



FELIPE SANTANA MACHADO

**DIVERSIDADE ARBÓREA E
MICROESTRUTURA DE HABITAT PARA
PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS**

LAVRAS - MG

2015

FELIPE SANTANA MACHADO

**DIVERSIDADE ARBÓREA E MICROESTRUTURA DE HABITAT
PARA PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais.

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Coorientadores

Dr. Renato Gregorin

Dr. José Márcio Rocha Faria

LAVRAS – MG

2015

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

Machado, Felipe Santana.

Diversidade arbórea e microestrutura de habitat para pequenos mamíferos
em fragmentos florestais / Felipe Santana Machado. – Lavras : UFLA, 2015.
118 p.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Descrição da comunidade. 2. Análise ecológica macroescalar. 3.
Conservação de ambientes fragmentados. 4. Diversidade de roedores e
marsupiais. 5. Diversidade florestal. I. Universidade Federal de Lavras. II.
Título.

FELIPE SANTANA MACHADO

**DIVERSIDADE ARBÓREA E MICROESTRUTURA DE HABITAT
PARA PEQUENOS MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2015.

Dr. Rogério Grassetto Teixeira da Cunha	UNIFAL
Dr. Renato Gregorin	UFLA
Dra. Rosângela Alves Tristão Borém	UFLA
Dr. José Márcio Rocha Faria	UFLA

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Orientador

LAVRAS – MG

2015

Dedico primeiramente esta tese a Deus Pai todo poderoso que me deu forças para conduzir e concluir meu trabalho de doutorado.

Em seguida aos meus pais (Abel e Neiva) e meu irmão Saulo pelo apoio e compreensão incondicionais.

E por fim à minha lindinha Carla que me ajudou e aguentou em grande parte de meu doutorado.

DEDICO

AGRADECIMENTO

Primeiramente agradeço a Deus por tudo que ele me proporcionou. Independente de convenções e opiniões, eu primeiramente agradeço a ELE e “*PONTO FINAL*”.

Em seguida agradeço a meus pais por terem me dado o subsídio para ficar em Lavras os primeiros meses do doutorado. E também por diversas outras formas de apoio, desde apoios financeiros (inclusive para meu projeto de doutorado), até ajuda psicológica para continuar meu trabalho. Ao meu irmão por apoio incondicional! A minha lindinha pelo apoio emocional, em campo ou em laboratório e por estar sempre ao meu lado nesses últimos anos de doutorado.

Finalmente meus agradecimentos para todos aqueles que de alguma forma me auxiliaram na concretização desse sonho que é meu doutorado.

Primeiramente aos meus orientadores:

Ao prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes por ter me dado a oportunidade de cursar uma pós-graduação de alto nível inclusive de renome internacional. Se não fosse o sim dele em me orientar mesmo não sendo sua linha de pesquisa, eu não estaria defendendo essa tese. Muito além disso, foi o seu auxílio em conseguir materiais para o desenvolvimento das atividades do doutorado, pois o projeto que desenvolvi não apresenta financiamento de pesquisa.

Ao prof. Dr. Renato Gregorin por ter também me dado a oportunidade do doutorado, pois se ele não tivesse atendido o telefonema do prof. Marco Aurélio e aceito ser meu mentor, eu também não estaria defendendo o doutorado.

Ao prof. Dr. José Márcio Rocha Faria por ter me chamado para conversar após o resultado das provas do doutorado e por conseguir pessoas mais do que capacitadas para me orientar (enquanto era coordenador do

programa de pós-graduação em Engenharia Florestal). E por me direcionar para uma área de estudo que realmente se tornou uma terceira casa para mim!

Ao prof. Dr. Paulo Oswaldo Garcia pela ajuda em organizar meu desenho amostral, me auxiliar nas campanhas de levantamento da vegetação e por sempre cativar, mostrando os caminhos da pós-graduação.

Ao prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos por ter identificado a maior parte das espécies de plantas e por ter me ajudado a finalizar meu trabalho de campo relacionado a vegetação.

À FAPEMIG. Digo com total convicção que ela foi mais do que uma instituição que me forneceu formas para eu me manter em Lavras, mas ela também, por meio da bolsa de doutorado, financiou todos os resultados que constam nessa tese e muitos outros que serão publicados em breve.

Aos meus colegas de laboratório que me auxiliaram nas atividades de campo. Dentre eles posso citar primeiramente a Deborah Apgua e Eduardo Caboclim por me ajudarem a padronizar minhas áreas de estudo. Aos colegas Tárik, Leone, Henri (Mendigo), Karina, Luciany, Pedro, Wilson (Lau), Aloysio (Ló), Wilder, Shayenne, Lucas (Feuron), Lucas (Cigarra), Beatryz, Felipe (Xuruna), Carla, Pezão, Ana Luz, Israel, Thamiris, André e todos os outros que de alguma forma me auxiliaram em algum procedimento de campo como enterrar os “benditos” pitfalls, a montar e a conferir todas as armadilhas durante esses quatorze meses de coleta dos pequenos mamíferos terrestres. Aos colegas de campo de vegetação; Bruno N., Mateus, Paola, Marcela, Kassius, Carol Njaime, André, Xuruna, Eder, e principalmente a minha parceira incondicional de campo a Camilinha Farrapo, super guerreira que me aguentou na maior parte das coletas de vegetação enquanto eu estava perdido, sem auxílio de campo.

E não podia finalizar sem agradecer meus amigos que residem em Lavras (mesmo que temporariamente) Ana França, Carolzinha Gusmão, Ana

Luz, (me perdoem se não coloquei todos os nomes) e muitos outros que de alguma forma me auxiliaram nesse período difícil que foi o doutorado.

VLW GALERA

RESUMO

Os padrões de distribuição de espécies nos biomas são modificados por efeitos diretos de alteração de tamanho e forma das florestas, recursos, condições, bem como efeitos indiretos sobre as interações em diferentes níveis taxonômicos. A ação exploratória do homem sobre o Cerrado e Mata Atlântica tem resultado na formação de pequenos fragmentos relictuais inseridos em uma matriz que impossibilita a dispersão de propágulos da vegetação e movimentação de pequenos mamíferos, dificultando o entendimento desses padrões de distribuição. A situação é ainda mais preocupante para ambientes ecotonais pela ausência de informações. O presente trabalho foi dividido em três partes. A primeira tem o objetivo de contextualizar o conhecimento sobre a diversidade arbórea, bem como abordar como as características de microestrutura de habitat interferem na distribuição de pequenos mamíferos. A segunda parte aprofunda os conhecimentos sobre essa diversidade arbórea demonstrando a riqueza, abundância, composição, estrutura, diversidade beta, diversidade funcional e a relevância de se conservar e manejar os pequenos fragmentos. E por fim, a terceira parte utiliza de aspectos da vegetação, associada a variáveis abióticas, para explicar a microestrutura de habitat de pequenos mamíferos e, por conseguinte, elucidar padrões de distribuição em fragmentos menores que 50 hectares. Com essas três partes pretende-se demonstrar, usando a diversidade arbórea e de pequenos mamíferos, o real panorama de fragmentos que segundo premissas em artigos científicos, apresentam populações que tendem a vórtice populacional, redução de variabilidade genética, dentre outros aspectos que resultam em extinções em multitaxa.

Palavras-chave: Descrição da comunidade. Análise ecológica macroescalar. Conservação de ambientes fragmentados. Diversidade de roedores e marsupiais. Diversidade florestal. Avaliação de parâmetros bióticos.

ABSTRACT

Distribution patterns in the biomes are being modified by direct effects as modification of size and shape of forests, availability of resources, conditions, as well as indirect effects that influence the interactions at different taxonomic levels. Exploratory action on the Cerrado and Atlantic Forest have resulted in the formation of small relict forest fragments inserted in matrix that makes it impossible to seedlings dispersion of vegetation and movement of small mammals hindering the understanding of these distribution patterns.. The situation is even more worrying for ecotone environments between these domains by the lack of information. This study was divided into three parts in which the first aims to contextualize the knowledge of tree diversity in small forest fragments as well as analyze how the microhabitat structure influences the small mammals. The second part deepens knowledge of this tree diversity demonstrating the richness, abundance, composition, structure, aspects of beta diversity, functional diversity and the relevance of conserving and manage the small forest fragments. Finally, the third part uses aspects of vegetation associated with abiotic variables, to explain the microhabitat structure of small mammals and thus elucidate the distribution patterns of fragments smaller than 50 hectares. With these three parts we intend to demonstrate, using tree diversity and small mammals, the real overview of forest fragments that according to assumptions in several scientific articles, showing populations that tend to population vortex, reduction of genetic variability, among other biological aspects resulting in multitaxa extinctions.

Keywords: Community description. Macroescalar ecological analysis. Conservation of fragmented landscapes. Diversity of rodents and marsupials. Forest diversity. Evaluation of biotic parameters.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1 Localização das comunidades arbóreas estudadas em 24 fragmentos florestais situados em área ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado no sudeste do Brasil. A descrição dos respectivos fragmentos florestais encontra-se no Material Suplementar 1..... 38
- Figura 2 Curvas de rarefação e de abundância por área em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil..... 44
- Figura 3 Curvas de acúmulo de espécies para as áreas combinadas, intervalo de confiança de 95% e os estimadores de riqueza em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil..... 45
- Figura 4 Curvas de acúmulo de espécies para as comunidades arbóreas dos 24 fragmentos florestais situados em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado nos 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil..... 46
- Figura 5 Distribuição da abundância entre as espécies arbóreas em 24 pequenos fragmentos florestais em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os números representam 1 – *Protium spruceanum*, 2 – *Copaifera langsdorffii*, 3 – *Tapirira obtusa*, 4 – *Myrcia splendens*, 5 – *Myrcia venulosa*, 6- *Casearia sylvestris*, 7 – *Myrsine umbellata*, 8 – *Pera glabrata*, 9 – *Myrcia multiflora* e 10 – *Magnolia ovata*..... 47
- Figura 6 Valores de diversidade beta (β) relacionados à fidelidade (β_{sne}), ao *turnover* (β_{sim}) e dissimilaridade geral (β_{sor}) para a comunidade arbórea em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil..... 48
- Figura 7 Box plot com média, desvio padrão (caixa) e máximo e mínimo (whisker) para cada guilda funcional da comunidade arbórea em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil., onde a letra A refere-se às guildas de sucessão, B à síndrome de dispersão, C ao tipo de fruto, D ao tamanho de fruto e E ao tamanho da semente..... 50

ARTIGO 2

Figura 1	Localização das comunidades arbóreas estudadas em 24 fragmentos florestais situados no sudeste do Brasil. A descrição dos respectivos fragmentos florestais encontra-se no Material Suplementar 1.....	82
Figura 2	Curvas de acúmulo de espécies para pequenos mamíferos terrestres, intervalo de confiança de 95% e estimador Jackknife de primeira ordem em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.....	90
Figura 3	Curvas de acúmulo de espécies de pequenos mamíferos terrestres para 24 fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.....	90
Figura 4	Valores de diversidade beta (β) para pequenos mamíferos terrestres relacionados ao aninhamento (β_{sne}), ao turnover (β_{sim}) e dissimilaridade geral (β_{sor}) em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os valores à direita representam a porcentagem final para cada índice.....	91
Figura 5	Diagrama de ordenação das espécies de pequenos mamíferos terrestres e variáveis ambientais em 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil, produzido por análise de correspondência canônica. O significado de cada sigla encontra-se na Tabela 4.....	94

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela S1	Identificação e tamanho dos 24 fragmentos florestais na área de estudo no Sudeste do Brasil.....	62
Tabela S2	Listagem de espécies registradas na área de estudo associada às suas respectivas abundâncias e abundâncias relativas para os 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil....	63
Tabela S3	Índices de diversidade beta pareadas (Beta Simpson) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.....	71

ARTIGO 2

Tabela 1	Identificação, tamanho e descrição da matriz em 24 fragmentos florestais no sudeste do Brasil.....	83
Tabela 2	Listagem de espécies de pequenos mamíferos terrestres e suas respectivas abundâncias absoluta e relativa (em porcentagem) em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.....	89
Tabela 3	Coefficientes de correlação variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica de 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil. As siglas são referentes às letras na CCA da Figura 5...	93
Tabela 4	Relação das variáveis, espécies e fragmentos com suas respectivas siglas usadas na Figura 5 para os 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.....	95
Tabela S1	Relação das médias das variáveis usadas na descrição da microestrutura de habitat, bem como a média e desvio padrão, nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil. As unidades de medida estão entre parênteses.....	109
Tabela S2	Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Simpson) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.....	110
Tabela S3	Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Sorensen) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.....	116

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
3	REFERÊNCIAS.....	26
	SEGUNDA PARTE - ARTIGOS.....	32
	ARTIGO 1 DIVERSIDADE ARBÓREA DE PEQUENOS FRAGMENTOS FLORESTAIS: POR QUE PRECISAM SER CONSERVADOS?.....	33
1	INTRODUÇÃO.....	35
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
2.1	Área de estudo.....	38
2.2	Delineamento amostral.....	40
2.3	Guildas funcionais.....	40
2.4	Análises estatísticas.....	41
3	RESULTADOS.....	43
3.1	Descrição da diversidade.....	43
3.2	Diversidade beta.....	47
3.3	Guildas funcionais.....	48
4	DISCUSSÃO.....	51
	REFERENCIAS.....	55
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	61
	ARTIGO 2 A INFLUÊNCIA DA MICROESTRUTURA DE HABITAT SOBRE OS PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES EM PAISAGEM FRAGMENTADA.....	77
1	INTRODUÇÃO.....	79
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	82
2.1	Área de estudo.....	82
2.2	Delineamento amostral.....	85
2.2.1	Amostragem de pequenos mamíferos terrestres.....	85
2.2.2	Amostragem das variáveis de microestrutura de habitat.....	86
2.3	Análises estatísticas.....	87
3	RESULTADOS.....	89
4	DISCUSSÃO.....	96
5	CONCLUSÕES.....	101
	REFERENCIAS.....	102
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	109

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Um dos principais objetivos da ecologia é entender o que determina os padrões de distribuição das espécies. Essa distribuição está intrinsecamente relacionada a determinados habitats e, por conseguinte, às características e variáveis que influenciam no aparecimento da flora e fauna.

Um grande esforço tem sido despendido na tentativa de descrever e relacionar padrões de distribuição e microambientes, porém estes trabalhos apresentam áreas de estudo em extensos ambientes florestais. Essa situação não está de acordo com a realidade de dois dos domínios morfoclimáticos mais biodiversos e ameaçados do território brasileiro, a Mata Atlântica e o Cerrado.

Os padrões de distribuição nesses domínios estão sendo modificados por efeitos diretos de alteração de tamanho e da forma das florestas, bem como efeitos indiretos sobre a disponibilidade de recursos, condições abióticas, interações intra e interespecíficas. A ação exploratória têm resultado na formação de pequenos fragmentos relictuais, normalmente menores que 50 hectares, inseridos em uma matriz de menor biomassa vegetal que dificulta a dispersão de propágulos da vegetação e a movimentação de pequenos mamíferos. Contudo, há uma ausência de informações sobre a ecologia desses pequenos fragmentos florestais em áreas com a interseção das características do domínio Atlântico e do Cerrado, comumente chamados de região ecotonal. Ambientes ecotonais apresentam alterações nos padrões climatológicos, edáficos e vegetacionais, gerando, portanto, padrões de microestrutura ainda não explorados na literatura científica.

Além disso, há uma iminente necessidade de ampliação do conhecimento sobre a ecologia de pequenos fragmentos florestais para que sirvam de argumentos técnico-científicos para futuros trabalhos de recuperação e recomposição florestal. Esses trabalhos auxiliarão na conservação de espécies

raras e generalistas de habitat, estimulará a permanência das áreas de reserva legal, a conexão entre remanescentes, por corredores ecológicos e possíveis criações de unidades de conservação em sítios estratégicos com o foco na manutenção de populações mínimas viáveis.

Assim sendo, a presente tese tem três objetivos diretamente relacionados com cada capítulo da tese: (1) contextualizar o leitor com informações sobre diversidade arbórea e microestrutura de habitat para pequenos mamíferos que serão abordados mais profundamente nos capítulos subsequentes; (2) descrever a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade arbórea, bem como analisar a diversidade beta e as guildas funcionais de pequenos fragmentos florestais, demonstrando a necessidade de intervenção e conservação para manutenção da diversidade florestal; e (3) descrever a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos, bem como discutir sobre a diversidade beta (comparação da composição dos pequenos mamíferos entre fragmentos) e analisar a sua influência de variáveis da vegetação e ambientais entre pequenos fragmentos para entender como características microescalares influenciam na comunidade em uma paisagem fragmentada.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O Brasil apresentou um crescimento econômico significativo a partir das décadas de 1940 e 1950 (ROSA, 2006; PEREIRA; LESSA, 2011) quando houve a revolução industrial brasileira (BRESSER-PEREIRA et al., 1963). Nesse período os conceitos ecológicos relacionados à proteção e manutenção da biodiversidade eram incipientes. Com o passar dos anos percebeu-se que muito além dos aspectos econômicos, a preservação e conservação dos ambientes naturais eram essenciais para manutenção da vida na Terra. O pensamento ecológico de preservação dos recursos naturais teve seu ápice na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, a ECO 92 (NOVAES, 1992).

A crescente expansão de áreas antrópicas reduziu e reduz gradativamente ambientes naturais nativos, modificando-os em zonas urbanas, plantios, pastagens, áreas de mineração e hidrelétricas, entre outros. Essa expansão gera a alteração e redução drástica das formações vegetacionais dos domínios morfoclimáticos brasileiros. Foi exatamente na década de 1990 em que houve uma maciça preocupação com os ambientes naturais que resultaram no desenvolvimento de pesquisas sobre processos e padrões em escalas continentais culminando em preocupantes publicações. Segundo Fonseca (1985) e a ONG SOS Mata Atlântica (1993), o domínio Atlântico estava (e está) ameaçado de desaparecimento, quando se estimou que restava aproximadamente 7% de sua cobertura original. Informações mais recentes provenientes de dados de satélites demonstraram que restam aproximadamente 11,7% da Mata Atlântica brasileira (RIBEIRO et al., 2009). Esse novo dado não modificou o panorama da Mata Atlântica, pois o advento dessa metodologia mais precisa demonstrou que 83,4% deste total são formados por fragmentos menores que 50 hectares, o que é preocupante do ponto de vista ecológico e conservacionista. Essa preocupação

refere-se à perda da biodiversidade propriamente dita, mas também quanto ao desempenho da fauna e flora, como a incapacidade de persistência de espécies especialistas de habitat (PARDINI et al., 2010), problemas no deslocamento pela matriz (PÜTTKER et al., 2011) e impossibilidade de dispersão de propágulos (TABARELLI et al., 2012), dentre outros fatores.

Posteriormente, Myers et al. (2000) incluíram, além da Mata Atlântica, o domínio do Cerrado como um dos domínios morfoclimáticos mais biodiversos e ameaçados de desaparecimento do planeta, um *hotspot* de conservação. Para esses autores, o percentual de remanescentes de florestas primárias estava em 20%. Klink e Machado (2005) relataram que 30.000 km² ao ano são modificados, sendo grande parte resultado da abertura de novas frentes agropecuárias, ocupando 53% do total da área do Cerrado.

Os outros dois maiores domínios morfoclimáticos brasileiros, a Caatinga e a Floresta Amazônica, ainda apresentam extensas áreas, contudo as ações predatórias têm reduzido drasticamente suas áreas naturais. Para o domínio da Caatinga, estima-se que entre 30,4 a 51,7% de sua área total já foi modificada por alguma atividade antrópica. Essas informações colocam a Caatinga como o terceiro domínio brasileiro mais ameaçado de desaparecimento. E caso essa última estimativa seja confirmada, a Caatinga passa o Cerrado em seu *status* de ameaça (LEAL et al., 2005). Já o domínio Amazônico é o que apresenta a maior extensão de floresta tropical no mundo e, diferentemente de outros domínios (*e.g.* Cerrado), a legislação favorece sua preservação quando prevê a conservação de 80% das florestas em reservas legais (KLINK; MACHADO, 2005). Contudo, o avanço de novas fronteiras (*e.g.* projetos de assentamento e rodovias – BARNI; FEARNSSIDE; GRAÇA, 2012) tem resultado em perdas anuais de aproximadamente 30.500 km² (FEARNSSIDE, 2005).

A ação exploratória e predatória sobre os domínios morfoclimáticos resulta na formação de um mosaico na paisagem composto por fragmentos

florestais conservados na forma de Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 2012) inseridos em uma matriz composta por pastagens, zonas urbanas e culturas de espécies exóticas como aquelas para o consumo humano (*e.g.* feijão e soja), bem como para fins silviculturais (*e.g.* eucaliptos e pinos - TABARELLI et al., 2010).

Esses pequenos fragmentos florestais apresentam peculiaridades ecológicas em sua diversidade arbórea, pois quando um *continuum* florestal é transformado em habitat fragmentado, os sobreviventes encontram uma área total reduzida, maior isolamento e uma matriz antropizada (EWERS; DIDHAM, 2006). Entretanto, a fragmentação e seus efeitos são de difícil compreensão, pois existe uma série de processos causais intermediários que sinergicamente atuam de maneiras distintas para cada tipo de táxon. Algumas populações, por exemplo, podem declinar ou desaparecer dos fragmentos, enquanto outras podem permanecer estáveis ou até mesmo aumentar (DEBINSKI; HOLT, 2000; LAURANCE, 2008; LAURANCE et al., 2002). Tratando-se da diversidade arbórea, a riqueza e abundância nesses pequenos fragmentos são reduzidas quando comparados com grandes fragmentos florestais e a composição e estrutura são simplificadas (LAURANCE et al., 2002; LÔBO et al., 2011; ARROYO-RODRIGUES et al., 2013) por influência de características bióticas e abióticas da matriz e do ambiente florestal de forma conjunta em associação com uma série de outros fatores estocásticos (demográficos, genéticos e ambientais) e determinísticos. Esse efeito é comumente chamado de efeito de borda (MURCIA, 1995).

O efeito de borda é a interação entre dois sistemas contíguos que não são separados subitamente por um limite (MURCIA, 1995). Essa borda apresenta alterações de variáveis ambientais com abrangência de até 400 metros a partir do limite da floresta (LAURANCE et al., 2002), sendo que três grupos de dessas alterações são mais evidentes. O primeiro são daquelas que afetam os

parâmetros abióticos, pois há a interseção das condições de ambos os sistemas limítrofes, resultando em ambiente diferenciado em relação à matriz e ao interior florestal. O segundo grupo é composto pelos efeitos biológicos diretos, representados pela alteração de padrões de abundância e distribuição das espécies. A alteração dos parâmetros abióticos incapacita a ocorrência de espécies com exigências ambientais comumente encontradas em florestas maduras, resultado de suas respectivas tolerâncias fisiológicas. E o terceiro grupo é composto pelos efeitos biológicos indiretos como alterações de taxas de predação, parasitismo, herbivoria e dispersão de sementes, dentre outros (MURCIA, 1995).

Distúrbios causados pelo vento, alteração de padrões da comunidade da fauna (vertebrados e invertebrados), redução da umidade relativa do ar, da altura do dossel e umidade do solo, dentre outros, são características comuns em fragmentos com forte efeito de borda (LAURANCE et al., 2002). Estas alterações favorecem uma elevada substituição de espécies, gerando um padrão de oligodominância observado tanto para ambientes florestais de ampla extensão quanto para os fragmentados (SCHEER et al., 2011; STEEGE et al. 2013). Esses núcleos de domínios locais, com um padrão geral de oligodominância em maior escala, são favorecidos pela acentuada intensidade luminosa, que favorece espécies de crescimento rápido (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999) em detrimento de outras espécies com taxas de crescimento reduzidas (VAN DEN BERG et al., 2012). Assim, pequenos fragmentos tendem a apresentar elevada quantidade de espécies vegetais de estágios iniciais de sucessão, favorecidas pela ação antrópica associada a variáveis ambientais (MURCIA 1995; LAURANCE et al. 2002), muitas com frutos pequenos e de fácil dispersão anemocórica e autocórica (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999).

As populações de pequenos mamíferos sofrem igualmente os efeitos da perda e fragmentação de habitat, destacando-se as alterações em fatores

abióticos e bióticos devido ao efeito de borda, redução das áreas de vida (*home range*), interrupção de fluxo gênico e conseqüente redução da variabilidade genética, aumento de endogamia, parasitismo e estresse populacional (FAHRIG, 2003; PRUGH et al., 2008). Entretanto, a relação entre os parâmetros da comunidade de mamíferos e a fragmentação ainda é controversa. Por exemplo, não há consenso sobre a relação entre abundâncias populacionais e tamanhos dos fragmentos. Alguns trabalhos mostram que a abundância aumenta com o tamanho do fragmento, enquanto outros, que há o incremento somente de espécies generalistas ou ecologicamente flexíveis. Cada estudo apresenta resultados peculiares para cada área de estudo, histórico de ocupação e formas de desmatamento (*vide* discussão em CHIARELLO, 2000).

A fragmentação promove a formação de um mosaico florestal circundado por uma matriz de menor biomassa e menor complexidade estrutural (AUGUST, 1993). Estruturas mais simples apresentam variações acentuadas nos parâmetros abióticos enquanto nos ambientes mais complexos tendem à uniformidade. Essas modificações refletem em alterações populacionais, uma vez que poucas são as espécies que apresentam ampla flexibilidade fenotípica, capazes de suportar ampla variação ambiental. Os mamíferos terrestres são bons indicadores dessas variações (MALCOLM, 1994; CHIARELLO, 1999; CHIARELLO, 2000; PARDINI, 2004), pois respondem de forma diferenciada por terem, entre outras características, respostas antagônicas frente à expansão dos ambientes antrópicos (CHIARELLO, 1999; CHIARELLO, 2000). Como conseqüência, a maioria dessas espécies de médio a grande porte está nas listas de animais ameaçadas de extinção (MACHADO et al., 1998; MACHADO; DRUMMOND; PAGLIA, 2008; MMA, 2003). Estudos sobre os distúrbios causados pela fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos também documentam mudanças devido à invasão de espécies exóticas, mudanças na dinâmica florestal e alteração na estrutura trófica

(BIERREGAARD et al., 1992; CHARLES; ANG, 2010; CHIARELLO, 1999; CHIARELLO, 2000). Desse modo, os pequenos mamíferos terrestres tornam-se indicadores que permitem uma análise sobre as consequências da fragmentação, por apresentarem a capacidade de persistirem em fragmentos isolados ou ocuparem ambientes não florestais e ambientes alterados antropicamente (PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; UMETSU; PARDINI, 2007). De fato, Charles e Ang (2010) comentam que a fragmentação induz a oito possíveis respostas, positivas e negativas, sobre os pequenos mamíferos: (1) redução em riqueza e alteração de composição, (2) desaparecimento de espécies com grandes áreas de vida e necessidades específicas de habitat, (3) invasão de espécies oportunistas e generalistas, (4) ausência de predadores, (5) redução da atividade de espécies generalistas, (6) mudanças na estrutura trófica, (7) mudanças da abundância das espécies em relação ao tamanho do fragmento e (8) dominância de poucas espécies em fragmentos de tamanho muito reduzido. Contudo, estes aspectos podem ocorrer em sinergia e as comunidades de pequenos mamíferos devem ser analisadas localmente, pois apresentam peculiaridades em relação às variações topográficas, climatológicas, fitofisionômicas e históricas de ocupação do ambiente (CHIARELLO, 2000).

Por outro lado, para a compreensão sobre o processo de dinâmica de fragmentação e a sua influência sobre as comunidades de pequenos mamíferos terrestres necessitam-se de estudos da microestrutura de habitat. Para fins conceituais, a presente tese usará os mesmos conceitos de microestrutura e macroestrutura de habitat apresentados por Jorgensen (2004) e Hodara e Busch (2010). Assim, a macroestrutura é a área espacial no qual os indivíduos de uma determinada comunidade realizam todas as suas funções ecológicas e biológicas. Já a microestrutura de habitat é a composição de variáveis vegetacionais e ambientais que afetam, direta ou indiretamente, tanto o comportamento de indivíduos quanto de aspectos da comunidade de pequenos mamíferos terrestres,

determinando quais áreas de vida são usadas mais intensivamente. Esse tipo de estudo foca em como as características da vegetação influenciam a composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos. As taxas de fragmentação influenciam a estrutura da floresta, afetam a ocorrência das espécies, bem como a composição da comunidade e, conseqüentemente, determinam a sustentabilidade do habitat (TEWS et al., 2004; DUNN, 2004).

Considerando que diversos domínios fitofisionômicos brasileiros, como a Mata Atlântica e o Cerrado, foram reduzidos acentuadamente, os atuais remanescentes apresentam-se em pequenos fragmentos e com uma vegetação secundária, o que torna o conhecimento das condições nesses ambientes preponderante para o entendimento da distribuição dos organismos (PÜTTKER et al., 2008). Um grande esforço tem sido despendido em estudos de microestrutura de habitat para pequenos mamíferos terrestres (JORGENSEN, 2004), não somente com objetivos descritivos, mas também na tentativa de se obter informações da estruturação e segregação (espacial e temporal) de nicho (LIMA et al., 2010), separação da comunidade por quantidade de biomassa ou características morfológicas e seleção de microambientes (NAXARA; PINOTTI; PARDINI, 2009), bem como coexistência de espécies e descrições de padrões da comunidade (PÜTTKER et al., 2008).

A escolha do habitat por certo animal perpassa por duas principais questões. A primeira é onde estabelecer uma área de vida e a segunda é onde obter abrigo e recursos que gerem, por consequência, um *fitness* elevado. Essa escolha varia entre espécies e com a percepção de dimensão e grau de heterogeneidade. A escala de seleção depende das características do habitat, das respostas em termos de capacidade de dispersão e aspectos de habitats disponíveis, como tamanho, forma e a conectividade entre ambientes (HODARA; BUSCH, 2010). Na tentativa de conciliar esses aspectos, Püttker et al. (2008) relacionaram parâmetros da estrutura da vegetação como a cobertura e

altura do dossel, densidade da vegetação nos diversos estratos e o conjunto de bambus e de outras estruturas horizontais com cinco espécies de pequenos mamíferos terrestres, *Akodon montensis*, *Oligoryzomys nigripes*, *Gracilinanus microtarsus*, *Delomys sublineatus* e *Marmosops incanus*. Os autores demonstraram que as preferências de micro-escala na vegetação influenciam a capacidade de algumas espécies de ocuparem áreas alteradas, evidenciando espécies vulneráveis à fragmentação ou alteração de ambientes. Já Naxara, Pinotti e Pardini (2009) comparam aspectos sazonais da altura e umidade da serrapilheira, bem como restos lenhosos e disponibilidade de artrópodes, variáveis estas maiores em florestas maduras e em períodos chuvosos. Demonstrou-se que a variação sazonal altera a disponibilidade de recursos alimentares e abrigos contra predadores, resultando em uma variação nas populações de algumas espécies. Lima et al. (2010) correlacionaram parâmetros ambientais como altura e cobertura do dossel, número de árvores, sub-bosque, presença de bambus e samambaias, exposição de afloramentos rochosos, troncos caídos e peso seco de serrapilheira com as três espécies de roedores mais comuns, *Sooretamys angouya*, *Akodon montensis* e *Oligoryzomys nigripes*. As duas primeiras correlacionaram-se com a abundância de bambus, enquanto a última correlacionou-se com a densidade de arbustos, demonstrando essas espécies apresentam separação de microambientes por meio de suas dietas e locomoção.

Mesmo com essa ampla gama de trabalhos, muitos deles apresentam inúmeros problemas. Jorgensen (2004) reuniu 70 trabalhos com microestrutura de habitat e pequenos mamíferos terrestres e exibiu problemas conceituais advindos de imprecisões e uma consolidação de um paradigma incorreto. Assim, ao avaliar “*o quão robustos são os estudos de microestrutura de habitat?*”, apresentou um padrão preocupante de estudos em pequenas escalas espaciais e modestos esforços de captura de indivíduos. A média de *grids* estudados foi de 3

a 4, para um esforço amostral entre 4000 e 5000 noites de captura, onde frequentemente a vegetação não foi mensurada. Quando considerada, 22% dos trabalhos mediram variáveis da vegetação em somente 8 m² ou menos e o restante assumiu variáveis categóricas ou resumiu a avaliação da vegetação em somente 45 m². O autor entendeu que não há como reconhecer padrões de ocupação ou densidade populacional determinada pela microestrutura, havendo uma necessidade de se aumentar o esforço tanto de captura de indivíduos quanto nas medidas da vegetação para uma fundamentação suficiente sobre a partição de micro-habitat.

REFERÊNCIAS

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RÖS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F. P. L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant B-diversity in fragmented rain forests Testing floristic homogeneization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, nov. 2013.
- AUGUST, P. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, Durham, v. 64, p. 1495–1507, dec. 1983.
- BARNI, P. E.; FEARNSIDE, P. M.; GRACA, P. M. L. A. Desmatamento no sul do estado de Roraima: padrões de distribuição em função de projetos de assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 2, p. 195-204, jun. 2012.
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOS, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **Bioscience**, Washington, v. 24, p. 859 – 866, dec. 1992.
- BRASIL. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Novo código florestal brasileiro. Diário oficial [da] Republica Federativa do Brasil, Brasília. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acessado em 23 Jul. 2014.
- BRESSER-PEREIRA, L. C. O. Empresário Industrial e a Revolução Brasileira. **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 2, n. 8, p. 11-27, jul. 1963.
- CHARLES, J. K.; ANG, B. B. Non-volant small mammal community responses to fragmentation of kerangas forests in Brunei Darussalam. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 19, n. 2, p. 543 – 561, fev. 2010.
- CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, 89: 71 – 82, jul. 1999.
- CHIARELLO, A. G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n.6, p. 1649 – 1657, jul. 2000.

- DEBINSKI, D. E. R.; HOLT, D. A. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**, Boston, v.14, n.2, p. 342-355, abr. 2000.
- DUNN, R. R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, Boston, v. 18, : 302-309, abr. 2004.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 81, n. 1, p. 117-142, fev. 2006.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, ago. 2003.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n.4, p. 680-688, jun. 2005.
- FONSECA, G. A. B. The Vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Boston, v. 34, n. 1, p. 17-34. 1985.
- HODARA, K; BUSCH, M. Patterns of macro and microhabitat use of two rodent species in relation to agricultural practices. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 25, n. 1, p. 113-121, jan. 2010.
- JORGENSEN, E. E. Small mammal use of microhabitat revisited. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 85, p. 531-539, jun. 2004.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Boston, v. 19: 707-713, jun. 2005.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E.. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 605-618, jun. 2002.
- LAURANCE, W. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Boston, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER JR., T. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do nordeste do Brasil.

Megadiversidade, Belo Horizonte, v. 1, p. 139-146, jul. 2005.

LIMA, D. O.; AZAMBUJA, B. O.; CAMILOTTI, V. L.; CÁCERES, N. C.

Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 27, n.1, p. 99-105, fev. 2010.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.

Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, London, v. 17, n.2, p. 287-296, mar. 2011.

MACHADO, A. B. M.; FONSECA, G. A. B.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M.; LINS, L. V. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**. Fundação Biodiversitas. 1998.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P: **Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. 2.ed. Brasília: MMA, Fundação Biodiversitas; 2008.

MALCOLM, J. R. Edge effect in central Amazonian Forest fragments. **Ecology**, Durham, v. 75, p. 2438-2445, 1994.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção – mamíferos, aves, répteis e invertebrados terrestres**. 2003. Disponível em

<http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008034002.pdf>. Acessado em 25 nov. 2011.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-62, fev. 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, p. 853–858, fev. 2000.

NAXARA, L.; PINOTTI, B. T.; PARDINI, R. Seasonal microhabitat selection by terrestrial rodents in an old-growth Atlantic forest. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 90, n. 2, p. 404-415, abr. 2009.

NOVAES, W. Eco-92: avanços e interrogações. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 6, n. 15, p. 79-93, mai/ago 1992.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 13: 2567-2586, dec. 2004.

PARDINI, R.; MARQUES DE SOUZA, S.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Boston, v. 124, p. 253-266, jul. 2005.

PARDINI, R., BUENO, A. A., GARDNER, T. A., PRADO, P. I., METZGER, J. P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One**, v. 5, p. e13666, out. 2010.

PEREIRA, L. A. G.; LESSA, S. N. O processo de planejamento e desenvolvimento do transporte rodoviário no Brasil. **Revista Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 40, p. 26-46, dez. 2011.

PRUGH, L. R.; HODGES K. E.; SINCLAIR, A. R. E.; BRASHARES, J. S. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 52, p. 20770 – 20775, jun. 2008.

PÜTTKER, T., PARDINI R., MEYER-LUCHT, Y., SOMMER, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BMC Ecology**, v. 8, p. 9, mai. 2008.

PÜTTKER, T. , BUENO, A. A., DOS SANTOS DE BARROS, C., SOMMER, S., PARDINI, R. Immigration Rates in Fragmented Landscapes Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence. **Plos One**, v. 6, p. e27963, nov. 2011.

RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, E M. M. HIROTA. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Boston, v. 142, p.1141-1153, jun. 2009.

ROSA, I. Trajetórias de caminhoneiros nas estradas brasileiras. **Cadernos de Pesquisa do Centro de Documentação e Pesquisa em História**, Uberlândia, v. 34, p. 84-93, jan/jun. 2006.

SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y. Tree component structure of tropical upper montane rain forests in Southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 25, n. 4, p. 735–750, out/dec. 2011.

STEEGE et al., 2013 Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, Washington, v. 342, n. 6156, out. 2013.

SOS Mata Atlântica. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990**. São Paulo. 1993.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Atlantic montane forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Boston, v. 91, n. 1, p. 119-127, dez. 1999.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M.; METZGER, J. P.; PERES, C. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Boston, v. 143, p. 2328-2340, out. 2010.

TABARELLI, M., B. A. SANTOS, V. ARROYO-RODRÍGUEZ, AND F. P. L. MELO. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, p. 319-328, set./dez. 2012.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, p.79-92, jan. 2004.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, p.517-530, abr. 2007.

VAN DEN BERG, E., R. L. CHAZDON, AND B. S. CORREA. 2012. Tree growth and death in a tropical gallery forest in Brazil: understanding the relationships among size, growth, and survivorship for understory and canopy dominant species. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 213, p. 1081-1092, jul. 2012.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

ARTIGO 1

**DIVERSIDADE ARBÓREA DE PEQUENOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS: POR QUE PRECISAM SER CONSERVADOS?**

RESUMO

A descrição da biodiversidade em regiões ecotonais apresenta lacunas no conhecimento, pois há um avanço de atividades antrópicas que geram pequenos fragmentos florestais. O presente trabalho descreve a diversidade florestal de pequenos fragmentos florestais (diversidade α e β) e relaciona a funcionalidade desse sistema por meio da descrição de guildas funcionais. Para isso foram demarcadas 24 áreas para avaliação da vegetação com 50 metros de diâmetro, uma em cada fragmento florestal. Todos os indivíduos arbóreos com o diâmetro à altura do peito $\geq 3,19$ cm foram identificados ao nível de espécie e registrados o diâmetro e altura. Aspectos funcionais foram abordados por meio da classificação sucessional, tipo de dispersão, tolerância à sombra e tamanhos de frutos e sementes. No total foram registrados 9699 indivíduos de 307 espécies em 4,71ha, com alternância de dominância para cada fragmento entre as dez espécies mais abundantes. A riqueza e abundância entre os fragmentos foi variável, com um elevado *turnover* de espécies, demonstrando que cada fragmento contém uma pequena quantidade de espécies única em uma área de dezenas de quilômetros, portanto de importante conservação. Observou-se uma elevada quantidade de espécies exigente de luz e tolerantes à sombra, com frutos carnosos, dispersas zoocoricamente, com pequenos frutos, evidenciando a instabilidade do sistema gerada por forte efeito borda. Ratifica-se a necessidade de intervenção para preservação e conservação, uma vez que recentes decisões do governo brasileiro colocam em risco a diversidade desses pequenos ambientes florestais.

Palavras-chave: Descrição da diversidade. Guildas funcionais. *Turnover*. Preservação. Conservação. Intervenção em pequenos fragmentos florestais.

1 INTRODUÇÃO

Os primeiros trabalhos sobre a biodiversidade em ampla escala geográfica foram basicamente descritivos, realizados por naturalistas que encontraram padrões como a variação latitudinal de riqueza de espécies (ver Cianciaruso et al., 2009). Esses estudos consideraram padrões de distribuição relacionados aos biomas (em escalas intercontinentais) e domínios (em escalas continentais). Contudo, não existe uma delimitação clara entre esses diferentes padrões e a área de interseção entre eles é denominada região ecotonal (Gosz, 1993).

Dentre as regiões ecotonais mais ameaçadas no Brasil, destacam-se aquelas entre os domínios Atlântico e do Cerrado, caracterizadas pela elevada biodiversidade, endemismos e ameaça (Myers et al., 2000, Klink and Machado, 2005; Ribeiro et al., 2009). O histórico de impactos antrópicos nessas regiões resultou na fragmentação da cobertura florestal, afetando relações bióticas e fatores abióticos (Murcia, 1995; Pardini 2004), pois quando um *continuum* florestal é transformado em habitat fragmentado, os sobreviventes encontram uma área total reduzida, maior isolamento e uma matriz antropizada (Ewers and Didham, 2006), gerando populações locais reduzidas e distantes entre si (Debinski and Holt, 2000).

O conhecimento do padrão de distribuição de espécies em diferentes escalas, tanto para as pequenas florestas quanto para paisagens fragmentadas e ecotonais nos neotrópicos ainda é incipiente. Grande parte dos trabalhos evidencia a sobreposição de características bióticas e abióticas entre o ambiente florestal e a matriz em pequeno alcance geográfico, como o efeito de borda (*e.g.* Magnago et al., 2014) ou simplesmente categorizam a área de estudo como sendo de um bioma ou domínio específico pela dificuldade de explicar a influência de escalas hierárquicas ecotonais de menor proporção em maiores

escalas (ver categorias hierárquicas em Gosz, 1993). O conhecimento dessa interação em diferentes escalas é indispensável para uma intervenção conservacionista, pois trabalhos recentes relatam similaridade taxonômica, eliminação de espécies raras e redução de grupos funcionais em sistemas fragmentados, gerando redução da biodiversidade e, por conseguinte, um efeito de homogeneização florestal (Lôbo et al., 2011; Arroyo-Rodríguez et al., 2013).

Os padrões de comunidades arbóreas para pequenos fragmentos florestais estão sob constante mudança, influenciados pelos efeitos diretos e indiretos relacionados ao processo de fragmentação de habitat (Debinski and Holt, 2000), efeitos de borda, micro e macroclima, aspectos edáficos, interações biológicas (Gosz, 1993), colapsos populacionais por eventos demográficos ou genéticos, alteração nos mecanismos de dispersão e polinização, e invasões por espécies exóticas (Santos et al., 2007). Essa complexa relação altera a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade arbórea, sendo mais significativa em pequenos fragmentos florestais (Santos et al., 2007; Arroyo-Rodríguez et al., 2009).

A associação desses fatores com a crescente expansão de ambientes antropizados sobre áreas florestais (Tabarelli et al., 2010) torna evidente a necessidade de preservação e intervenção em ambientes remanescentes que fatidicamente serão (e são) o que resta de flora disponível diante da crescente demanda por matérias primas para produtos industrializados.

Assim, nesse cenário o presente trabalho tem o objetivo de (1) analisar a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade arbórea de pequenos fragmentos florestais, (2) analisar a diversidade beta entre fragmentos, (3) analisar a funcionalidade desse sistema por meio da descrição de guildas e (4) analisar de forma conjunta esses parâmetros (diversidade alfa, beta e funcionalidade) para fornecer argumentos técnico-científicos para a tomada de decisão com o objetivo conservacionista das paisagens sob a mesma situação.

Espera-se que os pequenos fragmentos apresentem elevada diversidade arbórea em relação a outros inventários florestais no sudeste brasileiro diante da condição ecotonal no qual estão inseridos. Além disso, preconiza-se que haja elevada rotatividade de espécies que evidenciará a dominância de poucas espécies resultante do desequilíbrio competitivo decorrente do forte efeito de borda. E por fim, espera-se que a diversidade funcional favoreça o grupo de plantas tolerantes a larga amplitude das variáveis ambientais (principalmente abióticas mencionadas por Laurance et al., 2002).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo está inserida em região ecotonal entre os domínios do Cerrado e Mata Atlântica, no sul do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas 21°18'S - 21°14"S e 44°39'O - 44°35'O (Figura 1).

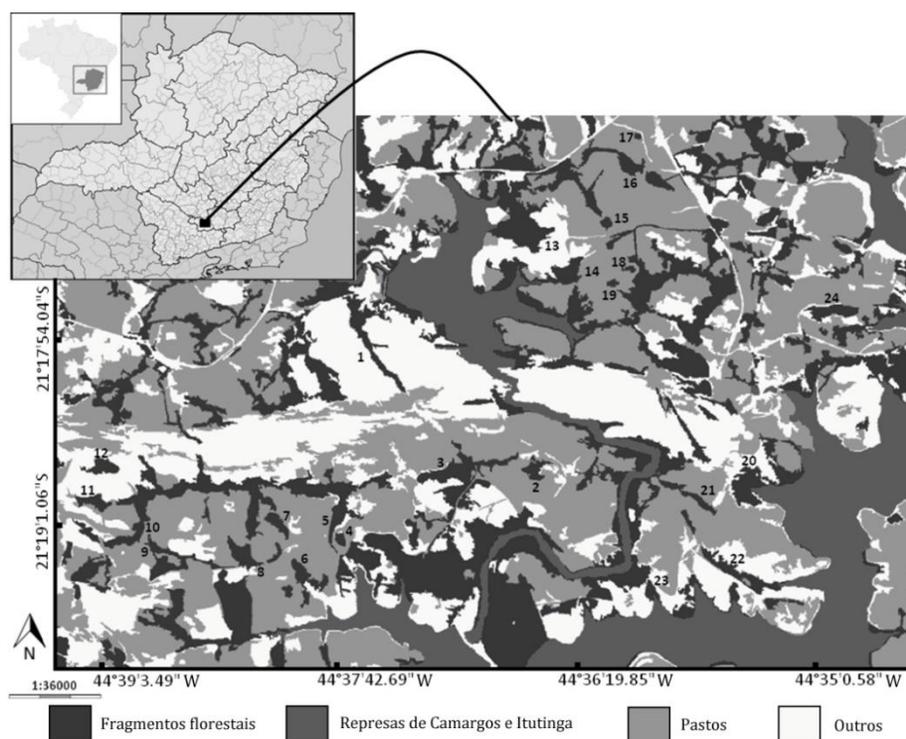


Figura 1 Localização das comunidades arbóreas estudadas em 24 fragmentos florestais situados em área ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado no sudeste do Brasil. A descrição dos respectivos fragmentos florestais encontra-se no Material Suplementar 1.

A matriz da paisagem é heterogênea, composta por rotações de culturas de feijão, sorgo, milho, eucaliptos e pastagens, que se intercalam a manchas de Cerrado *stricto sensu* e florestas estacionais. Dados da estação meteorológica de Lavras, apresentados por van den Berg e Oliveira-Filho (2000), informam que a temperatura média mensal varia de 16 a 21,8°C com média anual de 19,6°C; e a precipitação média mensal varia de 19 a 293 mm com média anual é de 1.517 mm, caracterizando o clima, segundo classificação de Köppen, como Cwb (mesotérmico, com verões brandos e invernos secos).

Os ecossistemas florestais representam formações estacionais semidecíduas do sudeste brasileiro (IBGE, 2004). Os solos, segundo a classificação do sistema brasileiro de taxonomia de solos (Embrapa, 1999), variam desde Cambissolo Háplicos Tb distróficos nas áreas mais declivosas a Latossolo Vermelho Amarelo Ácrico nas áreas mais planas (Horta et al., 2009).

A área abriga as principais nascentes do curso superior do rio Capivari, afluente do rio Grande. O rio Grande, por sua vez, funde-se ao rio Paranaíba, formando o rio Paraná, que é o principal sistema lótico da segunda maior bacia da América do Sul (Pereira, 2006). A região é geograficamente estratégica, pois conecta duas grandes cadeias de montanhas com dois *hotspots* de preservação: o Complexo do Espinhaço, que é rico em Cerrado *lato sensu* e florestas semidecíduas, e da Mantiqueira, que é um dos principais ecossistemas inseridos no domínio Atlântico (Kamino et al., 2008; Meireles et al., 2008). Além disso, localiza-se marginalmente à Chapada das Perdizes, região considerada de “elevada importância biológica” (Drummond et al., 2005), sendo um dos maiores remanescentes florestais do sul do estado de Minas Gerais. Recentes estudos na área demonstram elevada diversidade para pequenos mamíferos terrestres (Machado et al., 2013), morcegos (Moras et al., 2013), aves (Lombardi et al., 2012), anfíbios (Cerezoli, 2008) e besouros escarabeíneos (Almeida and Louzada, 2009).

2.2 Delineamento amostral

Foram selecionadas para o presente estudo 24 fragmentos florestais para avaliação da comunidade arbórea. Em cada fragmento foi alocada uma parcela circular com diâmetro de 50 metros, o que correspondeu $1.963,5\text{m}^2$ por fragmento e um total 4,71ha para toda área de estudo. As unidades amostrais foram estabelecidas no interior dos fragmentos. Porém, dadas as dimensões reduzidas destes, as parcelas apresentaram um gradiente ecológico borda-interior. No interior das parcelas foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP; 1,3 m de altura) $\geq 3,19$ cm, os quais foram identificados em nível de espécie. O sistema de classificação utilizado para as famílias botânicas corresponde ao proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group (APG III 2009).

2.3 Guildas funcionais

As espécies foram classificadas em guildas funcionais selecionadas em metodologia semelhante à Tabarelli et al. (1999). Assim, as espécies foram divididas em relação ao grupo de regeneração segundo a classificação de Swaine e Whitmore (1988), em pioneiras, climáticas exigentes de luz, climáticas tolerantes à sombra, indiferente e não classificadas. Quanto ao tipo de fruto, classificaram-se como carnosos, não carnosos e não classificadas. O tipo de dispersão foi categorizado como zoocórica, não zoocórica e não classificada. Por fim, os frutos e sementes foram categorizados em tamanho de acordo com Tabarelli and Peres (2002), em pequenos (<0.6 cm), médios (0.6 a 1.5 cm), grandes (1.6 a 3.0 cm), muito grande (>3.0 cm) e não classificados.

2.4 Análises estatísticas

Para analisar a riqueza e abundância em relação à área amostrada foram construídos dois gráficos, um contendo a curva de rarefação e outro com a curvade abundância-área. Além disso, para analisar a riqueza em relação à abundância foram contruídas outros dois gráficos, um com a curva de acumulação de espécies para os fragmentos em conjunto e o outro com curvas de acúmulo de espécies dos fragmentos separadamente, plotados em uma mesmo gráfico (Colwell and Coddington, 1994; Gotelli and Colwell, 2001). As curvas foram construídas com 1.000 aleatorizações. Além disso, para avaliar a suficiência amostral, a curva de rarefação foi comparada mediante a estimativa de espécies com os estimadores baseados na abundância *Abundance Coverage Estimator* (ACE) e *Chao 1*. O programa EstimateS versão 9.10 (Colwell et al., 2012) foi usado para obter as curvas de rarefação e os estimadores de riqueza.

Para elucidar os modelos de dominância na comunidade arbórea foram construídos *Whittaker plots* que demonstram as distribuições relacionadas à espécie-abundância (Whittaker, 1965). Essas curvas são gráficos cumulativos ranqueadores de abundância para cada espécie em contrapartida das outras espécies. Os *Whittaker plots* foram construídos somente para as dez espécies mais abundantes.

A análise da diversidade beta (β) foi realizada por meio do estudo da dissimilaridade da composição da comunidade, observando-se a fidelidade ao sítio ou o *turnover* de espécies, como proposto por Baselga (2012, 2013) e Baselga e Orme (2012). Dessa forma, foi verificado se a composição de espécies é fiel ao sítio ou se foi substituída de sítio para sítio baseando-se em uma matriz de presença e ausência. As medidas de dissimilaridade utilizadas foram as versões pareadas e múltiplos sítios do índice de dissimilaridade de Sørensen (β_{sor}), e o turnover (índice de Simpson - β_{sim}) e fidelidade ao sítio (índice de

dissimilaridade de fidelidade ao sítio – β_{sne}). Os resultados desses índices foram também demonstrados em porcentagem.

O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para verificar a normalidade dos dados. A análise de variância de um fator (*one-way* ANOVA) foi utilizada, diante da normalidade dos dados, para comparar a abundância em cada variável dentro de cada guilda funcional com teste *posthoc* de Tukey.

Para as análises de diversidade beta, normalidade e ANOVA foi usado o programa R, versão 3.1.0 (R Core team, 2014) com o nível de significância de 5%.

3 RESULTADOS

3.1 Descrição da diversidade

Ao total foram registrados 9.699 indivíduos arbóreos de 307 espécies e 157 gêneros (Material Suplementar 2). As famílias com maior representatividade foram Myrtaceae, Fabaceae, Burseraceae, Anacardiaceae e Rubiaceae, com 59,9% dos indivíduos. Os gêneros de maior relevância foram o *Protium*, *Myrcia*, *Tapirira*, *Copaifera* e *Casearia*, com 46,8% da abundância geral. Do total de gêneros, 48,7% apresentaram o máximo de dez indivíduos.

A curva de rarefação não apresentou assíntota e na curva abundância-area houve um incremento constante de aproximadamente 404 indivíduos por fragmento (Figura 2). A curva de acúmulo de espécies para todas as áreas combinadas não alcançou assíntota (Figura 3), enquanto a riqueza estimada está fora do intervalo de confiança de 95% da curva de acúmulo para ambos os estimadores. De forma semelhante à curva geral, as curvas para as comunidades arbóreas inventariadas em cada fragmento não mostraram assíntota (Figura 4). A riqueza variou de 23 a 80 espécies, enquanto que a abundância variou de 206 a 656 indivíduos entre os diferentes fragmentos (Figura 4).

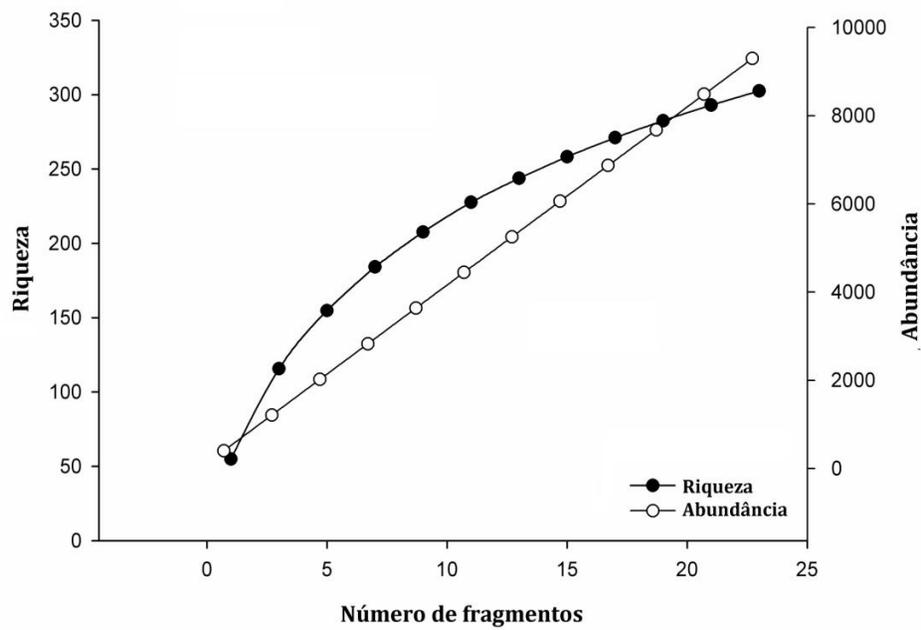


Figura 2 Curvas de rarefação e de abundância por área em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

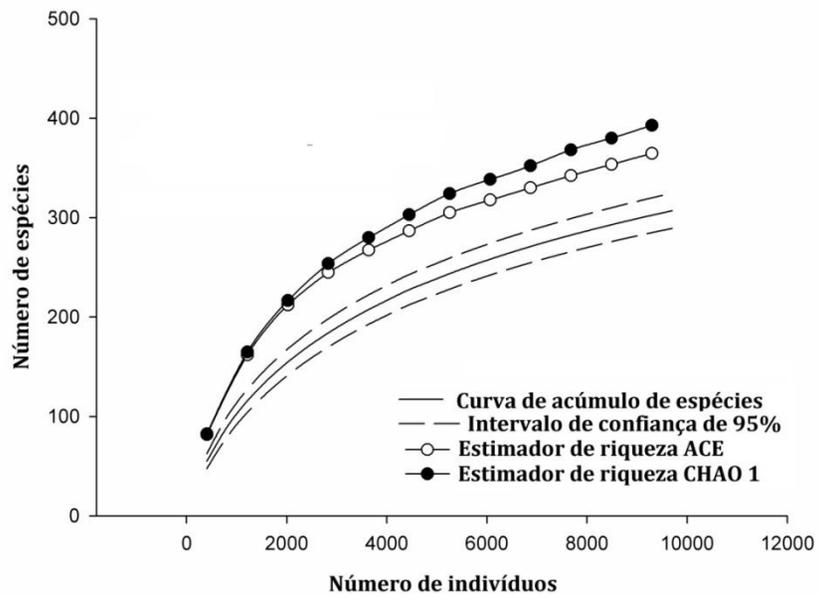


Figura 3 Curvas de acúmulo de espécies para as áreas combinadas, intervalo de confiança de 95% e os estimadores de riqueza em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

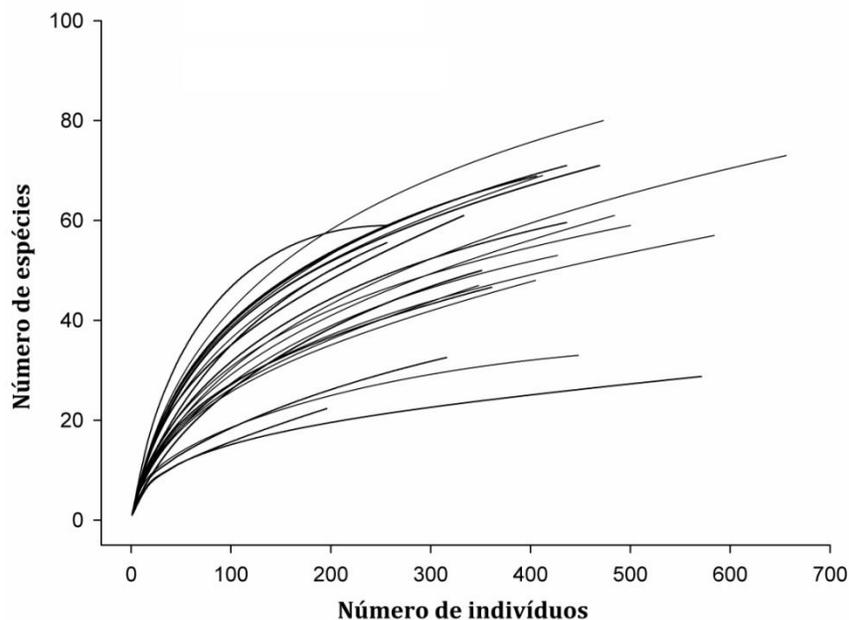


Figura 4 Curvas de acúmulo de espécies para as comunidades arbóreas dos 24 fragmentos florestais situados em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado nos 24 fragmentos florestais no sul estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

A abundância de indivíduos arbóreos foi desigualmente distribuída entre os fragmentos florestais, com alternância da dominância entre as dez espécies mais dominantes de toda área de estudo para cada fragmento (Figura 5). As dez espécies mais abundantes foram *P. spruceanum*, *C. langsdorffii*, *T. obtusa*, *M. splendens*, *M. venulosa*, *C. sylvestris*, *M. umbellata*, *P. glabrata*, *M. multiflora* e *M. ovata*. Do total de espécies registradas, 64,5% delas contém abundância máxima de dez indivíduos.

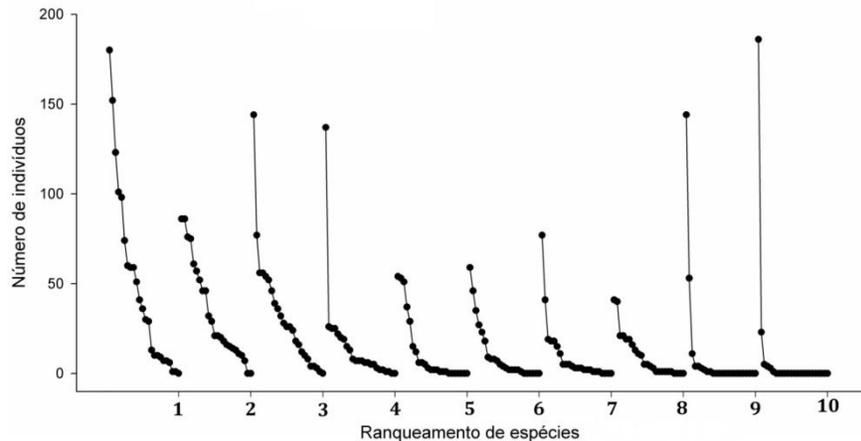


Figura 5 Distribuição da abundância entre as espécies arbóreas em 24 pequenos fragmentos florestais em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os números representam 1 – *Protium spruceanum*, 2 – *Copaifera langsdorffii*, 3 – *Tapirira obtusa*, 4 – *Myrcia splendens*, 5 – *Myrcia venulosa*, 6- *Casearia sylvestris*, 7 – *Myrsine umbellata*, 8 – *Pera glabrata*, 9 – *Myrcia multiflora* e 10 – *Magnolia ovata*.

3.2 Diversidade beta

Os índices de diversidade beta β_{sim} , β_{sne} e β_{sor} calculados para cada par de fragmentos estão no material suplementar 3. Os índices β_{sim} apresentam valores superiores aos apresentados pelo índice β_{sne} , demonstrando que existe uma elevada substituição de espécies de um sítio para outro. Esta informação é corroborada com os índices de dissimilaridade em múltiplos sítios na Figura 6. De acordo com esse índice, a porcentagem relacionada ao turnover de espécies é de aproximadamente 97%, enquanto que aquela relacionada ao aninhamento (fidelidade da comunidade ao sítio) está em aproximadamente 2,9%.

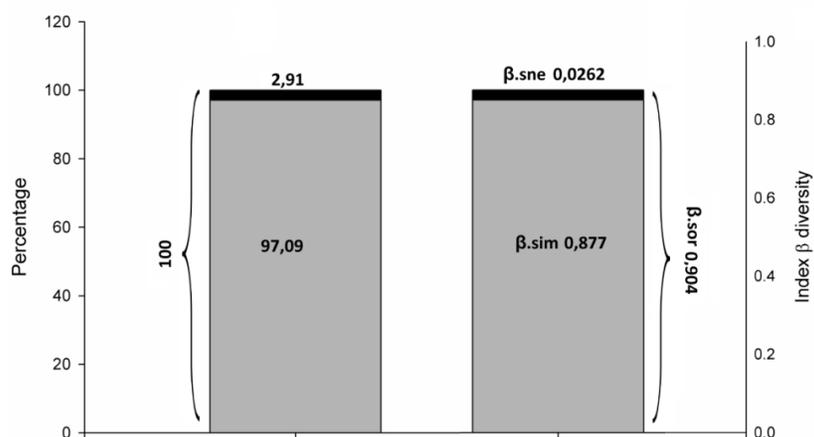


Figura 6 Valores de diversidade beta (β) relacionados à fidelidade (β_{sne}), ao *turnover* (β_{sim}) e dissimilaridade geral (β_{sor}) para a comunidade arbórea em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

3.3 Guildas funcionais

Os testes ANOVA apresentaram diferenças significativas para todas as guildas funcionais. Para a variável relacionada ao grupo de regeneração ($F = 50,13$, $GL = 4$, $p < 0,0001$), as maiores médias foram para as espécies climáticas exigentes de luz e tolerantes à sombra, sendo estas significativamente diferentes dos outros grupamentos. Para a síndrome de dispersão e tipo de fruto houve maioria representativa das espécies zoocóricas ($F = 210,19$, $GL = 2$, $p < 0,0001$) e frutos carnosos ($F = 128,07$, $GL = 2$, $p < 0,0001$), respectivamente. Os tamanhos de semente pequenos e médios se destacaram em relação aos demais ($F = 72,78$, $GL = 4$, $p < 0,0001$) e para tamanho de fruto houve diferença significativa para os frutos grandes, médios e pequenos em relação aos demais ($F = 78,74$, $GL = 4$, $p < 0,0001$). As letras acima das barras representam os

resultados do teste *poshoc* de Tukey, demonstrando a significância. Os valores de tais análises estão no material suplementar (Figura 7).

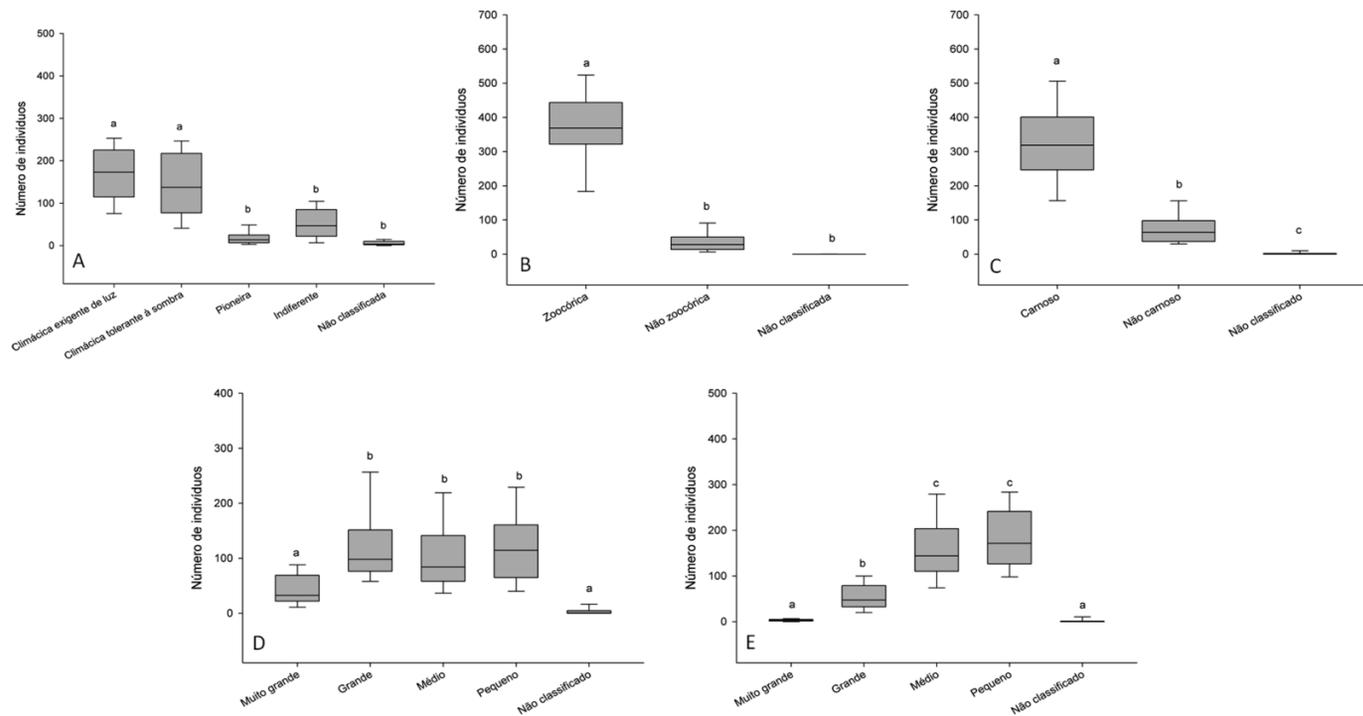


Figura 7 Box plot com média, desvio padrão (caixa) e máximo e mínimo (whisker) para cada guilda funcional da comunidade arbórea em região ecotonal entre Mata Atlântica e Cerrado, em 24 fragmentos florestais no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil., onde a letra A refere-se às guildas de sucessão, B à síndrome de dispersão, C ao tipo de fruto, D ao tamanho de fruto e E ao tamanho da semente.

4 DISCUSSÃO

A riqueza total dos fragmentos situou-se abaixo da média dos estimadores. O fato de estar fora do intervalo de confiança de 95% demonstra que um maior esforço de coleta pode aumentar o número de espécies arbóreas. Contudo, isso somente será possível caso haja um estudo de maior detalhamento em cada fragmento (*e.g.* censo).

As riquezas e abundâncias para os pequenos fragmentos foram variáveis de um fragmento para outro, como já mencionado em outros trabalhos (Santos et al., 2007; Arroyo-Rodriguez et al., 2009; Tabarelli et al., 2012b) e, diferentemente do que foi mencionado por Tabarelli et al. (2012a), não houve similaridade na composição taxonômica entre os fragmentos. Além disso, a análise de diversidade beta demonstrou que houve elevado *turnover* de espécies.

O *turnover* é corroborado pelo gráfico rank-abundância que demonstra a paisagem dominada por poucas espécies, com o surgimento de núcleos de domínios locais, com um padrão geral de oligodominância. Esse padrão de dominância é comum tanto em ambientes instáveis (Santos et al., 2007) quanto em florestas maduras (Steege et al., 2013) e é resultado da interação de condições ambientais particulares (Santos et al., 2007).

A particularidade encontrada nesse trabalho está intrinsecamente relacionada aos aspectos ecotonais de intercessão de espécies do Cerrado, comumente encontradas em matas de galeria, com espécies comuns em matas semidecíduais e decíduais da Mata Atlântica. Dentre as espécies podem-se citar *Bowdichia virgilioides*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Byrsonima verbascifolia*, *Caryocar brasiliense*, *Davilla rugosa*, *Eugenia dysenterica*, *Guapira noxia*, *Lafoensia pacari*, *Leptolobium dasycarpum*, *Luehea paniculata*, *Machaerium dimorphandrum*, *Plenckia populnea*, *Pseudobombax longiflorum*, *Stryphnodendron adstringens*, *Tachigali denudata*.

Os pequenos fragmentos florestais apresentam riqueza e abundância reduzidas (ver Santos et al., 2007). Entretanto, esse trabalho encontrou riqueza e abundância superiores (pela elevada área amostrada) e proporcionalmente similares (ao relativizar esforços amostrais) a localidades no sudeste brasileiro. Além disso, a sobreposição dos domínios Mata Atlântica e Cerrado associado às características de solo (Gozs 1993) auxiliou no incremento da riqueza e composição de espécies. Como exemplo, Silva e Nascimento (2001), para a região de São Francisco do Itaboana (RJ, Br), mencionam uma riqueza de 83 espécies em 564 indivíduos para 10,000m² de área amostrada; Guedes et al. (2006), para a região de Bertiooga (SP, Br), mencionam uma riqueza de 81 espécies em 893 indivíduos para 9.600m² de área amostrada; Scheer et al. (2011), para a região de Serra do Ibitiraquire (PR, Br), mencionam uma diversidade de 37 espécies em 424 indivíduos para 1.2000 m². Vale ressaltar que todos estes inventários florísticos utilizam como critério de inclusão o DAP \geq 3,14cm.

Os resultados obtidos com a análise das espécies por guildas funcionais neste trabalho são semelhantes a outros trabalhos (Laurance et al., 1997; Santos et al., 2007; Tabarelli et al., 2012b). A elevada quantidade de espécies tolerantes a luz e tolerantes a sombra é resultado do forte efeito de borda , gerando uma competição de condições ambientais que variam de um fragmento para outro (Tabarelli et al., 2012b).

Apesar de existir uma tendência para a dominância de um grupamento funcional (Tabarelli et al., 2012a; Tabarelli et al., 2012b), os resultados deste trabalho corroboram com Tabarelli et al. (1999) e Santos et al. (2007), pois foi encontrado uma quantidade superior de espécies dispersas zoocoricamente.

Apesar da grande maioria ser dispersa zoocoricamente, a ausência de herbívoros de médio e grande porte, situação comum em ambientes fragmentados (Dirzo et al., 2014), inviabiliza a dispersão de espécies com frutos

muito grandes. Dados ainda não publicados apontam que na área há uma reduzida presença de animais de médio e grande porte e uma elevada abundância de marsupiais e roedores. Dessa forma, há o favorecimento da dispersão por aves (e.g. *Siphoneugena* - Moura, 2014), morcegos (e.g. *Piper* e *Solanum* – Mikich, 2002), roedores (e.g. *Ficus* – Horn et al., 2008) e marsupiais (e.g. *Miconia* e *Inga* – Cantor et al., 2010; Camargo et al., 2011).

A dispersão por esses grupos em especial, de pequenos mamíferos e aves, justifica a prevalência de frutos e sementes de pequeno e médio porte (Lôbo et al., 2011). De fato, animais de pequeno porte são altamente resilientes em ambientes fragmentados e menos afetados pelos efeitos da extinção em massa proporcionados pelo processo de fragmentação (Dirzo et al., 2014).

A Mata Atlântica e o Cerrado são dois dos ambientes mais ameaçados do mundo (Myers et al., 2000), sendo esta preocupação relatada mais contundentemente desde a década de 1990, para o domínio Atlântico (SOS Mata Atlântica, 1993), e na década de 2000, para o domínio do Cerrado (Klink and Machado, 2005).

Esses domínios estão em uma crescente transformação para pequenos fragmentos de vegetação natural. Por exemplo, Ribeiro et al. (2009) relatam que 79% do que resta de Mata Atlântica é composto por fragmentos menores de 50 hectares. O *status* de conservação dessas áreas é comumente subestimado (Santos et al., 2007) e muitos órgãos governamentais no Brasil (principalmente de âmbito municipal, e.g. CODEMA) negligenciam a importância desses pequenos fragmentos por apresentarem fortes distúrbios antrópicos, diferentemente do ecossistema original.

Entretanto, independente da ausência de grande quantidade de espécies de sucessão ecológica tardia e homogeneização da composição de espécies (Lôbo et al., 2011; Arroyo-Rodrigues et al., 2013), os pequenos fragmentos florestais são potenciais depósitos de uma biodiversidade altamente resiliente

(Tabarelli et al., 2012a) e apresentam elevado valor de conservação, principalmente por aumentarem a probabilidade de sobrevivência de uma gama de espécies dependentes de ambientes florestais (Santos et al., 2007; Arroyo-Rodrigues et al. 2009).

A legislação brasileira é outro agravante para a conservação. Primeiramente, o novo código florestal (Brasil, 2012) ameaça áreas florestadas, sendo considerado um retrocesso pela possibilidade de redução da biodiversidade e de serviços ambientais que essa promove. Além disso, a maior parte dos pequenos fragmentos é localizada em pequenas propriedades rurais. Esses fragmentos são normalmente averbados como Reserva Legal (RL) ou são Áreas de Preservação Permanente (APP), sendo protegidos por lei (Brasil, 2012). Contudo, a mesma legislação que protege é a que recentemente induziu à sua redução (APP) e também permite a sua realocação (para RL). Essas mudanças nem sempre são benéficas, uma vez que geram perdas significativas de biodiversidade (Metzger, 2010). E esse é o fator preocupante ao se observar os resultados desse trabalho. A estrutura da vegetação é composta por espécies pouco abundantes que, no entanto, não são compartilhadas entre os fragmentos. Portanto mesmo que um determinado fragmento seja reduzido ou realocado, o que é permitido por lei, nem todas as espécies florestais suportariam as condições de estágios iniciais de sucessão.

Além disso, a necessidade de preservação está exatamente na raridade dessas espécies que são registradas em um único fragmento em uma escala de dezenas de quilômetros. A perda em pequenas escalas não é mensurada de maneira precisa, favorecendo ainda mais a degradação de domínios tão ameaçados. Deste modo, é necessário um estímulo à permanência das áreas de RL e APP, conexão por corredores ecológicos e também é altamente recomendável a criação de unidades de conservação (Consórcio Mata Atlântica, 1992) como é o caso da área de estudo.

REFERÊNCIAS

- Almeida, S.S.P., Louzada, J.N.C., 2009. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. *Neotrop. Entomol.* 38, 32-43.
- APG. Angiosperm Phylogeny Group III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161, 105-121.
- Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F., Benítez-Malvido, J., 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conserv. Biol.* 33, 729-739.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F.P.L., Santos, B. A., Tabarelli, M., Chazdon, R., 2013. Plant B-diversity in fragmented rain forests Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *J. Ecol.* 101, 1449-1458.
- Brasil., 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Novo código florestal brasileiro. Web address: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> (Last accessed 10.07.14).
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecol. Biogeogr* 21, 1223-1232.
- Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3, 808-812.
- Baselga, A., 2013. Multiple site dissimilarity quantifies compositional heterogeneity among several sites, while average pairwise dissimilarity may be misleading. *Ecography* 36, 124-128.
- Camargo, N.F., Cruz, R.M.S., Ribeiro, J.F., Vieira, E.M., 2011. Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil Central. *Acta Bot. Bras.* 25, 646-656.
- Cantor, M.; Ferreira, L.A., Silva, W.R., Setz, E.Z.F., 2010. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. *Biota Neotrop.* 10, 45-51.

- Cerezoli, J.P.M., 2008. Anurofauna em riachos de fragmentos florestais da Chapada das Perdizes, sul de Minas Gerais. Dissertação. Universidade Federal de Lavras.
- Cienciaruso, M., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93-103.
- Colwell R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. Royal Soc.* 345,101–118.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.-Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L., Longino, J.T., 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.* 5, 3-21.
- Consortio Mata Atlântica., 1992. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – Plano de Ação. Volume 1: Referências Básicas. UNICAMP, Campinas.
- Debinski, D.E.R., Holt, D.A., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14, 342-355.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Colleen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science.* 345, 401-406.
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para a sua conservação. Fundação Biodiversitas: Belo Horizonte.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81, 117-142.
- Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília. 412p.
- Gosz, J.R., 1993. Ecotone Hierarchies, *Ecol. Appl.* 3, 369–376.
- Gotelli, N.J., Colwell R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.

- Guedes, D., Barbosa, L.M., Martins, S.E., 2006. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. *Acta Bot Bras*, 299-311.
- Horn, G.B., Kindel, A., Hartz, S.M., 2008. *Akodon montensis* (Thomas, 1913) (Muridae) as a disperser of endozoochoric seeds in a coastal swamp forest of southern Brazil. *Mamm. Biol.* 73, 325-329.
- Horta, I.M.F., Pereira, J.A.A., Marques, J.J., Carvalho, L.M.T., 2009. Levantamento de reconhecimento com apoio digital dos solos do município de Nazareno-MG. *Ciênc. Agrotec.* 33, 1940-1947.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004. Mapa da vegetação do Brasil. Rio de Janeiro.
- Kamino, L.H.Y., Oliveira-Filho, A.T., Stehmann, J.R., 2008. Relações florísticas entre fitofisionomias florestais da cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4, 39-49.
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* 19, 707-713.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Gascon, C., Lovejoy, T.E., 1997. Biomass collapse in Amazonian Forest fragments. *Science* 278, 1117-1118.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605-618.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F.P.L., Santos, A.M.M., Tabarelli, M., 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Divers. Distrib.* 17, 287-296.
- Lombardi, V.T., Santos, K.K., D'Angelo Neto, S., Mazzoni, L. G., Rennó, B., Faetti, R.G., Epifânio, A.D., Miguel, M. 2012. Registros notáveis de aves para o sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Cotinga* 34, 32-45.
- Machado, F.S., Gregorin, R., Mouallem, P. S. B., 2013. Small mammals in high altitude phytophysionomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse? *Biod. Conserv.* 22, 1769-1782.

Magnago, L.F.S., Edwards, D.P., Felicity, A., Magrach, A., Martins, S.V., Laurance, W.F., Bellingham, P., 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *J. Ecol.* 102, 475-485.

Meireles L.D., Shepherd, G.J., Kinoshita, L.S., 2008. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. *Rev. Bras. Bot.* 31, 559–574.

Metzger, J.P., 2010. O Código Florestal Tem Base Científica? *Natureza & Conservação* 08, 92-99.

Mikich, S.B., 2002. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 19, 239-249.

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

Moras, L.M., Bernard, E., Gregorin, R., 2013. Bat assemblages at a high-altitude area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *J. Neotr. Mamm.* 20, 269-278.

Moura, A. S. 2014. Registro de novo item alimentar na dieta de *Phibalura flavirostris*. *Atual. Ornit.* 178, 24-25.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10, 58-62.

Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biod. Conserv.* 13, 2567 – 2586.

Pereira, J.A.A., Oliveira-Filho, A.T., Lemos-Filho, J.P., 2006. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biod. Conserv.* 16, 1761-1784.

R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J, Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141-1153.

Santos, K., Kinoshita, L.S., Santos, F.A.M., 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 135, 268-277.

Scheer, M.B., Moco-chinski, A.Y., Roderjan, C.V., 2011. Tree component structure of tropical upper montane rain forests in Southern Brazil. *Acta Bot Bras*, 25, 735-750.

Silva, G.D., Nascimento, M.T., 2001. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revta Bras. Bot.*, 24, 51-62. SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1993. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990, São Paulo.

Steege et al., 2013 Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* 342, 6156.

Swaine, M.D., Whitmore, T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75, 81-86.

Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C., 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Atlantic montane forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91, 119-127.

Tabarelli, M., Peres, C.A., 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106, 165–176.

Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M., Metzger, J.P., Peres, C., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143, 2328-2340.

Tabarelli, M., Santos, B.A., Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F.P.L., 2012a. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 7, 319-328.

Tabarelli, M., Peres, C.A., Melo, F.P.L., 2012b. The few winners and many losers paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biol. Conserv.* 155, 136-140.

van den Berg, E., Oliveira-Filho, A.T., 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Rev. Bras. Bot.* 23, 231-253.

Whittaker, R.H., 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* 147, 250–260.

MATERIAL SUPLEMENTAR

**DIVERSIDADE ARBÓREA DE PEQUENOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS: POR QUE PRECISAM SER CONSERVADOS?**

Felipe Santana Machado*¹, Marco Aurélio Leite Fontes¹, Rubens Manoel dos Santos¹,
Paulo Oswaldo Garcia², Camila Laís Farrapo¹

¹ Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa
Postal 3037, Lavras, MG, CEP 37200-000, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Estrada
de Muzambinho, km 35, Caixa Postal 02, Morro Preto, Muzambinho, MG,
CEP 37890-000, Brasil.

*Autor para correspondência. epilefsama@hotmail.com

Tabela S1 Identificação e tamanho dos 24 fragmentos florestais na área de estudo no Sudeste do Brasil.

Identificação	Tamanho (ha)	Descrição da matriz de entorno
1	9,0	Cerrado <i>s.l.</i> em médio estágio de preservação em sua maioria, com a represa de Itutinga ao oeste e, ao norte, uma subestação de energia.
2	1,8	Pastagens com gramíneas exóticas.
3	8,9	A metade norte é composta por pastagens com gramíneas exóticas e ao sul uma região composta por pequenos alagados e rotação de culturas (principalmente milho, sorgo e tomate).
4	1,0	Pastagens com gramíneas exóticas.
5	3,4	Pastagens com gramíneas exóticas com pequenos trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
6	4,2	Pastagens com gramíneas exóticas, sendo que ao sul o fragmento encontra-se com a represa de Camargos.
7	3,1	Pastagens com gramíneas exóticas.
8	7,8	Pastagens com gramíneas exóticas.
9	1,7	Pastagens com gramíneas exóticas.
10	6,9	Pastagens com gramíneas exóticas.
11	4,7	Pastagens com gramíneas exóticas ao sul e ao norte com trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
12	4,3	Pastagens com gramíneas exóticas ao sul e ao norte com trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
13	12,3	Cerrado <i>s.l.</i> pouco preservado ao sul, a represa de Itutinga a leste e a oeste pastagens com gramíneas exóticas.
14	4,4	Cerrado <i>s.l.</i> pouco preservado ao norte e pastagens com gramíneas exóticas em todo resto.
15	1,0	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
16	3,2	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
17	0,3	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
18	0,5	Pastagens com gramíneas exóticas.
19	0,9	Pastagens com gramíneas exóticas.
20	4,5	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado e a leste a represa de Camargos.
21	3,6	Pastagens com gramíneas exóticas.
22	2,2	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado e a leste a represa de Camargos.
23	2,0	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado com algumas casas nas proximidades.
24	5,0	Pastagens com gramíneas exóticas.

Tabela S2 Listagem de espécies registradas na área de estudo associada às suas respectivas abundâncias e abundâncias relativas para os 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Família Espécie	Abundância	Abundância relativa
Anacardiaceae		
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	136	1.40
<i>Mangifera indica</i> L.	1	0.01
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	216	2.23
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	772	7.96
Annonaceae		
<i>Annona cacans</i> Warm.	29	0.30
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	12	0.12
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	4	0.04
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainer	49	0.51
<i>Annona sericea</i> Dunal	18	0.19
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	15	0.15
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	38	0.39
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	9	0.09
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	4	0.04
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	1	0.01
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	3	0.03
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	17	0.18
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	7	0.07
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	4	0.04
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex Müll.Arg.	1	0.01
Aquifoliaceae		
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	18	0.19
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	12	0.12
Araliaceae		
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. e Planch.	75	0.77
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. e Schltdl.) Frodin	2	0.02
Arecaceae		
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb.Rodr.	1	0.01
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	128	1.32
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	4	0.04
Asteraceae		
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	3	0.03
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	3	0.03
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	3	0.03
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	9	0.09
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	6	0.06
<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	18	0.18
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	7	0.07
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	5	0.05
<i>Vernonantura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	2	0.02
Bignoniaceae		
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	4	0.04
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	1	0.01

"Tabela S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	9	0.09
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	10	0.10
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	0.01
Boraginaceae		
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	52	0.54
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	12	0.12
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	9	0.09
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	28	0.29
Burseraceae		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	36	0.37
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	1157	11.93
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	93	0.96
Calophyllaceae		
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	96	0.99
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	4	0.04
Canellaceae		
<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	24	0.25
Cannabaceae		
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	33	0.34
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	8	0.08
Cardiopteridaceae		
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	2	0.02
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	8	0.08
Caryocaraceae		
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	2	0.02
Celastraceae		
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	1	0.01
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	1	0.01
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	4	0.04
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	5	0.05
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	2	0.02
Chloranthaceae		
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	7	0.07
Chrysobalanaceae		
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	1	0.01
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	23	0.24
Chyatheaceae		
<i>Cyathia phalerata</i> Mart.	1	0.01
Clethraceae		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	15	0.15
Clusiaceae		
<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira Filho	1	0.01
Combretaceae		
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	27	0.28
Cunoniaceae		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	15	0.15
Cyatheaceae		
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	4	0.04

"Tabela S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	33	0.34
Dilleniaceae		
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	1	0.01
Ebenaceae		
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	46	0.47
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	5	0.05
Erythroxylaceae		
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	5	0.05
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	5	0.05
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	0.01
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	24	0.25
Euphorbiaceae		
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. e Endl.	14	0.14
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	7	0.07
<i>Croton urucurana</i> Baill.	15	0.15
<i>Philyra brasiliensis</i> Klotzsch.	5	0.05
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	27	0.28
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. e Downs	9	0.09
Fabaceae		
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	8	0.08
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	2	0.02
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	61	0.63
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	1	0.01
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	2	0.02
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	1	0.01
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	6	0.06
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	812	8.37
<i>Copaifera magnifolia</i> Dwyer	6	0.06
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	1	0.01
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	5	0.05
<i>Deguelia hatschbachii</i> A.M.G.Azevedo	17	0.18
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	30	0.31
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	1	0.01
<i>Inga vera</i> Willd.	68	0.70
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	4	0.04
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby e J.W.Grimes	17	0.18
<i>Machaerium dimorphandrum</i> Hoehne	1	0.01
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	5	0.05
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	58	0.60
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	8	0.08
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	4	0.04
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	77	0.79
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	2	0.02
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	2	0.02
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	93	0.96
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert	1	0.01
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S.Irwin e Barneby	5	0.05

"Tabela S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin e Barneby	2	0.02
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	4	0.04
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	7	0.07
<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	1	0.01
Hypericaceae		
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	1	0.01
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	6	0.06
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. e Schtdl.	3	0.03
Lacistemataceae		
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	44	0.45
Lamiaceae		
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	6	0.06
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	4	0.04
<i>Hyptis cana</i> Pohl.	2	0.02
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	28	0.29
<i>Vitex polygama</i> Cham.	31	0.32
Lauraceae		
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	1	0.01
<i>Aniba firmula</i> (Ness e Mart.) Mez	31	0.32
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	12	0.12
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	4	0.04
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	8	0.08
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	0.01
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	0.01
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	127	1.31
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	12	0.12
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees e Mart.) Mez	10	0.10
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	2	0.02
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	47	0.48
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	2	0.02
<i>Ocotea minarum</i> (Nees e Mart.) Mez	2	0.02
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	0.01
<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	1	0.01
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees e Mart.) Mez	134	1.38
<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	8	0.08
<i>Persea rufotomentosa</i> Nees e Mart. ex Nees	1	0.01
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	1	0.01
Loganiaceae		
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	6	0.06
<i>Strychnos parvifolia</i> A.DC.	3	0.03
Lythraceae		
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	2	0.02
Magnoliaceae		
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	222	2.29
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	6	0.06
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	6	0.06
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	1	0.01

"Tabela S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	53	0.55
Malvaceae		
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	2	0.02
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	15	0.15
<i>Helicteres brevispira</i> A.St.-Hil.	1	0.01
<i>Luehea candicans</i> Mart. e Zucc.	1	0.01
<i>Luehea divaricata</i> Mart. e Zucc.	5	0.05
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. e Zucc.	45	0.46
<i>Luehea paniculata</i> Mart. e Zucc.	7	0.07
<i>Pseudobombax gradiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	1	0.01
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. e Zucc.) A.Robyns	3	0.03
Melastomataceae		
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	5	0.05
<i>Miconia burchellii</i> Triana	20	0.21
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	3	0.03
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	0.01
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	4	0.04
<i>Miconia elegans</i> Cogn.	12	0.12
<i>Miconia paulensis</i> Naudin	2	0.02
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	7	0.07
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	11	0.11
<i>Miconia tristis</i> Spring	1	0.01
<i>Miconia urophylla</i> DC.	1	0.01
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin	6	0.06
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. Ex DC.) Cogn.	3	0.03
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (Schrank e Mart. Ex DC.) Cogn.	1	0.01
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	5	0.05
Meliaceae		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	6	0.06
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	29	0.30
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	0.01
<i>Trichilia cazaretti</i> C.DC.	16	0.16
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	29	0.30
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	13	0.13
Monimiaceae		
<i>Macropeplus dentatus</i> (Perkins) I.Santos e Peixoto	1	0.01
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	9	0.09
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	5	0.05
Moraceae		
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott ex Spreng.	7	0.07
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	1	0.01
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	26	0.27
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhl.) Carauta	40	0.41
Myrtaceae		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	9	0.09
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	14	0.14
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	46	0.47
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg.	1	0.01

"Tabela S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	4	0.04
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	7	0.07
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess) O. Berg	15	0.15
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	1	0.01
<i>Campomanesia sessiliflora</i> (O.Berg) Mattos	1	0.01
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	25	0.26
<i>Eugenia densiflora</i> (Blume) DC.	1	0.01
<i>Eugenia dondonaeifolia</i> Cambess.	3	0.03
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	1	0.01
<i>Eugenia florida</i> DC.	40	0.41
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	1	0.01
<i>Eugenia lutescens</i> Cambess.	1	0.01
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	0.01
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	32	0.33
<i>Myrcogenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand e Kausel	5	0.05
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	5	0.05
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	29	0.30
<i>Myrcia mischophylla</i> Kiaersk.	1	0.01
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	223	2.30
<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.	4	0.04
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	40	0.41
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	1	0.01
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	362	3.73
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	68	0.70
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	1	0.01
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	280	2.89
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	5	0.05
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	1	0.01
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	1	0.01
<i>Psidium cupreum</i> DC.	1	0.01
<i>Psidium guajava</i> L.	1	0.01
<i>Psidium rufum</i> DC.	16	0.16
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	69	0.71
<i>Siphoneugena widgreniana</i> O.Berg	32	0.33
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	2	0.02
Nyctaginaceae		
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	1	0.01
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	1	0.01
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	0.01
Pentaphylacaceae		
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	4	0.04
Peraceae		
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	234	2.41
Phyllanthaceae		
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	74	0.76
Piperaceae		
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	10	0.10
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	3	0.03

"Tabela, S2, continuação..."

Família	Abundância	Abundância
Espécie		relativa
<i>Piper</i> sp.	4	0.04
Polygonaceae		
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	1	0.01
<i>Ruprechtia laurifolia</i> (Cham. e Schltld.) A.C.Meyer	1	0.01
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	8	0.08
Primulaceae		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. Ex Roem. e Schult.	18	0.19
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	34	0.35
<i>Myrsine intermedia</i> (Mez) Pipoly	1	0.01
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	11	0.11
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	236	2.43
Proteaceae		
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M.Johnst.	1	0.01
<i>Roupala montana</i> Aubl.	56	0.58
Rhamnaceae		
<i>Rammus sphaerosperma</i> Sw.	5	0.05
Rosaceae		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	5	0.05
Rubiaceae		
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. e Schult.f.	68	0.70
<i>Chomelia sericea</i> Mull.Arg.	10	0.10
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	2	0.02
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	170	1.75
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	218	2.25
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	10	0.10
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. e Schltldk.) DC.	98	1.01
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. e Schltld.	26	0.27
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. e Schltld.	32	0.33
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	41	0.42
<i>Ladenbergia cujabensis</i> Klotzsch	1	0.01
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanns. Ex Humb.) Cham.e Schltld.	11	0.11
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	3	0.03
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	2	0.02
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	1	0.01
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	2	0.02
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	8	0.08
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	38	0.39
Rutaceae		
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	1	0.01
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	11	0.11
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	2	0.02
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	6	0.06
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	6	0.06
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	6	0.06
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	10	0.10
Salicaceae		
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	1	0.01

"Tabela S2, conclusão"

Família Espécie	Abundância	Abundância relativa
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	102	1.05
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	52	0.54
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	12	0.12
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	261	2.69
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	2	0.02
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	1	0.01
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	1	0.01
Sapindaceae		
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	2	0.02
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	2	0.02
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	8	0.08
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	64	0.66
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	9	0.09
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	1	0.01
Sapotaceae		
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	89	0.92
Siparunaceae	137	
<i>Siparuna cujabana</i> (Mart.ex Tul.) A.DC.	16	0.16
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	121	1.25
Solanaceae		
<i>Cestrum amictum</i> Schltldl.	1	0.01
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	2	0.02
<i>Cyfromandra</i> sp.	1	0.01
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	4	0.04
Styracaceae		
<i>Styrax camporum</i> Pohl	5	0.05
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	2	0.02
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	11	0.11
Symplocaceae		
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	2	0.02
Thymelaeaceae		
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. e Zucc.	11	0.11
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	1	0.01
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	1	0.01
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	13	0.13
Urticaceae		
<i>Boehmeria caudata</i> Sw	1	0.01
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	2	0.02
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	30	0.31
Verbenaceae		
<i>Lantana camara</i> L.	3	0.03
Vochysiaceae		
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	1	0.01
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	1	0.01
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	9	0.09
TOTAL GERAL	9699	100.00

Tabela S3 Índices de diversidade beta pareadas (Beta Simpson) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

β_{sim}												
Frag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0.39											
3	0.48	0.52										
4	0.5	0.52	0.48									
5	0.69	0.59	0.74	0.69								
6	0.48	0.52	0.83	0.55	0.79							
7	0.63	0.7	0.61	0.58	0.83	0.7						
8	0.51	0.53	0.48	0.44	0.76	0.55	0.53					
9	0.5	0.54	0.52	0.52	0.69	0.55	0.54	0.52				
10	0.59	0.53	0.48	0.52	0.66	0.52	0.67	0.59	0.64			
11	0.48	0.52	0.74	0.60	0.79	0.52	0.66	0.58	0.62	0.54		
12	0.47	0.43	0.7	0.52	0.62	0.48	0.79	0.66	0.59	0.57	0.32	
13	0.51	0.56	0.74	0.62	0.79	0.48	0.63	0.56	0.59	0.62	0.58	0.53
14	0.62	0.64	0.65	0.56	0.76	0.61	0.51	0.53	0.66	0.58	0.64	0.58
15	0.45	0.42	0.74	0.58	0.83	0.58	0.64	0.48	0.64	0.45	0.52	0.33
16	0.49	0.54	0.74	0.52	0.86	0.42	0.61	0.49	0.64	0.63	0.52	0.42
17	0.56	0.53	0.52	0.58	0.62	0.45	0.71	0.62	0.7	0.44	0.56	0.52
18	0.65	0.64	0.57	0.56	0.79	0.64	0.51	0.45	0.65	0.56	0.66	0.62
19	0.66	0.64	0.7	0.58	0.83	0.55	0.55	0.60	0.66	0.60	0.56	0.60
20	0.65	0.62	0.61	0.67	0.79	0.67	0.54	0.54	0.58	0.67	0.71	0.65
21	0.43	0.53	0.57	0.68	0.72	0.52	0.57	0.55	0.62	0.62	0.57	0.49
22	0.36	0.45	0.61	0.52	0.72	0.42	0.69	0.64	0.64	0.59	0.44	0.46
23	0.64	0.63	0.57	0.58	0.76	0.45	0.64	0.54	0.62	0.59	0.6	0.52
24	0.47	0.52	0.48	0.5	0.72	0.52	0.41	0.44	0.54	0.46	0.44	0.63

Tabela S3 continuação – Índices de diversidade beta pareadas (Beta Simpson) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

β_{sim}											
Frag	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14	0.57										
15	0.36	0.58									
16	0.49	0.53	0.33								
17	0.66	0.62	0.33	0.49							
18	0.62	0.42	0.54	0.6	0.6						
19	0.58	0.43	0.48	0.57	0.66	0.53					
20	0.52	0.54	0.7	0.60	0.71	0.56	0.63				
21	0.51	0.64	0.58	0.53	0.47	0.55	0.6	0.57			
22	0.54	0.68	0.39	0.49	0.48	0.62	0.7	0.58	0.36		
23	0.52	0.58	0.33	0.51	0.52	0.58	0.53	0.56	0.49	0.56	
24	0.46	0.4	0.33	0.42	0.55	0.4	0.42	0.46	0.47	0.58	0.51

Tabela S3 continuação – Índices de diversidade beta pareadas (Beta nestedness) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

$\beta.sne$												
Frag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0.01											
3	0.23	0.21										
4	0.05	0.05	0.18									
5	0.11	0.14	0.03	0.08								
6	0.15	0.14	0.03	0.08	0.01							
7	0.03	0.03	0.2	0.08	0.07	0.11						
8	0.04	0.04	0.26	0.10	0.1	0.16	0.01					
9	0.01	0.02	0.2	0.04	0.1	0.12	0.05	0.05				
10	0.01	0.01	0.24	0.06	0.12	0.14	0.02	0.03	0.02			
11	0.04	0.04	0.1	0.01	0.05	0.1	0.06	0.07	0.02	0.05		
12	0.05	0.05	0.16	0.09	0.16	0.19	0	0.01	0.05	0.03	0.12	
13	0	0.01	0.11	0.04	0.07	0.15	0.03	0.04	0.01	0.01	0.03	0.04
14	0.02	0.02	0.14	0.02	0.07	0.09	0.07	0.07	0.01	0.03	0.01	0.06
15	0.15	0.17	0.05	0.08	0.01	0	0.13	0.19	0.09	0.16	0.1	0.24
16	0.01	0.01	0.11	0.04	0.04	0.15	0.04	0.05	0.01	0.01	0.03	0.06
17	0.03	0.03	0.24	0.07	0.15	0.19	0.01	0.01	0.03	0.03	0.07	0.01
18	0.01	0.02	0.18	0.03	0.06	0.09	0.06	0.07	0.01	0.02	0.01	0.05
19	0.02	0.02	0.12	0.02	0.05	0.11	0.07	0.05	0.01	0.03	0.01	0.06
20	0.04	0.04	0.14	0	0.05	0.06	0.09	0.09	0.03	0.04	0.01	0.07
21	0.07	0.06	0.15	0.01	0.07	0.08	0.09	0.09	0.03	0.05	0.01	0.10
22	0.07	0.05	0.20	0.1	0.12	0.22	0.01	0.01	0.05	0.04	0.10	0.01
23	0.01	0.01	0.2	0.05	0.09	0.16	0.03	0.03	0.02	0	0.04	0.04
24	0.08	0.07	0.29	0.13	0.13	0.20	0.04	0.04	0.08	0.07	0.13	0.02

Tabela S3 continuação – Índices de diversidade beta pareadas (Beta nestedness) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

$\beta.sne$											
Frag	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14	0.02										
15	0.18	0.1									
16	0.01	0.02	0.18								
17	0.03	0.05	0.24	0.05							
18	0.01	0.01	0.11	0.01	0.05						
19	0.02	0	0.12	0.02	0.04	0.01					
20	0.05	0.02	0.06	0.03	0.05	0.03	0.02				
21	0.06	0.02	0.07	0.05	0.10	0.04	0.02	0.01			
22	0.05	0.05	0.23	0.06	0.01	0.05	0.05	0.09	0.14		
23	0.01	0.03	0.2	0.02	0.03	0.02	0.03	0.05	0.07	0.04	
24	0.08	0.12	0.28	0.1	0.03	0.11	0.12	0.14	0.14	0.02	0.07

Tabela S3 continuação – Índices de diversidade beta pareadas (Beta sorensen) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

$\beta.sor$												
Frag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	0.4											
3	0.71	0.73										
4	0.55	0.57	0.66									
5	0.8	0.73	0.77	0.77								
6	0.63	0.66	0.86	0.63	0.81							
7	0.66	0.73	0.81	0.66	0.9	0.81						
8	0.55	0.57	0.74	0.54	0.86	0.71	0.53					
9	0.51	0.55	0.72	0.56	0.79	0.66	0.59	0.57				
10	0.6	0.54	0.71	0.58	0.78	0.66	0.7	0.62	0.66			
11	0.52	0.56	0.84	0.61	0.85	0.61	0.72	0.65	0.64	0.59		
12	0.52	0.48	0.85	0.61	0.78	0.67	0.79	0.66	0.64	0.61	0.44	
13	0.51	0.56	0.85	0.66	0.86	0.63	0.66	0.6	0.6	0.63	0.61	0.57
14	0.64	0.66	0.79	0.58	0.83	0.7	0.58	0.59	0.67	0.61	0.65	0.65
15	0.61	0.59	0.79	0.65	0.84	0.58	0.77	0.67	0.73	0.62	0.61	0.58
16	0.5	0.56	0.85	0.56	0.91	0.58	0.66	0.54	0.65	0.64	0.55	0.48
17	0.6	0.57	0.76	0.66	0.78	0.65	0.71	0.62	0.73	0.48	0.63	0.53
18	0.67	0.65	0.74	0.59	0.86	0.73	0.57	0.52	0.66	0.59	0.68	0.67
19	0.68	0.66	0.82	0.60	0.88	0.65	0.61	0.66	0.67	0.63	0.57	0.66
20	0.68	0.67	0.75	0.67	0.84	0.73	0.63	0.63	0.61	0.71	0.71	0.71
21	0.49	0.59	0.71	0.68	0.79	0.6	0.66	0.64	0.65	0.67	0.59	0.59
22	0.42	0.50	0.81	0.62	0.84	0.64	0.69	0.65	0.69	0.63	0.54	0.47
23	0.65	0.64	0.76	0.63	0.84	0.62	0.67	0.57	0.64	0.59	0.64	0.56
24	0.55	0.59	0.77	0.63	0.85	0.72	0.44	0.48	0.62	0.53	0.57	0.66

Tabela S3 conclusão: Índices de diversidade beta pareadas (Beta sorensen) entre os pequenos fragmentos florestais nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

$\beta.sor$											
Frag	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14	0.59										
15	0.54	0.67									
16	0.5	0.55	0.51								
17	0.69	0.67	0.57	0.54							
18	0.63	0.43	0.66	0.61	0.65						
19	0.61	0.43	0.60	0.58	0.70	0.54					
20	0.57	0.56	0.75	0.64	0.76	0.59	0.64				
21	0.57	0.66	0.65	0.58	0.57	0.59	0.62	0.58			
22	0.59	0.73	0.62	0.55	0.49	0.67	0.75	0.67	0.5		
23	0.53	0.61	0.53	0.52	0.55	0.60	0.56	0.61	0.56	0.6	
24	0.54	0.52	0.61	0.52	0.58	0.51	0.53	0.59	0.61	0.59	0.57

ARTIGO 2

**A INFLUÊNCIA DA MICROESTRUTURA DE HABITAT SOBRE OS
PEQUENOS MAMÍFEROS TERRESTRES EM PAISAGEM
FRAGMENTADA**

RESUMO

A microestrutura de habitat é usada para explicar diferentes fenômenos em ecologia, auxiliando na compreensão da interação dos seres com o meio. Os pequenos mamíferos terrestres são usados em estudos de microestrutura por serem modelos para estudos de ampla escala, apresentam simpatria e são indicadores de tendências ambientais. Contudo, a maior parte desses trabalhos é realizada em extensos ambientes florestais, o que não condiz com a atual situação de dois domínios morfoclimáticos brasileiros, Cerrado e Mata Atlântica. O presente trabalho apresenta múltiplos objetivos: (1) analisar a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em pequenos fragmentos florestais, (2) quantificar e analisar a diversidade beta entre os fragmentos, e (3) verificar quais características da microestrutura de habitat influenciam a comunidade de pequenos mamíferos. Foram selecionados 24 fragmentos onde se usou armadilhas de chapa, grade e queda. Quinze variáveis ambientais e vegetacionais foram selecionadas para descrição do microambiente. Foram registradas 11 espécies, em que seis se relacionam com cinco das variáveis do microhabitat. A presença de gado se opôs a presença de epífitas, cipós e subbosque, sugerindo que estes alteram a estrutura vertical da vegetação e segregando as espécies com adaptações arborícolas que selecionaram a ambientes mais densos, enquanto que outras selecionam ambientes mais abertos.

Palavras-chave. Riqueza. Abundância. Comunidade. Roedor. Marsupial. Paisagem fragmentada. Represa.

1 INTRODUÇÃO

A microestrutura de habitat é usada para explicar diferentes fenômenos em ecologia e para diversos grupos taxonômicos (*e.g.* aves, Mills & Rising 2007; répteis, Gomez 2007; e artrópodes, Ferreira & Silva 2001). De fato, o uso desse conceito auxilia na compreensão da complexa interação dos seres com o meio. Contudo, Jorgensen (2004) afirma que o conceito de microestrutura tem sido usado de maneiras diferentes, gerando problemas interpretativos.

O estudo de microestrutura de habitat analisa a influência das características da vegetação e variáveis ambientais abióticas sobre uma comunidade. Grande esforço tem sido despendido em estudos de microestrutura de habitat com os pequenos mamíferos terrestres (Püttker *et al.* 2008; Naxara *et al.* 2009; Lima *et al.* 2010), principalmente por serem organismos que apresentam simpatria entre espécies (Jorgensen 2004), e por serem indicadores de tendências e condições ambientais (Leis *et al.* 2008).

Esses estudos são comumente realizados em extensas florestas que apresentam uma relativa homogeneidade ambiental decorrente da estabilidade proporcionada pelo efeito de borda e fechamento do dossel. Contudo, as florestas tropicais em todo o mundo estão sendo reduzidas drasticamente e substituídas por paisagens modificadas pelo homem como zonas urbanas, terras agrícolas, plantações de árvores exóticas (como *Pinus* e *Eucalyptus*), pastagens (Tabarelli *et al.* 2010), e grandes empreendimentos (*e.g.* reservatórios de hidrelétricas) (Ferreira *et al.* 2014).

Ribeiro *et al.* (2009) mencionam que restam somente 11,26% de Mata Atlântica e, desse total, aproximadamente 83% são compostos por fragmentos florestais menores que 50 hectares. No Brasil, país megadiverso (Myers *et al.* 2000), esse panorama não é prerrogativa somente da Mata Atlântica, mas também dos domínios do Cerrado (Klink & Machado, 2005) e Caatinga (Leal *et*

al. 2005), bem como novas fronteiras agrícolas tem ameaçado contundentemente o domínio Amazônico (Barni, Fearnside & Graça 2012)

Em ambientes fragmentados, os estados de preservação e as suas respectivas taxas de fragmentação influenciam a estrutura da floresta, e conseqüentemente determinam a sustentabilidade do habitat e afetam a ocorrência das espécies, assim como a composição da comunidade (Tews *et al.* 2004; Dunn 2004). Considerando que diversos domínios fitofisionômicos brasileiros, como a Mata Atlântica e o Cerrado, foram reduzidos acentuadamente e os atuais remanescentes apresentam-se como fragmentos considerados pequenos e secundários, o conhecimento das condições nesses ambientes torna-se importante para entender a distribuição dos organismos (Püttker *et al.* 2008) no presente.

O reconhecimento de como o microambiente influencia a ocorrência das espécies auxilia no entendimento dos padrões de ocorrência das mesmas. No entanto, o conhecimento dessa microestrutura em pequenos fragmentos florestais tem sido totalmente negligenciado. Essa informação é de extrema relevância principalmente por servir de argumento básico para a tomada de decisões no que tange a recomposição de paisagens altamente fragmentadas, uma vez que paisagens com menos de 30% de cobertura vegetal resultam em uma redução da biodiversidade de pequenos mamíferos terrestres, principalmente para os especialistas de habitat (Pardini *et al.* 2010).

O objetivo deste trabalho é (1) analisar a riqueza, abundância, composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos terrestres em uma paisagem altamente fragmentada; (2) quantificar e analisar a diversidade beta entre os fragmentos (todos constituídos de áreas menores que 50 hectares); e (3) verificar quais características da microestrutura de habitat influenciam a comunidade de pequenos mamíferos terrestres.

Hipotetiza-se que a paisagem florestal fragmentada condicione comunidades de pequenos mamíferos de reduzidas riqueza e abundância, bem como composição e estrutura simplificadas, com a presença acentuada de generalistas de habitat. Ainda, que esses pequenos fragmentos não apresentem recursos suficientes para a permanência de uma elevada riqueza e composição, gerando um elevado *turnover* de espécies e reduzida fidelidade ao sítio. Por fim, hipotetiza-se que quanto maior seja a influência das variáveis ambientais e vegetacionais relacionadas ao efeito de borda (*e.g.* abertura de dossel e densidade de sub-bosque), maior será o número de generalistas de habitat em relação aos especialistas.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As comunidades arbóreas localizam-se na região sudeste do Brasil, caracterizada pela elevada ocupação humana e longo histórico de degradação da paisagem natural. A área está inserida em região ecotonal entre os domínios do Cerrado e Mata Atlântica, compreendida entre as coordenadas 21°18'S - 21°14"S e 44°39'O - 44°35'O (Figura 1).

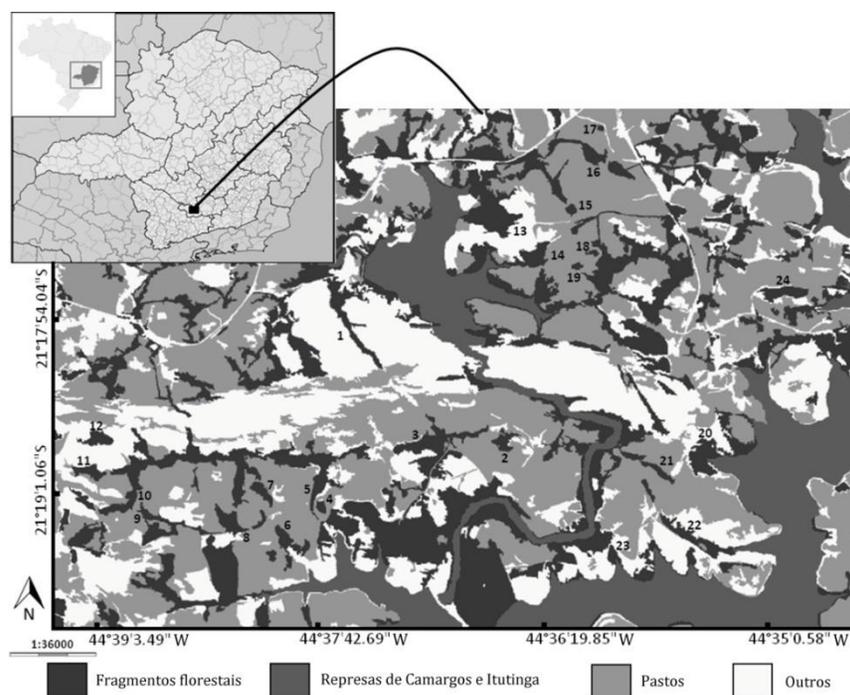


Figura 1 Localização das comunidades arbóreas estudadas em 24 fragmentos florestais situados no sudeste do Brasil. A descrição dos respectivos fragmentos florestais encontra-se no Material Suplementar 1.

A matriz da paisagem é heterogênea, composta por rotações de culturas como feijão, sorgo e milho, bem como plantações de eucaliptos e pastagens, que se intercalam a manchas de Cerrado *lato sensu* e florestas estacionais semidecíduais Atlânticas (Tabela 1) (IBGE, 2004). Dados da estação meteorológica de Lavras em van den Berg e Oliveira-Filho (2000) informam que a temperatura média mensal varia de 16 a 21,8°C, com média anual de 19,6°C; e a precipitação varia de 19 a 293 mm com média anual é de 1.517 mm; Portanto, segundo a classificação de Köppen o clima é definido como Cwb (mesotérmico, com verões brandos e invernos secos). Os solos, segundo a classificação do sistema brasileiro de taxonomia de solos (Embrapa, 1999), variam desde Cambissolos Háplicos Tb distróficos nas áreas mais declivosas a Latossolo Vermelho Amarelo Ácrico nas áreas mais planas (Horta et al., 2009).

Tabela 1 Identificação, tamanho e descrição da matriz em 24 fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Identificação	Tamanho (ha)	Descrição da matriz de entorno
1	9,0	Cerrado <i>s.l.</i> de médio estágio de preservação em sua maioria, com a represa de Itutinga ao oeste e ao norte uma subestação de energia.
2	1,8	Pastagens com gramíneas exóticas.
3	8,9	A metade norte é composta por pastagens com gramíneas exóticas e ao sul uma região composta por pequenos alagados e rotação de culturas (principalmente milho, sorgo e tomate).
4	1,0	Pastagens com gramíneas exóticas.
5	3,4	Pastagens com gramíneas exóticas com pequenos trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
6	4,2	Pastagens com gramíneas exóticas, sendo que ao sul o fragmento encontra-se com a represa de Camargos.
7	3,1	Pastagens com gramíneas exóticas.
8	7,8	Pastagens com gramíneas exóticas.
9	1,7	Pastagens com gramíneas exóticas.
10	6,9	Pastagens com gramíneas exóticas.
11	4,7	Pastagens com gramíneas exóticas ao sul e ao norte com trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
12	4,3	Pastagens com gramíneas exóticas ao sul e ao norte com trechos de Cerrado <i>s.l.</i> e afloramentos rochosos.
13	12,3	Cerrado <i>s.l.</i> pouco preservado ao sul, a represa de Itutinga a leste e a oeste pastagens com gramíneas exóticas.

"Tabela 1, conclusão"

Identificação	Tamanho (ha)	Descrição da matriz de entorno
14	4,4	Cerrado <i>s.l.</i> pouco preservado ao norte e pastagens com gramíneas exóticas em todo resto.
15	1,0	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
16	3,2	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
17	0,3	Pastagens com gramíneas exóticas no período do ano mais seco com rotação de culturas (milho, feijão e sorgo) em períodos mais chuvosos.
18	0,5	Pastagens com gramíneas exóticas.
19	0,9	Pastagens com gramíneas exóticas.
20	4,5	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado e a leste a represa de Camargos.
21	3,6	Pastagens com gramíneas exóticas.
22	2,2	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado e a leste a represa de Camargos.
23	2,0	Cerrado <i>s.s.</i> pouco preservado com algumas casas nas proximidades.
24	5,0	Pastagens com gramíneas exóticas.

A área de estudo abriga as principais nascentes do curso superior do rio Capivari, afluente do rio Grande. O rio Grande, por sua vez, funde-se com o rio Paranaíba, formando o rio Paraná, que é o principal sistema lótico da segunda maior bacia da América do Sul (Pereira, 2006). A região é geograficamente estratégica, pois conecta duas grandes cadeias de montanhas com dois *hotspots* de biodiversidade: o Complexo do Espinhaço, que é rico em Cerrado *lato sensu* e florestas semidecíduas, e a Mantiqueira, do domínio Atlântico (Kamino et al., 2008; Meireles et al., 2008).

A área de estudo localiza-se marginalmente à Chapada das Perdizes, região considerada de “elevada importância biológica” (Drummond et al., 2005), sendo um dos maiores remanescentes florestais no sul do estado de Minas Gerais. Estudos aí conduzidos demonstraram elevada diversidade para pequenos mamíferos terrestres (Machado et al., 2013), morcegos (Moras et al., 2013), aves

(Lombardi et al., 2012), anfíbios (Cerezoli, 2008), e besouros escarabeíneos (Almeida e Louzada, 2009).

2.2 Delineamento amostral

2.2.1 Amostragem dos pequenos mamíferos terrestres

Os mamíferos desempenham papel importante nas comunidades e devido à elevada diversidade de habitats e hábitos (Paglia *et al.* 2012), qualquer estudo de inventário de espécies e estudos de comunidade necessita de metodologias mistas de amostragem (Voss & Emonns 1996). Diante disso, foi realizada uma amostragem entre outubro de 2012 a dezembro de 2013 com o uso de armadilhas de chapa, de grade e queda. Foram realizadas coletas mensais de sete dias de duração para as armadilhas de chapa e grade e quatro dias para as armadilhas de queda. Os sete primeiros meses de coleta foram realizados em um conjunto de 12 fragmentos e outros sete meses em outro conjunto de 12 fragmentos, em um total de 24 fragmentos.

Foram dispostas duas transeções lineares distantes entre si aproximadamente cinco metros. A primeira transeção continha dez pontos de coleta com armadilhas de chapa e grade. Em cada ponto foram dispostas, de forma alternada, duas armadilhas, uma de grade e outra de chapa, onde uma ficou sobre o substrato e outra a uma altura aproximada de 1,6 metros, respectivamente. Cada ponto de coleta estava localizado a aproximadamente cinco metros um do outro.

A segunda transeção foi composta de armadilhas de queda, que consistiu em baldes de 65, 45 e 35 litros (dois de cada) conectados por uma cerca plástica de 50 cm de altura e sustentada por estacas de madeira. As armadilhas de queda estavam distantes uma das outras aproximadamente oito metros.

2.2.2 Amostragem das variáveis de microestrutura de habitat

Para caracterizar a microestrutura de hábitat para os pequenos mamíferos terrestres foram selecionadas 15 variáveis, sendo elas de vegetação e ambientais. Foram demarcadas 24 áreas de avaliação circular, uma por fragmento. A área de avaliação apresentou 50 metros de diâmetro, portanto foram estudados 1.963,5m² por fragmento e 47.124m² em toda área de estudo. O critério de inclusão das árvores foi considerar os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) \geq 10 centímetros a uma altura de 1.3m. A identificação das árvores foi realizada por especialistas, comparações em pesquisa bibliográfica e material no Herbário ESAL da UFLA. O material fértil coletado foi herborizado e encontra-se no Herbário ESAL da UFLA. O sistema do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III, 2009) foi usado para a classificação das famílias. A partir desse levantamento foram obtidas as seguintes variáveis vegetacionais para a análise de microestrutura: (1) riqueza, (2) abundância e (3) estimativa da altura média das árvores.

Dentro da área de avaliação da vegetação foram selecionados cinco pontos de coleta de parâmetros ambientais, selecionados de acordo com os pontos cardeais mais o centro da área da avaliação da vegetação. Nesses pontos foi delimitado um raio de dois metros nos quais foram coletadas as informações de (1) abertura do dossel, (2) fechamento do subosque, (3) epifitismo (excetuando cipós), (4) cipós, (5) número de árvores mortas caídas, (6) presença de gado, (7) presença de riachos e córregos, (8) presença de alagado, (9) afloramento rochoso, (10) grau de exposição do solo, (11) altura da serrapilheira e (12) biomassa de artrópodes.

As variáveis relacionadas ao gado, rio e alagado foram avaliadas quanto a sua presença e ausência. Para o grau de exposição de solo e afloramento rochoso foi usada uma metodologia de Freitas *et al.* (2002). As variáveis

epifitismo e cipós foram categorizadas de 0 a 4, em que a pontuação 0 (zero) representa a ausência de indivíduos, 1 (um) de um a cinco indivíduos, 2 (dois) de seis a 10 indivíduos, 3 (três) de 11 a 15 indivíduos, e 4 (quatro) acima de 15 indivíduos. A altura da serrapilheira foi obtida por meio de régua graduada e o número de árvores caídas foi obtido por meio de contagem direta.

A abertura do dossel foi obtida com o auxílio do densiômetro esférico convexo de Lemmon (Lemmon, 1957). Para a variável de fechamento do subosque, em cada ponto de amostragem um painel (180 x 190 cm) foi colocado verticalmente sobre o substrato e fotografado a uma distância de 3 m, tendo o cuidado de evitar a colocação em trilhas ou caminhos na mata. A porcentagem de *pixels* pretos em imagens em preto e branco foi usada como uma medida de sub-bosque da floresta (adaptado de Marsden *et al.* 2002). Em cada ponto foram obtidas quatro fotos para cada direção dos pontos cardeais. As imagens foram processadas utilizando-se o *software* Sidelook 1.1.01 (Zehm, Nobis & Schwabe, 2003).

A biomassa de artrópodes foi obtida por meio de três armadilhas de queda epigéicas (*pitfalls*) por fragmento. As armadilhas consistiram em recipientes de plástico (de 8 cm de diâmetro e 12 cm de altura) sem iscas. Dentro de cada recipiente foi colocado uma solução salina (para a conservação dos artrópodes) com algumas gotas de detergente (para quebrar a tensão superficial da água). As armadilhas permaneceram no campo por cinco dias.

2.3 Análises estatísticas

Foram construídas curvas de acumulação de espécies de pequenos mamíferos terrestres para descrever a riqueza e a abundância para todos os fragmentos em conjunto e entre os fragmentos separadamente (Colwell & Coddington 1994; Gotelli & Colwell 2001). As curvas foram construídas com

1.000 randomizações. Além disso, para se avaliar a suficiência amostral, a curva de acúmulo de espécies foi comparada com o estimador *Jackknife* de primeira ordem. O programa EstimateS versão 9.10 (Colwell et al. 2012) foi usado para se obter as curvas de acúmulo de espécies e os estimadores de riqueza.

A análise da diversidade beta (β) foi realizada por meio do estudo da dissimilaridade da composição da comunidade, observando-se o aninhamento ou turnover de espécies propostas por Baselga (2012, 2013) e Baselga & Orme (2012). Dessa forma, verificou-se se a composição de espécies foi fiel ao sítio (aninhamento) ou se foi substituída de sítio para sítio (turnover) baseando-se em uma matriz de presença e ausência. As medidas de dissimilaridade utilizadas em todos os casos foram as versões pareadas e múltiplos sítios do índice de dissimilaridade Sørensen (β_{sor}), e o turnover (índice de Simpson β_{sim}) e aninhamento (índice resultante da divergência entre os índices β_{sim} e β_{sne}). Os resultados desses índices foram também demonstrados em porcentagem.

As variáveis ambientais foram relacionadas com a comunidade de pequenos mamíferos terrestres por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) com o teste de permutação de Monte Carlo (Ter Braak 1986). Essa análise de similaridade foi usada para verificar quais variáveis estariam influenciando a presença de determinadas espécies. Foram usadas nessa análise as espécies de pequenos mamíferos com abundância igual ou superior a dez indivíduos. Para a realização da CCA foi usado o programa PcOrd (McCune & Mefford 1999).

3 RESULTADOS

Com um esforço amostral de 30.576 armadilhas-noite (7.056 pitfall-noite e 23520 arm.-noite) foram registrados 387 indivíduos de 11 espécies (Tabela 2). O sucesso de captura foi de 0,018 indivíduos por armadilha-noite. As espécies mais abundantes foram *Didelphis albiventris* com 146 indivíduos (37,73%) e *Cerradomys subflavus* com 84 indivíduos (21,71%).

Tabela 2 Listagem de espécies de pequenos mamíferos terrestres e suas respectivas abundâncias absoluta e relativa (em porcentagem) em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

	Espécies	Abundância (Ab rel)
1.	<i>Akodon montensis</i> Thomas, 1913	19 (4,91)
2.	<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	1 (0,26)
3.	<i>Cerradomys subflavus</i> (Wagner, 1842)	84 (21,71)
4.	<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	146 (37,73)
5.	<i>Didelphis aurita</i> Wied-Neuwied, 1826	10 (2,58)
6.	<i>Gracilinanus microtarsus</i> (J. A. Wagner, 1842)	13 (3,36)
7.	<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)	25 (6,46)
8.	<i>Monodelphis kunsii</i> Pine, 1975	1 (0,26)
9.	<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	16 (4,13)
10.	<i>Oligoryzomys nigripes</i> (Olfers, 1818)	24 (6,2)
11.	<i>Rhipidomys</i> cf. <i>tribei</i> B.M.A. Costa, L. Geise, L.G. Pereira & L.P. Costa, 2011	48 (12,4)
	Total	387 (100)

A curva de acúmulo de espécies para todas as áreas combinadas não apresentou assíntota (Figura 2). A curva do estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem permaneceu dentro do intervalo de confiança de 95% da curva total, mas finalizou fora do intervalo, apresentando uma riqueza estimada de 12,92 espécies. Portanto, 85,14% da diversidade estimada de pequenos mamíferos terrestres foram registrados. As curvas dos fragmentos separadamente também não apresentaram assíntota (Figura 3). A riqueza variou de duas a oito espécies, enquanto a abundância variou de oito a 26 indivíduos.

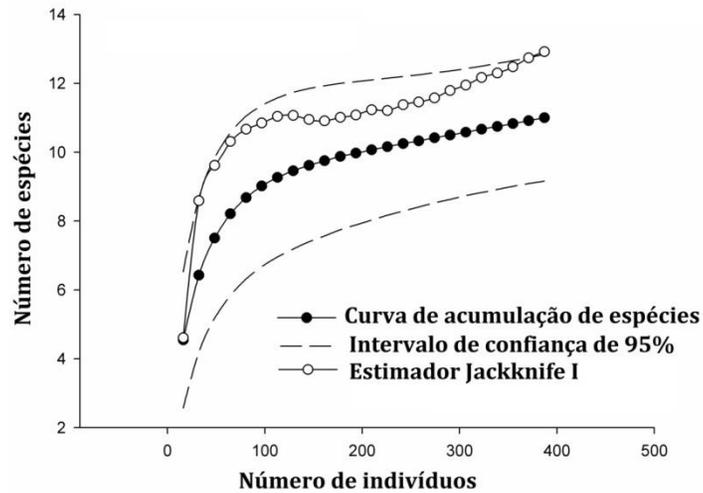


Figura 2 Curvas de acúmulo de espécies para pequenos mamíferos terrestres, intervalo de confiança de 95% e estimador Jackknife de primeira ordem em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

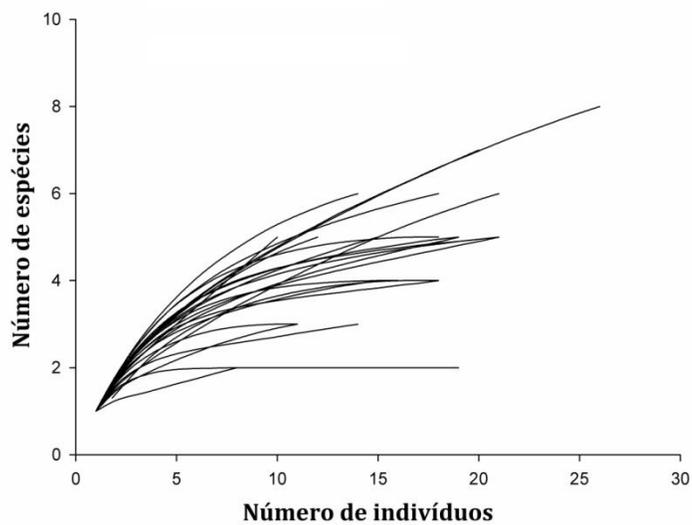


Figura 3 Curvas de acúmulo de espécies de pequenos mamíferos terrestres para 24 fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil.

A diversidade beta pareada, comparando os índices de β_{sim} , β_{sne} e β_{sor} para os pequenos mamíferos terrestres entre cada fragmento, encontra-se no material suplementar. Os resultados de β_{sim} são mais elevados quando comparados ao índice β_{sne} , demonstrando que existe uma elevada substituição de espécies de um fragmento para outro. Essa informação é corroborada com os índices de dissimilaridade em múltiplos sítios na Figura 4. De acordo com esse índice, a porcentagem relacionada ao turnover de espécies é de aproximadamente 89,53%.

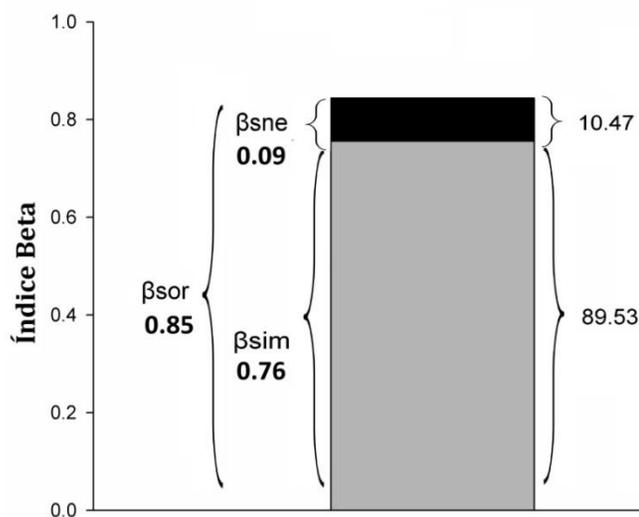


Figura 4 Valores de diversidade beta (β) para pequenos mamíferos terrestres relacionados ao aninhamento (β_{sne}), ao turnover (β_{sim}) e dissimilaridade geral (β_{sor}) em 24 pequenos fragmentos florestais situados no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. Os valores à direita representam a porcentagem final para cada índice.

Os valores das variáveis ambientais e seus respectivos desvios padrões estão no material suplementar. Na Tabela 4 são apresentadas as abreviações usadas na CCA.

Os autovalores dos dois primeiros eixos da ordenação foram 0,287 e 0,153. Os três primeiros eixos explicaram 44,6% da variância, sendo que o primeiro e segundo eixos explicaram 22,6 e 12,1%, respectivamente. O teste de permutação de Monte Carlo mostrou que as correlações entre as variáveis ambientais e as espécies ($p = 0,017$) e para os autovalores ($p = 0,008$) foram significativas com o nível de 5% de probabilidade. Houve uma correlação do eixo 1 com as variáveis “cipós”, “presença de rio”, “epifitismo”, “alagado” e “dossel”, nessa mesma ordem decrescente para os valores na Tabela 3.

A ordenação das parcelas no primeiro eixo (Figura 5) mostra um gradiente ecológico, envolvendo uma mudança gradativa de ambientes com forte influência do efeito de borda (lado esquerdo do eixo 1), com mais cipós e outras epífitas, dossel mais aberto e sub-bosque mais denso; para ambientes sob maior influência de corpos d’água (lado direito do eixo 1), como córregos e alagados. Desta forma, as espécies *D. aurita* e *C. subflavus* se relacionaram com os ambientes com influência do efeito de borda e *N. squamipes*, *O. nigripes*, *Riphidomys cf. tribei*, e *G. microtarsus* com influência de ambientes com água. No segundo eixo observa-se um gradiente relacionado à densidade de árvores (vivas e mortas) disponíveis no ambiente. Nos ambientes mais densos (lado de baixo do eixo 2) há o predomínio de *N. squamipes* e *D. aurita*, enquanto nos ambientes menos densos e com presença predominante de artrópodes (lado de cima do eixo 2) encontram-se *R. cf. tribei* e *C. subflavus*. Observa-se que a presença do gado está inversamente relacionado à variáveis do sub-bosque, como cipós, outras epífitas e densidade de subbosque.

Tabela 3 Coeficientes de correlação variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica de 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil. As siglas são referentes às letras na CCA da Figura 5.

Variável	Sigla	Eixo 1	Eixo 2
Subbosque	a	-0,298	0,037
Dossel	b	-0,341	0,238
Epifitismo	c	-0,503	-0,012
Cipós	d	-0,822	-0,015
Árvores caídas	e	0,211	-0,186
Gado	f	0,271	-0,014
Rio	g	0,512	-0,292
Alagado	h	0,359	0,190
Terra nua	i	-0,028	0,005
Afloramento rochoso	j	0,029	0,015
Serrapilheira	k	-0,027	-0,009
Biomassa artropodes	l	-0,044	0,553
Riqueza vegetal	m	-0,059	0,141
Abundancia vegetal	n	-0,221	-0,151
Altura média das árvores	o	0,167	-0,163

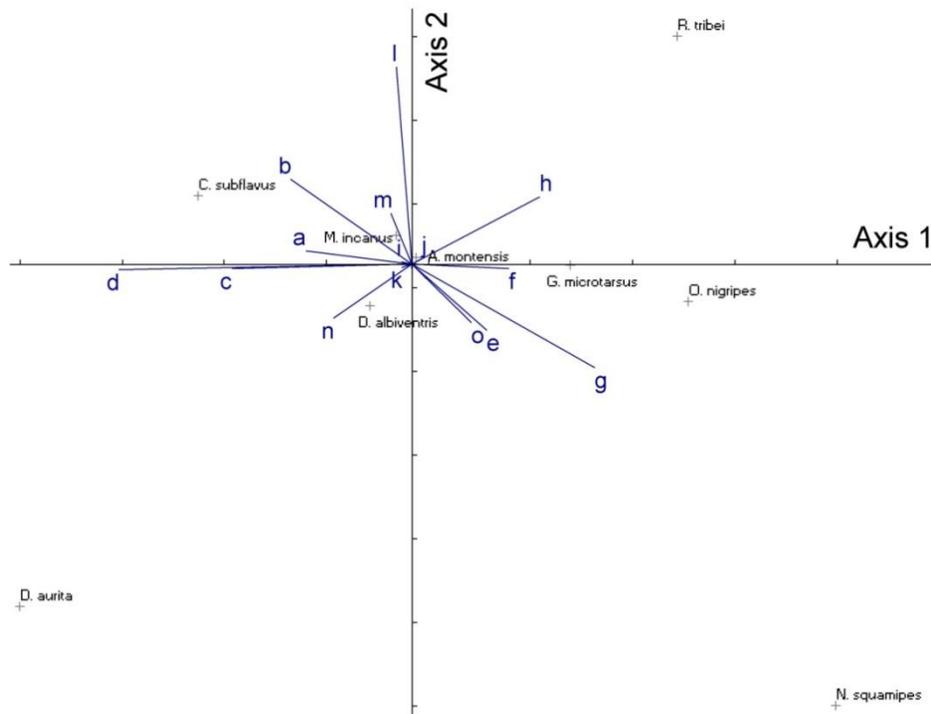


Figura 5 Diagrama de ordenação das espécies de pequenos mamíferos terrestres e variáveis ambientais em 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil, produzido por análise de correspondência canônica. O significado de cada sigla encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4 Relação das variáveis, espécies e fragmentos com suas respectivas siglas usadas na Figura 5 para os 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Variável	Sigla	Espécie	Sigla
Subbosque	a	<i>Akodon montensis</i>	AM
Dossel	b	<i>Cerradomys subflavus</i>	CS
Epifitismo	c	<i>Didelphis albiventris</i>	DA
Cipós	d	<i>Didelphis aurita</i>	DAU
Árvores caídas	e	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	GM
Gado	f	<i>Marmosops incanus</i>	MI
Rio	g	<i>Nectomys squamipes</i>	NS
Alagado	h	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	ON
Exposição do solo	i	<i>Rhipidomys cf. tribei</i>	RT
Afloramento rochoso	j		
Serrapilheira	k		
Biomassa artropodes	l		
Riqueza vegetal	m		
Abundancia vegetal	n		
Altura média das árvores	o		

4 DISCUSSÃO

As curvas do estimador de riqueza e acúmulo de espécies (geral e para cada fragmento) não atingiram assíntota, portanto o acréscimo do esforço amostral pode aumentar a riqueza e a abundância para a área de estudo..

A riqueza encontrada é baixa quando comparada com outros trabalhos com pequenos mamíferos terrestres no sudeste brasileiro. Machado *et al.* (2013) encontraram 26 espécies de pequenos mamíferos na Chapada das Perdizes, em Carrancas (MG, Brasil) com um esforço amostral de 11.880 armadilhas-noite, Umetsu & Pardini (2007) registraram 21 espécies em Caucaia do Alto (SP, Brasil) com um esforço de 7.728 armadilhas-noite, e Passamani & Fernandez (2011) registraram 20 espécies em Santa Teresa (ES, Brasil) com um esforço de 37.794 armadilhas-noite. Entretanto, a riqueza deste trabalho é similar a outros resultados em ambientes altamente fragmentados, pois Rocha *et al.* (2011) registraram 15 espécies com 10.080 armadilhas-noite e Mesquita & Passamani (2012) registraram 11 espécies com 6.300 armadilhas-noite. Essas evidências demonstram que ambientes fragmentados apresentam uma menor riqueza.

Apesar disso, foram registradas duas espécies raras em inventários faunísticos para mamíferos de pequeno porte. *Monodelphis kunyi* é uma espécie com ampla ocorrência, contudo apresenta grandes lacunas em sua distribuição geográfica (Hannibal *et al.* 2012); e *Caluromys philander* é comumente encontrado em ambientes bem preservados, uma vez que necessita de recursos suficientes para a população que apresenta sobreposições de áreas de vida entre indivíduos (Laferrière 1995).

O contexto do fragmento no qual ambas as espécies foram registradas apresenta uma matriz de Cerrado *sensu stricto* com níveis intermediários de ação antrópica e interligada a extensos fragmentos florestais de formato linear que circundam um soerguimento rochoso proeminente na região. Esses corredores

acompanham os principais córregos, antes de desaguarem nas represas de Camargos e Itutinga. Portanto, acredita-se que essas áreas, as quais no Brasil são denominadas Áreas de Preservação Permanente (APP), podem ser usadas como corredores ecológicos favorecendo a ocorrência de diferentes espécies (Rocha *et al.* 2011; Mesquita & Passamani, 2012).

Outra espécie de destaque é *R. cf. tribei*, pois é a única que apresenta distribuição restrita e endêmica do Brasil (Paglia *et al.* 2012). Contudo, recentes trabalhos (*e.g.* Mesquita & Passamani 2012) têm demonstrado uma ampla distribuição e abundância no sul do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, evidenciando uma falta de coleta, problemas na identificação dos espécimes preteritamente coletados no sul de Minas ou adequação no uso de diferentes metodologias de captura.

De menor porte (adultos com menos de 15 gramas), foi registrado somente a espécie *M. kungsi*, quando comparada aos outros sigmodontíneos ou didelfimorfos. As outras espécies apresentaram tamanho mediano a grande (adultos acima de 15 gramas), sendo que a espécie que apresentou a maior biomassa foi *D. albiventris*. Essa última espécie também apresentou uma elevada abundância (um terço da abundância total), sugerindo que são comuns em ambientes antropizados. Incomum em inventários de pequenos mamíferos terrestres (*e.g.*, Rocha *et al.* 2011, Mesquita & Passamani 2012, Machado *et al.* 2013), acredita-se que este marsupial esteja excluindo competitivamente outras espécies. De fato, ao se analisar os hábitos ecológicos, observa-se que cerca de 70% do restante de todas as outras espécies apresentam a capacidade de usar os estratos superiores da floresta, resultando em uma dominância de estratos inferiores por *D. albiventris*. Esse padrão competitivo já foi relatado em outros trabalhos tanto para animais do gênero quanto para essa mesma espécie (Wilson 1970; Fonseca & Robinson 1990; Moura, Vieira & Cerqueira 2009),

principalmente pela sobreposição de áreas de vida e hábitos alimentares com outros indivíduos da mesma espécie (Moura, Vieira & Cerqueira 2009).

Neste trabalho, a gradativa alteração das características dos pequenos fragmentos florestais, de ambientes com características comuns de florestas com forte efeito de borda para ambientes sob a influência de córregos e alagados, segrega a comunidade de pequenos mamíferos de acordo com suas características morfológicas e as interferências antrópicas no fragmento florestal. *Nectomys squamipes*, *Rhipidomys* cf. *tribei*, *G. microtarsus*, e *O. nigripes* correlacionaram-se com ambientes com maior disponibilidade de água, e por conseguinte ao gado que os usa como bebedouros naturais. Essas espécies são de fácil captura (exceto *Rhipidomys* - Bonvicino, Lindbergh & Maroja 2002) e sua correlação com essas variáveis demonstram um amplo nicho fundamental.

A relação de *N. squamipes* com ambientes em que há córregos já foi relatada para outras localidades, principalmente pelas suas adaptações morfológicas, ecológicas e comportamentais (Ernerst & Mares 1986; Bonvicino *et al.* 2002). Contudo, essa relação para *Rhipidomys* cf. *tribei*, *G. microtarsus*, e *O. nigripes* não condiz com a literatura recente, pois esta menciona que a incapacidade do uso da matriz favorece o registro de *Rhipidomys*, enquanto a reduzida extensão e formato linearizado favorece a ocorrência de *G. microtarsus* e *O. nigripes* (Rocha *et al.* 2011).

A alteração nessa estrutura da comunidade está relacionada indiretamente ao manejo da matriz que propicia a entrada de gado nos fragmentos. Os resultados desse trabalho demonstram que a presença de gado altera a estrutura vertical da vegetação, eliminando bosque e sub-bosque e impossibilitando a ocorrência de espécies que apresentam adaptações morfológicas e comportamentais para os hábitos semi-arborícolas e arborícolas como os animais dos gêneros *Rhipidomys*, *Gracilinanus* (Paglia *et al.*, 2012) e *O. nigripes* (F.S.Machado comentário pessoal; observa-se que foi capturado um

indivíduo de *Oligoryzomys nigripes* em uma área adjacente à área de estudo deste trabalho a uma altura de nove metros acima do nível do solo). Portanto, o presente trabalho apresenta a evidência empírica de que o manejo de criações, neste caso o gado, altera a microestrutura de habitat dos pequenos mamíferos terrestres em pequenos fragmentos florestais modificando a estrutura da comunidade.

A correlação de *C. subflavus* e *D. aurita* com “cipós, outras epífitas, dossel mais aberto e sub-bosque mais denso” demonstrou que ambas selecionam ambientes densos que dificultam a ocorrência de predadores e aumentam a probabilidade de encontro de locais para a construção de abrigos (Oliveira, Rosa & Passamani 2014). Outro fator que corrobora com essa substituição de espécies são os índices de diversidade beta. Estes consideram a composição da comunidade e evidenciaram um elevado *turnover* de espécies (como predito por Felinks *et al.* 2011). A pequena extensão e os formatos linearizados reduziram a riqueza e abundância, principalmente de especialistas em contrapartida aos generalistas (Pardini *et al.* 2010). Esses ambientes estão sob forte influência tanto de fatores naturais como o efeito de borda, quanto da ação antrópica (Tabarelli *et al.* 2010), sugerindo que a junção de diferentes fragmentos com suas respectivas condições ambientais atuaram sinergicamente para o padrão da riqueza, abundância e composição de espécies relatada neste trabalho.

O padrão dos parâmetros da comunidade de pequenos mamíferos terrestres em pequenos fragmentos florestais sugere que o uso do ambiente não é restrito somente a um único fragmento. O presente trabalho acrescenta os parâmetros ambientais, como sugerido por Felinks *et al.* (2011), e demonstra que grandes conjuntos de florestas de tamanho reduzido também apresentam uma elevada substituição de espécies.

O correto manejo desses fragmentos é necessário. A presença de espécies raras, que em sua maioria apresentam reduzida área de vida (*e.g.* *C.*

philander com área de vida de aproximadamente 3 ha; Laferrière 1995), demonstra que a redução da ação antrópica nos arredores e dentro dos fragmentos com subsequente planejamento de conexão gerará um microambiente favorável para a ocupação por diferentes espécies, inclusive as raras, de pequenos mamíferos terrestres.

A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos terrestres está separada pelas represas de Itutinga e Camargos. Os danos à comunidade de pequenos mamíferos são resultantes de um histórico de acontecimentos sucessivos. A princípio, o barramento e enchimento do lago da represa gera a redução da riqueza e abundância de espécies, pois estes não apresentam capacidade de fugir da inundação. Em seguida, o aumento da taxa de predação em ambientes marginais reduz drasticamente a riqueza e abundância (Passamani & Cerboncini 2013). Deste modo, a fauna atual é relictual e encontra-se isolada em pequenos remanescentes, incapaz de deslocar-se pela matriz (Püttker *et al.* 2013), bem como inapta de atravessar a conexão mais rápida entre os fragmentos das diferentes vertentes, uma ponte da estrada BR 265 (Machado *et al.*, 2015). Tudo isso se soma à ausência de Áreas de Preservação Permanente (APP) (obrigatórias por lei – Brasil 2012) que poderiam ser usadas como corredores ecológicos. Portanto, é necessário um estímulo à permanência das áreas de reserva legal e de preservação permanente, conexão por corredores ecológicos e é altamente recomendável a criação de unidades de conservação (Consórcio Mata Atlântica 1992). Pois Pardini *et al.* (2010) comentam que ambientes com mais de 30% de cobertura vegetal incrementam a biodiversidade com o aparecimento de espécies de pequenos mamíferos especialistas. Aliás, o aumento de áreas florestais naturais favorece o deslocamento de indivíduos e aumenta a possibilidade de persistência de metapopulações (Püttker *et al.* 2011).

5 CONCLUSÕES

Os pequenos fragmentos florestais sustentam uma riqueza e abundância reduzidas e composição e estrutura da comunidade de pequenos mamíferos terrestres simplificadas. Houve um elevado *turnover* de espécies e reduzida fidelidade ao sítio. A microestrutura de habitat demonstrou que a presença de gado se opôs à de epífitas, cipós e sub-bosque, sugerindo que estes alteram a estrutura vertical da vegetação e segregam as espécies com adaptações arborícolas que selecionaram ambientes mais densos, enquanto que outras selecionaram ambientes mais abertos.

REFERÊNCIAS

- Almeida, S.S.P. & Louzada, J.N.C. (2009) Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. *Neotropical Entomology*, 38, 32–43.
- APG. Angiosperm Phylogeny Group III. (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 105-121.
- Barni, P.E., Fearnside, P.M. & Graça, P.M.L.A. (2012) Desmatamento no Sul do Estado de Roraima: padrões de distribuição em função de Projetos de Assentamento do INCRA e da distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). *Acta Amazonica*, 42, 195-204.
- Baselga, A. (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1223-1232.
- Baselga, A. & Orme, C.D.L. (2012) Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 808-812.
- Baselga, A. (2013) Multiple site dissimilarity quantifies compositional heterogeneity among several sites, while average pairwise dissimilarity may be misleading. *Ecography*, 36, 124-128.
- Bonvicino, C.R., Lindbergh, S.M. & Maroja, L.S. (2002) Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 765-774.
- Brasil. (2012) Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm
Accessed online november 2014.
- Cerezoli, J.P.M. (2008) Anurofauna em riachos de fragmentos florestais da Chapada das Perdizes, sul de Minas Gerais. Dissertation, Universidade Federal de Lavras.

Clarke, K.R. (1993) Nonparametric analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117-143.

Clarke, K.R. & Green, R.H. (1988) Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213-226.

Colwell, R.K. & Coddington, J.A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of Royal Society* 345, 101-118.

Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.-Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L. & Longino, J.T. (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5, 3-21.

Consorcio Mata Atlântica. (1992) *Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – Plano de Ação*. UNICAMP, Campinas.

Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A. & Antonini, Y. (2005) *Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação*. pp. 222. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Dunn, R.R. (2004) Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18, 302-309.

Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1999) *Sistema brasileiro de classificação de solos*. pp. 412. Brasília.

Ernest, A.K. & Mares, M.A. (1986) Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behavior. *Journal of Zoology*, 210, 599-612.

Felinks, B., Pardini, R., Dixo, M., Follner, K., Metzger, J.P. & Henle, K. (2011) Effects of species turnover on reserve site selection in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1057-1072.

Ferreira, R.L. & Silva, M.S. (2001) Biodiversity under rocks: the hole of microhabitats in structuring invertebrate communities in Brazilian outcrops. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1171-1183.

Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, L., Peres, C.A., Pompeu, P.S., Tabarelli, M. & Zuanon, J. (2014) Brazil's environmental leadership at risk. *Science*, 346, 706-707.

Fonseca, G.A.B. & Robinson, J.G. (1990) Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal community structure. *Biological Conservation* 53, 265-294.

Freitas, S.R.; Cerqueira, R. & Vieira, M.V. (2002) A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 795-800.

Gomez., L.M. (2007) Habitat use and movement patterns of the Northern Pacific Rattlesnake (*Crotalus o. oreganus*) in British Columbia. Dissertation, University of Victoria.

Gotelli, N.J. & Colwell R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecological Letters*, 4, 379–391.

Hannibal, W, Figueiredo, V.V., Landgraf Filho, P. & Godoi, M.N. (2012) New records of *Monodelphis kunsii* (Didelphimorphia, Didelphidae) from Brazil. *Journal of Neotropical Mammalogy*, 19, 317-320.

Horta, I.M.F., Pereira, J.A.A., Marques, J.J., Carvalho, L.M.T., 2009 Levantamento de reconhecimento com apoio digital dos solos do município de Nazareno-MG. *Ciênc. Agrotec.* 33, 1940-1947.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2004) Mapa da vegetação do Brasil. Rio de Janeiro.

Laferrière, D.J. (1995) Use of space by the woolly opossum *Caluromys philander* (Marsupialia, Didelphidae) in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology*, 73, 1280- 1289.

Jorgensen, E.E. (2004) Small mammal use of microhabitat revisited. *Journal of Mammalogy*, 85, 531–539.

- Kamino, L.H.Y., Oliveira-Filho, A.T. & Stehmann, J.R. (2008) Relações florísticas entre fitofisionomias florestais da cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4, 39–49.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1, 147-155.
- Leal, I.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M. & Lacher Jr., T. (2005) Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, 1, 139-146.
- Leis, S.A., Leslie Jr., D.M., Engle, D.M. & Fehmi, J.S. (2008) Small mammal as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. *Environmental Monitoring and Assessment*, 137, 75-84.
- Lemmon, P.E. (1957) A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry*, 55, 667-668.
- Lima, D.O., Azambuja, B.O., Camilotti, V.L. & Cáceres, N.C. (2010) Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. *Zoologia*, 27, 99–105.
- Lombardi, V.T., Santos, K.K., D'Angelo Neto, S., Mazzoni, L.G., Rennó, B., Faetti, R.G., Epifânio, A. D. & Miguel, M. (2012) Registros notáveis de aves para o sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Cotinga*, 34, 32–45.
- Machado, F.S., Gregorin, R. & Mouallen, P.S.B. (2013) Small mammals in high altitude phytophysiognomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse? *Biodiversity and Conservation*, 22, 1769-1782.
- Machado, F.S., Fontes, M.A.L., Mendes, P.B., Moura, A.S., Romão, B.S. (2015) Roadkill on vertebrates in Brazil: seasonal variation and road type comparison. *North-Western Journal of Zoology*, 11, art.151702.
- Marsden, S.J., Fielding, A.H., Mead, C. & Hussin, M.Z. (2002) A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. *Forest Ecology Management*, 165, 117–123.

Mccune, B. & Mefford, M.J. (1999) PC-Ord: Multivariate analysis of ecological data. Version 4.2. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

Meireles L.D., Shepherd, G.J. & Kinoshita, L.S. (2008). Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 31, 559–574.

Mesquita, A. & Passamani, M. (2012) Composition and structure of small mammal communities in forest fragments and vegetation corridors in Southern Minas Gerais, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 60, 1335-1343.

Mills, A.M. & Rising, J.D. (2007) Limitations of ecomorphological analysis in explaining macrohabitat segregation in a songbird guild. *Ecoscience*, 14, 155-164.

Moras, L.M., Bernard, E. & Gregorin, R. (2013) Bat assemblages at a high-altitude area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Neotropical Mammalogy*, 20, 269-278.

Moura, M.C., Vieira, M.V. & Cerqueira, R. (2009) Occasional intraguild predation structuring small mammal assemblages: the marsupial *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of Brazil. *Austral Ecology*, 34, 481-480.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

Naxara, L., Pinotti, B.T. & Pardini, R. (2009) Seasonal Microhabitat Selection by Terrestrial Rodents in an Old-Growth Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 90, 404-415.

Oliveira, C.F., Rosa, C.A. & Passamani, M. (2014) Home range and shelter preferences of marsupial *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) in a fragmented area in southeastern Brazil. *Mammalia*.

Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Hermann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares, V.C., Mittermeier, R.A. & Patton, J.L. (2012) *Annotated Checklist of Brazilian Mammals*. 2nd ed. Occasional Papers Conservation Biology. Conservation International, Arlington.

Pardini, R., Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I. & Metzger, J.P. (2010) Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One*, 5.

Passamani, M. & Fernandez, F.A.S. (2011) Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 45, 1-13.

Passamani, M. & Cerboncini, R.A. (2013) Efeitos da criação de um reservatório de usina hidrelétrica em comunidades de pequenos mamíferos no Brasil central. *Neotropical Biology and Conservation*, 8, 9-16.

Pereira J.A.A., Oliveira-Filho, A.T. & Lemos-Filho, J.P. (2006) Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16, 1761-1784.

Püttker, T., Pardini, R., Meyer-Lucht, Y. & Sommer, S. (2008) Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology*, 8, 9.

Püttker, T., Bueno, A. A., Barros, C.S., Sommer, S. & Pardini, R. (2011) Immigration rates in fragmented landscapes empirical evidence for the importance of habitat amount for species persistence. *Plos One*, 6, e27963.

Püttker, T.; Bueno, A. A.; Barros, C. S.; Sommer, S. & Pardini, R. (2013) Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes. *Journal of Mammalogy*, 94, 714-726.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141-1153.

Rocha, M.F., Passamani, M. & Louzada, J. (2011) A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*, 6, e23312.

- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M., Metzger, J.P. & Peres, C. (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143, 2328-2340.
- Ter Braak, C.J.F. (1986) Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67, 1167-1179.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79-92.
- Umetsu, F. & Pardini, R. (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22, 517-530.
- van den Berg, E. & Oliveira-Filho, A.T. (2000) Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica*, 23, 231-253.
- Voss, R.S. & Emmons, L.H. (1996) Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 230, 1-115.
- Wilson, D.E. (1970) Opossum predation: *Didelphis* on *Philander*. *Journal of Mammalogy*, 51, 386-387.
- Zehm, A., Nobis, M., Schwabe, A. (2003) Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. *Flora*, 198, 142-160.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1 Relação das médias das variáveis usadas na descrição da microestrutura de habitat, bem como a média e desvio padrão, nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil. As unidades de medida estão entre parênteses.

	Variável ambiental	Média	Desvio padrão
1.	Subbosque (pixels/3,5m ²)	223.4061	124.2257
2.	Dossel (%)	15.98879	7.532339
3.	Epifitismo (pts)	0.591667	0.350052
4.	Cipós (pts)	1.616667	0.682493
5.	Árvores caídas (un.)	2.783333	0.900081
6.	Gado (pts)	0.529167	0.424755
7.	Rio (pts)	0.291667	0.345048
8.	Alagado (pts)	0.071875	0.183758
9.	Terra nua (%)	4.017708	10.23346
10.	Afloramento rochoso (%)	0.277083	1.203142
11.	Serrapilheira (cm)	2.017604	0.776698
12.	Biomassa artropodes (g)	1.912361	1.459423
13.	Riqueza vegetal (n° spp.)	54.95833	14.56464
14.	Abundancia vegetal (n° ind.)	404.125	120.1938
15.	Altura média (m)	7.064243	0.776615

Tabela S2 Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Simpson) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sim	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	0.6								
3	0.6	0.4							
4	0.4	0.2	0.2						
5	0.5	0	0.5	0.5					
6	0.6	0.2	0.4	0.4	0				
7	0.4	0	0	0	0	0.17			
8	0.4	0.2	0.4	0.2	0	0.2	0		
9	0.6	0.2	0.4	0.4	0	0.17	0.17	0.4	
10	0.5	0.25	0.5	0.25	0.5	0.25	0.25	0.5	0
11	0.6	0.2	0.6	0.4	0	0	0.2	0.2	0.2
12	0.6	0.2	0.6	0.4	0	0	0.2	0.2	0.2
13	0.6	0.2	0.4	0.4	0	0.2	0	0.4	0
14	0.75	0.25	0.5	0.5	0	0.5	0	0.5	0.25
15	0.75	0.25	0.25	0.5	0	0	0	0.25	0.25
16	0.8	0.4	0.4	0.6	0	0.4	0	0.6	0.2
17	0.67	0.33	0.67	0.67	0.5	0	0	0.33	0
18	0.67	0.33	0.33	0.67	0	0	0	0.33	0
19	0.5	0	0.5	0.5	0	0	0	0	0
20	0.67	0.33	0.33	0.67	0	0	0	0.33	0
21	0.33	0	0.67	0.33	0	0	0	0	0
22	0.4	0.4	0.6	0.4	0	0.33	0.29	0.2	0.33
23	0.8	0.2	0.2	0.4	0	0.33	0	0.4	0.33
24	0.5	0.25	0.25	0.25	0	0.5	0	0.25	0.25

Tabela S2 Continuação: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Simpson) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sim	10	11	12	13	14	15	16	17	18
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11	0.25								
12	0.25	0							
13	0.25	0.4	0.4						
14	0.5	0.5	0.5	0.25					
15	0.75	0.25	0.25	0.25	0.5				
16	0.5	0.6	0.6	0.2	0	0.25			
17	0.67	0.33	0.33	0	0.67	0.33	0.33		
18	0.67	0.33	0.33	0	0.33	0	0	0.33	
19	0.5	0	0	0	0	0	0	0.5	0
20	0.67	0.33	0.33	0	0.33	0	0	0.33	0
21	0.33	0	0	0	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
22	0.25	0.2	0.2	0.4	0.25	0.5	0.4	0.33	0.33
23	0.5	0.4	0.4	0.2	0	0	0	0.33	0
24	0.5	0.5	0.5	0.25	0.25	0.5	0.25	0.67	0.33

Tabela S2 Conclusão: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Simpson) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sim	19	20	21	22	23
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20	0				
21	0	0.33			
22	0	0.33	0		
23	0	0	0.33	0.5	
24	0	0.33	0.33	0.25	0.25

Tabela S2 Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta nestedness) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

\$beta.sne	1	2	3	4	5	6	7	8
2	0							
3	0	0						
4	0	0	0					
5	0.21	0.43	0.21	0.21				
6	0.04	0.07	0.05	0.06	0.5			
7	0.14	0.23	0.23	0.23	0.6	0.12		
8	0	0	0	0	0.43	0.07	0.23	
9	0.04	0.07	0.05	0.06	0.5	0	0.12	0.06
10	0.06	0.08	0.06	0.08	0.17	0.15	0.25	0.06
11	0	0	0	0	0.43	0.09	0.18	0
12	0	0	0	0	0.43	0.09	0.18	0
13	0	0	0	0	0.43	0.07	0.23	0
14	0.03	0.08	0.06	0.06	0.33	0.08	0.33	0.06
15	0.03	0.08	0.08	0.06	0.33	0.2	0.33	0.8
16	0	0	0	0	0.43	0.06	0.23	0
17	0.08	0.17	0.08	0.08	0.1	0.33	0.45	0.2
18	0.08	0.17	0.17	0.08	0.2	0.33	0.45	0.3
19	0.21	0.42	0.21	0.21	0	0.5	0.6	0.43
20	0.08	0.27	0.17	0.08	0.2	0.33	0.45	0.17
21	0.17	0.25	0.08	0.16	0.2	0.33	0.45	0.25
22	0.1	0.1	0.07	0.1	0.56	0.05	0.05	0.13
23	0.02	0.07	0.07	0.06	0.5	0	0.14	0.06
24	0.06	0.08	0.08	0.08	0.33	0.1	0.33	0.08

Tabela S2 Continuação: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta nestedness) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sne	9	10	11	12	13	14	15	16
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10	0.2							
11	0.07	0.08						
12	0.07	0.08	0.00					
13	0.09	0.08	0.00	0.00				
14	0.15	0.00	0.06	0.06	0.08			
15	0.15	0.00	0.08	0.08	0.08	0.00		
16	0.07	0.06	0.00	0.00	0.00	0.11	0.08	
17	0.33	0.05	0.17	0.17	0.25	0.05	0.10	0.17
18	0.33	0.05	0.17	0.17	0.25	0.10	0.14	0.25
19	0.50	0.17	0.43	0.43	0.43	0.33	0.33	0.43
20	0.33	0.05	0.17	0.17	0.25	0.10	0.14	0.25
21	0.33	0.10	0.25	0.25	0.25	0.10	0.10	0.17
22	0.05	0.20	0.13	0.13	0.10	0.20	0.14	0.10
23	0.00	0.10	0.05	0.05	0.07	0.20	0.20	0.09
24	0.15	0.00	0.06	0.06	0.08	0.00	0.00	0.08

Tabela S2 Conclusão: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta nestedness) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sne	17	18	19	20	21	22	23
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							
14							
15							
16							
17							
18	0.00						
19	0.10	0.20					
20	0.00	0.00	0.20				
21	0.00	0.00	0.20	0.00			
22	0.27	0.27	0.56	0.27	0.40		
23	0.22	0.33	0.50	0.33	0.22	0.04	
24	0.05	0.10	0.33	0.10	0.10	0.20	0.15

Tabela S3 Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Sorensen) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sor	1	2	3	4	5	6	7	8
2	0.60							
3	0.60	0.40						
4	0.40	0.20	0.20					
5	0.71	0.43	0.71	0.71				
6	0.64	0.27	0.45	0.45	0.50			
7	0.54	0.23	0.23	0.23	0.60	0.29		
8	0.40	0.20	0.40	0.20	0.43	0.27	0.23	
9	0.64	0.27	0.45	0.45	0.50	0.17	0.29	0.45
10	0.56	0.33	0.56	0.33	0.67	0.40	0.50	0.56
11	0.60	0.20	0.60	0.40	0.43	0.09	0.38	0.20
12	0.60	0.20	0.60	0.40	0.43	0.09	0.38	0.20
13	0.60	0.20	0.40	0.40	0.43	0.27	0.23	0.40
14	0.78	0.33	0.56	0.56	0.33	0.60	0.33	0.56
15	0.78	0.33	0.33	0.56	0.33	0.20	0.33	0.33
16	0.80	0.40	0.40	0.60	0.43	0.45	0.23	0.60
17	0.75	0.50	0.75	0.75	0.60	0.33	0.45	0.50
18	0.75	0.50	0.50	0.75	0.20	0.33	0.45	0.50
19	0.71	0.43	0.71	0.71	0.00	0.50	0.60	0.43
20	0.75	0.50	0.50	0.75	0.20	0.33	0.45	0.50
21	0.50	0.25	0.75	0.50	0.20	0.33	0.45	0.25
22	0.50	0.50	0.67	0.50	0.56	0.38	0.33	0.33
23	0.82	0.27	0.27	0.45	0.50	0.33	0.14	0.45
24	0.56	0.33	0.33	0.33	0.33	0.60	0.33	0.33

Tabela S3 Continuação: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Sorensen) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sor	9	10	11	12	13	14	15	16
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10	0.20							
11	0.27	0.33						
12	0.27	0.33	0.00					
13	0.09	0.33	0.40	0.40				
14	0.40	0.50	0.56	0.56	0.33			
15	0.40	0.75	0.33	0.33	0.33	0.50		
16	0.27	0.56	0.60	0.60	0.20	0.11	0.33	
17	0.33	0.71	0.50	0.50	0.25	0.71	0.43	0.50
18	0.33	0.71	0.50	0.50	0.25	0.43	0.14	0.25
19	0.50	0.67	0.43	0.43	0.43	0.33	0.33	0.43
20	0.33	0.71	0.50	0.50	0.25	0.43	0.14	0.25
21	0.33	0.43	0.25	0.25	0.25	0.43	0.43	0.50
22	0.38	0.45	0.33	0.33	0.50	0.45	0.64	0.50
23	0.33	0.60	0.45	0.45	0.27	0.20	0.20	0.09
24	0.40	0.50	0.56	0.56	0.33	0.25	0.50	0.33

Tabela S3 Conclusão: Índices de diversidade beta pareadas entre os pequenos fragmentos florestais (Beta Sorensen) nos 24 pequenos fragmentos florestais no sudeste do Brasil.

Beta.sor	17	18	19	20	21	22	23
2							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							
11							
12							
13							
14							
15							
16							
17							
18	0.33						
19	0.60	0.20					
20	0.33	0.00	0.20				
21	0.33	0.33	0.20	0.33			
22	0.60	0.60	0.56	0.60	0.40		
23	0.56	0.33	0.50	0.33	0.56	0.54	
24	0.71	0.43	0.33	0.43	0.43	0.45	0.40