence (Campbell, 1987).

O índice Kappa pode ser calculado através na fórmula abaixo:

$$\hat{\kappa} = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad \text{, onde,} \quad \theta_1 = \frac{\sum_{i=1}^{c} x_{ii}}{n} \quad \text{e} \quad \theta_2 = \frac{\sum_{i=1}^{c} x_{i+}\, x_{+i}}{n^2}$$

Utilizando a matriz de confusão:

INTERPRETADO

		1	**2**	**...**	**c**	**Total**
R	**1**	$\boldsymbol{x_{11}}$	x_{12}	...	x_{1c}	x_{1+}
E	**2**	x_{21}	$\boldsymbol{x_{22}}$	...	x_{2c}	x_{2+}
A	⋮	⋮	⋮	**...**	⋮	⋮
L	**c**	x_{c1}	x_{c2}	...	$\boldsymbol{x_{cc}}$	x_{c+}
	Total	x_{+1}	x_{+2}	...	x_{+c}	$\boldsymbol{n}$

2.8. Análise dos dados

Para análise de composição e estrutura da paisagem as classes de uso e cobertura do solo foram quantificadas de acordo com as seguintes métricas: área e porcentagem de cada uma das classes na paisagem total (município) e área de cada mancha (fragmento) por classe.

Os mapas de altitude e de declividade foram gerados em formato *raster*, convertidos para vetor e depois cruzados com os dados de uso e cobertura do solo, para observação do efeito da topografia nos padrões de uso e cobertura do solo. Foram quantificados para cada classe de altitude e de declividade a cobertura natural (fragmentos florestais + afloramento rochoso), a agricultura (cafezal + outros cultivos), a pastagem e o reflorestamento homogêneo. A distribuição de rodovias e estradas foi representada por densidade (km/km²).

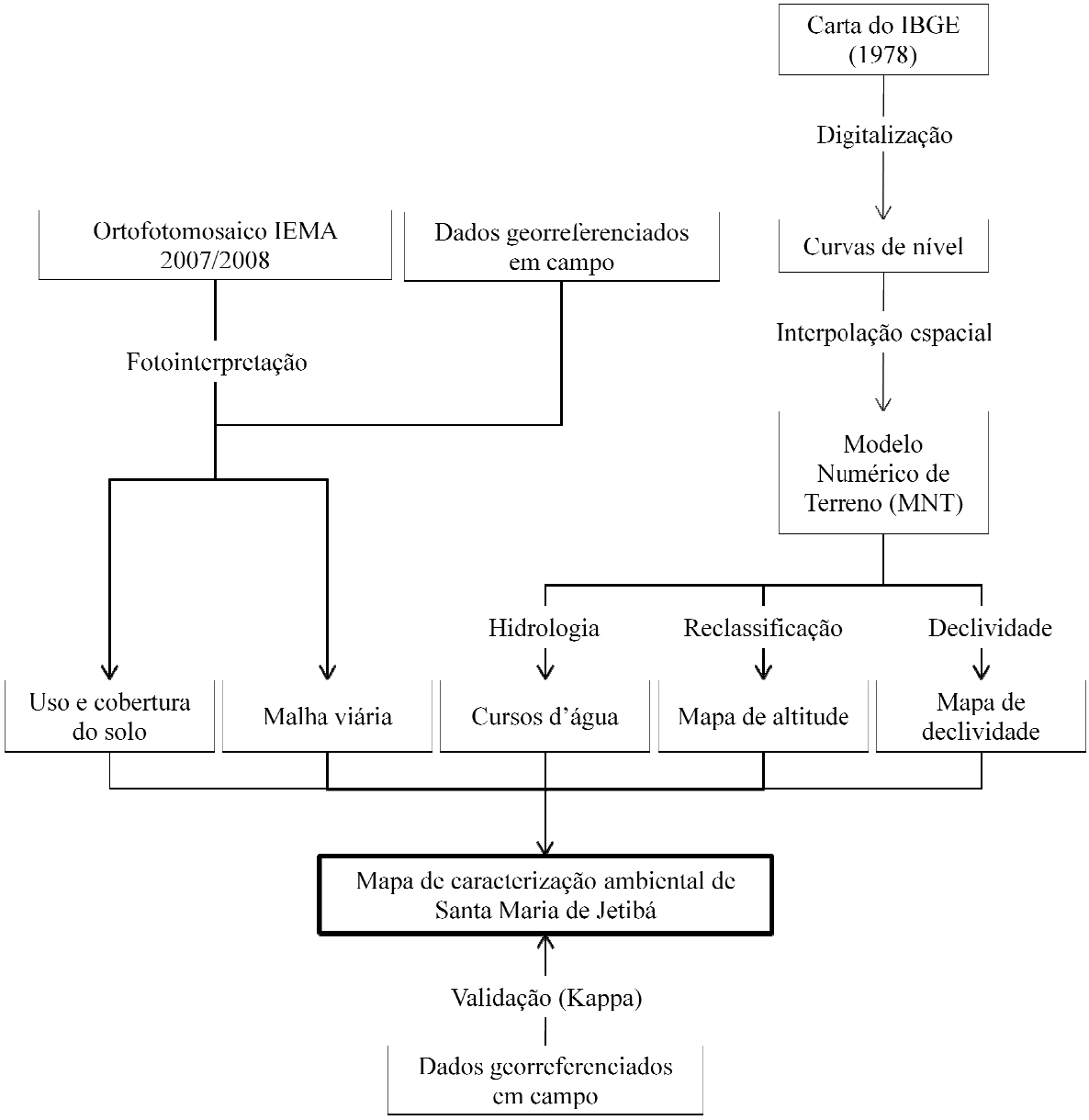


Figura 1.2: Fluxograma apresentando os métodos utilizados para obtenção de dados e análise em ambiente SIG, com o mapa de caracterização ambiental de Santa Maria de Jetibá como produto final.

3. Resultados

3.1. Uso e cobertura do solo

O mapeamento de uso e cobertura do solo de Santa Maria de Jetibá (Anexo 1, detalhe na Figura 1.3) apresentou uma acurácia de κ =0,93. A cobertura florestal total (classes mata médio e mata avançado) (36,09%) foi a cobertura predominante no município de Santa Maria de Jetibá, enquanto que os cultivos agrícolas (21,49%) representaram o principal uso do solo. A malha viária apresentou uma densidade de 3,02 km/km², sendo que 0,15 km/km² foi composto por rodovias asfaltadas (Figura 1.3). A Tabela 1.2 mostra a extensão de cada classe de uso e cobertura do solo identificada na região.

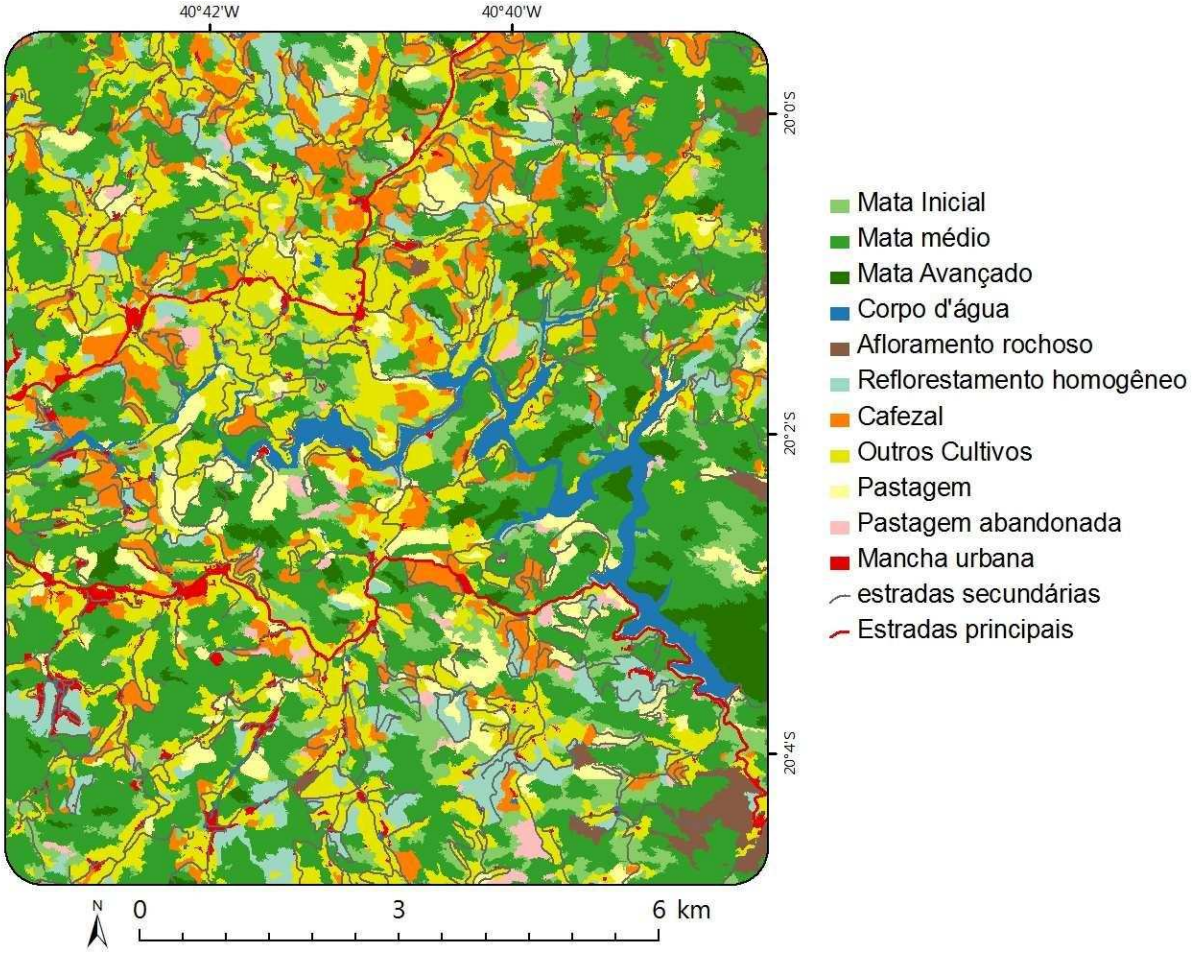


Figura 1.3. Parte da área de estudo no ano de 2008, município de Santa Maria de Jetibá, ES.

A região estudada é composta por 1631 fragmentos florestais com áreas entre 1 e 953 ha, sendo que 122 fragmentos (7,48%) são maiores que 50 ha e apenas 59 fragmentos (3,61%) são maiores que 100 ha. Os fragmentos menores que 50 ha somam uma área total de 9.862 ha,

enquanto que os fragmentos maiores que 50 ha somam 16.638 ha. Já os fragmentos acima de 100 ha somam 12.389 ha. A porção centro-norte do município possui a maior representatividade de remanescentes florestais em termos de área.

A matriz entre os fragmentos também é bastante alterada, apresentando-se na forma de pequenas manchas e grande diversidade de cultivos. O município é essencialmente rural, onde a agropecuária, representada pelas classes cafezal, reflorestamento homogêneo, outros cultivos e pastagem, é responsável por 46,35% da área do município, enquanto que os centros urbanos representam 1,66%.

Tabela 1.2

Área das classes de uso e cobertura do solo no município de Santa Maria de Jetibá, ES.

Classes	Área (ha)	Área (%)
Mata Inicial	7.435,101	10,12
Mata Médio	24.654,06	33,58
Mata Avançado	1.846,81	2,51
Cafezal	3.989,09	5,43
Reflorestamento homogêneo	6.690,98	9,11
Outros cultivos	15.780,43	21,49
Pastagem	7.579,60	10,32
Pastagem abandonada	2.541,27	3,46
Corpos d'água	378,68	0,005
Afloramento rochoso	1.284,42	1,74
Mancha urbana	1.222,66	1,66

3.2. Topografia

De acordo com o modelo numérico de terreno (MNT) produzido, a altitude no município varia de 386 a 1.446 m (Tabela 1.3) e a declividade do terreno varia de 0º a 70º (Tabela 1.4). A variação altimétrica observada foi alta, sendo que cerca de 40% da superfície do município apresenta declividade acentuada (> 20º).

Os fragmentos florestais foram encontrados predominantemente em áreas com declividade mais acentuada e em maiores cotas de altitude. Cerca de 48% da cobertura florestal em Santa Maria de Jetibá encontra-se em declividades bastante acentuadas, maiores que 20º. Os cultivos agrícolas respondem ao padrão inverso, identificados principalmente em terrenos menos inclinados (declividade < 8º) e cotas de altitude menores que 800 m. A

densidade de estradas é inversamente proporcional à declividade do terreno, atingindo valores maiores em cotas de altitude de até 800 m.

As áreas destinadas à pastagem também ocorreram predominantemente em cotas inferiores a 600 m, porém foram identificadas áreas representativas em cotas acima de 1000 m. Não foi identificada variação expressiva da ocorrência de pastagem em virtude da declividade. Também não foi observado o efeito da topografia (altitude e declividade) no plantio de reflorestamento homogêneo.

Tabela 1.3

Uso e cobertura do solo por classe de altitude no município de Santa Maria de Jetibá.

Classe de altitude (m)	Área do município (ha)	% município	% de cobertura natural	% de agricultura	% de pastagem	% de Ref. Homogêneo	Dens. de estradas (km/km²)
0 - 400	75,67	0,1031	19,9489	18,8114	41,7371	3,9169	4,1855
400 - 600	1.493,24	2,0343	37,4499	23,1986	20,3200	6,5530	3,9473
600 - 800	19.280,86	26,2668	37,9450	34,3523	5,6112	7,1326	7,3874
800 - 1000	34.699,07	47,2714	39,4120	28,2413	7,5344	10,0518	2,9932
> 1000	17.855,11	24,3245	34,7185	16,6956	19,8457	9,6387	1,8558

Tabela 1.4

Uso e cobertura do solo por classe de declividade no município de Santa Maria de Jetibá.

Classe de declividade	Área do município (ha)	% município	% de cobertura natural	% de agricultura	% de pastagem	% de Ref. Homogêneo	Dens. de estradas (km/km²)
0 - 3º	4.608,28	6,2779	23,3920	41,2551	9,2619	8,9022	4,3941
3 - 8º	11.885,51	16,1917	27,5221	35,5698	10,9270	8,5335	4,3109
8 - 20º	27.825,86	37,9072	35,4886	27,7072	11,5907	9,2246	3,1641
20 - 45º	28.946,92	39,4345	46,5213	20,4288	9,0446	9,2656	2,1377
> 45º	138,56	0,1888	67,5244	9,1146	4,2600	8,3294	1,2536

4. Discussão

Os dados obtidos demonstram que a paisagem do município de Santa Maria de Jetibá apresenta alta proporção de floresta nativa comparada a outras áreas de Mata Atlântica, porém, num arranjo espacial bastante fragmentado, com alta densidade de manchas de floresta. Os fragmentos florestais em geral são pequenos e próximos entre si, porém circundados por uma matriz bastante heterogênea formada, principalmente, por cultivos agrícolas.

O mapeamento apresenta valor de coeficiente Kappa (0,93) considerado por Landis e Koch (1977) como excelente, indicando que as classes mapeadas não comprometeram as análises. As principais contradições, seja por omissão ou comissão, ocorreram entre as classes de uso do solo referentes a reflorestamento homogêneo, cafezal e outros cultivos. Os erros de comissão foram explicados principalmente pelas diferenças nas fases dos ciclos agrícolas, onde o tamanho e a idade de um cultivo podem se diferenciar do padrão utilizado para identificação da classe na fotografia aérea. Já os erros de omissão ocorreram devido ao arranjo espacial das áreas destinadas aos cultivos. A matriz de culturas agrícolas é bastante heterogênea, com inúmeras manchas pequenas de cultivos variados.

As porcentagens de uso do solo destinadas a culturas agrícolas e a áreas urbanas corroboram o histórico de ocupação da região (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá 2010b). O município é essencialmente rural, com manchas urbanas pouco representativas e baixa densidade de rodovias asfaltadas. O município é um grande produtor de hortifrutigranjeiros, sendo a avicultura, a olericultura e a cafeicultura as principais atividades econômicas (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá 2010b). Apesar de não haver dados quantitativos, foi observado em campo que as áreas destinadas ao plantio de eucalipto vêm crescendo consideravelmente na região, em substituição a áreas ocupadas anteriormente por pastagem, pastagem abandonada e outros cultivos.

Apesar do intenso desmatamento no passado, Almeida Jr (2006) constatou que a cobertura florestal em Santa Maria de Jetibá no ano de 1970 representava 14,51% do município, o que significa um crescimento de quase 150% de florestas de 1970 a 2008. O arranjo espacial dos remanescentes florestais no município, dispostos em várias pequenas manchas, corrobora o demonstrado por Ranta et al. (1998) e Ribeiro et al. (2009), que mapearam a Mata Atlântica do Brasil e identificaram que grande parte dos remanescentes são fragmentos de tamanho muito reduzido e com praticamente toda a área sujeita aos fatores externos (ventos, luminosidade, agrotóxicos, fogo). Mudanças das atividades econômicas no município podem

ter provocado o abandono de áreas antes utilizadas para agropecuária, principalmente, para instalação de complexos de avicultura. Essas áreas formadas por pastagem abandonada podem fornecer locais importantes para regeneração e ampliação da conectividade das matas.

A topografia foi identificada como um fator que desempenha um papel importante nos padrões espaciais de uso e cobertura do solo no município, onde as florestas são mais preservadas em áreas de maior declividade e regiões menos inclinadas são mais frequentemente utilizadas para agricultura. No município de Santa Maria de Jetibá, a horticultura ocorre, predominante, em baixadas e o cafezal nas partes baixas das encostas. De fato, a influência da topografia nos padrões de desmatamento foi demonstrada em outras regiões da Mata Atlântica (Cabral e Fiszon, 2004; Silva et al., 2007; Freitas et al., 2010). De acordo com Freitas et al., (2010), a variação da declividade do terreno e o uso da terra influenciam na determinação da variabilidade espacial e na dinâmica da floresta, afetando processos de desmatamento, fragmentação e regeneração.

Além disso, a construção de rodovias e estradas tem efeito em longo prazo no processo de ocupação humana, atuando como atratora de alteração da paisagem (Trombulak e Frissel, 2000). A construção de estradas também está associada à ocorrência de impactos na floresta nativa, permitindo o acesso a áreas mais remotas e o uso constante do espaço pelo homem (Young 1994; Soares-Filho et al. 2004).

Especialmente a partir da década de 1920, a Mata Atlântica nativa foi degradada primariamente para o uso do solo e em seguida por estradas (Neto, 2001), ao contrário da Amazônia brasileira, onde a construção de estradas foi promovida pelo governo para promover ocupação (Pfaff 1999). Entretanto, o real fator que direciona o desmatamento nas florestas tropicais é a demanda sócio-econômica por produtos agrícolas e florestais (Verburg et al. 2002), sendo a construção de estradas e a topografia fatores que influenciam indiretamente nas mudanças de uso do solo.

Em Santa Maria de Jetibá todos os remanescentes florestais encontram-se em um mosaico de áreas privadas, por isso, a conservação do muriqui-do-norte e da Mata Atlântica exige uma estratégia mais complexa do que a criação e gestão de uma área protegida (Mendes et al., 2005b). A conservação da biodiversidade não depende apenas do estabelecimento de uma rede de grandes e numerosas reservas naturais, bem distribuídas espacialmente. Depende também do manejo da matriz e dos corredores da paisagem, de forma a otimizar a conectividade e a possibilidade de troca entre remanescentes naturais (Franklin, 1993). A visão espacial da realidade local da cobertura do solo permite contribuir para tomadas de decisões em qualquer plano que se realize nesta área.

O Projeto Muriqui teve início em Santa Maria de Jetibá no ano 2001 a partir de um levantamento preliminar que identificou que diversas populações de muriqui vivem em pequenas manchas de floresta quase isoladas, porém relativamente perto umas das outras (Mendes et al. 2005b). Algumas localidades já apresentam potencial para fluxo entre populações, pois estão em fragmentos próximos e conectados entre si (S.L. Mendes, com. pess.). Atualmente a porção central do município foi definida pelo projeto como uma área prioritária para levantamento de dados sobre as populações de muriqui e sobre as características espaciais do uso e da cobertura do solo do município. Nessa região estão concentrados 83,80% do número total de indivíduos confirmados para o município.

A partir da sobreposição dos mapas gerados nesse capítulo, será possível inferir sobre a qualidade ambiental da região. A estrutura da paisagem apresentada fornece base para análise de processos e relações ecológicas de populações de muriquis e outras espécies. Em função de fatores espaciais, temporais e de características intrínsecas do muriqui, sua ocorrência poderá variar ao longo da área estudada. Também poderá ser usada como parâmetro para adoção de políticas públicas de conservação, onde fatores como tamanho e distribuição espacial dos fragmentos florestais, além do conhecimento do uso da terra no entorno, podem ser importantes aliados na manutenção da Mata Atlântica na região.

5. Referências

Almeida Jr. H. C de. 2006. Evolução da Fragmentação de mata no município de Santa Maria de Jetibá. Monografia. Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 56 p.

Bitencourt, M.D., Mesquita Jr, H.N., Kuntschik, G., Rocha, H.R., Furley, P.A. 2007. Cerrado vegetation study using optical and radar remote sensing: two Brazilian case studies. Canadian Journal of Remote Sensing 33, 468-480.

Bonham-Carter, G. F. 1996. Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. Ottawa: Pergamon. 398 p.

Cabral, D.C., Fiszon, J.T., 2004. Padrões sócio-espaciais de desflorestamento e suas implicações para a fragmentação florestal: Estudo de caso na Bacia do Rio Macacu, RJ. Scientia Forestalis 66, 13–24.

Campbell, J. B. 1987. Introduction to remote sensing. New York: The Guilford Press. 551 p.

Fearnside, P.M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. Ecology and Society 13, 23.

Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? Ecological Applications 3, 202-205.

Freitas, S.R., Hawbaker, T.J., Metzger, J.P. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. Forest Ecology and Management 259, 410–417.

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2005-2008. Fundação SOS Mata Atlantica & INPE: São Paulo.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. Dados Geográficos. Disponível em <www.ibge.com.br>. Acesso: Novembro 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. Manual técnico de uso da terra. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso: Maio 2009.

Jensen, J. R. 2009. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos, SP: Parêntese. 597p.

Landis, J.R. e Koch, G.G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics 33, 159–174.

Lang, S. e Blaschke, T. 2009. Análise da Paisagem com SIG. Oficina de Textos, São Paulo, 424 pp.

Lillesand, T.M., Kiefer, R.W. 2000. Remote sensing and image interpretation. Ed. John Wiley

& Sons Inc, New York. 721p.

Macdonald, D.W., Rushton, S. 2003. Modeling space use and dispersal of mammals in real landscapes: a tool for conservation. Journal of Biogeography 30, 607-620.

Mendes, S.L., Melo, F.R., Boubli, J.P., Dias, L.G., Strier, K.B., Pinto, L.P., Fagundes, V., Cosenza, B., De Marco Júnior, P. 2005a. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). Neotropical Primates 13 (Suppl.), 7-18.

Mendes, S.L., Santos, R.R., Carmo, L.P. 2005b. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. Neotropical Primates 13 (Suppl.), 31-35.

Mittermeier, R. A., Valladares-Pádua, C., Rylands, A.B., Eudey, A.A., Butynski, T.M., Ghanzorn, J. U., Kormos, R., Aguiar, J.M. e Walker, S. 2006. Primates in Peril: the world´s 25 most endangered primates, 2004-2006. Primate Conservation 20, 1-28.

Neto, O.L., 2001. Transportes no Brasil: história e reflexões. Empresa Brasileira de Planejamento de Transportes/GEIPOT, Brasília.

Ortofotomosaico IEMA 2007/2008. 2009. Convênio "VALE DE QUALIDADE AMBIENTAL". Companhia VALE e Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA.

Pfaff, A.S.P., 1999. What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Journal of Environmental Economics and Management 37, 26–43.

Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá. 2010a. Dados Gerais do Município – Aspectos Econômicos. Disponível em: < http://www.pmsmj.es.gov.br/>. Acesso: Julho 2010.

Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá. 2010b. História do Município de Santa Maria de Jetibá. Disponível em: < http://www.pmsmj.es.gov.br/>. Acesso: Julho 2010.

Ranta, P., Blom, T., Niemela , J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmentation Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiversity and Conservation 7, 385–403.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F., Hirota, M. M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation 142, 1141–1153.

Risser, P.G. 1985. Toward a holistic managemnent perspective. BioScience 35: 414-418.

Silva, W.G., Metzger, J.P., Simões, S., Simonetti, C., 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. Brazilian Journal of Biology 67, 631–637.

Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Diaz, M.C.V., Rivero, S., Solórzano, L., Voll, E., 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. Global Change Biology 10, 745–764.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 69, 571-573.

Trombulak, S.C.; Frissel, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14, 18-30.

Uezu, A. 2006. O uso de sistema de informações geográficas em Biologia da Conservação. In: Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre. Ed. Da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2ed. Curitiba. 481-497.

Verburg, P.H., Soepboer,W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V. 2002. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-Smodel. Environmental Management 30, 391–405.

Wilcox, B.A. 1980. Insular Ecology and Conservation. In: Soulé, N.E. & Wilcox, B.A. Conservation biology. Sunderland: Sinauer Associates, 598p.

Young, K.R., 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. Conservation Biology 8, 972–976.

CAPÍTULO 2

Estrutura da paisagem e ocorrência do muriqui-do-norte na Mata Atlântica fragmentada

1. Introdução

As principais ameaças à conservação da biodiversidade são a perda e a fragmentação de habitat, sendo atualmente as principais causas de extinção de espécies no mundo (Pimm e Raven, 2000; Henle et al., 2004). A fragmentação é um processo no qual uma área contínua é simultaneamente reduzida em área e dividida em dois ou mais fragmentos (Sodhi e Erhlich, 2010). No processo de fragmentação, a substituição de elementos nativos da paisagem por elementos distintos do original alteram o padrão de distribuição espacial das espécies. Espécies que se distribuíam de forma contínua na paisagem sobrevivem em manchas remanescentes de habitat, isoladas umas das outras por uma matriz altamente modificada ou degradada (Debinski e Holt, 2000; Fahrig, 2003).

A persistência de espécies em fragmentos florestais após um dado período de isolamento é fortemente dependente do tamanho da área (MacArthur e Wilson, 1967). A redução do tamanho dos fragmentos florestais provoca o aumento do efeito de borda e a redução da disponibilidade de recursos, tornando espécies com maiores necessidades de espaço mais suscetíveis à extinção em fragmentos pequenos (Murcia 1995, Fleishman et al. 2002). Além do tamanho do habitat, o isolamento de fragmentos florestais também é um fator importante para a persistência das espécies. Isso ocorre especialmente para aquelas espécies que apresentam dinâmicas de metapopulação (Levins 1969, Fleishman et al. 2002; Hanski 1994), onde sub-populações que encontram-se espacialmente isoladas apresentam fluxo biológico eventual entre elas.

A estrutura da paisagem circundante, com diferentes tipos de matrizes, também pode alterar a conectividade entre fragmentos florestais e, consequentemente, o padrão de movimentação de muitas espécies (Rejinfo, 2001; Antongiovanni e Metzger, 2005). A intensidade do efeito varia de acordo com as alterações do habitat e com as espécies consideradas. Isso afeta diretamente a capacidade de dispersão das espécies pela paisagem, reduzindo a probabilidade de recolonização de habitats adequados não ocupados e aumentando a probabilidade de extinção regional de populações (Hanski 1994, Lindenmayer et al. 1999). O isolamento de fragmentos florestais refere-se à distância existente entre eles, e a conectividade refere-se ao grau de permeabilidade da paisagem, que facilita ou impede o movimento de indivíduos entre esses fragmentos (Taylor et al., 1993). Quando populações adjacentes são capazes de recolonizar habitats não ocupados, as extinções locais podem ser compensadas, garantindo a persistência da espécie na paisagem. Por isto, o tamanho do

fragmento, o grau de isolamento e a estrutura da paisagem circundante são fatores importantes para a sobrevivência das espécies (Levins 1969).

A fragmentação dos ecossistemas é um fenômeno que ocorre em todo o planeta, especialmente nas florestas tropicais (Skole e Tucker, 1993). A fragmentação das florestas tropicais significa potencial perda da diversidade biológica, já que elas apresentam estrutura ecológica complexa, grande diversidade de espécies e alto grau de endemismo. (Wilcove et al., 1986). A Mata Atlântica brasileira, considerada como um dos mais importantes *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers et al., 2000), sofreu redução de mais de 88% de sua cobertura florestal original (região original definida pelo Decreto Federal nº750/93 e pela Lei da Mata Atlântica nº11.428/2006) (Fundação SOS Mata Atlântica, 2009), principalmente para exploração de recursos e implantação da agropecuária. A maioria dos remanescentes da Mata Atlântica é representada por pequenos fragmentos menores que 100 ha (Ranta et al, 1998), compostos por florestas secundárias (Metzger, 2000).

Dentre as espécies endêmicas da Mata Atlântica, o muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) é um dos primatas mais ameaçados de extinção do mundo (Mittermeier et al., 2006). Grande parte das populações de muriquis encontra-se em baixas densidades demográficas, distribuídas em pequenos fragmentos florestais, como ocorre no município de Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo (Mendes et al. 2005a). As populações menores apresentam maior risco de extinção devido, principalmente, a problemas genéticos (perda de variabilidade, endogamia, deriva genética), flutuações demográficas (variações de taxas de nascimento e mortalidade) e flutuações ambientais (variações de predação, competição, doenças e catástrofes naturais) (Primack e Rodrigues, 2001).

Nesse contexto, o objetivo principal desse trabalho foi verificar a relação entre a estrutura espacial da paisagem e a ocorrência de muriquis-do-norte em fragmentos de Mata Atlântica, utilizando atributos tanto do arranjo espacial dos fragmentos florestais quanto da matriz circundante.

2. Métodos

2.1 Área de estudo

O trabalho foi conduzido no município de Santa Maria de Jetibá (Figura 2.1), região centro-serrana do estado do Espírito Santo (41º02'W – 40º35'W; 19º56'S – 20º13'S), Sudeste do Brasil. Essa região é caracterizada por uma paisagem complexa, formada por pequenos fragmentos de Mata Atlântica isolados ou parcialmente conectados entre si, circundados por diferentes formas de uso do solo. O município está situado na formação geomorfológica do Complexo Cristalino (Mendes et al. 2005b), com altitudes variando entre 380 e 1.450 m e terreno altamente inclinado, com mais de 40% da superfície do município com declividade superior a 20º (Capítulo 1).

A região foi colonizada por imigrantes europeus a partir do século XIX, principalmente por famílias provenientes da região da Pomerânia. Até hoje sustentam no município a cultura semelhante à do país de origem, destacando-se a preservação da língua, dos costumes e da estrutura agrária (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá, 2010a). A agricultura familiar representa a principal atividade econômica do município em termos de quantidade de propriedades e produtores envolvidos, com 80% das famílias envolvidas com olericultura (Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá, 2010a). O histórico de ocupação levou à intensa fragmentação da Mata Atlântica na região até a década de 1970. Por isso, atualmente a região estudada é composta principalmente de florestas secundárias restabelecidas após esse período, ocorrendo um incremento de mata que atingiu 36% de cobertura de florestas em estágio médio e avançado de sucessão no município até o ano de 2008 (Capítulo 1).

Figura 2.1. Localização do município de Santa Maria de Jetibá, ES.

2.2 Espécie estudada

O muriqui-do-norte, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), é uma espécie diurna e arborícola, estritamente florestal. Sua distribuição histórica abrange florestas de montanha desde o sul do estado da Bahia, estado do Espírito Santo e se estende até o sul do estado de Minas Gerais, não havendo registros de presença da espécie em matas de tabuleiro do norte do Espírito Santo e extremo sul da Bahia (Aguirre 1971). Atualmente é encontrada somente em remanescentes florestais dos estados do Espírito Santo e de Minas Gerais (Mendes et al. 2005b).

O muriqui-do-norte é uma das espécies de primatas mais ameaçadas de extinção do mundo (Mittermeier et al. 2006), por ser restrita a habitats florestais que se encontram muito fragmentados (Mendes e Chiarello 1993). Por isso, atualmente encontra-se na categoria "Criticamente em Perigo" na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN (2008), na lista brasileira de espécies ameaçadas (Machado et al., 2008) e na lista estadual de espécies da fauna ameaçadas de extinção do Espírito Santo (IPEMA, 2007). As fêmeas dessa espécie migram de seu grupo natal na puberdade (Printes e Strier 1999; Strier e Ziegler 2000) e podem tornar-se solitárias por falta de outros grupos sociais em florestas fragmentadas (Mendes et al. 2005a).

No município de Santa Maria de Jetibá o Projeto Muriqui teve início no ano 2001 a partir de um levantamento preliminar que identificou diversas populações de muriquis que vem sendo monitoradas, vivendo em pequenas manchas de florestas isoladas (Mendes et al. 2005a). Foram realizados censos de populações de muriquis nos remanescentes florestais do município por meio de busca ativa (observação direta) e a partir de entrevistas com a população local. O mapeamento dos locais de ocorrência da espécie foi realizado com auxílio de GPS.

No município de Santa Maria de Jetibá foi confirmada a presença de muriquis em 13 localidades (Tabela 2.1), além de 11 fragmentos florestais com suspeita de ocorrência. Foram encontrados de 1 a 19 indivíduos por localidade, totalizando um mínimo de 105 muriquis na região.

Tabela 2.1

Localidades no município de Santa Maria de Jetibá com ocorrência confirmada do muriqui-do-norte. (Adaptado de: Mendes et al., 2005b).

N	Localidade	Pop. confirmada	Pop. estimada
1	Rio Plantoja	5	13
2	Córrego Simão	5	6
3	Rio Lamego	1	1
4	Alto Santa Maria	10	11
5	Alto Rio Posmousser	5	5
6	Córrego do Ouro 1	19	19
7	Córrego do Ouro 2	7	7
8	Rio Claro/Rio Triunfo	3	3
9	Rio das Pedras 1	14	14
10	Rio das Pedras 2	15	15
11	Rio das Pedras/Jequitibá	2	2
12	Jequitibá	1	1
13	São Sebastião de Belém	18	18
	Total	105	115

2.3 Estrutura da paisagem

2.3.1 Caracterização da paisagem

Para a caracterização da paisagem estudada, foi gerado um mapa de uso e cobertura do solo do município a partir de método misto de classificação de fotografias aéreas de 2008 (Ortofotomosaico IEMA 2007/2008), com segmentação automática seguida de classificação visual por meio de fotointerpretação (Anexo 1). Foi utilizado o mapeamento com acurácia superior a 90%, calculada a partir do índice Kappa. As fotografias aéreas da área de estudo foram cedidas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA), com escala 1:15.000 e resolução espacial de 1 m. Foram realizadas três campanhas de campo para estabelecer as classes de uso e cobertura do solo que compõem a paisagem, para verificar pontos duvidosos na identificação e também para verificar a correspondência entre as classes reconhecidas nas fotografias aéreas e o que existe na realidade. Os estágios sucessionais dos fragmentos florestais foram diferenciados através da estimativa da área basal de cada fragmento, segundo parâmetros definidos de acordo com a resolução Nº10, de 1º de outubro de 1993, do CONAMA.

Foram definidas 10 classes de uso e cobertura do solo de acordo com as informações identificadas em campo e nas fotografias aéreas: *Classes naturais* – cobertura vegetal em (1) estágio inicial de regeneração, (2) estágio médio de regeneração e (3) estágio avançado de regeneração/vegetação primária; e (4) afloramento rochoso. *Classes associadas às atividades humanas* – (5) reflorestamento homogêneo, (6) cafezal, (7) outros cultivos agrícolas, (8) pastagem, (9) pastagem abandonada e (10) mancha urbana. Foram considerados "fragmentos florestais" as áreas de vegetação nativa com continuidade de copa (estágios sucessionais médio e avançado e floresta primária), interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais. Os dados de relevo, representado pela declividade, foram gerados em ambiente SIG a partir de um modelo numérico de terreno (MNT) com resolução espacial de 10 x 10 m por meio de interpolação espacial.

2.3.2 Seleção de critérios para desenvolvimento do modelo

A partir do mapa de uso e cobertura do solo, foram selecionados os fragmentos florestais que apresentavam toda sua extensão dentro dos limites do município, totalizando 208 fragmentos florestais. Foram identificados os fragmentos com ocorrência confirmada de muriquis no município. Para quantificar as variáveis da paisagem, foi delimitado um raio de 2 km a partir do centroide de cada um desses fragmentos florestais (fragmento central), onde cada círculo foi tratado como uma paisagem única (Figura 2.2). Cada paisagem foi analisada com o uso do programa Fragstats 3.3 (McGarigal & Marks 1995) e descrita a partir de índices referentes às características intrínsecas do fragmento central ou referentes à composição do entorno (Tabela 2.2).

Com relação às características do fragmento central, foram considerados cinco critérios estruturais: (1) área do fragmento, (2) coeficiente de extensão/compactação, (3) índice de forma (LSI), (4) índice de proximidade médio, e (5) erro padrão de declividade para representar a variação do relevo. Para análise da composição do entorno do fragmento florestal central foram utilizados oito critérios quantificados em hectares: (1) cobertura florestal total, (2) mata avançada, (3) reflorestamento homogêneo, (4) cafezal, (5) outros cultivos, (6) pastagem, (7) pastagem abandonada, e (8) distância de manchas urbanas.

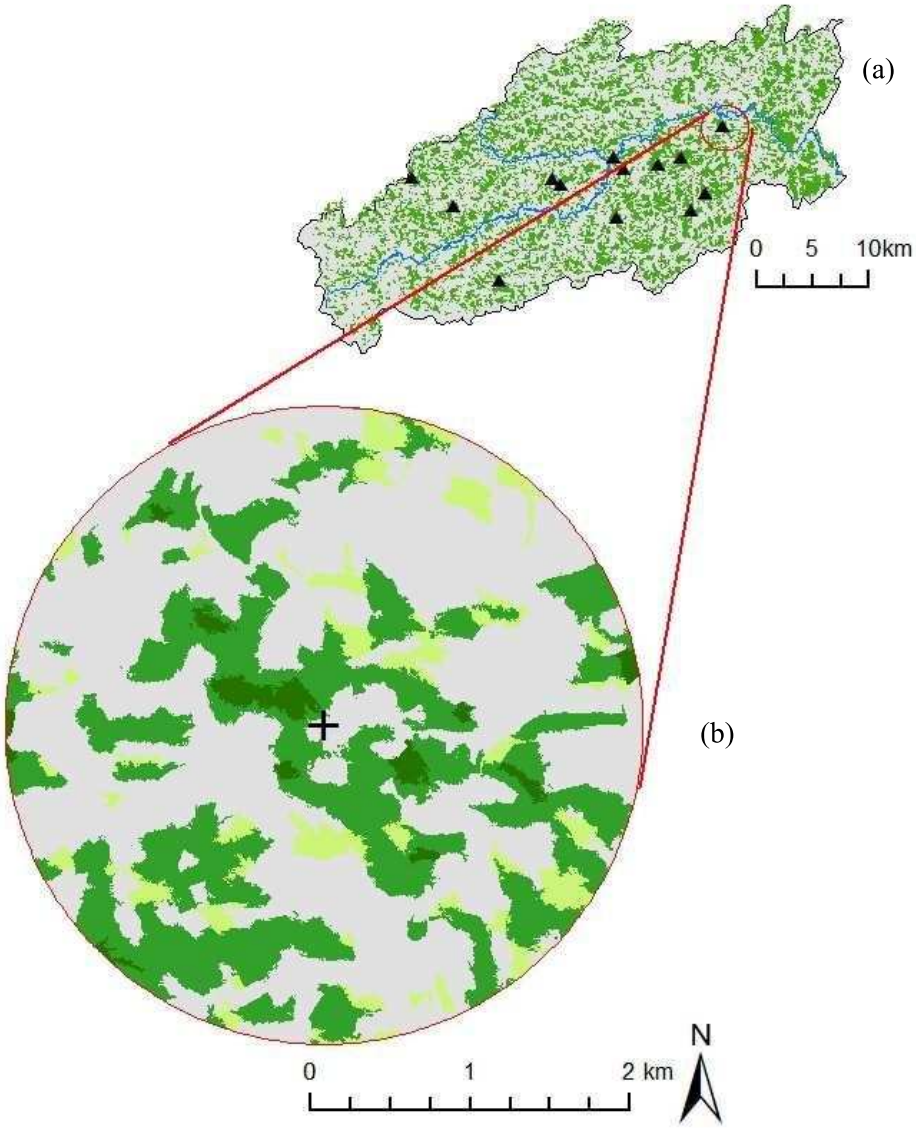


Figura 2.2. Área de estudo com uma paisagem circular de 2 km de raio, tendo como referência o centróide de um fragmento. Representação de floresta em estágio inicial de sucessão em verde claro; estágio médio, em verde médio; estágio avançado/vegetação primária, em verde escuro; e matriz associada a atividades humanas, em cinza. Triângulos pretos representam localidades de ocorrência de muriquis.

Tabela 2.2

Métricas utilizadas para quantificar a estrutura da paisagem de fragmentos florestais e a composição do entorno em um raio de 2 km ao redor do centro do fragmento.

	Variável	**Descrição**
Fragmento central	Área de floresta	Área de floresta do fragmento central.
	Coeficiente de extensão/ compactação (Gyrate)	Coeficiente de variação da relação entre extensão e compactação do fragmento central.
	Forma (LSI)	Índice de forma do fragmento. Valor aumenta com o aumento da complexidade.
	Proximidade (Prox)	Índice médio de proximidade do fragmento central com fragmentos do entorno. Valor aumenta na medida em que aumenta a proporção de manchas de fragmento no entorno.
	Declividade	O relevo é representado pelo erro padrão de declividade.
	Distância de urbanização	Distância do fragmento a núcleos urbanos.
Entorno	Cobertura florestal total	Área de cobertura florestal nativa total na paisagem.
	Cobertura florestal avançada	Área de cobertura florestal em estágio avançado de sucessão na paisagem.
	Cobertura florestal inicial	Área de cobertura florestal em estágio inicial de sucessão.
	Reflorestamento homogêneo	Área destinada ao cultivo de espécies arbóreas exóticas, como *Eucalyptus, Pinus* e *Toona ciliata* (cedro australiano).
	Cafezal	Área destinada ao cultivo de café, ainda que consorciado com outros cultivos.
	Outros cultivos	Área destinada ao cultivo de plantas com a finalidade de obtenção de alimentos, com predominância de horticultura.
	Pastagem	Área de pastagem artificial com cobertura vegetal herbácea.
	Pastagem abandonada	Área de pastagem abandonada com presença evidente de arbustos, com maior densidade de gramíneas e plantas herbáceas.

2.4. Desenvolvimento do modelo

Para o desenvolvimento do modelo foram utilizadas 28 paisagens circulares distribuídas no município, com uma distância mínima entre elas (*lag*) de 1.000 m, para evitar o problema de autocorrelação espacial. As paisagens foram selecionadas aleatoriamente, porém incluindo todas as áreas com ocorrência de muriquis que atendiam esse critério.

As informações de ocorrência de muriquis foram relacionadas com os atributos da paisagem através de regressões logísticas simples, utilizando Modelos Generalizados Lineares (GLM) (Jongman et al. 1997; Harrel 2001). Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2005) (Figura 2.3). Foi considerado como variável dependente a presença ou ausência da espécie e como variável independente cada um dos atributos avaliados. As variáveis foram comparadas utilizando-se o teste de correlação de *Spearman* e, em caso de correlação forte entre as variáveis (r_s> 0,7), somente uma delas foi utilizada nas análises posteriores (Green 1979; Fielding e Haworth, 1995). Foram excluídas as variáveis não significativas (p> 0,05).

Os atributos identificados como significativos e não correlacionados foram então analisados por meio de regressões logísticas múltiplas com o método *backward stepwise* de remoção seqüencial de variáveis (Hosmer e Lemeshow 2000; Harrel 2001). A análise foi iniciada utilizando o modelo saturado, que possui o número total de variáveis possíveis, finalizada com o modelo minimamente adequado, que apresenta o menor número de variáveis. Os modelos com menos resíduos (melhores modelos) foram selecionados de acordo com o valor mais baixo do Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham e Anderson 1998).

Os modelos foram utilizados para calcular a probabilidade de ocorrência de muriquis em fragmentos florestais maiores que 15 ha e que apresentavam extensão completa dentro dos limites municipais de Santa Maria de Jetibá, totalizando 208 fragmentos. Em seguida, os dados de probabilidade e dados conhecidos de presença da espécie foram comparados gerando uma matriz de confusão. Essa matriz foi utilizada para calcular a acurácia dos modelos através da área abaixo da curva ROC (AUC). A curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) é a demonstração bidimensional do desempenho do modelo. A AUC média foi calculada a partir de dez partições criadas ao acaso com 80% dos pontos (166 amostras). Foram considerados modelos acurados os que apresentaram valores de AUC médio maiores que 0,8 (Hosmer e Lemeshow 2000). Os modelos foram validados utilizando-se o

procedimento *Bootstrap* com 10.000 randomizações com intervalo de confiança de 95% (Harrel 2001). O limiar de corte utilizado foi Presença Mínima de Treino.

Para identificar os fragmentos florestais potencialmente adequados para muriquis-do-norte no município de Santa Maria de Jetibá, foi realizada uma interseção dos modelos que apresentaram menos resíduo (AIC) e foram mais robustos (AUC). Foram considerados como adequados os fragmentos florestais previstos em todos os modelos.

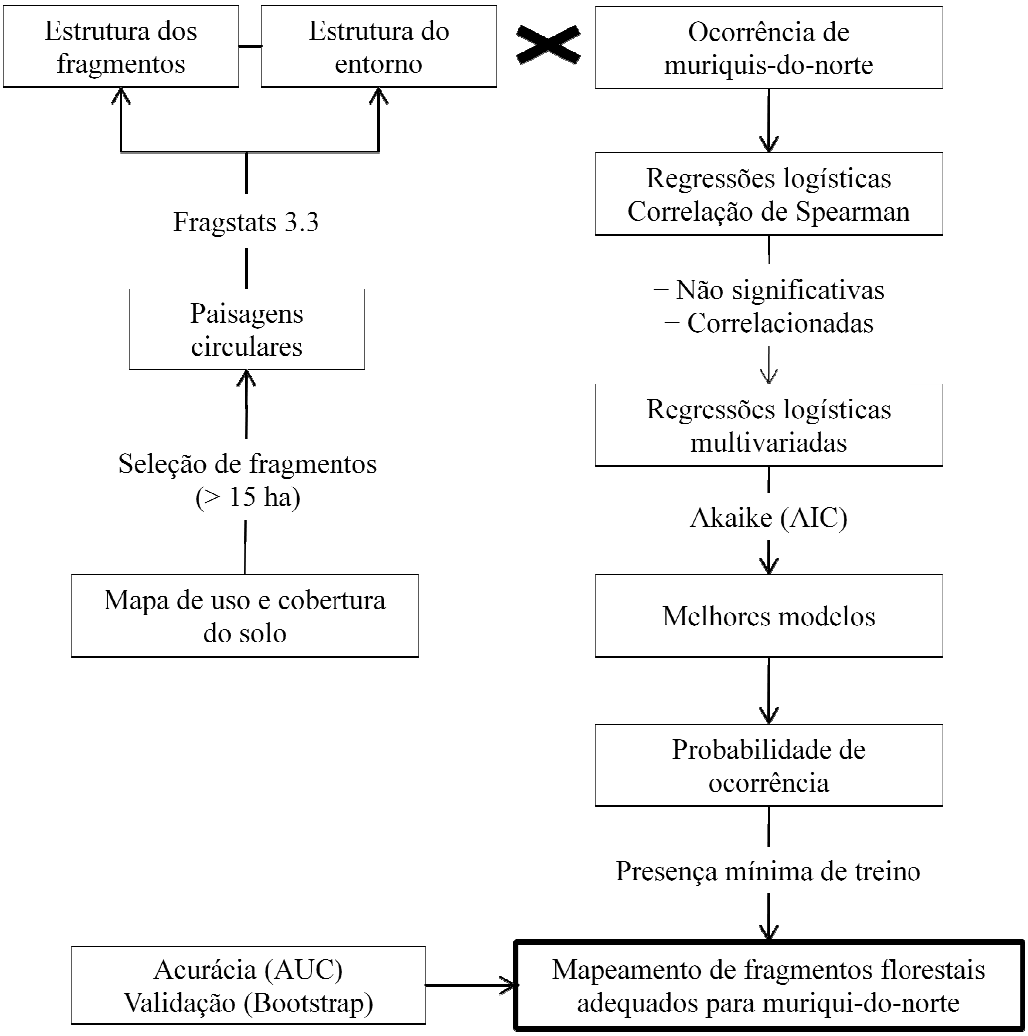


Figura 2.3. Fluxograma apresentando as etapas para o desenvolvimento do modelo de áreas adequadas para o muriqui-do-norte no município de Santa Maria de Jetibá, ES.

3. Resultados

3.1 Ocorrência de muriquis-do-norte

A região estudada é composta por 1.631 fragmentos florestais com áreas entre 1,0 e 953 ha, sendo que apenas 97 fragmentos (5,94%) são maiores que 60 ha. Os fragmentos menores que 60 ha somam uma área total de 11.255 ha, enquanto os fragmentos maiores que 60 ha somam 15.245 ha. Os fragmentos florestais que apresentam ocorrência confirmada de muriquis no município possuem área entre 59 ha e 442 ha (Tabela 2.3). Dentre os fragmentos florestais com suspeita de ocorrência de muriquis, a menor área é de 15 ha. Não há registros confirmados de ocorrência de muriquis na porção norte do município, acima do rio Possmouser. Sete populações localizadas na porção central do município (N°s 4, 5, 6, 7, 9, 10, 13 – Tabela 2.3) representam 83,80% do número total de indivíduos confirmados para a região estudada. Apesar de fragmentos maiores que 60 ha não apresentarem a ocorrência de muriquis, 77% das ausências estavam em fragmentos menores que 60 ha.

Tabela 2.3

Área dos fragmentos florestais que apresentam ocorrência confirmada ou suspeita de ocorrência de muriqui no município de Santa Maria de Jetibá.

N	Localidade	Pop. confirmada	Área (ha)
1	Rio Plantoja	5	172,16
2	Córrego Simão	5	115,62
3	Rio Lamego	1	59,84
4	Alto Santa Maria	10	89,53
5	Alto Rio Posmousser	5	159,01
6e7	Córrego do Ouro 1 e 2	26	208,98
8	Rio Claro/Rio Triunfo	3	196,78
9	Rio das Pedras 1	14	320,75
10	Rio das Pedras 2	15	442,31
11	Rio das Pedras/Jequitibá	2	232,15
12	Jequitibá	1	395,25
13	São Sebastião de Belém	18	143,39
14	Rio Sabino	?	255,40
15	Rio das Pedras / Rio Triunfo	?	15,32
16	Rio das Pedras 3	?	286,04
17	Alto rio Lamego	?	47,22
18	Rio Claro	?	249,55
19	Alto Jequitibá	?	188,37
20	Garrafão	?	49,88
21	Alto São Sebastião	?	57,99
22	Rio das Pedras 4	?	90,18
23	Rio das Pedras 5	?	273,90
24	Rio das Pedras 6	?	41,74
	Total	105	2426,66

3.1. Modelos simples

A probabilidade de ocorrência de muriquis está correlacionada a todas as variáveis intrínsecas do fragmento central e também a algumas características da matriz do entorno (Tabela 2.4). Com relação às variáveis do fragmento central, a ocorrência da espécie foi positivamente relacionada a área, índice de forma, índice de proximidade e coeficiente de extensão/compactação (β positivo), enquanto que foi negativamente relacionada a declividade (β negativo) (Tabela 2.4 e Figura 2.4). Além da declividade, a ocorrência de muriquis também foi negativamente relacionada às variáveis do entorno, reflorestamento homogêneo, pastagem

e pastagem abandonada. Resumindo, os modelos sugerem que a probabilidade de ocorrência de muriquis é maior em fragmentos florestais maiores, de forma mais complexa, mais próximos de outros fragmentos e em terrenos menos inclinados. A probabilidade de ocorrência é menor em fragmentos circundados por reflorestamento homogêneo, pastagem e pastagem abandonada.

Os melhores modelos simples representados pelas variáveis com menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC) foram os resultantes das variáveis declividade e índice de forma (Tabela 2.5).

As variáveis área, índice de forma, índice de proximidade e coeficiente de extensão/compactação e declividade apresentaram-se fortemente correlacionadas ($r_s > 0,7$) (Anexo 2), sendo todas positivamente correlacionadas, exceto declividade, negativamente relacionada com as outras variáveis (Anexo 2). Nas análises posteriores, as variáveis correlacionadas não foram incluídas em um mesmo modelo, sendo pareadas apenas variáveis não fortemente correlacionadas. Reflorestamento homogêneo apresentou correlação negativa com dois atributos do fragmento central, área e proximidade.

Tabela 2.4

Modelos simples (uma variável) da relação entre a ocorrência de muriquis-do-norte e os atributos da paisagem (n=28). *p*: significância; *: variáveis significativas ($p < 0,05$); ^{ns}: variáveis não significativas; β: coeficiente de regressão; Z: valor do teste.

Critérios	β	Z	*p*
Área	0.0117	2.3800	0.0173 *
Forma (LSI)	1.1571	2.6130	0.0089 *
Coeficiente extensão/compactação	0.0151	2.5960	0.0094 *
Proximidade	0.0003	2.4070	0.0160 *
Declividade	-72.5180	-2.2550	0.0242 *
Cafezal	-0.0019	-0.8850	0.3760 ^{ns}
Reflorestamento homogêneo	-0.0102	-2.3530	0.0186 *
Cobertura florestal total	0.00001	0.0950	0.9250 ^{ns}
Cobertura florestal avançada	-0.0033	-0.6690	0.5030 ^{ns}
Cobertura florestal inicial	-0.0046	-1.3530	0.1760 ^{ns}
Pastagem	-0.0037	-1.9850	0.0472 *
Pastagem abandonada	-0.0174	-2.0870	0.0369 *
Outros cultivos	-0.0002	-1.3210	0.1860 ^{ns}
Distância de urbanização	-0.0017	-0.5260	0.5990 ^{ns}

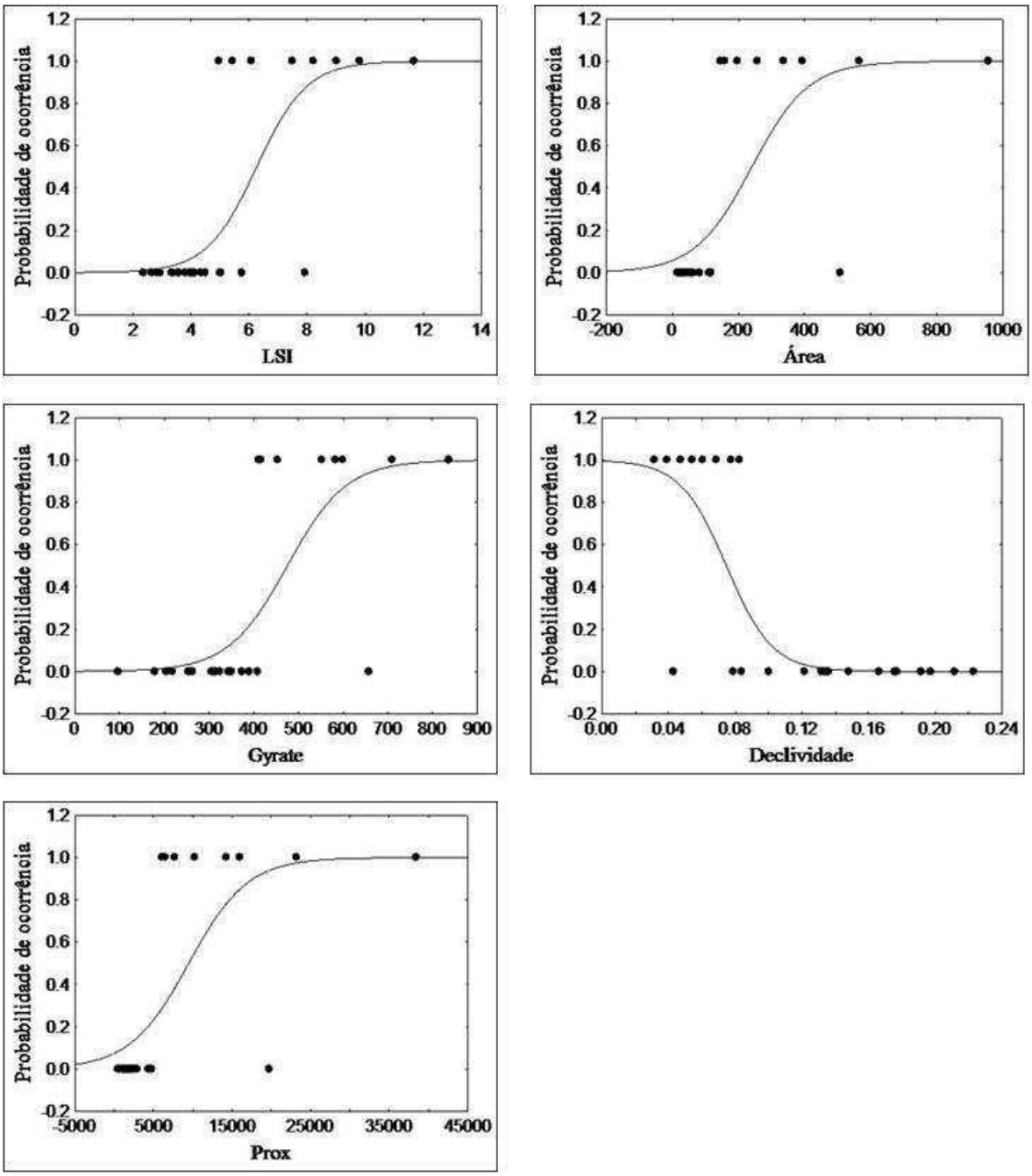


Figura 2.4. Funções das regressões logísticas dos modelos simples, com apenas uma variável.

3.2. Modelos múltiplos

Os modelos múltiplos iniciais continham quatro variáveis, uma variável referente ao fragmento central (área, índice de forma, índice de proximidade, coeficiente de extensão/compactação ou declividade) e três variáveis do entorno (reflorestamento homogêneo, pastagem e pastagem abandonada). O modelo saturado que continha a variável

"área" apresentou valor de AIC de 23,18, o modelo saturado com a variável "gyrate" um valor de AIC=22,36, o modelo saturado com a variável LSI um valor de AIC=20,76, o modelo saturado com a variável proximidade um valor de AIC=22,95 e o modelo saturado com a variável declividade apresentou valor de AIC de 18,76.

Os melhores modelos que continham mais de uma variável foram:

- declividade+Pastagem+Reflorestamento homogêneo (AUC=17,81);

- LSI+Pastagem (AUC=18,70);

- declividade+pastagem (AUC=16,21), sendo este o modelo minimamente adequado.

3.3. Fragmentos florestais com potencial de adequabilidade

Após a interseção dos seis melhores modelos (simples e múltiplos), 27 fragmentos florestais foram identificados como potencialmente adequados para a espécie (Figura 2.5, detalhe no Anexo 3), onde o menor fragmento apresentou área de 89,53 ha.

Os dados de ausência ocorreram principalmente em fragmentos pequenos (< 60 ha), com formas menos complexas e distantes de fragmentos maiores, enquanto que os dados de maior probabilidade de ocorrência indicaram fragmentos maiores, com forma mais complexa, áreas-núcleo representativas e variação de declividade mais baixa.

Tabela 2.5

Melhores modelos explicativos e validação dos resultados para ocorrência de muriquis. AIC: Critério de Informação de Akaike; AUC: acurácia dos modelos. Procedimento *bootstrap* com intervalo de confiança de 95%. (n=208)

Melhores modelos	AIC	AUC	*Bootstrap* Intervalo de confiança	
			Inferior	Superior
Declividade+pastagem	16,217	0,661	0,617	0,739
Área	24,0025	0,956	0,948	0,967
LSI	19,9049	0,930	0,912	0,953
Gyrate	21,2498	0,947	0,938	0,959
Proximidade	23,2761	0,956	0,948	0,967
Declividade	18,3122	0,696	0,691	0,702

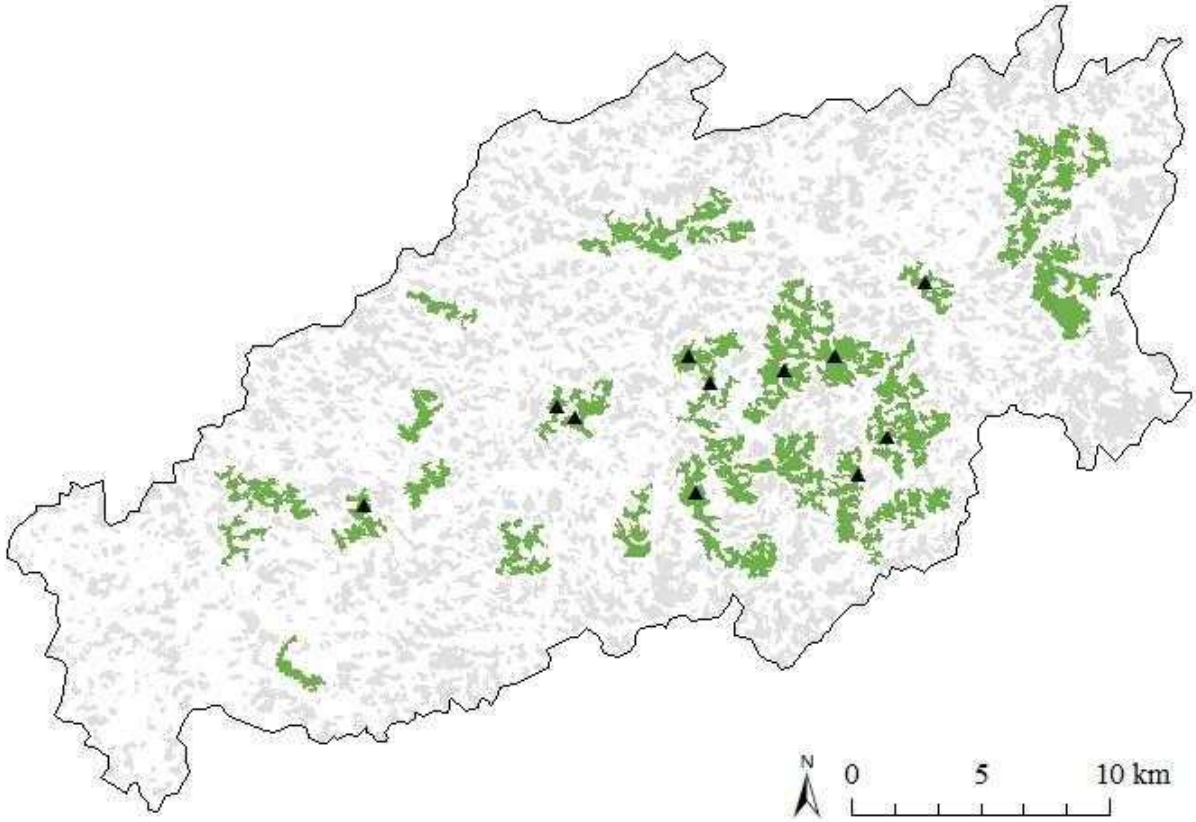


Figura 2.5. Fragmentos florestais (verde) adequados para muriquis nos melhores modelos gerados (simples e múltiplos). Triângulos representam localidades confirmadas de presença da espécie. Só foram analisados os fragmentos que se inserem completamente no município de Santa Maria de Jetibá.

4. Discussão

4.1. Modelos de ocorrência de muriquis-do-norte

As características espaciais da paisagem do município de Santa Maria de Jetibá explicam, em grande parte, a variação de ocorrência de muriquis nos fragmentos de Mata Atlântica. A ocorrência da espécie está relacionada tanto a atributos intrínsecos dos fragmentos florestais quanto a atributos da matriz circundante. Os modelos simples foram mais acurados em discriminar o padrão de ocorrência de muriquis no município, verificados pelos altos valores de AUC. Os modelos são aparentemente robustos, evidenciados pelo resultado do procedimento *Bootstrap*.

Com relação às características dos fragmentos florestais, um dos parâmetros mais importantes que explica as variações de ocorrência da espécie é o tamanho do fragmento, cujas áreas dos fragmentos adequados menores e maiores são 89,53 ha e 954 ha,

respectivamente. Coutinho (2007) também identificou que o tamanho do fragmento determina a persistência de muriquis, através de uma simulação de viabilidade populacional que demonstrou probabilidade alta de extinção desse primata em fragmentos pequenos. É provável que nenhuma população de muriqui-do-norte conhecida seja viável em longo prazo (Mendes et al. 2005a), mas a população existente na Estação Biológica de Caratinga, estado de Minas Gerais, cuja área é de 800 ha, foi estimada como viável para, pelo menos, os próximos 100 anos (Strier, 1996).

A ocorrência de muriquis também está relacionada com a complexidade de forma do fragmento florestal. Os muriquis exploram diferentes itens alimentares em cada estação (Strier, 1991) e fragmentos de formas mais complexas podem significar heterogeneidade de habitat, com maior disponibilidade de alimento em diferentes épocas do ano. Porém, a relação entre ocorrência da espécie e complexidade de forma de fragmentos florestais pode ser espúria, já que esta variável é altamente correlacionada à área do fragmento. Isso sugere que o aumento da complexidade de forma pode ter sido positivamente correlacionado com ocorrência de muriquis devido a outro atributo, o tamanho dos fragmentos. Os fragmentos florestais maiores na Mata Atlântica apresentam forma mais complexa em virtude do processo de ocupação (Capítulo 1), onde a topografia influencia os padrões espaciais de desmatamento e uso do solo na região, diferentemente do que ocorre na Amazônia, onde o processo de desmatamento está associado à abertura de estradas (Fearnside, 2008). As florestas na Mata Atlântica são mais preservadas em áreas de maior declividade ao passo que regiões menos inclinadas são mais frequentemente utilizadas para agricultura. Esse processo tem sido identificado na região de Santa Maria de Jetibá (Capítulo 1) e outras regiões da Mata Atlântica (Cabral e Fiszon, 2004; Silva et al., 2007; Freitas et al., 2010).

Outro atributo relacionado aos modelos de ocorrência de muriquis é a proximidade com outros fragmentos florestais. Como a persistência das espécies depende muito da capacidade dos indivíduos de colonizar novas áreas (Fraterrigo, 2009) e a proximidade entre fragmentos é um critério relevante na persistência dessas espécies (Turner 1989). Os muriquis, como primatas estritamente florestais, podem apresentar capacidade reduzida em migrar em paisagens abertas e restabelecer populações extintas em fragmentos muito isolados (Hanski 1994). Porém, existem duas áreas isoladas com a presença confirmada de muriquis que apresentam cada uma apenas uma fêmea solitária (Rio Lamego e Jequitibá). Como as fêmeas de muriqui migram na puberdade em procura de outros grupos (Printes e Strier 1999; Strier e Ziegler 2000), esse resultado indica que a espécie estudada é capaz de atravessar pequenos trechos de matriz, de modo a alcançar outros fragmentos florestais próximos do fragmento de

origem. No entanto, é possível que a transposição de hábitats inadequados ocorra apenas para eventos de migração, e não para exploração rotineira de recursos.

A ocorrência de muriquis tem resposta negativa em relação à presença de pastagem e pastagem abandonada no entorno de fragmentos florestais. Uma área aberta pode ser uma barreira física para espécies arbóreas, apesar da distância física entre os fragmentos florestais não exceder a faixa de dispersão de uma espécie (Bierregaard e Dale, 1996). E ainda, uma matriz pode provocar diferentes alterações nos processos ecológicos, influenciando no efeito de borda (Didham e Lawton, 1999), regulando a dispersão de distúrbios (Murphy e Lovett-Doust, 2004), servindo como habitats secundários (Laurance et al., 2002; Antongiovanni e Metzger, 2005) e, principalmente, influenciando na conectividade da paisagem (Taylor et al., 1993; Renjifo, 2001) e alterando a capacidade dos indivíduos de encontrarem recursos que estão dispersos pela paisagem (Bélisle & Desrochers, 2002). Mas pastagem e pastagem abandonada não necessariamente estão causando um efeito direto na ocorrência de muriquis, pois podem estar associados a fatores temporais de desmatamento.

A região de Santa Maria de Jetibá teve intenso processo de desmatamento para a agropecuária principalmente na primeira metade do século XX. Em 1970 a cobertura florestal nativa representava 14,51% do município (Almeida Jr, 2006). Essa redução de cobertura florestal provavelmente provocou um impacto na abundância de muriquis, reduzindo significativamente a densidade populacional da espécie. Porém, ao longo do tempo, a pecuária não se tornou uma atividade econômica viável em Santa Maria de Jetibá e grande parte dos produtores abandonou as pastagens para atividades de hortifrutigranjeiros, que ocupam área relativamente menor. Nessas áreas abandonadas, a mata regenerou ocupando atualmente 36% do município (Capítulo 1). Por isso, em decorrência do processo de desmatamento, as áreas que foram desmatadas no passado para pecuária podem apresentar menor probabilidade de ocorrência de muriquis.

Os muriquis conseguiram persistir em algumas localidades, apesar da intensa perturbação do habitat, em parte devido ao seu hábito, que inclui a capacidade de explorar florestas secundárias tanto quanto florestas primárias (Fonseca, 1985; Strier 1987). Em geral, vegetações secundárias apresentam maior produtividade primária e maior proporção de biomassa nas folhas (Guariguata e Ostertag, 2001), uma das principais fontes alimentares do muriqui. Isso evidencia a importância da floresta secundária e do potencial de regeneração da vegetação para restauração e conservação de florestas tropicais em paisagens fragmentadas.

4.2 Fragmentos florestais com potencial de adequabilidade

A paisagem extremamente complexa de Santa Maria de Jetibá não torna fácil o processo de identificação de áreas adequadas para o muriqui. Dos 208 fragmentos analisados, apenas 27 foram identificados como potencialmente adequados para ocorrência de muriquis. Destes, 19 não apresentam ocorrência conhecida da espécie. Esse fato pode ser devido a erros de comissão dos modelos, onde os fragmentos florestais foram falsamente identificados como adequados, mesmo não sendo. Porém, caso as áreas sejam realmente adequadas, os fatores históricos talvez sejam os principais responsáveis pela ausência da espécie em fragmentos adequados. Três hipóteses relacionadas aos fatores históricos, direta ou indiretamente, são possíveis:

(1) *As populações de muriqui em Santa Maria de Jetibá podem fazer parte de uma metapopulação*, onde nem todos os fragmentos florestais adequados apresentam ocorrência da espécie. Segundo Hanski e Simberloff (1997), metapopulação pode ser definida como um conjunto de populações locais, onde é possível a migração de uma população local para outros fragmentos florestais. Cada subpopulação encontra-se espacialmente isolada, mas apresentam fluxo biológico eventual entre elas. Como na dinâmica de metapopulações as extinções locais e a recolonização de habitat ocorrem ao longo do tempo, não necessariamente todos os locais adequados irão apresentar a ocorrência da espécie. Algumas populações de muriqui em Santa Maria de Jetibá já apresentam potencialidade de fluxo entre elas, pois se encontram em um mesmo fragmento florestal, como é o caso de Córrego do Ouro 1 e Córrego do Ouro 2. Além disso, a presença de fêmeas isoladas indica que a espécie é capaz de suplantar pequenos trechos de matriz, alcançando fragmentos florestais próximos do fragmento de origem.

(2) *Não há muriquis nesses fragmentos florestais, pois esses fragmentos não existiam no passado.* A cobertura florestal do município é formada principalmente de florestas secundárias regeneradas a partir de meados do século XX, e houve um crescimento de 150% de florestas de 1970 a 2008 (Capítulo 1). Almeida Jr (2006) fez um levantamento dos fragmentos florestais no município e identificou que apenas 14,5% do município era coberto por florestas. Das 13 localidades de ocorrência de muriquis conhecidas no município, 12 delas encontram-se em fragmentos florestais que não foram desmatados no passado e que sofreram aumento de tamanho. Apesar da regeneração florestal, o tempo ainda não foi suficiente para recolonização de outras áreas e para promover expansão demográfica das populações de muriqui no município.

(3) *Há um processo de extinção regional de muriquis em andamento em Santa Maria de Jetibá*. As populações de muriqui atingiram valores críticos de densidade populacional e por isso são instáveis e propensas à extinção (Coutinho, 2007). Quanto menor a população, mais vulnerável ela fica à variação demográfica, variação ambiental e fatores genéticos. Em populações pequenas a variação nas taxas de natalidade e mortalidade faz com que o tamanho da população flutue para cima ou para baixo. Em ambientes fragmentados a estocasticidade demográfica é um fator importante, aumentando a probabilidade de extinção devido ao acaso (Primack e Rodrigues, 2001). As catástrofes naturais com intervalos imprevisíveis, como incêndios, tempestades e períodos de seca, podem diminuir a densidade demográfica da espécie e aumentar as probabilidades de extinção (Young, 1994). Populações pequenas sujeitas a deriva genética contribuem ainda mais para o declínio no tamanho populacional e para uma maior probabilidade de extinção (Loeschcke et al., 1994).

Independente de que processo esteja realmente acontecendo no município de Santa Maria de Jetibá, identificar os fragmentos florestais potencialmente adequados para suportar populações de muriquis fornece base para intervenção na paisagem. Pesquisas na área de fragmentação da paisagem possibilitam a otimização de trabalhos de campo e de coleta de dados, além de fornecer subsídio para adoção de políticas públicas, estratégias de manejo e conservação da espécie e da Mata Atlântica. Algumas abordagens que podem ser utilizadas nesse processo são programas de reintrodução, que compreendem em soltar indivíduos dentro da área de ocorrência histórica onde a espécie está extinta, e programas de acréscimo, com a introdução de indivíduos em populações já existentes.

5. Referências

Aguirre, A. C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Situação Atual da Espécie no Brasil. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. 53pp.

Almeida Jr., H. C de. 2006. Evolução da Fragmentação de mata no município de Santa Maria de Jetibá. Monografia. Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 56 p.

Antongiovanni, M., Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. Biological Conservation 122, 441–451.

Bélisle, M., Desrochers, A., 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. Landscape Ecology 17, 219-231.

Bierregaard, R.O. and Dale, V.H. 1996. Islands in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of Amazonian rain forest fragments. In Forest Patches in Tropical Landscapes (J. Schelhas and R. Greenberg, eds) p. 187-204. Washington, DC: Island Press.

Burnham K.P. Anderson, D.R. 1998. Model Selection and Inference. Springer, New York.

Cabral, D.C., Fiszon, J.T. 2004. Padrões sócio-espaciais de desflorestamento e suas implicações para a fragmentação florestal: Estudo de caso na Bacia do Rio Macacu, RJ. Scientia Forestalis 66, 13–24.

Coutinho, B.R. 2007. Análise de viabilidade populacional do muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae), em fragmentos de Mata Atlântica de Santa Maria de Jetibá – Espírito Santo. Dissertação de Mestrado. Vitória: UFES. 120 pp.

Debinski, D. M., and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. Conservation Biology 14, 342-355.

Didham, R.K., Lawton, J.H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica 31, 17-30.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34, 487-515.

Fearnside, P.M., 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. Ecology and Society 13, 23.

Fielding, A.H., Haworth, P.F. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. Conservation Biology 9, 1466–1481.

Fleishman, E., C. Ray, P. Sjogren-Gulve, C. L. Boggs e D. D. Murphy. 2002. Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. Conservation Biology 16, 706-716.

Fonseca, G. A. B. 1985. Observations on the ecology and behavior of the muriqui (*Brachyteles arachnoides*): implications for its conservation. Primate Conservation 5, 48-53.

Fraterrigo, J.M.; Pearson, S.M. Turner, M.G. 2009. Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. Landscape Ecology 24, 863–877.

Freitas, S.R., Hawbaker, T.J., Metzger, J.P. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. Forest Ecology and Management 259, 410–417.

Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2005-2008. Fundação SOS Mata Atlantica & INPE: São Paulo.

Green, R. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley, New York.

Guariguata, M.R.; Ostertag. R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. Forest Ecology and Management, 148, 185-206.

Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. Journal of Animal Ecology 63, 151-162.

Hanski, I. e Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In Hanski, I. A. & Gilpin, M. E. (eds). Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego. p5-26.

Harrell, F.E. 2001. Regression modeling strategies. Springer, Berlin.

Henle, K., D. B. Lindenmayer, C. R. Margules, D. A. Saunders e C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? Biodiversity and Conservation 13, 1-8.

Hosmer, D.W. Lemeshow, S. 2000. Applied Logistic Regression. Wiley, New York.

IPEMA – Instituto de Pesquisas da Mata Altântica. 2007 Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo/Marcelo Passamani, Sérgio Lucena Mendes, organizadores. – IPEMA, Vitória.

IUCN 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Acesso: Julho 2010.

Jongman R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren. 1997. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E. M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16, 605-618.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bull.Entomol.Soc.Am. 15, 237-240.

Lindenmayer, D. B., M. A. McCarthy e M. L. Pope. 1999. Arboreal marsupial incidence in eucalypt patches in south-eastren Australia: a test of Hanski's incidence function metapopulation model for patch occupancy. OIKOS 84, 99-109.

Loeschcke, V.; Tomiuk, J.; Jain, S.K. (eds). 1994. Conservation Genetics. Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland.

MacArthur R. H., and E. O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.

Machado, A.B.M.; Drummond, G.M., Paglia, A.P. (eds) 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1.ed. MMA: Brasília, DF. Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas.

Mendes, S. L., Chiarello, A. G. 1993. A proposal for the conservation of the muriqui in the state of Espírito Santo, southeastern Brazil. Neotropical Primates 1 (2), 2-4.

Mendes, S. L., Melo, F. R., Boubli, J. P., Dias, L. G., Strier, K. B., Pinto, L. P., Fagundes, V., Cosenza, B., De Marco Júnior, P. 2005a. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). Neotropical Primates 13(Suppl.), 7-18.

Mendes, S. L., Santos, R. R., Carmo, L. P. 2005b. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. Neotropical Primates 13(Suppl.), 31-35.

McGarigal K., Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure.USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Metzger, J.P., 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. Ecological Applications 10, 1147–1161.

Mittermeier, R. A.,Valladares-Pádua, C., Rylands, A.B., Eudey, A.A., Butynski, T.M., Ghanzorn, J. U., Kormos, R., Aguiar, J.M. & Walker, S. 2006. Primates in Peril: the world´s 25 most endangered primates, 2004-2006. Primate Conservation 20, 1-28.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology & Evolution 10, 58-62.

Murphy, H.T., Lovett-Doust, J., 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? Oikos 105, 3-14.

Myers, N.; Mittermeier, R.A. Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 403, 853-858.

Ortofotomosaico IEMA 2007/2008. 2009. Convênio "VALE DE QUALIDADE AMBIENTAL". Companhia VALE e Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA.

Pimm, S. L. and Raven, P. 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. Nature, 403, 843–845.

Prefeitura Municipal de Santa Maria de Jetibá. Dados Gerais do Município – Aspectos Econômicos. Disponível em: < http://www.pmsmj.es.gov.br/>. Acesso: Julho 2010.

Primack, R.B., Rodrigues, E. 2001. Biologia da Conservação. Londrina, Editora Planta. 328p.

Printes, R. C., Strier, K. B. 1999. Behavioral correlates of dispersal in female muriquis (*Brachyteles aracnoides*). International Journal of Primatology. 20 (6), 941-960.

R Development Core Team. 2005. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Ranta, P., Blom, T., Niemela , J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmentation Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiversity and Conservation 7, 385–403.

Rejinfo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. Ecological Applications 11, 14-31.

Silva, W.G., Metzger, J.P., Simões, S., Simonetti, C., 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. Brazilian Journal of Biology 67, 631–637.

Skole, D. and Tucker, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. Science 260, 1905-1910.

Sodhi, N.S.; Erhlich, P.R. (eds). 2010. Conservation Biology for All. Oxford University Press, Oxford. 344p.

Strier, K. B. 1987. Activity budgets of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). Am. J. Primatol. 13, 385 – 395.

Strier, K. B. 1991. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). American Journal of Primatology 23, 113-126.

Strier, K. B. 1996. Viability analyses of an isolated population of muriqui monkeys (*Brachyteles arachnoides*): Implications for primate conservation and demography. Primate Conservation 14–15, 43–52.

Strier, K. B., Ziegler, T. E. 2000. Lack of pubertal influences on female dispersal in muriqui monkeys (*Brachyteles arachnoides).* Animal Behavior 59, 849-860.

Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein e G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68, 571-573.

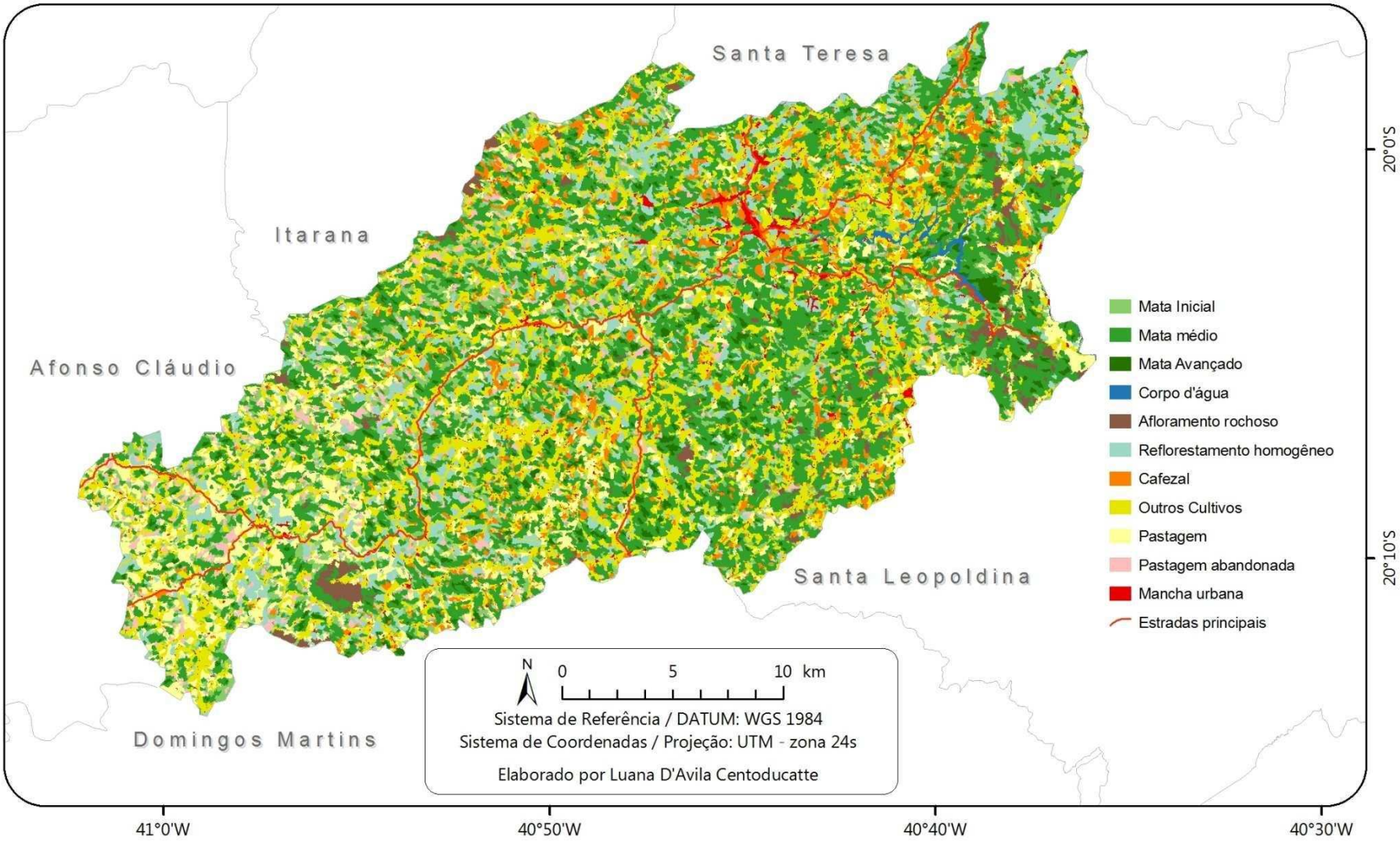
Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In Conservation Biology, ed. ME Soule, pp. 237–56. Sunderland, MA: Sinauer.

Young, T.P. 1994. Natural die-offs of large mammals: Implications for conservation. Conservation Biology 8, 410-418.

Anexos

Anexo 1

Mapa de uso e cobertura do solo do município de Santa Maria de Jetibá, ES.



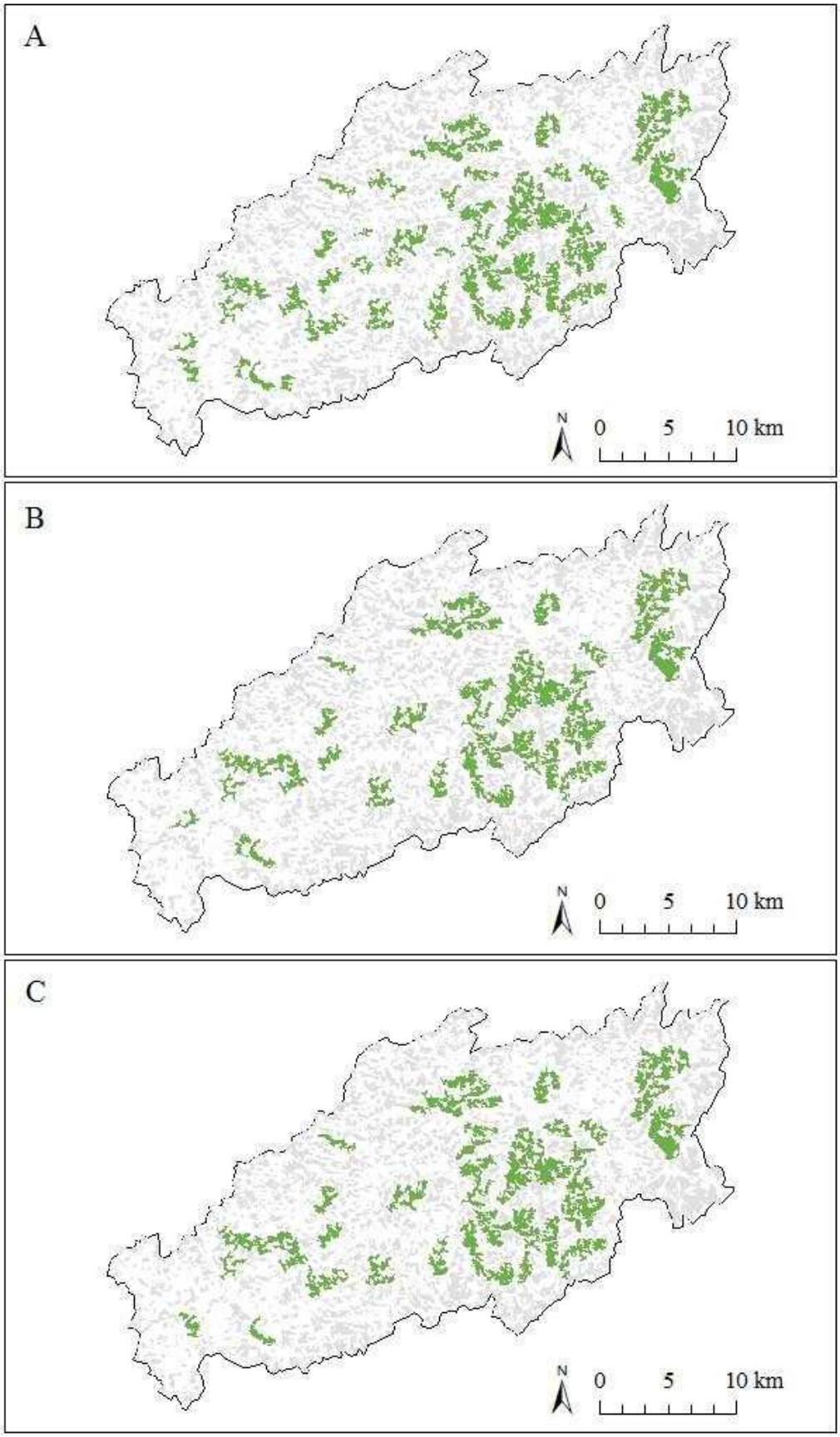
Anexo 2

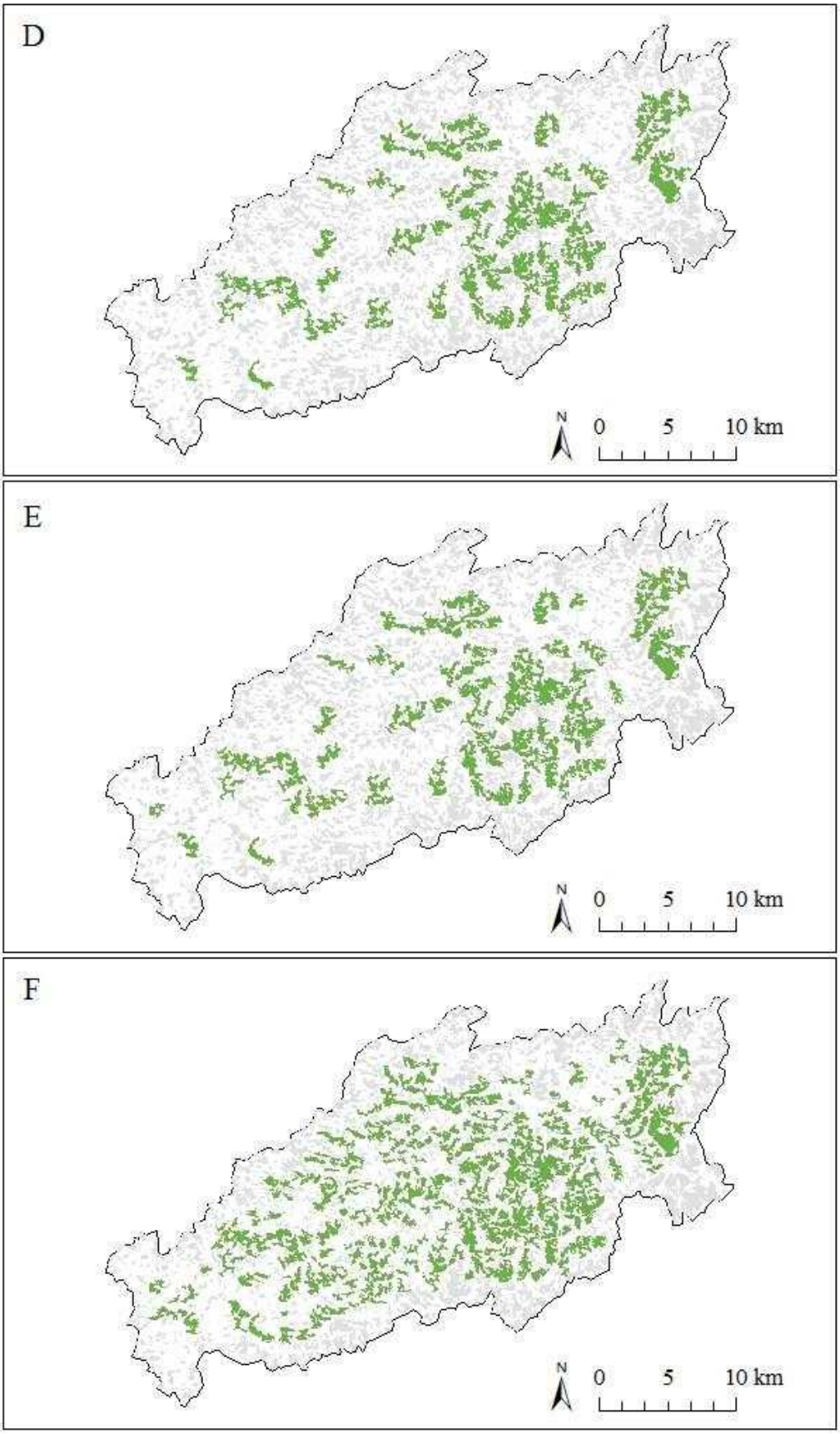
Valores de correlação de Spearman e *p*-valor entre as variáveis nas paisagens de 2 km de raio (n=28). *ns*: Não significativo; *: $p < 0,05$.

	Area	LSI	Gyrate	Prox	Caf	Ref_H	Mata	M_Avan	M_Inc	Past	Past_S	Cult	Urb	slopeSE
Area		0,9217*	0,9589*	0,9830*	-0,3908*	-0,7198*	-0,1921 ns	0,0854 ns	-0,3580 ns	-0,4997*	-0,4018*	-0,5616*	-0,1379 ns	-0,9622*
LSI			0,9283*	0,9075*	-0,2863 ns	-0,6409*	-0,1232 ns	0,0766 ns	-0,3361 ns	-0,5151*	-0,4614*	-0,4756*	-0,0640 ns	-0,8703*
Gyrate				0,9392*	-0,3016 ns	-0,6935*	-0,1111 ns	0,0252 ns	-0,2600 ns	-0,5840*	-0,3968*	-0,4915*	-0,0701 ns	-0,8982*
Prox					-0,3415 ns	-0,7055*	-0,1708 ns	0,0821 ns	-0,3530 ns	-0,5041*	-0,4631*	-0,5780*	-0,0744 ns	-0,9600*
Caf						0,3317 ns	0,6278*	0,0772 ns	0,5052*	-0,2567 ns	-0,1866 ns	0,6420*	0,4143*	0,4384*
Ref_H							0,1686 ns	0,0832 ns	0,4132*	0,4275*	0,4291*	0,3870*	0,1407 ns	0,6853*
Mata								0,2813 ns	0,4860*	-0,5140*	-0,2239 ns	0,4340*	0,4532*	0,2644 ns
M_Avan									0,1352 ns	-0,1856 ns	-0,2042 ns	0,1544 ns	0,2020 ns	-0,1106 ns
M_Inc										-0,1248 ns	0,2616 ns	0,2912 ns	0,0848 ns	0,3514 ns
Past											0,5862*	0,0016 ns	-0,2567 ns	0,4132*
Past_S												0,2326 ns	-0,4647*	0,3826*
Cult													0,0985 ns	0,6727*
Urb														0,1034 ns
slopeSE														

Anexo 3

Fragmentos florestais adequados para muriqui-do-norte em cada modelo de probabilidade. (A) modelo simples “LSI”, (B) modelo simples “gyrate”, (C) modelo simples “proximidade”, (D) modelo simples “área”, (E) modelo simples “declividade”, (F) modelo múltiplo “declividade+pastagem”. Só foram analisados os fragmentos que se inserem completamente no município de Santa Maria de Jetibá.


A
N
0
5
10 km
B
N
0
5
10 km
C
N
0
5
10 km


D
N
0
5
10 km
E
N
0
5
10 km
F
N
0
5
10 km