

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**MASTOFAUNA TERRESTRE ASSOCIADA A ÁREAS EM PROCESSO
DE RESTAURAÇÃO NA FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA,
BOTUCATU – SP**

BEATRIZ ROSÂNGELA MURBACH CAES

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciências Florestais

BOTUCATU – SP
Julho – 2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**MASTOFAUNA TERRESTRE ASSOCIADA A ÁREAS EM PROCESSO
DE RESTAURAÇÃO NA FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA,
BOTUCATU – SP**

BEATRIZ ROSÂNGELA MURBACH CAES

Orientadora: Profa. Dra. Vera Lex Engel

Co-orientadora: Profa. Dra. Renata C. Batista Fonseca

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciências Florestais

BOTUCATU – SP
Julho – 2009

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Caes, Beatriz Rosângela Murbach, 1983-
C128m Mastofauna terrestre associada a áreas em processo de restauração na Fazenda Experimental Edgárdia, Botucatu - SP / Beatriz Rosângela Murbach Caes. - Botucatu : [s.n.], 2009.
v, 71 f. : il., gráfs., tabs., fots. color.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2009

Orientador: Vera Lex Engel

Co-orientador: Renata C. Batista Fonseca

Inclui bibliografia.

1. Restauração florestal. 2. Mastofauna. 3. Floresta estacional semidecidual. 4. Corredores ecológicos. I. Engel, Vera Lex. II. Fonseca, Renata C. Batista. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "MASTOFAUNA TERRESTRE ASSOCIADA A ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA, BOTUCATU, SP".

ALUNA: BEATRIZ ROSÂNGELA MURBACH CAES

ORIENTADORA: PROFª DRª VERA LEX ENGEL

CO-ORIENTADORA: PROFª DRª RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA

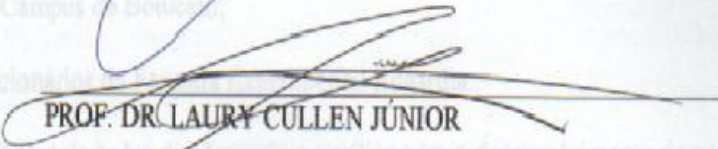
Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFª DRª VERA LEX ENGEL



PROF. DR. JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES



PROF. DR. LAURY CULLEN JÚNIOR

Data da Realização: 13 de Maio de 2009.

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Vera Lex Engel, do Departamento de Recursos Naturais/Ciências Florestais, minha orientadora;

À Profa. Dra. Renata C. Batista Fonseca, também do Departamento de Recursos Naturais/Ciências Florestais, co-orientadora;

Aos meus avós, Expedito Murbach e Olívia Rodrigues de Oliveira, aos meus pais Pedro A. Caes e Eva R. Murbach, e ao meu irmão, Guilherme A. Murbach Caes.

Aos funcionários do Departamento de Recursos Naturais/Ciências Florestais, FCA – UNESP/Campus de Botucatu Aparecido Agostinho Arruda, Edson Graciano Britto, João Marques Rodrigues, Rodrigo Juliano Romão, Maria de Lourdes S. Trevisan, Silvia de C. F. do Império e Elder Cândido Mattos;

Aos estudantes de graduação dos cursos de Engenharia Florestal e de Biologia da UNESP/Botucatu, os quais colaboraram muito para que os trabalhos de campo fossem possíveis;

À Telma R. Alves, Juliana Griese, Ana Maria M. Rufino, Paula Rachel Furlanetti, Fernanda C. S. Chinelato e Ingrid H. Gottschalk que me ajudaram nas diversas fases do meu trabalho, de forma prática ou através de importantes discussões;

Ao Prof. Dr. José Nicolau P. Puoli Filho, do Departamento de Produção Animal, FMVZ – UNESP/Campus de Botucatu;

Aos funcionários da Fazenda Experimental Edgardia..

À FAPESP, pela bolsa de Mestrado e auxílios para o desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	06
SUMMARY.....	08
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO BIBLIORÁFICA.....	14
2.1 Fragmentação Florestal e seus efeitos sobre a diversidade.....	14
2.2 Corredores ecológicos ou de biodiversidade.....	16
2.3 A importância das interações planta-animal na restauração florestal.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 Áreas de estudo.....	20
3.2 Metodologia.....	25
3.2.1 Metodologia de parcelas de areia.....	25
3.2.2 Determinação do esforço amostral.....	27
3.2.3 Metodologia de armadilhas fotográficas.....	28
3.3 Análise dos resultados.....	28
4. RESULTADOS.....	33
4.1 Mamíferos identificados nas áreas de estudo.....	33
4.2 Metodologia de armadilhas fotográficas.....	45
5. DISCUSSÃO.....	47
5.1 Considerações sobre o método utilizado.....	48
5.2 Caracterização geral da fauna encontrada.....	50
5.3 Frequência, Abundância e diversidade de espécies.....	52
5.4 Correspondência espécie/habitat e similaridades entre habitats	54
5.5 Considerações sobre a restauração	58
6. CONCLUSÃO.....	59
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
APÊNDICE	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Mamíferos identificados durante o levantamento realizado nas áreas de estudo da Fazenda Experimental Edgardia, com a forma de registro, cadeia trófica e categoria de ameaça.....	34
Tabela 2. Presença das espécies nos diferentes ambientes.....	36
Tabela 3. Índices ecológicos do levantamento de mamíferos realizado em todos os ambientes durante duas épocas do ano, com base nos dados obtidos por meio do método de parcelas de areia.....	40

MASTOFAUNA TERRESTRE ASSOCIADA A ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA, BOTUCATU – SP.

Botucatu, 2009. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autora: BEATRIZ ROSÂNGELA MURBACH CAES

Orientadora: VERA LEX ENGEL

Co-orientadora: RENATA C. BATISTA FONSECA

RESUMO

A restauração de ecossistemas degradados envolve conhecimentos no que se refere à reconstituição da estrutura do ecossistema e da dinâmica das espécies, tanto vegetais quanto animais. Sabe-se que, no processo de restauração de um ecossistema, as interações ecológicas na comunidade têm um papel fundamental para o aumento de sua complexidade e, conseqüentemente, sua biodiversidade. Este trabalho teve como objetivo geral contribuir para o conhecimento de alguns processos envolvidos na restauração de ecossistemas florestais, no que se refere à associação entre a mastofauna e a vegetação de áreas em restauração. A hipótese testada foi se plantios mistos com espécies nativas podem funcionar como corredores ecológicos para a fauna de mamíferos terrestres de médio e grande porte, e se os fragmentos florestais próximos às áreas de plantio estão contribuindo para a colonização das mesmas por esses animais, mais do que as áreas de pastagem. A amostragem da mastofauna foi feita através do registro de rastros em parcelas de areia utilizando iscas, bem como do uso de armadilhas fotográficas. Foram demarcadas trilhas em dois ambientes de mata nativa, em duas áreas em restauração e em áreas de pastagem, com 30 parcelas de areia (50x50cm) em cada uma (totalizando 180 parcelas), além de 5 armadilhas fotográficas, durante 15 dias consecutivos. Os resultados mostram que as áreas de pastagem apresentaram poucas espécies de mamíferos durante todas as amostragens (2 espécies). As áreas em restauração (plantio misto) apresentaram 6 espécies, sendo esta riqueza mais próxima à dos fragmentos (8 espécies). Houve pequena variação entre as épocas de amostragem (transição

entre as estações chuvosa/seca e seca/chuvosa), considerando a abundância relativa e frequência de ocorrência entre as espécies. Os resultados sugerem que a área não atingiu ainda um grau de desenvolvimento necessário para manter uma comunidade de mamíferos residentes, principalmente por sua pequena área, mas já é atrativo para algumas espécies de fauna, o que pode contribuir para a sua reestruturação, já que muitas das espécies amostradas têm papel importante na dispersão de sementes e no recrutamento de novas espécies vegetais no interior dos plantios. Essas áreas já podem ser consideradas como corredores efetivos, pois permitem a movimentação e uso por diversas espécies de mamíferos.

Palavras-chave: Restauração florestal, mastofauna, floresta estacional semidecidual, corredores ecológicos, indicadores de restauração.

MEDIUM AND LARGE MAMMALS ASSOCIATED TO MIXED REFORESTATION AREAS IN THE EDGARDIA EXPERIMENTAL FARM, UNESP, BOTUCATU – SP. Botucatu, 2009. 7 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: BEATRIZ ROSÂNGELA MURBACH CAES

Adviser: VERA LEX ENGEL

Co-adviser: RENATA C. BATISTA FONSECA

SUMMARY

The restoration of degraded ecosystems involves knowledge of the recovery of ecosystem structures and dynamics of plant and animal species. It is known that in a restoration process, the ecological interactions in the community have an important role in increasing their complexity and, furthermore, their biodiversity. This study aimed to contribute to the knowledge of some processes involved in the restoration of forest ecosystems in relation to interactions between medium and large mammals and the vegetation of these areas. The tested hypothesis was whether plantations with mixed native species may have role as ecological corridors for terrestrial mammals fauna and whether the forest fragments next to the restoration areas are contributing to their colonization by the same species. The sampling for mammals was made through sand plots for footprint records using baits, as well as the use of camera traps. The tracks for each habitat were demarcated in two different sites, in each one inside a native forest fragment, a 10-year old forest restoration experimental areas and a pasture land. We established 30 sand plots (50x50cm) in each habitat and each site (total of 180 plots), and 5 camera traps, during 15 consecutive days. The results showed that the pasture areas recorded only 3 mammal species during all the sampling period. The restoration areas had a species richness (6 species) and community composition closer to the forest fragments (8 species). There were some variation between rainy and dry seasons, considering the relative abundances and species frequency of occurrence. These results suggest that these

areas have not reached a level of development that is necessary to maintain a mammal community, but they are attractive to some fauna species, which may contribute to their restructuring – many of the species recorded could contribute to seed dispersal and recruitment plant species within the restoration sites. These areas can be considered as ecological corridors or “stepping-stones”, allowing the movements of species, but not as habitat for resident individuals.

Key words: Forest restoration, mammal community, fragmentation, seasonal semideciduous tropical forest, ecological corridors.

1. INTRODUÇÃO

O estado de São Paulo, apesar de possuir um histórico de degradação intensa, ainda apresenta fragmentos florestais significativos dentro de uma matriz coberta principalmente com grandes pastagens, áreas utilizadas para agricultura, silvicultura e áreas urbanas (RODRIGUES e BONONI, 2008). Tais fragmentos correspondem a 3.457.301 ha, quantia que representa 13,94% da superfície do estado, os quais têm sua função de conservação da biodiversidade comprometida devido ao próprio processo de fragmentação e da recorrência de perturbações oriundas das áreas agrícolas e urbanas do entorno.

Além desses remanescentes de vegetação nativa representarem apenas uma pequena porcentagem da original, estão altamente fragmentados, sendo que 80,2% (85.290 fragmentos) dessas áreas são constituídas por menos que 20 ha (NALON et al., 2008). De maneira geral, uma área desse tamanho não possui capacidade de suporte e complexidade necessária para a sobrevivência de muitas espécies. Como decorrência da própria redução da área do hábitat, existe uma redução do número de indivíduos das espécies anteriormente presentes na área contínua, fato que leva à redução de alimentos para a fauna, do número de dispersores e polinizadores para a vegetação, entre outras alterações, o que pode favorecer outras espécies adaptadas e/ou oportunistas. Um fator também muito importante nesse processo é o grau de isolamento dos fragmentos. Quando este é alto, pode resultar em um fluxo gênico reduzido entre populações de diferentes áreas, podendo levar à extinção local e/ou regional de espécies,

em consequência dos efeitos deletérios do endocruzamento e deriva gênica (CAUGHLEY, 1994). Dessa maneira, a redução na riqueza de espécies seria maximizada em fragmentos menores e mais isolados.

Restaurar a conectividade entre remanescentes de vegetação nativa pode ser uma tentativa de mitigar as consequências negativas da fragmentação. Isto pode ser feito, dentre outras maneiras, através da implementação de corredores ecológicos e/ ou de biodiversidade. Estes são definidos como estratégias para manter e recuperar processos biológicos e a conectividade entre fragmentos de biota natural inseridos numa matriz de uso antrópico e visam manter a integridade da biota regional em grandes unidades da paisagem sujeitas a uma matriz de usos econômicos e conservacionistas (BENNETT, 2003). Ao se planejar essas áreas de corredores, deve-se levar em consideração muitos fatores, dos quais fazem parte o tamanho, formato, espécies utilizadas, entre outros, para que esta atinja sua função ecológica.

Com o objetivo de se testar diferentes modelos de plantios mistos com espécies nativas voltados para a restauração florestal, foi estabelecido um projeto de pesquisa em 1997, através de convênio entre a UNESP/FCA e o USDA-Forest Service, EUA. Os plantios foram estabelecidos em três sítios experimentais com diferentes tipos de solo, uso anterior e características de vizinhança, nas Fazendas Experimentais Lageado e Edgardia, em Botucatu, SP. Espera-se que com o tempo esses modelos atinjam estrutura e grau de complexidade que permita o trânsito de espécies animais, dispersores, propágulos, entre outros, e que possam até abrigar determinadas espécies um pouco mais exigentes quanto ao habitat, para que os objetivos da restauração sejam atingidos. Além disso, as áreas de plantio estabelecidas podem funcionar como uma ferramenta auxiliar quando se pensar no planejamento e/ ou implementação de corredores ecológicos visando diminuir os impactos da fragmentação no local.

Nesses plantios, vários estudos têm sido realizados, inclusive de entomofauna (LEITÃO, 2002) e avifauna (ROSA, 2003). Entretanto, estudos da mastofauna nas áreas reflorestadas ainda não foram realizados.

Na Fazenda Edgardia têm sido observadas muitas espécies de mamíferos como *Coendou sp.* (ouriço), *Nasua nasua* (quati), *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), *Cavia aperea* (preá), *Dasypus novemcinctus* (tatu-

galinha), *Mazama* sp. (veado), *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Eira barbara* (irara) e *Leopardus* sp. (gato-do-mato) (ORTEGA e ENGEL, 1992; LOPES, 2000).

Maragno e Lourenço (2000), através de um monitoramento de carreadores na Fazenda Edgardia realizado em 1999, confirmaram a presença de algumas das espécies acima citadas, além de outras como *Puma concolor* (onça-parda), *Dasyprocta azarae* (cutia), *Cuniculus paca* (paca) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica). Alves (*in prep.*), em um novo monitoramento de rastros, encontrou outras espécies, tais como: *Didelphis albiventris* (gambá), *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), *Cabassous tatouay* (tatu-de-rabo-mole), *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba) e *Conepatus* sp. (zorrilho).

Muitos dos mamíferos citados acima têm papel importante na dispersão de sementes, como os marsupiais e alguns carnívoros, além de espécies de outras ordens que também podem contribuir através do consumo e posterior eliminação da semente íntegra (HOWE, 1986). Entretanto, não se sabe até que ponto as populações existentes na Fazenda Edgardia estão sofrendo os efeitos da fragmentação de habitats.

A Fazenda Edgardia, através dos fatos descritos acima, se mostra de grande interesse para o estudo da estrutura e dinâmica das florestas estacionais semidecíduais, por permitir a comparação de fragmentos de diferentes estádios sucessionais, relacionando os padrões encontrados com o regime de distúrbios de cada área, bem como a áreas de plantios com a finalidade de restauração florestal de áreas agrícolas e pastagens.

O objetivo deste trabalho foi estudar a fauna de mamíferos terrestres de médio e grande porte presente em duas áreas reflorestadas com diferentes modelos de plantios mistos com espécies nativas, visando comparar essa comunidade com aquela presente nos fragmentos florestais vizinhos, bem como em áreas de pastagens, nos mesmos sítios. A questão a ser respondida é se os modelos de restauração aplicados já fornecem condições para a colonização pela fauna, em comparação a áreas abertas, se os fragmentos próximos às áreas de plantio estão colaborando para a colonização dessas áreas por mamíferos, catalisando assim o processo de regeneração.

ALVES, T.R. (Faculdade de Ciências agrônômicas, UNESP – Campus de Botucatu). Trabalho não publicado.

As áreas de estudo foram escolhidas por serem antigas pastagens que foram reflorestadas através de diferentes modelos de plantios mistos com espécies nativas, voltados à restauração florestal. Portanto, este trabalho também trará contribuições importantes para a compreensão dos processos ecológicos envolvidos na associação mamíferos/restauração ecológica, por permitirem um melhor conhecimento da estrutura e função de ecossistemas em processo de restauração.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Fragmentação florestal e seus efeitos sobre a biodiversidade

No Brasil, o conjunto de ecossistemas conhecido como Mata Atlântica é composto por áreas de floresta ombrófila densa, floresta ombrófila mista, floresta estacional semidecidual, floresta estacional decidual e matas de galeria, sendo um dos maiores detentores de biodiversidade e um dos mais ameaçados pela degradação e desflorestamento dentre as regiões tropicais do mundo (S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 1992)

Além da Mata Atlântica destacar-se por sua riqueza de espécies e endemismos no que se refere a sua vegetação, também é considerada floresta de maior biodiversidade por hectare do mundo (MYERS et al., 2000). Faz parte de sua composição espécies arbóreas de madeira valiosa como Jacarandá-da-Bahia (*Dalbergia nigra*) e o Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata*), altamente ameaçados de extinção. Sua área atual apresenta-se fragmentada e reduzida a 7,26% de sua cobertura original (FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA/ INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2008).

A fragmentação de habitats é um processo que ocorre quando este é dividido em componentes menores. É consequência da atual dinâmica de uso da terra pelo homem e responsável pelo processo de modificação e/ou destruição do habitat, devido principalmente à expansão socioeconômica, fato que causa o aumento assustador das taxas de desmatamento (MYERS, 1988; TABARELLI e GASCON, 2005). O resultado dessa série

de ações é a completa imersão de fragmentos em matrizes não florestais (CORLETT,2000; TABARELLI et al., 2004). Essa redução em tamanho das áreas tem implicações para os processos ecológicos e resiliência das comunidades existentes no local em se recuperar de perturbações (MYERS, 1988).

Autores evidenciam que o tamanho de determinado fragmento influencia a riqueza de espécies, sendo que esta diminui quando a área do habitat em questão fica menor do que a área mínima necessária para a sobrevivência de populações (FORMAN et al., 1976; TANGNEY et al., 1990). Esta relação varia de acordo com a espécie considerada, determinada pelo tamanho do território de um indivíduo e pelo número mínimo de indivíduos de uma população geneticamente viável, além da redução da heterogeneidade interna de habitat que ocorre concomitantemente com a perda de área (ROLSTAD, 1991). Com relação ao tamanho do território das espécies, os ambientes simplificados exigem dos animais grandes gastos de energia na procura de alimentos (ALMEIDA, 1996), além de um maior risco de sobrevivência dos indivíduos adultos e de suas proles, pela maior exposição a predadores, fato que varia de acordo com a espécie e suas necessidades. Algumas espécies podem ser favorecidas por tal situação, como é o caso das generalistas e/ou oportunistas.

A fragmentação pode ser a causadora direta de uma drástica diminuição no tamanho efetivo de muitas populações animais e de sua variabilidade genética, devido aos efeitos indiretos da alteração na estrutura vegetal sobre os mamíferos (LAZO, 2004). Segundo Terborgh (1992), a diminuição da disponibilidade de grandes frutos, que leva a uma redução das populações de grandes presas e conseqüente exclusão de grandes predadores, interfere na regulação da população de presas. Assim, no processo de competição por espaço, os vegetais que produzem frutos pequenos aumentam em abundância, aumentando dessa maneira, as populações de presas e predadores pequenos, que passam a ser mais comuns em ambientes alterados e perturbados. Dessa forma, pode-se observar que apesar da fragmentação ser a causa da redução de populações, as quais podem chegar até a extinção local, também pode ser benéfica para outras espécies (PERACCHI et al., 2002).

Um estudo realizado em 2006 por Negrão e Valladares-Pádua, o qual avaliou os efeitos da fragmentação na comunidade de mamíferos de médio e grande porte em áreas de Mata Atlântica contínuas e fragmentos, próximas a São Paulo, constatou a influência do tamanho das áreas de florestas e da conectividade entre elas na riqueza e abundância da

mastofauna. Áreas de Mata Atlântica com extensão menor que 100 ha e isoladas não são suficientes para conservar a integridade da fauna de médio e grande porte (SILVA, 2006).

A perda de habitats é o principal fator que coloca 83% das espécies de mamíferos na categoria de ameaçados de extinção (MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2002). Assim, a fragmentação, juntamente com suas causas e conseqüências na perda de habitats, afeta fortemente a biodiversidade, tornando-se uma preocupação mundial (HILTON-TAYLOR, 2000).

O conceito de “florestas vazias”, citado por Redford (1992), ressalta fragmentos que se apresentam destituídos dos seus papéis ecológicos devido à ausência de fauna. Deve-se prestar atenção à função ecológica que uma floresta desempenha, havendo a necessidade de que se pense nela como um todo no que se diz respeito ao processo de restauração, pois simplesmente a restauração da vegetação, quando não planejada adequadamente, é insuficiente para garantir a manutenção da fauna silvestre.

O estado de São Paulo apresenta 214 espécies de fauna em extinção (11% do total do país), sendo o estado com maior número de espécies ameaçadas, das quais 23 são de mamíferos, sendo 20 da Mata Atlântica (MACHADO et al., 2005). Dessa maneira, toda Mata Atlântica é considerada prioritária para a conservação devido à ocorrência de um grande número de espécies endêmicas e ameaçadas (KIERULFF et al., 2008), sendo o seu principal motivo a fragmentação e todas as mudanças causadas por esta. Uma tentativa de se preservar fragmentos de vegetação nativa ocorre através da averbação de Reservas Legais nas propriedades rurais, pois mesmo sendo muitas vezes pequena, pode promover a reconexão através da recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e implementação de corredores ecológicos, os quais são considerados mecanismos para a conservação e/ou restauração muito eficientes (KIERULFF et al., 2008).

2.2 Corredores ecológicos ou de biodiversidade

A Biologia da Conservação se dedica à pesquisa desenvolvida para possibilitar o entendimento dos efeitos da atividade humana sobre as espécies, comunidades e ecossistemas, desenvolver abordagens práticas para prevenir a extinção de espécies e, se possível, reintegrar as espécies ameaçadas ao seu ecossistema funcional (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Dentro desta área, a teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR & WILSON, 1967) explica a riqueza de espécies em ilhas oceânicas, determinando que: (1) ilhas maiores usualmente possuem mais espécies do que ilhas menores, (2) ilhas mais distantes abrigam menos espécies do que ilhas próximas ao continente e (3) espécies extintas geralmente são substituídas por outras por colonização (PIRES et al., 2006). Esta teoria tem sido usada para prever o comportamento de ilhas de habitats isolados, geradas pelo processo de fragmentação.

Segundo este ramo da biologia, os corredores ecológicos ou de biodiversidade têm a função primordial de proporcionar vias de intercâmbio e incrementar as possibilidades de movimentos de indivíduos pertencentes a populações que se encontram, em maior ou menor grau, isoladas em áreas de hábitat mais propício à sua sobrevivência (FONSECA et al., 2004). Em outras palavras, corredores são elementos que mantêm e/ ou restabelecem a conectividade em uma paisagem (ROCHA et al., 2006), os quais podem ser faixas de vegetação ou habitat nativo conectando remanescentes isolados (HOBBS, 1992). Os corredores podem ser também do tipo “stepping-stones” (na concepção de porções de habitat pelas quais organismos poderiam realizar movimentos aos saltos, figurativamente), constituídos por pequenos fragmentos remanescentes de habitat separados uns dos outros por distâncias pequenas por onde as espécies podem se deslocar a curta distância (TISCHENDORF e FAHRIG, 2000 *apud* ROCHA et al, 2005).

Alguns autores (HOBBS, 1992; TEWKSBURY et al., 2002) citam argumentos contrários à utilização de corredores como estratégias para aumento da conectividade entre habitats, tais como: aumento da transmissão de doenças; aumento do impacto de espécies introduzidas/pragas; redução da variação genética; aumento na depressão exogâmica; aumento na exposição a predadores e caçadores. Porém, Beir e Noss (1998) atribuem argumentos fortes a favor dos corredores de habitat, pois os mesmos geralmente promovem maior conectividade, sendo uma ferramenta útil para a conservação. Podem aumentar as taxas de imigração entre populações, o tamanho efetivo das populações, reduzir a probabilidade de extinção, o endocruzamento, aumentar a área de forrageamento e viabilizar refúgio/escape contra predadores (HOBBS, 1992; TEWKSBURY et al., 2002; KORMAN, 2003).

2.3 A importância das interações planta-animal na restauração florestal

A restauração de ecossistemas degradados envolve conhecimentos diversos, principalmente no que se refere à reconstituição da estrutura do ecossistema e da dinâmica das espécies (ALMEIDA, 2000). Aspectos ecológicos das comunidades animal e vegetal são importantes para que bons resultados sejam alcançados (ANDRADE e ANDRADE, 2000). Assim, a associação e interação entre a fauna e a vegetação são fundamentais dentro do processo de recuperação de áreas degradadas e deve ser considerada durante o planejamento de projetos de reabilitação de áreas (GUEDES et al., 1997).

Em regiões de florestas tropicais, os níveis de interação planta-animal são intensos, destacando-se os processos de polinização, dispersão de sementes e herbivoria (REIS et al., 1996). Nestas florestas, entre 70 e 90% das espécies de árvores produzem frutos com sementes adaptadas para o consumo e dispersão por aves e mamíferos (HOWE e SMALLWOOD, 1982; BAKER et al., 1983). Este fato é bastante relevante na evolução e manutenção dessas árvores, através do distanciamento das sementes dos arredores da planta-mãe, onde há uma intensa predação por granívoros e herbívoros, além da colonização de clareiras e áreas degradadas (DARIO, 1994).

Os animais podem regurgitar, defecar ou descartar as sementes intactas longe da planta-mãe. Esses são os dispersores de sementes que estabelecem uma ligação dinâmica entre as plantas que produzem frutos e os bancos de sementes e plântulas (ANDRADE, 2003). Assim, a frugivoria não é apenas importante para o sustento direto dos animais que a praticam, mas também um processo vital para as populações vegetais, cuja regeneração natural é fortemente dependente da dispersão zoocórica (JORDANO, 2000).

Uhl et al. (1991) estudaram o papel da interação planta-animal e da dispersão de sementes no processo de restauração da floresta em áreas de pastagens degradadas. Quanto mais próxima uma área a ser recuperada estiver de uma área com vegetação nativa, mais rápida e intensa será a chegada de sementes trazidas pelos agentes dispersores.

A grande vantagem em utilizar plantas com síndrome zoocórica na restauração é que os agentes dispersores não apenas garantem a dispersão das sementes que não foram incluídas no plantio em novos sítios, mas também adicionam outras espécies importantes para o

processo de regeneração, cujas sementes são regurgitadas ou veiculadas em suas fezes (SILVA et al., 2002).

Dietz et al. (1975) foram uns dos primeiros pesquisadores a analisarem mamíferos em florestas homogêneas, destacando que essas áreas criam nichos ecológicos vazios e que podem ser ocupados, o que pode colaborar para uma dispersão de espécies e favorecer o equilíbrio ecológico da área.

Os grupos faunísticos mais estudados em florestas tropicais têm sido a avifauna, quiropterofauna e entomofauna, devido à facilidade de obtenção de dados diretos e importância já comprovada no processo de dispersão (VÁZQUEZ-YANES e OROZCO-SEGOVIA, 1994; CHARLES-DOMINIQUE, 1986; GORCHOV et al., 1993; HEITHAUS, 1982; LEVEY, 1988).

Em áreas de plantios mistos com espécies nativas voltadas à restauração do ecossistema florestal, espera-se que o reflorestamento tenha um efeito catalítico facilitando a regeneração natural da vegetação nativa (PARROTA et al., 1997; ENGEL e PARROTA, 2000). A colonização de reflorestamentos por espécies arbóreas provenientes de remanescentes florestais vizinhos irá depender, dentre outros fatores, da disponibilidade de propágulos e de vetores que os levem até essas plantações.

3. MATERIALE MÉTODOS

3.1 Áreas de estudo

A Fazenda Experimental Edgardia pertence ao Campus da Universidade Estadual Paulista (UNESP), município de Botucatu, SP, cujas coordenadas geográficas são: 22°49'S e 48°23'W. A altitude média varia de 500 a 800m e a mata recobre o “front” oriental da cuesta de Botucatu, até a região mais baixa de várzea, compreendendo duas províncias geomorfológicas: cuestas basálticas e depressão periférica. A precipitação média anual na região é de aproximadamente 1300mm. A temperatura média anual é de 19,4°C, com amplitude média de 5,6°C. A fazenda apresenta diversos tipos de solo, variando de nitossolo a solos hidromórficos (gley) (NOGUEIRA JÚNIOR, 2003).

As matas da fazenda são classificadas como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992), distribuídas em fragmentos que totalizam cerca de 600 ha. Destes, uma pequena fração é de mata primária alterada por extrações seletivas de madeira, além de matas secundárias tardias, matas secundárias alteradas por incêndios, capoeiras jovens ou degradadas pelo fogo e matas ciliares (ORTEGA & ENGEL,1992). Áreas de cerradão são descritas também nas baixadas com solos mais arenosos (Jorge e Sartori 2002).

No estudo foram comparadas duas áreas experimentais, denominadas Sítio 1 e 2. Em cada sítio foram amostradas áreas em processo de restauração (Restauração 1 e 2), áreas de pastagem (Pastagem 1 e 2), e os fragmentos de floresta estacional semidecidual vizinhos (Fragmento 1 e 2) (Figura 1).

O sítio 1 situa-se na encosta da cuesta basáltica de Botucatu, a 574 m de altitude, com solo de classificação argissolo vermelho-amarelo (AVA), álico, de textura franco-arenosa, com relevo suave ondulado a ondulado. O fragmento florestal (F1), com cerca de 303,14 ha de área, apresenta bom estado de conservação, mesmo já tendo sofrido exploração seletiva de madeira no passado, que ocorreu há aproximadamente 25 anos atrás. Hoje se apresenta em estágio sucessional avançado, correspondente à fase secundária tardia, tendo dossel com cerca de 25 m de altura e com três estratos arbóreos bem definidos (Figura 2).

O sítio 2 situa-se a uma altitude de 540m e apresenta classe de solo latossolo vermelho-amarelo (LVA), álico, de textura arenosa e relevo plano à suave ondulado. O fragmento, de aproximadamente de 53,31 ha, é representado por mata secundária em estágio médio de regeneração, tendo como perturbações além da extração seletiva de madeira, a passagem de fogo e entrada de gado até um passado recente (Figura 3).

As áreas em Restauração 1 e 2 (Figuras 2 e 3) situam-se respectivamente nos sítios 1 e 2. Representam experimentos instalados em 1997 (Engel & Parrotta, 2000) com o intuito de testar diferentes modelos de plantios mistos com espécies nativas voltados à restauração florestal. Os diferentes modelos de plantio foram considerados conjuntamente para efeito de amostragem neste trabalho, representando uma área total de 3,75 ha em cada sítio. Atualmente esses reflorestamentos já possuem um dossel fechado, com cerca de 5-12 m de altura, sendo que no sítio dois o dossel é mais descontínuo com árvores mais baixas. As espécies arbóreas foram selecionadas em função de suas características ecológicas e silviculturais, dentre as de ocorrência mais freqüente na região, conforme estudos prévios (Engel & Parrota, 2000; 2001). As mesmas espécies foram plantadas em ambos os sítios (APENDICE 1), mas atualmente as áreas se diferenciam em composição de espécies pela menor porcentagem de sobrevivência no sítio 2, onde predominam atualmente espécies leguminosas arbóreas (Famílias Fabaceae-Mimosoideae e Faboideae) como *Adenantha macrocarpa*, *Inga uruguensis*, *Enterolobium contorstisiliquum*, *Acacia polyphylla*, *Parapiptadenia rígida* e *Schizolobium parahyba*.

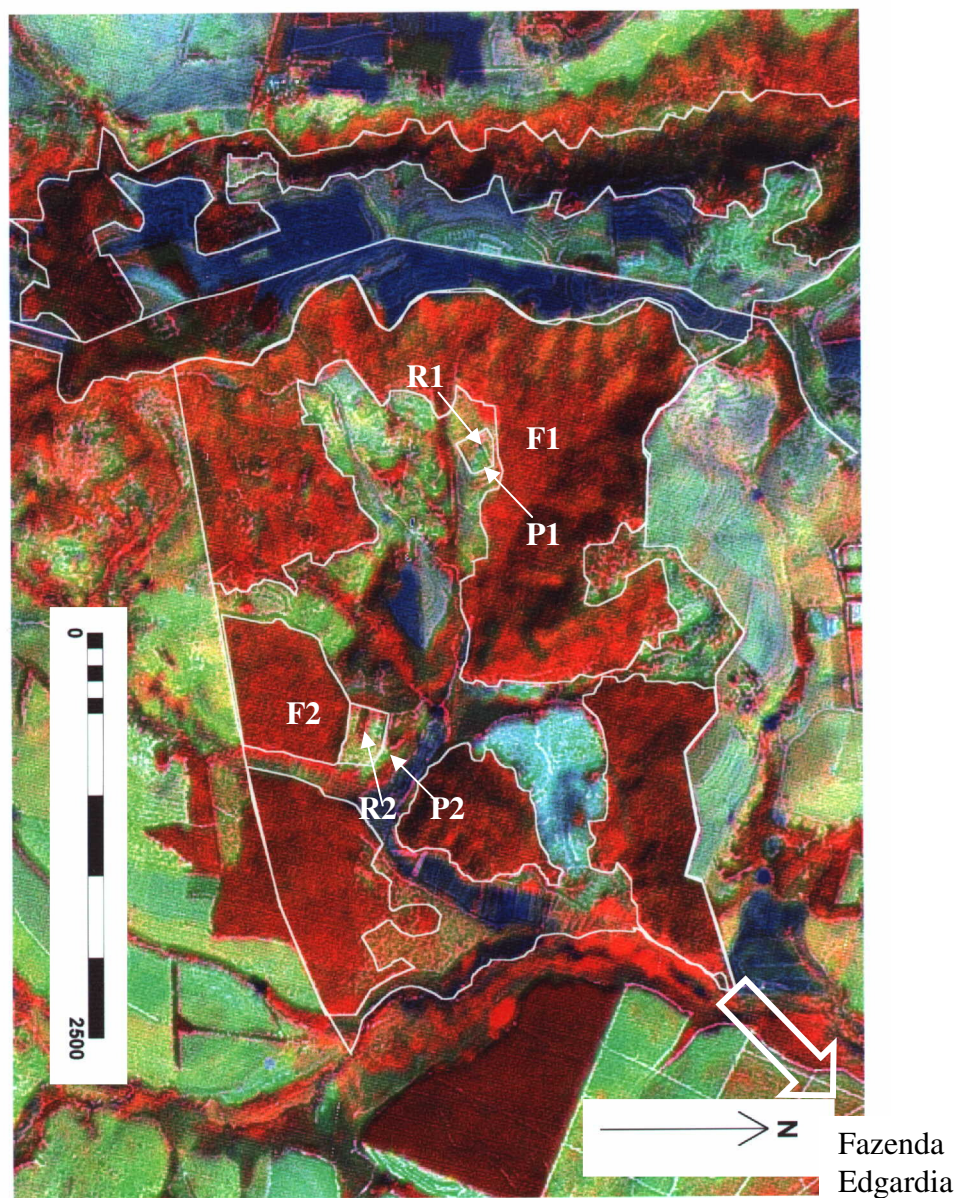


Figura 1: Localização das áreas de estudo na Fazenda Edgardia, Botucatu, SP. Em tons de vermelho e marrom escuro, áreas de floresta; em azul e verde, áreas abertas (áreas agrícolas e pastagens). Os fragmentos estudados são representados por “F”, as áreas em restauração por “R”, e as pastagens por “P”; 1= área 1; 2=área 2. Imagem de satélite cedida por Luiz Alberto Blanco Jorge.



Figura 2. Aspectos gerais do Sítio 1. **A.** Fragmento de floresta estacional semidecidual. **B e C.** Interior da área em restauração.



Figura 3. Aspectos gerais do Sítio 2. **A.** Fragmento de floresta estacional semidecidual. **B.** Interior do mesmo fragmento. **C.** Área em restauração, vista de fora.

3.2 Metodologia

Segundo Becker e Dalponte (1991), a observação indireta de mamíferos por meio de sinais típicos desses animais, como rastros, pegadas e fezes, nos permite conhecer a frequência das espécies em habitat natural. Este fato permite a avaliação das alterações nas comunidades em fragmentos, ou até mesmo em florestas com diferentes graus de atividades antrópicas (como queimadas, comércio de animais, devastação e consumo dos recursos bióticos).

Assim, para o levantamento das espécies de mamíferos nas áreas do fragmento, em restauração e de pastagem, foram utilizadas técnicas de observação indireta, através de parcelas de areia (PARDINI et al., 2003) e direta, através de armadilhas fotográficas (TOMAS E MIRANDA, 2003), além de visualização, quando possível.

3.2.1 Metodologia de parcelas de areia

Em cada um dos sítios foram utilizadas 90 parcelas de areia, 30 em cada área de estudo (fragmento, regeneração e pastagem) distribuídas de acordo com o tamanho do fragmento em 3 trilhas diferentes, com 10 parcelas cada, a intervalos de, em média, 10m de distância entre si e 50m entre trilhas. Cada parcela consiste de uma área de 50 cm x 50 cm (delimitadas com tubos de PVC), preenchida com areia fina e úmida e com espessura média de 3cm.

No fragmento do Sítio 1, a primeira trilha a ser instalada foi delimitada a 200 metros a partir da trilha de entrada na mata. A partir deste ponto, as trilhas eram separadas da maneira, conforme Figura 4. Já no fragmento pertencente ao Sítio 2, devido ao formato mais alongado deste, não foi possível atender aos mesmos 200m. Sendo assim, as trilhas foram instaladas a partir de 70 m da entrada da mata, e dispostas horizontalmente a cada 50m (Figura 5).

A área de cada parcela foi previamente limpa, retirando-se a vegetação e a areia foi colocada sem pressioná-la para baixo, para permitir o registro de pegadas de animais mais leves. Em cada parcela foi utilizado como isca, pedaços de banana (Figura 6).

Durante um estudo piloto na área de pastagem, percebeu-se que a areia das parcelas perdia muita umidade de um dia para o outro, não mantendo a forma das pegadas e

dificultando assim a identificação. Para solucionar esse problema, acrescentaram-se duas colheres de sopa de condicionador de solo – hidrogel, para $0,0075\text{m}^3$ de areia, valor referente ao volume de uma parcela. Esta quantidade foi determinada através de testes realizados.

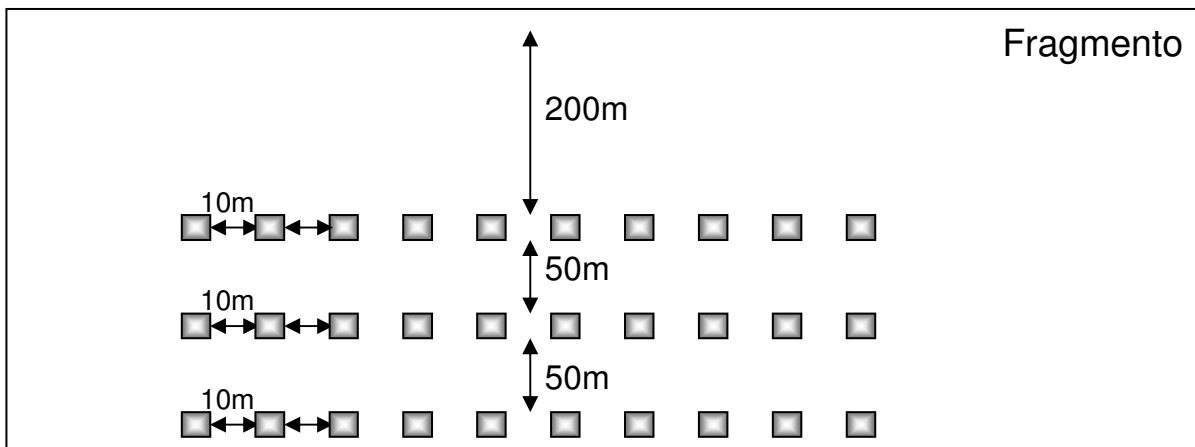


Figura 4. Disposição das trilhas e parcelas no fragmento do Sítio 1.

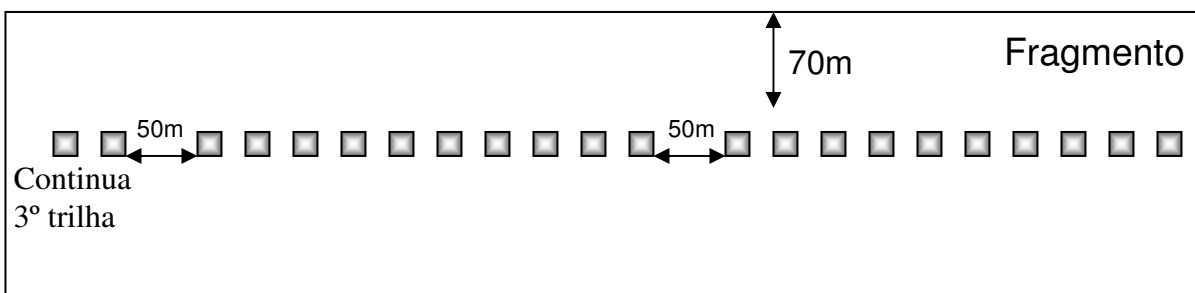


Figura 5. Disposição das trilhas e parcelas no fragmento do Sítio 2.



Figura 6. Fotos das parcelas de areia nas três áreas do sítio A. Fragmento, B. Área em restauração e C. Pastagem.

3.2.2. Determinação do esforço amostral

Em março de 2007 realizou-se uma amostragem inicial para elaborar uma curva média de acúmulo do número de espécies com o aumento do esforço de amostragem para a área de maior diversidade esperada (fragmento maior, pertencente ao Sítio 1), para a definição do número de dias necessários de amostragem para que esta fosse representativa.

Em cada visita diária, as iscas não consumidas eram retiradas das parcelas, a serapilheira caída sobre as mesmas era tirada e a areia das parcelas era remexida para apagar as pegadas e descompactá-la, além de ser umedecida. A identificação dos rastros foi baseada em Becker e Dalponte (1991) e Borges e Tomas (2004), além da confecção de gessos das pegadas para confirmação em laboratório em caso de dúvida.

A partir dos dados coletados na amostragem piloto, elaborou-se uma curva média de acúmulo de espécies (Figura 7), a qual se estabilizou no décimo dia, representando um esforço amostral de 300 parcelas-dia (30 parcelas durante 10 dias de amostragem), com apenas 3 espécies registradas (*Dasyprocta azarae*, *Eira barbara* e *Nasua nasua*). Como a riqueza de espécies foi pequena, estipulou-se um mínimo de 15 dias de amostragem sem chuva durante as outras coletas de dados, para se tentar garantir a representatividade da amostra. Assim, o esforço amostral mínimo definido foi de 450 parcelas-dia.

Após a amostragem piloto, no período final do mês de abril/2007 e começo do mês de maio/2007 foi realizada a primeira amostragem no Sítio 1. Esses meses foram selecionados para se obter dados que refletissem a fauna encontrada no período pós-chuva. A segunda amostragem deu-se durante o mês de outubro do mesmo ano, para se obter dados que refletissem a fauna encontrada no período pós-seca. Já no sítio 2, as duas amostragens ocorreram em abril/maio de 2008 e outubro/2008.

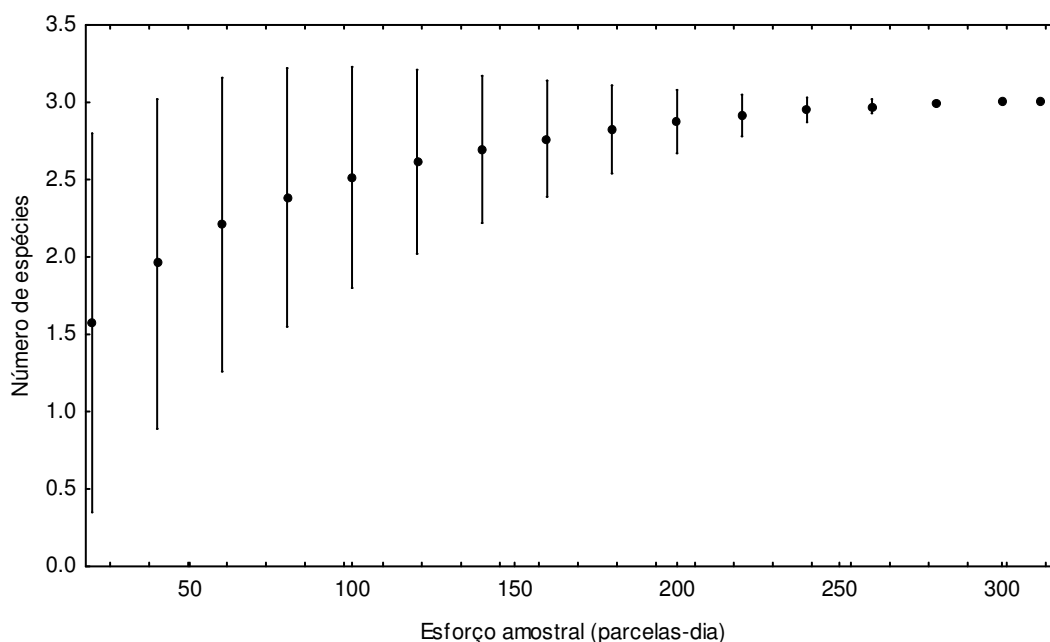


Figura 7. Representação da curva média de acúmulo de espécies da área de fragmento do Sítio 1, a qual se estabilizou no décimo dia de amostragem, representado pelo valor 300 (30 parcelas observadas durante 10 dias).

3.2.3 Metodologia de armadilhas fotográficas

O registro da fauna por meio do uso de armadilhas fotográficas, ou seja, câmeras fotográficas comuns acopladas a um sistema disparador com sensores infravermelhos que detecta movimentos de animais num raio de até 6 metros, foi uma ferramenta auxiliar à técnica das parcelas de areia, a qual ajudou a identificação das espécies com pegadas semelhantes e identificou novas espécies. Cinco máquinas foram instaladas após o período de amostragem com parcelas de areia, para que não houvesse interferência da movimentação na área devido à coleta. As armadilhas foram amarradas a árvores próximas às parcelas e direcionadas a elas, sendo deixadas nas áreas por um período de aproximadamente 15 dias. Em cada ambiente (fragmento, restauração e pasto), em cada sítio, o esforço amostral foi de 3.600 horas.

3.3 Análise dos resultados

Apesar do método de levantamento de mamíferos com parcelas de areia ser considerado de observação indireta, identificando apenas presença e ausência, seus resultados

foram analisados quantitativamente a partir do número de registros por espécie (pegadas nas parcelas), separados de acordo com a época em que foi feita a amostragem (estação chuvosa/seca e seca/chuvosa).

Em estudos realizados com a finalidade de se caracterizar a comunidade de determinado local, costuma-se utilizar índices e medidas de riqueza, diversidade e equidade. No presente trabalho, foram computados:

- *frequência de ocorrência* das espécies por ambiente e por época do ano em que foi feita a amostragem, calculado a partir da relação entre número de parcelas com pegadas de determinada espécie, com o esforço amostral total realizado no mesmo ambiente (nº de parcelas x número de dias de observação);

- *abundância relativa* das espécies por ambiente e por época do ano em que foi feita a amostragem, obtida através da relação entre o número de parcelas com pegadas de determinada espécie com o número total de parcelas com pegadas registradas no ambiente;

- *riqueza observada*, dada pelo número total de espécies registradas em cada ambiente;

- *riqueza de espécies estimada - Jackknife1*: estimador de riqueza de comunidades não-paramétrico, o qual gera uma estimativa média do número de espécies esperadas para cada área.

$$E_D = S_{obs} + s_1 \left(\frac{f-1}{f} \right)$$

sendo S_{obs} o número de espécies observadas, s_1 o número de espécies que está presente em somente uma amostra (espécie de um agrupamento) e f o número de agrupamento que contém $i^{ésima}$ espécie de um agrupamento.

- *índice de diversidade de Shannon*, no qual calcula-se a proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos da amostra, a partir da fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^n p_i \ln(p_i)$$

em que p_i é a proporção de indivíduos de cada espécie i em relação ao número total de indivíduos, n é o número total de espécies encontradas e \ln é a função logaritmo neperiano. Este índice varia de 0 a 4. Quando mais aproximado de 0, menor a diversidade do ambiente.

- *Equidade J* compara a diversidade de Shannon com a distribuição das espécies observadas. Este índice é obtido através das equações abaixo:

$$J = H' / H_{\max'}$$

Onde H' é o índice de Shannon e $H_{\max'}$ é dado pela seguinte expressão:

$H_{\max'} = \ln s$, sendo que s é o número de espécies amostradas.

- *Índice de Simpson*, considerado um índice de dominância e reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. É calculado como $(1/D)$ quando se tem populações finitas (amostras pequenas), sendo que:

$$D = \sum \frac{n(n-1)}{N(N-1)}$$

onde n : número de indivíduos da espécie e N : número total de indivíduos de todas as espécies.

- *Índice de diversidade α de Fisher*, que é o parâmetro da série log normal:

$$S = \alpha \ln(1 + N / \alpha)$$

O valor de alfa foi obtido pela equação:

$$\alpha = \frac{N(1-x)}{x}$$

onde N é o número total de indivíduos da amostra e x foi estimado pela equação (MAGURRAN, 2006):

$$S/N = [(1 - x)/x] [-\ln(1 - x)]$$

Onde: S é o número total de espécies na amostra.

- *Correção da riqueza com base no Índice α de Fisher (R_{100})*, o qual permite fazer comparações relativamente fiéis dos níveis de diversidade de espécies entre sítios que, dada uma mesma área, variam em termos de abundância. Este estabelece, de maneira explícita, que a diversidade (riqueza de espécies) depende do número de indivíduos amostrados. Assim, do ponto de vista matemático, este índice “controla” e “elimina”, pelo tamanho da amostra (número de indivíduos), o efeito positivo que tem a abundância sobre a diversidade, o que permite determinar se uma área é realmente mais diversa que outra (BERRY, 2002). Neste estudo, a extrapolação dos dados foi realizada para 100 indivíduos e foi calculado a partir da união dos dados da 1ª e 2ª amostragem em cada ambiente, uma vez que o objetivo foi calcular este índice para toda a comunidade. A riqueza foi corrigida por rarefação a partir da série log normal:

$$S = \alpha \ln(1 + N / \alpha)$$

Onde: S é o número de espécies; N é o número de indivíduos; e α é o índice de diversidade de Fisher.

Os dados foram analisados através de uma *análise de correspondência* levando em consideração medidas de correspondência entre os registros de mamíferos encontrados e suas áreas de ocorrência. Foram feitas também análises de agrupamento, para se verificar a similaridade entre as amostras, quanto à composição da comunidade e abundância das espécies.

A análise de agrupamento foi realizada pelo programa Statistica 6, da mesma maneira que a curva de acúmulo de espécies. A análise de correspondência foi obtida através do programa SPAD 3.5 e os demais índices foram calculados pelo programa EstimateS version 7.5.1.

Os animais foram classificados em relação ao hábito alimentar e dieta preferencial, fato que contribuirá para a discussão nos processos ecológicos de restauração das áreas. Além disso, as diferenças entre a comunidade dos fragmentos das áreas restauradas e pastagens foram analisadas para verificar o papel dos plantios como possíveis corredores de vida silvestre.

4. RESULTADOS

4.1 Mamíferos identificados nas áreas de estudo

A comunidade de mamíferos de médio e grande porte nas áreas de estudo da Fazenda Experimental Edgardia foi representada por 5 ordens, 8 famílias e 12 espécies. Observou-se este número de espécies através de todas as formas de registros, como visualização direta, pegadas nas parcelas de areia e captura fotográfica.

A representação das ordens foi estabelecida da seguinte maneira: Carnívora, com 4 famílias (Canidae, Procyonidae, Mustelidae e Felidae), 6 gêneros (*Cerdocyon*, *Nasua*, *Procyon*, *Eira*, *Leopardus* e *Puma*) e 7 espécies (*Cerdocyon thous*, *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*, *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* e um pequeno felídeo não determinado) – esta ordem foi a melhor representada quanto ao número de espécies; Xenarthra, a qual apresentou somente família (Dasypodidae), com apenas dois de seus gêneros e espécies (*Dasypus novemcinctus* e *Cabassous* sp.); Primates, cuja representação se deu por apenas uma família (Atelidae), um gênero (*Cebus*) e uma espécie (*Cebus apella*); Artiodactyla, a qual também apresentou somente uma família (Cervidae), representada por apenas um gênero (*Mazama* sp.); Rodentia, na qual foi identificada a espécie *Dasyprocta azarae*, pertencente à família Dasyproctidae.

Do total de espécies, 1/3 representam alguma categoria de vulnerabilidade. Das doze

registradas, dez foram registradas por meio do método de parcelas de areia e duas apenas pelo método de armadilhas fotográficas ou visualização direta (Tabela 1).

Tabela 1. Mamíferos identificados durante o levantamento realizado nas áreas de estudo da Fazenda Experimental Edgardia, com a forma de registro, cadeia trófica e categoria de ameaça.

CLASSIFICAÇÃO	NOME COMUM	FORMA DE REGISTRO ¹	CATEGORIA TRÓFICA ²	CATEGORIA DE AMEAÇA ³	
				EST. DE SÃO PAULO	IBAMA
ORDEM XENARTHRA					
FAMÍLIA DASYPODIDAE					
<i>Dasytus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Tatu-galinha	P	IO	NA	NA
<i>Cabassous</i> sp., McMurtrie, 1831	Tatu-de-rabo-mole	AF	MY	NA	NA
ORDEM PRIMATES					
FAMÍLIA ATELIDAE					
<i>Cebus apella</i> Linnaeus, 1758	Macaco-prego	V	FO	NA	NA
ORDEM CARNIVORA					
FAMÍLIA CANIDAE					
<i>Cerdocyon thous</i> Linnaeus, 1766	Cachorro-do-mato	P	IO	NA	NA
FAMÍLIA PROCYONIDAE					
<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	Quati	P; V	FO	NA	NA
<i>Procyon cancrivorus</i> G. Cuvier, 1798	Mão-pelada	P	FO	A - PA	NA
FAMÍLIA MUSTELIDAE					
<i>Eira barbara</i> Linnaeus, 1758	Irara	P; AF	FO	NA	NA
FAMÍLIA FELIDAE					
<i>Leopardus pardalis</i> Linnaeus, 1758	Jaguatirica	P; CF	CA	A - VU	A
<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	Onça-parda	P	CA	A - VU	A
Pequeno felídeo indeterminado		P	CA		
ORDEM ARTIODACTYLA					
FAMÍLIA CERVIDAE					
<i>Mazama</i> sp. Rafinesque, 1817	Veado	P; V	FH	NA	NA
ORDEM RODENTIA					
FAMÍLIA DASYPROCTIDAE					
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Cutia	P; V	FH	A - VU	NA

¹ Forma de Registro: P (Pegadas em parcela de areia), V (Visualização direta), e AF (Armadilha Fotográfica);

² Categoria Trófica, segundo Robinson e Redford (1986) e Fonseca (1996): FO (Frugívoro-Onívoro), IO (Insetívoro-Onívoro), MY (Myrmecófago), CA (Carnívoro) e FH (Frugívoro-Herbívoro).

³ Categoria de Ameaça: NA (Não Ameaçada), A (Ameaçada), VU (Vulnerável); PA (Provavelmente ameaçada)

Considerando os ambientes separadamente (Figura 8, Tabela 2), ambas as áreas de pasto apresentaram o menor número de espécies, como era esperado. A riqueza dessas áreas foi de 25% (3) e 16,7% (2) do total de espécies, correspondentes às pastagens do Sítio 1 e 2, respectivamente. Entre os fragmentos, a riqueza foi maior no Sítio 1 (10 espécies), sendo que duas espécies foram identificadas nesse local por meio de visualização (*Cebus apella*) e de captura fotográfica (*Cabassous* sp.). Nas áreas restauradas, ambas as riquezas são iguais (6 espécies).

Foram considerados 2.502 registros de pegadas de mamíferos por meio do método de parcelas de areia, sendo 1.432 pegadas registradas no Sítio 1 e 1.070 registros no Sítio 2.

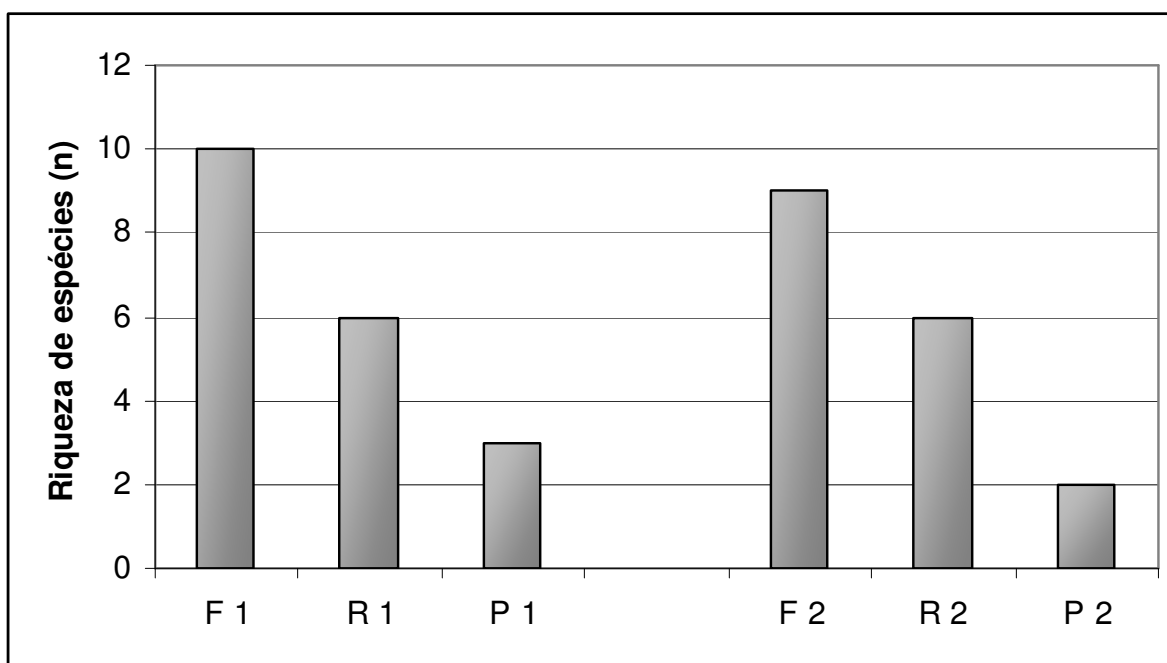


Figura 8. Riqueza de espécies para os diferentes ambientes amostrados na Fazenda Experimental Edgardia, sendo que F1: fragmento pertencente ao Sítio 1; R1: área em restauração pertencente ao Sítio 1; P1: pastagem pertencente ao Sítio 1; F2: fragmento pertencente ao Sítio 2; R2: área em restauração pertencente ao Sítio 2; P2: pastagem pertencente ao Sítio 2.

Tabela 2. Presença das espécies nos diferentes ambientes.

<i>Espécie</i>	<i>F1</i>	<i>R1</i>	<i>P1</i>	<i>F2</i>	<i>R2</i>	<i>P2</i>
<i>Dasyprocta azarae</i>	X	X	-	X	X	-
<i>Eira barbara</i>	X	X	-	X	X	-
Pequeno felídeo	X	X	-	X	X	-
<i>Cerdocyon thous</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Procyon cancrivorus</i>	X	-	X	-	-	-
<i>Mazama sp</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Leopardus pardalis</i>	X	-	-	X	-	-
<i>Nasua nasua</i>	X	-	-	X	X	-
<i>Puma concolor</i>	-	-	-	-	X	-
<i>Cabassous sp.</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Dasypus novemcinctus</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Cebus apella</i>	X	-	-	-	-	-

F1: fragmento pertencente ao Sítio 1; R1: área em restauração pertencente ao Sítio 1; P1: pastagem pertencente ao Sítio 1; F2: fragmento pertencente ao Sítio 2; R2: área em restauração pertencente ao Sítio 2; P2: pastagem pertencente ao Sítio 2.

A espécie *Dasyprocta azarae* (cutia) foi a que apresentou maior frequência de ocorrência de pegadas em ambos os fragmentos e durante as duas épocas de amostragem, e foi também a mais abundante. Nas áreas em restauração, sua frequência foi menor quando comparada aos fragmentos, sendo maior no Sítio 1. Nas áreas de pasto, não foram encontrados indícios de sua presença (Figuras 9 e 10).

Já a espécie *Eira barbara* (irara) apresentou uma frequência de ocorrência de registros maior no fragmento do Sítio 2, e é a segunda espécie com maior frequência nas áreas de mata. Seu valor também foi maior nas áreas em restauração quando comparadas à espécie *Dasyprocta azarae*.

O pequeno felídeo não determinado apareceu com maior frequência no Sítio 2 do que no Sítio 1, e também na segunda época de amostragem (em ambos os sítios). A espécie *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) apresentou maior ocorrência nas áreas mais abertas, na pastagem e em segundo lugar nas áreas em restauração.

A espécie *Procyon cancrivorus* (mão-pelada) foi identificada apenas no Sítio 1, sendo mais frequente na área do fragmento. A ocorrência de *Mazama sp* (veado) foi maior nas áreas com cobertura vegetal intermediária, em restauração. No Sítio 2, na segunda amostragem, a frequência de *Nasua nasua* foi maior. Foi encontrado apenas um registro de

Puma concolor (onça-parda), sendo o animal com menor frequência, seguido por *Dasybus novemcinctus* (tatu-galinha).

Quando se observam os valores dos índices de diversidade (Tabela 3) de todos os ambientes, pode-se perceber que tanto a riqueza de espécies observada e estimada pelos métodos de Jackknife 1 e pela correção do α de Fisher para 100 indivíduos são maiores no fragmento do Sítio 1, nas duas amostragens, assim como o próprio índice de diversidade α de Fisher. Os índices de Simpson e de Shannon, bem como a equidade (Tabela 3), são maiores nas áreas em restauração do que na mata. As áreas de pastagens apresentam sempre os índices mais baixos, com exceção de alguns valores de equidade e do índice de Simpson, durante a amostragem no período de transição seco/chuvoso no Sítio 2.

Pode-se observar a partir dos gráficos de abundância relativa (Figuras 11 e 12), que a espécie *Dasyprocta azarae* (cutia) foi a mais abundante nos fragmentos durante todas as épocas de amostragens. Nas áreas em restauração, não repetiu os mesmos resultados, ficando em terceiro lugar no Sítio 1 durante a primeira coleta de dados, e com porcentagens bem menores nas demais amostragens. No Sítio 2 durante a segunda amostragem, esta espécie não foi registrada. Nas áreas de pastagem, a espécie foi ausente.

A espécie *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) foi a mais abundante nas pastagens, durante todas as amostragens nos dois sítios, com exceção da última coleta no Sítio 2, na qual *Mazama* sp. representou 57,1% da abundância. Dentre as áreas de pasto, apresentou maior abundância relativa no Sítio 2 durante a primeira amostragem, na qual foi a única espécie registrada. No Sítio 1, em ambas as coletas de dados apresentou valores maiores que 90%.

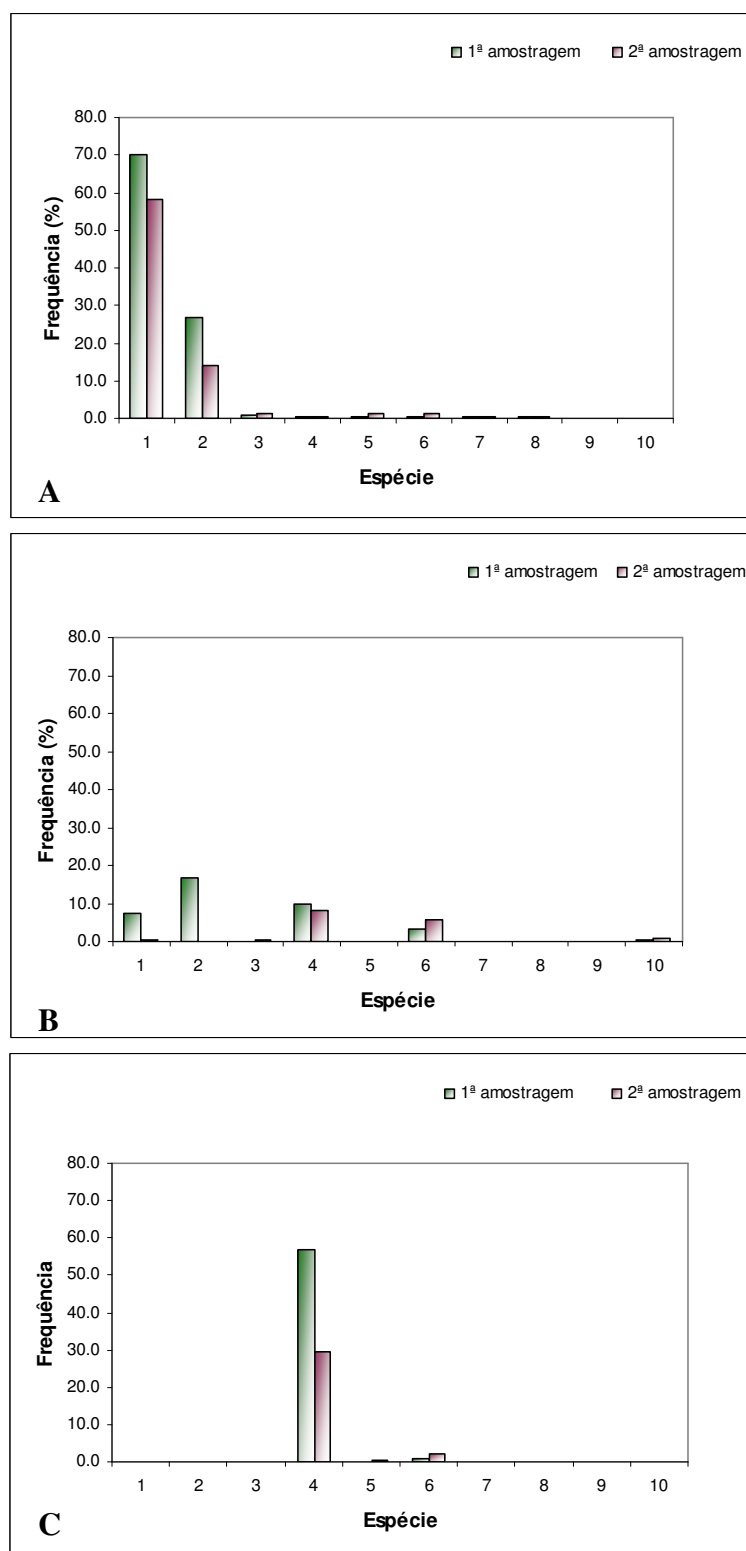


Figura 9. Frequências de ocorrência das espécies registradas nos três ambientes durante as duas épocas de amostragem no Sítio 1. **A.** Fragmento; **B.** Área em restauração; e **C.** Pastagem. Espécies: 1.*Dasyprocta azarae*; 2.*Eira barbara*; 3. Pequeno felídeo; 4.*Cerdocyon thous*; 5.*Procyon cancrivorus*; 6.*Mazama sp.*; 7.*Leopardus pardalis*; 8.*Nasua nasua*; 9.*Puma concolor* e; 10.*Dasybus novemcinctus*.

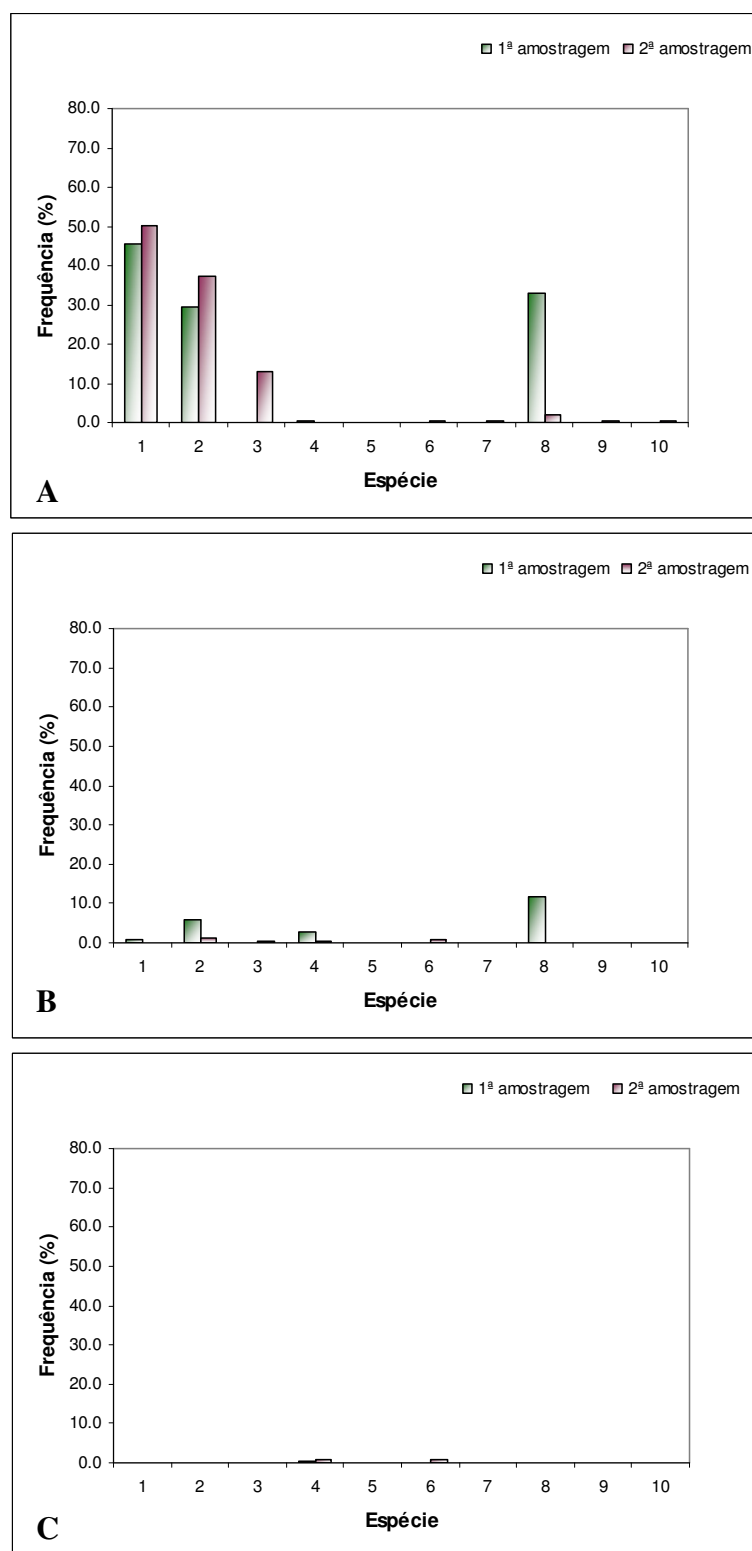


Figura 10. Frequências de ocorrência das espécies registradas nos três ambientes durante as duas épocas de amostragem no Sítio 2. **A.** Fragmento; **B.** Área em restauração; e **C.** Pastagem. Espécies: 1.*Dasyprocta azarae*; 2.*Eira barbara*; 3. Pequeno felídeo; 4.*Cerdocyon thous*; 5.*Procyon cancrivorus*; 6.*Mazama sp.*; 7.*Leopardus pardalis*; 8.*Nasua nasua*; 9.*Puma concolor* e; 10.*Dasyypus novemcinctus*.

Tabela 3. Índices ecológicos do levantamento de mamíferos realizado em todos os ambientes durante duas épocas do ano, com base nos dados obtidos por meio do método de parcelas de areia.

<i>Amb. / Época</i>	<i>Riq. Observ.</i>	<i>Nº de reg. Observ.</i>	<i>Shannon (H')</i>	<i>Equidade (J)</i>	<i>Jackknife I</i>	<i>α de Fisher</i>	<i>R₁₀₀</i>	<i>Simpson</i>
F1 - 1ªam.	8	447	0,73	0,35	10	1,38	6,54	1,76
F1 - 2ªam.	8	345	0,77	0,37	10,99	1,46		1,64
F2 - 1ªam.	4	488	1,09	0,79	5	0,6	5,89	2,92
F2 - 2ªam.	8	465	1,11	0,53	10,99	1,37		2,62
R1 - 1ªam.	5	170	1,36	0,76	6	1,21	5	3,36
R1 - 2ªam.	5	68	1,01	0,63	6	1,24		2,38
R2 - 1ªam.	4	97	1,09	0,79	4	0,84	5,61	2,57
R2 - 2ªam.	4	12	1,20	0,87	5	0,96		3,47
P1 - 1ªam.	2	259	0,08	0,16	2	0,3	2,34	1,03
P1 - 2ªam.	3	143	0,29	0,26	4	0,54		1,17
P2 - 1ªam.	1	1	0	0	1	0,25	2,82	1
P2 - 2ªam.	2	7	0,68	0,98	2	0,94		2,33

F1: Fragmento do Sítio; R1: Área em restauração do Sítio 1; P1: Pastagem do Sítio 1.

F2: Fragmento do Sítio 2; R2: área em restauração do Sítio 2; P2: Pastagem do Sítio.

1ª amost.: transição chuvosa/seca.; 2ª amost.: transição seca/chuvosa

Durante as amostragens nos dois sítios, a espécie *Mazama* sp. se apresentou abundante em todas as amostragens da área em restauração e pastagem do Sítio 1, e na segunda amostragem do Sítio 2, sendo este maior no Sítio 1. Pode-se perceber que a ocorrência e abundância dessas duas últimas espécies descritas (*Cerdocyon thous* e *Mazama* sp.) é muito maior em áreas mais abertas.

A espécie *Nasua nasua* apresentou uma abundância relativa maior no Sítio 2 do que no Sítio 1, sendo esta maior na área em restauração durante a primeira amostragem e a segunda em valor de abundância na área de fragmento.

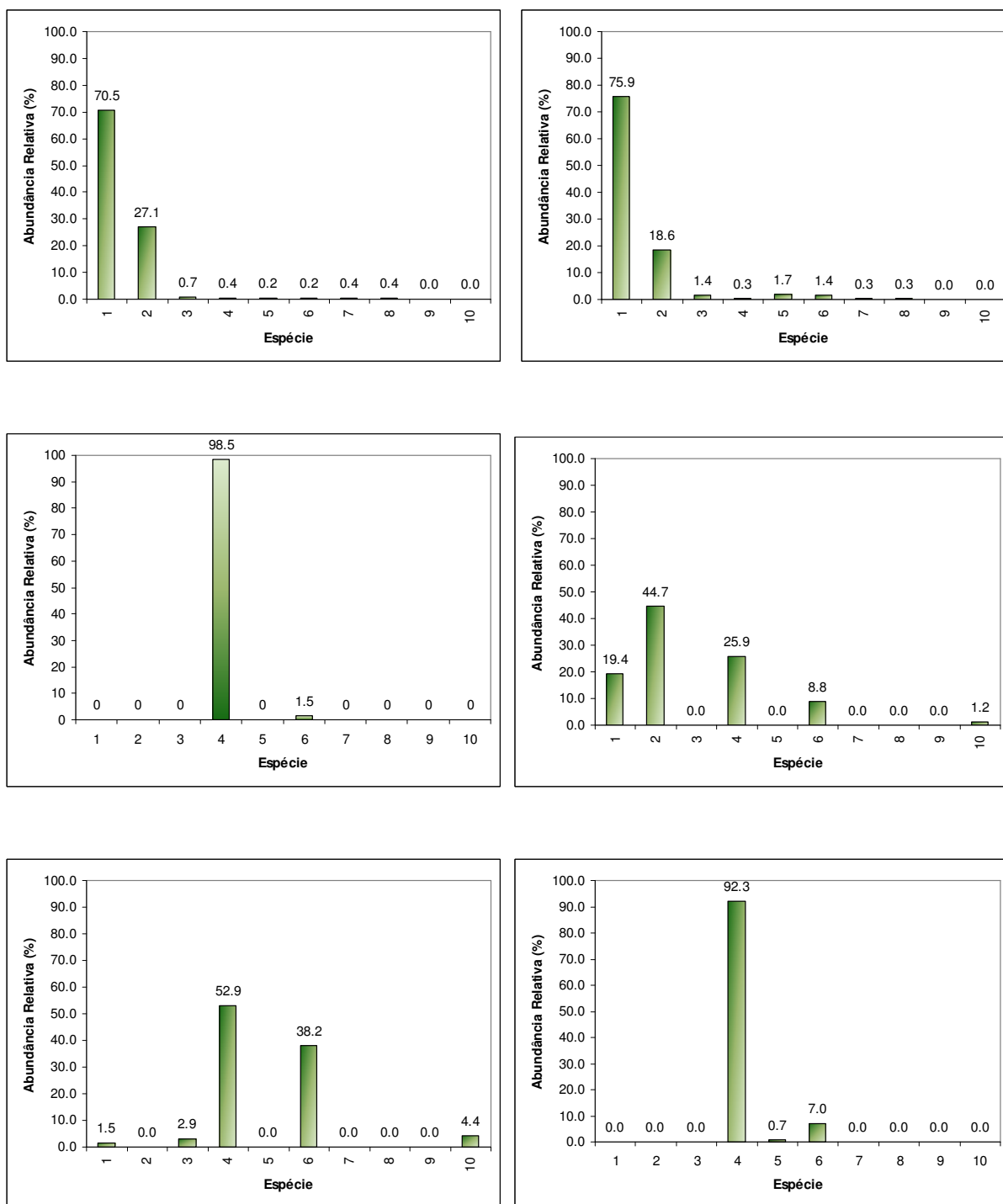


Figura 11. Abundância de mamíferos identificados nas áreas de fragmento, plantio e pastagem, respectivamente, no Sítio 1 (gráficos da coluna da esquerda) e Sítio 2 (gráficos da coluna da direita), referentes à coleta no período de transição entre as estações chuvosa/seca. Espécies: 1.*Dasyprocta azarae*; 2.*Eira barbara*; 3.Pequeno felídeo; 4.*Cerdocyon thous*; 5.*Procyon cancrivorus*; 6.*Mazama sp.*; 7.*Leopardus pardalis*; 8.*Nasua nasua*; 9.*Puma concolor* e; 10.*Dasypus novemcinctus*.

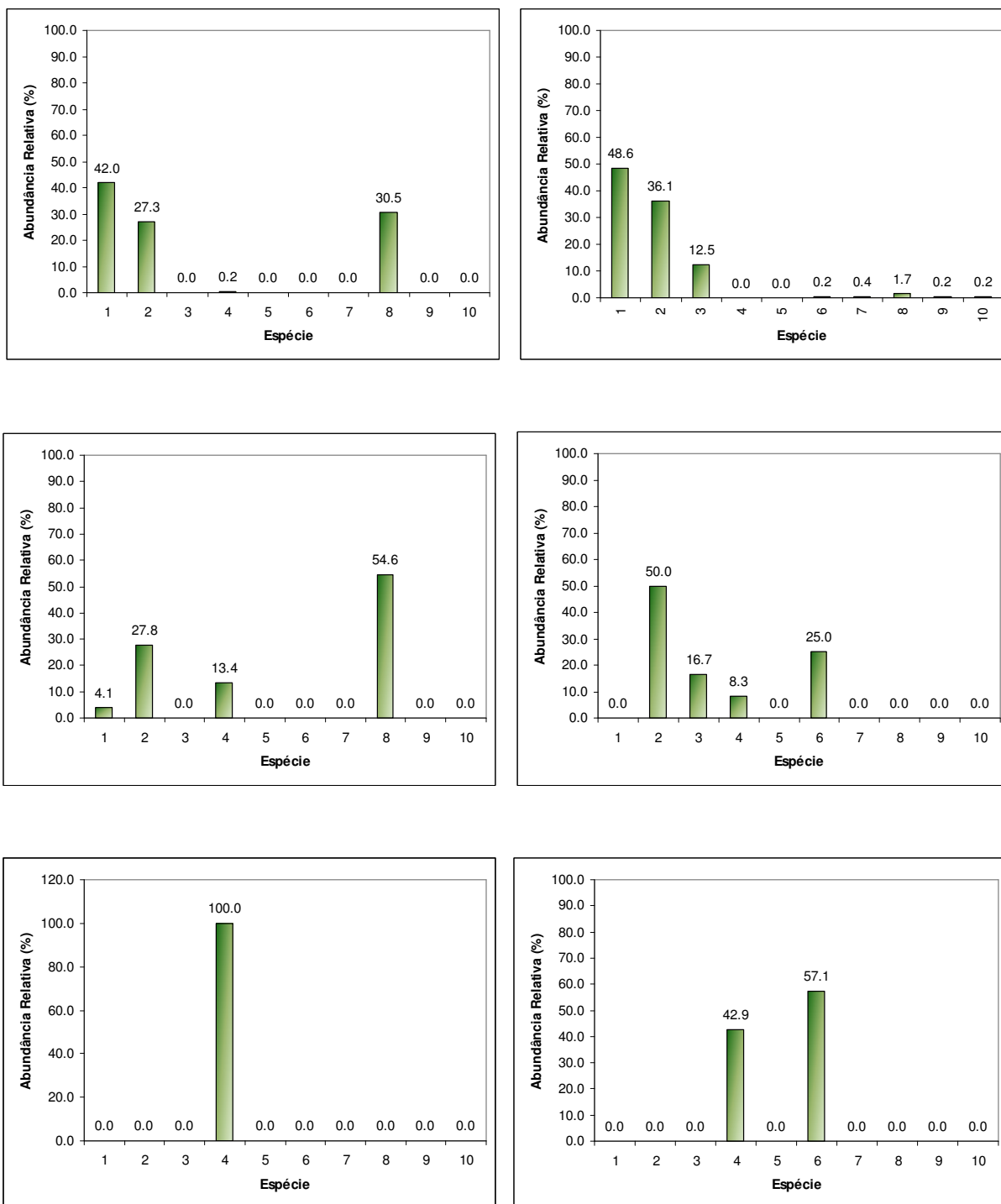


Figura 12. Abundância de mamíferos identificados nas áreas de fragmento (F), reflorestamento (R) e pastagem (P), respectivamente, no Sítio 1 (primeira coluna) e Sítio 2 (segunda coluna) referente à coleta no período de transição entre as estações seca/chuvosa. Espécies: 1.*Dasyprocta azarae*; 2.*Eira barbara*; 3. Pequeno felídeo; 4.*Cerdocyon thous*; 5.*Procyon cancrivorus*; 6.*Mazama sp.*; 7.*Leopardus pardalis*; 8.*Nasua nasua*; 9.*Puma concolor* e; 10.*Dasypus novemcinctus*.

Pode-se observar através da análise de correspondência (Figura 13) que os fatores 1 e 2 corresponderam a 31,66% e 17,93%, respectivamente, o que representa 49,6% da variabilidade total dos dados. Ao longo do eixo 1, o qual apresenta maior porcentagem da variabilidade, concentram-se na posição mais extrema à direita (com valores positivos), as amostragens realizadas nas áreas de pasto e apenas duas realizadas na área em restauração. No quadrante inferior à direita, localizam-se cinco amostragens realizadas nas áreas em restauração e somente uma referente às áreas de pastagem. Com valores negativos, localizados à esquerda do mesmo eixo, encontram-se todas as amostragens das áreas de fragmento e as demais da área em restauração. Este fato demonstra clara diferenciação entre as áreas de pasto e os demais ambientes, quanto às espécies que compõem sua comunidade. O resultado desta análise mostra maior proximidade entre os grupos do fragmento e das áreas de restauração, mesmo estes últimos ficando em sua maioria na porção mediana do gráfico.

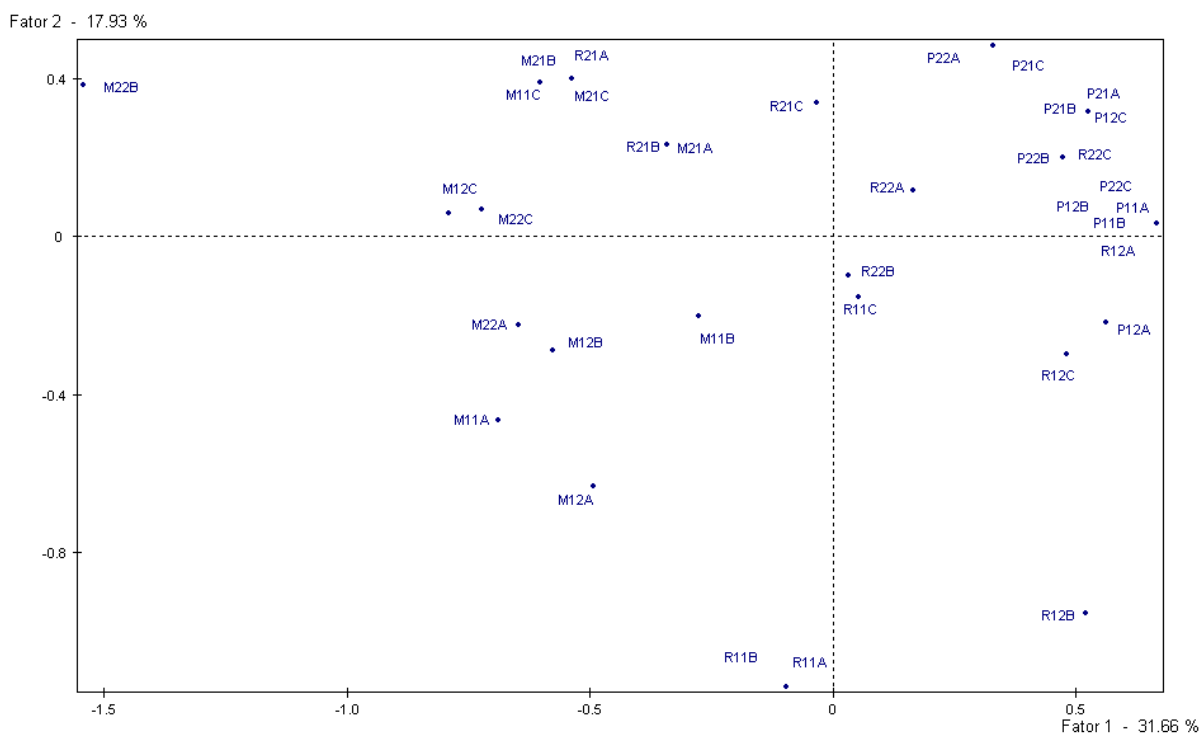


Figura 13. Gráfico resultante da análise de correspondência multivariada realizada com os dados das comunidades de cada ambiente, fragmento (M), área em restauração (R) e pastagem (P). O primeiro número após a sigla do ambiente, refere-se ao sítio, e o segundo número à amostragem.

Já a análise de agrupamento (Figura 14), realizada a partir de dados quantitativos, referentes ao número de registros de pegadas encontrados, apresentou resultados diferentes da análise de correspondência, separando todas as amostragens realizadas no fragmento (grupo A) daquelas referentes às áreas em restauração e pastagem (grupo B), mostrando maior similaridade entre essas duas áreas. Porém, pode-se perceber que o grupo de amostragens das áreas em restauração encontra-se numa situação intermediária, não se misturando com as das áreas de pasto. Como exceção, P21A aparece no meio das amostragens das áreas em restauração e R21B e R21C se encontra no grupo de amostragens da área de pasto. Figura 14. Gráfico resultante da análise de agrupamento realizada com os dados da quantidade de registros de pegadas das comunidades de cada ambiente, fragmento (M), área em restauração (R) e pastagem (P). O primeiro número após a sigla do ambiente, refere-se ao sítio, e o segundo número à amostragem.

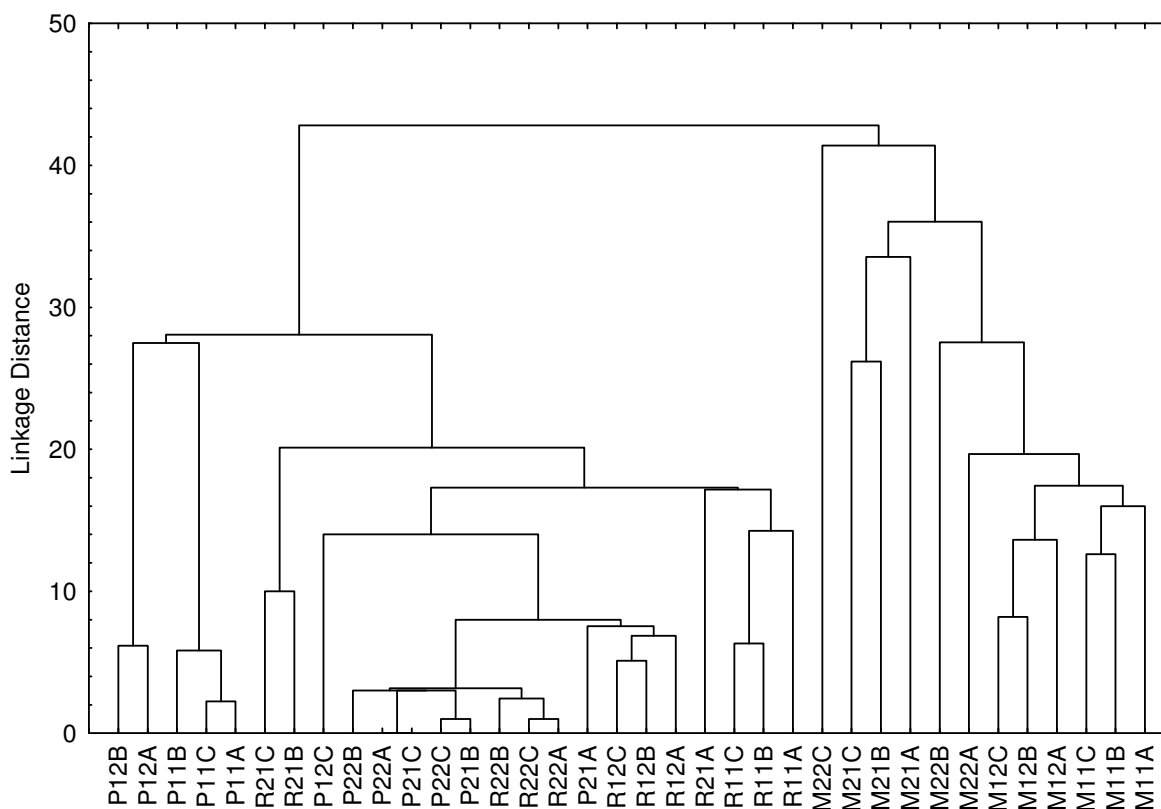


Figura 14. Gráfico resultante da análise de agrupamento realizada com os dados da quantidade de registros de pegadas das comunidades de cada ambiente, fragmento (M), área em restauração (R) e pastagem (P). O primeiro número após a sigla do ambiente, refere-se ao sítio, e o segundo número à amostragem.

4.2 Metodologia de armadilhas fotográficas

Através da captura fotográfica foi possível identificar a espécie *Cabassous* sp. (tatu-de-rabo-mole), a qual não foi identificada através de registros nas parcelas de areia (Figura 15.A). As fotos desta espécie e de todas as outras registradas, ou seja, *Dasybus novemcinctus* (Figura 15.B), *Nasua nasua* (Figura 15.C), *Eira barbara* (Figura 15.D), *Leopardus pardalis* (Figura 15.E) e a *Dasyprocta azarae* (Figura 15.F), foram capturadas nas áreas de fragmento de ambos os sítios.



Figura 15. Captura fotográficas nas áreas de fragmento de ambos os sítios. **A.** *Cabassous* sp. (tatu-de-rabo-mole). **B.** *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha). **C.** *Nasua nasua* (quati). **D.** *Eira barbara* (irara). **E.** *Leopardus pardalis* (jaguaririca). **F.** *Dasyprocta azarae* (cutia).

5. DISCUSSÃO

Das 8 ordens de mamíferos terrestres existentes no Brasil, foram encontradas espécies representantes de 5 no levantamento realizado, com exceção de Didelphimorphia, Lagomorpha e Perissodactyla. Esperava-se encontrar registros da Família Didelphidae, pois estes já foram identificados em experimentos em outros fragmentos, utilizando armadilhas (SANTOS ET AL., 2008). Porém, estes indivíduos são pouco exigentes quanto ao habitat e permanecem grande parte do tempo em árvores. Como o fragmento estudado representa um dos mais bem conservados da propriedade e foi utilizado o método de registro de pegadas em parcelas de areia, não foi possível identificar sua presença. Na ordem Lagomorpha, esperava-se encontrar indivíduos de *Sylvilagus brasiliensis*. Da mesma maneira que os didelfídeos, estes foram encontrados em áreas abertas próximos às estradas e em carreadores (ALVES et al., 2006), mas são animais típicos de regiões de transição entre bosques e áreas mais abertas ou bordas de cursos d'água (ROSSI et al., 2006). A ausência de *Tapirus terrestris*, apesar da área ser uma região de ocorrência potencial, pode ser explicada por uma possível extinção local, visto que não existem registros da espécie na literatura recente. Esta ocorre geralmente associada a grandes rios e florestas úmidas, características que não fazem parte da área de estudo (SEKIAMA et al., 2006). Além disso, são alvos preferenciais de caçadores (REDFORD, 1992).

Através dos métodos utilizados (parcelas de areia, armadilhas fotográficas e observação direta), pôde-se identificar 12 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande

porte nas áreas selecionadas de fragmentos de floresta estacional semidecidual pertencentes à Fazenda Experimental Edgardia. Este número é semelhante a outros trabalhos já realizados na mesma propriedade quando considerados os mesmos métodos. Ortega e Engel (1992) observaram 10 espécies na área em questão através da observação direta. Lopes (2000) registrou 8 espécies através de pegadas e contato visual em trilhas utilizadas para observação visual de aves, e 13 quando considerados os animais observados por moradores da Fazenda. Alves (*in prep.*) através da captura fotográfica e do monitoramento de pegadas ao longo de corredeiras próximos aos mesmos fragmentos utilizados pelo trabalho em questão, identificou 20 espécies, número maior ao encontrado quando são utilizadas apenas parcelas de areia. Rocha e Dalponte (2006) encontraram pegadas de 22 mamíferos de médio e grande porte numa Reserva Biológica Municipal com predomínio de cerrado, em Nova Xavantina, MT, com 470 ha, utilizando-se também de corredeiras.

5.1 Considerações sobre o método utilizado

Em um trabalho realizado por Pardini et al. (2003) em 3 áreas de floresta estacional semidecidual no interior de São Paulo, foi registrada a presença de 13 espécies da mesma categoria de mamíferos em uma área de 35.000 ha, no Parque Estadual do Morro do Diabo; 6 espécies em uma área de 2.100ha; e 13 espécies numa área de 2.000ha, todos avaliados através do método de parcelas de areia. Lazo (2004) encontrou 17 espécies de mamíferos de médio e grande porte em áreas de fragmentos com floresta estacional semidecidual no Paraná.

Dentre os estudos realizados com o método de parcelas de areia, o número de espécies encontradas foi semelhante aos de fragmentos de floresta estacional semidecidual. Porém, pode-se observar que quando a riqueza obtida é comparada aos resultados de levantamentos de fauna realizados através da identificação de pegadas ao longo de corredeiras ou através de relatos provindos de moradores próximos às áreas de estudo, o número de espécies registradas é menor.

ALVES, T.R. (Faculdade de Ciências agrônômicas, UNESP – Campus de Botucatu.). Trabalho não publicado.

Apesar de Pardini et al. (2003) considerar o método de registro de pegadas em parcelas de areia como satisfatório para levantamentos rápidos de carnívoros e espécies com comportamento noturno, no estudo em questão este método restringiu um pouco o número das espécies identificadas. Este fato pode ser atribuído a diversas causas como, por exemplo, ao tamanho das parcelas (0,5 x 0,5m), pois alguns animais poderiam ter acesso à isca sem necessariamente pisar nessas parcelas para alcançá-la. Silveira (2005) sugere que se parcelas maiores substituíssem as tradicionalmente utilizadas para este fim, pode-se resolver este problema.

Além disso, a utilização de iscas pode atrair ou inibir determinadas espécies. Animais que não eram o alvo do presente estudo, como aves e diversos invertebrados (formigas, vespas, centopéias e diversos besouros – nenhum destes identificados cientificamente) também consumiram as iscas nas parcelas. Alguns destes problemas metodológicos também foram encontrados por Silveira (2005).

Deve-se ressaltar que, apesar das desvantagens citadas acima para o método, Pardini et al. (2003) consideram que ele é válido. Esses autores concluíram que o número de pegadas registradas nas parcelas de areia indicaram a mesma ordenação de abundância identificada num levantamento através de censo, realizado durante 1 ano no mesmo local, para 5 espécies de mamíferos de médio e grande porte.

A banana, isca utilizada em todas as parcelas, mostrou-se eficiente para a atração de diferentes animais, pertencentes a diversas categorias tróficas. A distribuição das parcelas em cada ambiente em três trilhas separadas por 50m demonstrou resultados satisfatórios, pois atraíram espécies diferentes e muitas vezes também indivíduos diferentes da mesma espécie, devido ao tamanho diferenciado das pegadas. Porém, observou-se que a distância de 10m entre parcelas de cada trilha pode ter sido pequena, tornando alguns registros de algumas espécies “viciados”, devido ao “efeito de ceva”. Isso foi observado em algumas parcelas para *Dasyprocta azarae* nas áreas de fragmento e *Cerdocyon thous* nas áreas de pasto.

Quanto às espécies encontradas, estas se assemelham às comumente encontradas em estudos de levantamento de fauna que apresentam as mesmas características ambientais (LOPES, 2000; PARDINI et al., 2003; LAZO, 2004). Outras espécies citadas por esses autores, mas que foram ausentes no levantamento em questão foram: tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), paca (*Cuniculus paca*), preá (*Cavia* sp.), tamanduá-mirim (*Tamandua*

tetradactyla), queixada (*Tayassu pecari*), anta (*Tapirus terrestris*), onça-pintada (*Panthera onca*) e capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*). No caso de *T. pecari*, *T. terrestris* e *P. onca*, não existem registros anteriores na região. *T. tetradactyla* não apresenta registros na Fazenda Experimental Edgardia, além de possuir hábitos arborícolas. Já *S. brasiliensis*, *C. paca*, *Cavia* sp, e *H. hydrochaeris* estão presentes nas áreas da Fazenda, mas não foram identificadas nas áreas do presente estudo, nas quais foram alocadas as parcelas. Deve-se ressaltar que a caça ilegal ainda ocorre em determinados locais e pode ser um dos motivos pelos quais estas espécies não foram amostradas.

5.2 Caracterização geral da fauna encontrada

Pôde-se observar o predomínio de espécies classificadas com dietas generalistas nos levantamentos realizados nas áreas da Fazenda, permitindo que estas sobrevivam em ambientes em que outras espécies mais exigentes não poderiam. A categoria trófica mais abundante foi a dos animais frugívoros/onívoros, com 4 espécies (aproximadamente 30% das espécies identificadas). Estas são: *Cebus apella*, *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus*, e *Eira barbara*.

A primeira espécie citada pode atuar como importante agente de dispersão de sementes de algumas espécies de árvores, pois sustentam um comportamento de forrageio relativamente ativo, consumindo frutos maduros (BICCA-MARQUES et al., 2006; FREESE e OPPENHEIMER, 1981). Os primatas são animais especialmente sensíveis à fragmentação de habitats, uma vez que sua locomoção em áreas abertas é deficiente (SILVEIRA, 2005; LAZO, 2004). Conseqüentemente, foi identificada uma espécie de primata apenas na área do fragmento maior e mais conservado (Sítio 1), durante todas as amostragens. Porém, esta espécie não foi incluída nas análises estatísticas, pois seu registro deu-se apenas através de observação visual.

Nasua nasua também apresenta uma dieta variada, composta principalmente por invertebrados, frutos, bromélias e pequenos vertebrados (CHEIDA et al., 2006), além do consumo de mamíferos de maior porte ser constatado por Rocha-Mendes (2005). Devido ao consumo de frutos e sementes defecadas intactas, os quatis também podem ser considerados dispersores de sementes (ROCHA, 2001).

A espécie *Procyon cancrivorus* ocorre em todos os biomas no Brasil, mas vive geralmente em habitats florestais próximos a banhados, rios, manguezais e praias, alimentando-se principalmente de moluscos, insetos, peixes, caranguejos, anfíbios e frutos (CHEIDA et al., 2006). Sua ocorrência foi pequena, provavelmente devido à ausência de corpos-d'água próximos à área do experimento.

Eira barbara distribui-se em quase todos os biomas, mas é mais comum em áreas de vegetação densa (SILVA et al., 2004; LIM et al., 2006). Alimenta-se de principalmente pequenos vertebrados, frutos, cana-de-açúcar e mel (CHEIDA et al., 2006).

Os carnívoros foram a segunda categoria trófica com maior número de espécies. São adaptados à predação, mas várias espécies adquiriram dieta onívora com acentuado hábito frugívoro ou insetívoro ao longo do processo evolutivo (CHEIDA et al., 2006). Segundo os mesmos autores, as espécies pertencentes a esta ordem sofrem várias formas de pressão antrópica, como a caça, o tráfico de animais vivos e principalmente, com a redução, fragmentação ou total destruição de outros habitats, que podem levar, dentre outros danos, à diminuição de suas áreas de vida e das populações de suas presas. As espécies registradas no estudo, *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* e o pequeno felídeo não determinado regulam a população das presas locais (espécies “topo de cadeia”), influenciando a dinâmica de todo o ecossistema no qual estão inseridos (PITMAN et al., 2002).

As espécies pertencentes às categorias tróficas insetívoro/onívoro foram *Dasyopus novemcinctus* e *Cerdocyon thous*. O tatu-galinha alimenta-se principalmente de invertebrados, mas pode consumir material vegetal, vertebrados pequenos, ovos e carniça. Habita uma ampla variedade de habitats, de áridos a florestas tropicais. Já *Cerdocyon thous* é uma espécie onívora, generalista e oportunista, cuja dieta é variada e composta por frutos diversos, pequenos vertebrados, insetos, crustáceos e peixes, além de carniça (CHEIDA, 2006; MOTTA-JUNIOR et al., 1994). Pode ocorrer nos mais diversos biomas, como no Cerrado, na Caatinga, na Mata Atlântica, em bordas de mata e áreas alteradas e habitadas pelo homem (SILVA et al., 2004; LIM et al., 2006). Sua pouca especificidade quanto ao habitat foi confirmada no presente estudo, pois apareceu em todos os ambientes estudados (fragmento, plantio e pastagem) em ambos os sítios. Sua maior abundância foi encontrada nas áreas de pasto seguidas pelas áreas em restauração, mas também esteve presente nas áreas de fragmento. Devido ao seu alto consumo de frutos, pode ser considerado um dispersor de

sementes (MOTTA-JUNIOR et al., 1994), fator muito importante no trabalho em questão. Circulando pelos 3 ambientes amostrados, pode ser um importante dispersor e contribuir com o enriquecimento de espécies vegetais provindas das áreas de floresta estacional semidecidual nas áreas em restauração.

Mazama sp. e *Dasyprocta azarae* foram as duas espécies representantes da categoria trófica frugívoros-herbívoros. Esta primeira espécie pode ser encontrada em todas as formações florestais brasileiras, nas áreas de transição entre florestas e cerrados e em áreas abertas (incluindo em áreas degradadas) (TIEPOLO e TOMAS, 2006). Alimentam-se de grande variedade de frutos, flores, gramíneas, leguminosas e outros arbustos de ervas. São considerados não seletivos, chegando até mesmo a destruir sementes (TIEPOLO e TOMAS, 2006 *apud* GAYOT et al., 2004). A espécie *Dasyprocta azarae* se alimenta de frutos, sementes, raízes e várias plantas suculentas. Habita florestas pluviais, semidecíduas, cerrados e caatingas. Acumulam sementes em diversos locais dentro do seu território para a época de escassez de alimentos, e é importante dispersor de sementes de diversos tamanho (OLIVEIRA e BONVICINO, 2006).

A categoria trófica menos representada no levantamento foi mirmecófaga, com apenas uma espécie, *Cabassous* sp. Sua alimentação é constituída predominantemente por formigas e cupins, e habita principalmente florestas, podendo tolerar habitats secundários – mas não ocorre em áreas de agricultura ou degradadas (AGUIAR, 2004).

5.3 Freqüência, abundância e diversidade de espécies

A espécie *Dasyprocta azarae* foi a mais representativa em termos de pegadas, gerando os maiores dados de freqüência e abundância relativa em ambos os fragmentos, por ser mais exigente e característica de interior de mata. Mas mesmo apresentando uma freqüência e abundância relativa muito menor, sempre esteve presente nas áreas em restauração, com exceção de uma única amostragem no Sítio 2. O mesmo padrão foi apresentado pela espécie *Eira barbara*, mas que não esteve presente em ambas as amostragens da área de plantio do Sítio 1. Foi a segunda espécie mais freqüente e abundante das amostragens.

A espécie *Nasua nasua*, por ser uma espécie generalista, foi mais abundante no Sítio 2, e durante a fase pós-chuva, cujo fragmento apresenta maiores sinais da interferência humana. Este fato pode ser explicado pela maior quantidade de frutos presentes nesta época, produzidos durante a época de chuva (CAES *in prep.*). Durante a mesma amostragem, o quati foi a espécie mais abundante na área em restauração do mesmo sítio, fato que torna esta espécie muito relevante dentro do processo de restauração da área. Este fato deve-se principalmente ao comportamento da espécie, que pode viver em grupos de mais de 30 indivíduos. A espécie *Dasybus novemcinctus* esteve presente nas áreas em restauração do Sítio 1, mas foi registrada apenas no Sítio 2 dentro da área do fragmento.

Leopardus pardalis ocorreu apenas nas áreas de fragmento, com valores de frequência e abundância muito baixos, apenas em locais com cobertura vegetal mais densa, podendo oferecer abrigo e alimentação. Crawshaw Jr (1995) descreveu que a presença de cobertura vegetal arbórea densa é muito importante para a manutenção da espécie. Esta é sensível à perturbação ambiental causada pelo homem, fato que pode explicar a ausência da espécie nos outros ambientes. *Puma concolor* encontra-se na mesma situação, sendo a espécie que apresentou apenas uma ocorrência. Ambas se encontram na lista de espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo (como ameaçadas - vulneráveis) e do IBAMA (como ameaçada). Este é um fato que merece atenção, pois são espécies que necessitam de grande área com determinadas características, para que lhes possam oferecer condições de abrigo e sobrevivência. Além de sofrerem grande pressão de caça, possuem baixa densidade populacional (BORGES e TOMAS, 2004; BECKER e DALPONTE, 1991).

De maneira geral, os registros de pegadas encontrados nas parcelas diferiram entre as amostragens épocas de transição chuvosa/seca e seca/chuvosa. A primeira amostragem apresentou maior riqueza, em todos os ambientes. Esta diferença era esperada, já que em abril/maio, a oferta de alimentos começam a diminuir devido à redução das chuvas, fazendo com que os animais tenham que forragear áreas maiores.

O fato da riqueza observada ser maior na maioria das amostragens no Sítio1 era esperado, devido à área se encontrar em melhores condições de conservação. Isso aconteceu também para a riqueza corrigida (R_{100}) e Índice de Jackknife O índice de diversidade α de Fisher manteve o mesmo padrão da riqueza, com valores mais altos para o Sítio. Este é um índice menos influenciável pelos valores de abundância. Além disso, permite a correção do número de espécies obtidas em amostras para um número determinado de espécies, permitindo a comparação da diversidade de diferentes áreas. Esta correção, realizada para 100 indivíduos, confirma a diversidade esperada.

Os valores dos índices de riqueza e diversidade obtidos para as áreas em restauração estão mais próximos às áreas de fragmento do que das áreas de pastagem, as quais apresentaram valores bem menores. Fica claro que o resultado de R_{100} da área de plantio do Sítio 2 está bem próximo da área de fragmento do mesmo sítio, e que os valores de R_{100} de ambas as áreas são os menores, sendo semelhantes entre si.

Já os índices de Shannon, Simpson e a Equidade mostraram-se maiores nas áreas em restauração, o que pode ser explicado devido à sensibilidade destes a mudanças na riqueza (espécies raras, no caso do índice de Shannon) e nas espécies mais abundantes (Simpson). No fragmento, o número de espécies registradas foi maior, porém suas respectivas abundâncias relativas apresentaram maior heterogeneidade, devido à grande abundância relativa da cutia (*D. azarae*). Diferentemente deste ambiente, em ambas as áreas em restauração o número de espécie foi menor, mas o número de indivíduos registrados para cada espécie foi mais equitativo.

Na última amostragem no Sítio 2 os valores foram superiores aos da área em restauração para os mesmos índices, por causa do registro de apenas duas espécies, mas com a mesma proporção de indivíduos para cada uma delas, ou seja, existe uma homogeneidade maior da amostra.

5.4 Correspondência espécie/habitat e similaridade entre habitats

O gráfico resultante desta análise (Figura 13) apresentou fatores 1 e 2 baixos (representação de baixa variância total), provavelmente devido ao número de espécies amostradas pelo método de parcelas de areia também ser baixo (dez espécies). Porém, os

resultados permitem afirmar que a comunidade de mamíferos que freqüentam as áreas em restauração são mais semelhantes à que habita os fragmentos. Apenas duas amostragens realizadas nas áreas em restauração encontraram-se mais próximas às realizadas no pasto, por terem registrado pegadas apenas da espécie *Mazama* sp. Aquelas realizadas na área de pastagem concentraram-se apenas em um quadrante, fato que pode ser explicado por apresentarem principalmente duas espécies: *Mazama* sp. e *Cerdocyon thous*, espécies menos comum nas áreas do fragmento. A única exceção dessas amostragens, a qual se aproximou mais das amostragens da área em restauração foi encontrada como sendo a única desse ambiente que registrou uma pegada de *Procyon cancrivorous*. Esta foi a qual mais se aproximou do fragmento e da área de plantio.

As duas espécies mais comumente encontradas nas áreas de pastagem são espécies mais generalistas, menos exigentes quanto ao habitat e que podem percorrer áreas maiores. As demais espécies encontradas nas áreas de fragmento e em restauração, revelam comunidades mais frágeis às alterações antrópicas, como no caso do número de espécies observadas no Sítio 1 ser maior do que aquelas registradas no Sítio 2 – fragmento menor e mais degradado.

Mesmo o número de espécie encontradas nas áreas em restauração ser menor do que o número encontrado nas áreas de fragmento, o fato delas estarem presentes nesta área demonstra que, as áreas em restauração estão sendo utilizadas por determinadas espécies, mesmo que generalistas, e, a seu tempo, estas áreas podem estar recuperando sua estrutura e função, atraindo espécies mais exigentes. Para isso, é necessário que a área possua alguns atributos necessários e atratividade à espécies que apresentam uma especificidade maior quanto ao ambiente, como disponibilidade de recursos alimentícios, refúgio e maior cobertura vegetal, tornando assim o ambiente mais parecido com as áreas de fragmento, aos quais estão adaptadas. Além disso, as espécies encontradas são, em sua maioria, importantes dispersores de sementes, podendo contribuir com propágulos trazidos de outras áreas e provocar o aumento da riqueza de espécies destes locais.

A análise de agrupamento revelou uma maior similaridade entre as amostras de reflorestamento e de pastagem, do que entre reflorestamento e fragmento. Isso pode ser explicado devido ao método de agrupamento, levando em conta não só a presença-ausência, mas também a abundância das espécies, e número de rastros registrados. Apesar da

composição de espécies dos reflorestamentos ser mais semelhantes às encontradas nas áreas de fragmento, o número de registros foi menor, comparáveis aos da área de pastagem.

Como o número de registros amostrados nas áreas em restauração foi muito menor quando comparado com o das áreas de fragmento, sugere-se que as espécies presentes nestas não habitam o local, mas transitam entre elas, utilizando-se de seu espaço e recursos. Outra hipótese seria que as áreas em restauração apresentam um menor número de indivíduos, em função da menor capacidade de suporte.

Pode-se perceber a partir da riqueza de espécies encontradas em ambas as áreas de fragmento e todas as análises realizadas até então, que estas podem atender a variados tipos de demandas tróficas dos animais, oferecendo na maioria das vezes uma grande variedade de recursos necessários à sobrevivência destes. Já as áreas de pastagem apresentaram menor riqueza de espécies, provavelmente em função da escassez de alimento para as espécies maiores e falta de abrigo, sombra e proteção contra predadores, para as espécies menores. As áreas em restauração, alvo de análise deste estudo, apresentaram características intermediárias entre esses dois ambientes, com espécies dos dois ambientes, como *Mazama* sp e *Cerdocyon thous*, mais presentes na área de pasto, pois costumam freqüentar áreas abertas e *Dasyprocta azarae*, *Eira barbara*, *Nasua nasua* e *Dasypus novemcinctus*, mais comuns aos fragmentos florestais, com registros menos abundantes.

Deve-se ressaltar que as duas áreas em restauração apresentam características diferentes. Aquela pertencente ao Sítio 1 apresenta 51 espécies arbóreas (HOMEM, comunicação pessoal), das quais algumas foram provenientes do próprio plantio e outras foram trazidas ao longo do tempo por dispersores. O estabelecimento destas novas espécies foi facilitado pelas condições mais propícias do ambiente como, por exemplo, o tipo de solo e a presença de um fragmento maior próximo à esta. A área em restauração pertencente ao Sítio 2 possui em torno de 20-25 espécies arbóreas (ENGEL, V. L., comunicação pessoal). Muitas das

HOMEM, M. (Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP – Campus de Botucatu.). Comunicação pessoal.

ENGEL, V. L. (Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP – Campus de Botucatu.). Comunicação pessoal.

espécies plantadas na época de sua instalação tiveram baixos índices de sobrevivência, e não permaneceram na área, e sua densidade também não é grande, aumentando a influência de fatores externos, como a entrada de luz e a presença de espécies invasoras. Dessa maneira, espécies indesejáveis ao processo de restauração se instalam nas áreas mais abertas do local, como no caso de gramíneas exóticas, muito freqüentes nas áreas de pasto. Estas são consideradas muito agressivas e podem dificultar o estabelecimento de outros tipos de sementes. Além disso, o fragmento florestal próximo a esta apresenta dimensões menores, da mesma maneira que a riqueza de espécies arbóreas e de mamíferos, quando comparados ao Sítio 1. Somando-se a todos esses fatores o tipo de solo também ser mais pobre que do primeiro sítio, pode-se explicar assim a menor riqueza arbórea encontrada.

Com base em todas as informações anteriormente descritas, é possível identificar essas áreas como fragmentos em potencial, se estes apresentassem um aumento em tamanho. O experimento instalado possui apenas 3,75 ha e este fator pode ser restritivo, pois não apresenta toda a estrutura e complexidade necessária para manter uma comunidade residente de mamíferos, com todos os atributos e qualidades necessárias para sua sobrevivência. Porém, já são utilizados por espécies um pouco mais exigentes quanto ao habitat como área de deslocamento, forrageamento, dentre outros fatores, mostrando que a matriz se tornou mais permeável para estas – podem ao menos transpô-la, não necessariamente viverem nela. Laurance (1991) constatou que espécies que evitam a matriz tendem a desaparecer de fragmentos florestais. Pardini (2004), em estudo realizado numa paisagem fragmentada do sul da Bahia, identificou que a conectividade propiciada por ambientes de estrutura florestal, como matas secundárias e plantações sombreadas de cacau capazes de abrigar grande número de espécies florestais, evitou a perda de algumas espécies de pequenos mamíferos.

O papel dessas áreas em restauração é muito importante, pois não se sabe até que ponto as pequenas populações de fragmentos isolados podem se manter a longo prazo na paisagem fragmentada (PIRES et al, 2005). Pode permitir que espécies anteriormente isoladas migrem para outros fragmentos próximos, podendo até facilitar a formação de metapopulações, aumentando as chances destas sobreviverem.

Apesar das áreas em restauração do presente estudo serem pequenas, podem funcionar como “stepping-stones” ou trampolins ecológicos, aumentando da mesma maneira, a permeabilidade da matriz, sendo considerados refúgio de curto termo ou área de passagem

(TISCHENDORF e FAHRIG, 2000 *apud* ROCHA et al, 2005), uma ferramenta útil para a conservação. Segundo Hilty et al (2006), é definido como corredor qualquer espaço identificado por uma espécie como facilitador de movimentos na paisagem entre dois ou mais fragmentos, tanto para a fauna quanto para a flora. Além do mais, se estes plantios forem implantados em larga escala, podem funcionar como corredores lineares, conectando dois elementos da paisagem, podendo funcionar até mesmo como habitat de determinadas espécies (HESS e FISCHER, 2001).

5.5 Considerações sobre a restauração

Analisando os resultados encontrados e identificando as áreas em restauração como promissoras, pode-se catalisar os processos naturais em benefício de seus propósitos, como por exemplo realizar o enriquecimento dessas áreas com mudas de espécies arbóreas zoocóricas, para manter as espécies que estão utilizando essas áreas para deslocamento e forrageamento, além de atrair novas espécies provindas dos fragmentos, bem como novas espécies arbóreas trazidas por elas, criando uma dinâmica de enriquecimento que poderá se manter ao longo do tempo.

Outra questão importante é o planejamento para que todas as novas espécies introduzidas para o enriquecimento produzam frutos ao longo do ano, tornando sua oferta constante no tempo. Isso permitiria que muitas espécies passem a habitar esses locais, tornando-se residentes, tirando o melhor proveito possível das interações existentes entre todos os organismos envolvidos, levando em consideração a contribuição da fauna para esse processo (SILVA, 2003). A seleção de espécies nos processos de restauração deve priorizar espécies que se caracterizam pela formação de cadeias alimentares completas dentro dessas áreas (REIS e KAGEYAMA, 2003). Porém, com o tempo, espera-se que este processo de enriquecimento com espécies vegetais e animais deverá acontecer naturalmente, pela proximidade das áreas em restauração aos fragmentos de vegetação nativa.

6. CONCLUSÃO

As comunidades de mamíferos de médio e grande porte presentes nas áreas em restauração através de plantios mistos com espécies arbóreas nativas são mais semelhantes às áreas de fragmento, quando comparadas às de pasto. Tanto o número de espécies quanto o número de registros foram muito maiores nas áreas reflorestadas do que nas pastagens vizinhas, indicando claramente que as áreas em restauração já funcionam habitats de melhor qualidade para a fauna. Porém, devido ao número reduzido de rastros registrados nessas áreas, sugere-se que estas espécies residem nos fragmentos próximos e apenas freqüentam as áreas em restauração, para deslocamento, forrageamento, e procura de abrigo, dentre outras atividades. Faz-se necessário a realização de experimentos para a quantificação da capacidade de suporte dessas áreas em restauração, para se saber se é suficiente para manter populações maiores devido ao seu tamanho reduzido e baixa complexidade estrutural, então essas espécies se encontram ainda em números muito reduzidos.

Podemos concluir que essas áreas em restauração estão funcionando como “stepping-stones” ou trampolins ecológicos para diversas espécies de mamíferos, e que os modelos de plantio realizados estão contribuindo para isso, aumentando a permeabilidade da matriz e facilitando o movimento destas espécies. Esta atividade de deslocamento pode contribuir e muito para o enriquecimento do plantio com espécies arbóreas provindas dos fragmentos, visto que grande parte das espécies de mamíferos presentes são dispersoras em potencial. Esta dinâmica poderá aumentar cada vez mais a complexidade das interações existentes entre

planta e animal, já que são interdependentes, chegando cada vez mais perto dos objetivos da restauração.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, J. M. Species summaries and species discussions. **Edentata**, Washington, DC, n. 6, p. 3-26, 2004.

ALMEIDA, A. Independência das florestas plantadas com a fauna silvestre. **IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 37-44, 1996. Série técnica).

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 2000. 130 p.

ALVES, T. R.; GRIESE, J.; FONSECA, R. R. B. Levantamento de mamíferos terrestres de médio e grande porte por meio de câmeras-trap na Fazenda Experimental Edgardia. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE NA AMAZÔNIA E AMÉRICA-LATINA, 7., 2006, Ilhéus, BA, 2006. **Anais...** Ilhéus: UESC, 2006.

ANDRADE, M. A. **Árvores zoocóricas como núcleos de atração de avifauna e dispersão de sementes**. 2003. 91 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal)–Universidade Florestal de Lavras, Lavras, 2003.

ANDRADE, M. V. G.; ANDRADE, M. A. Uso de medidas para atração de avifauna na reabilitação de áreas alteradas por mineração em Mariana, Minas Gerais. In: STRAUBE, F. (Ed.). **Ornitologia brasileira no século XX**. Curitiba: UNISUL; SOB, 2000. p. 271-272.

BAKER, H. G. et al. Reproductive biology of plants in tropical forests. In: GOLLEY, F. B. (Ed.). **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1983. p. 183-216.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília: Edunb, 1991. 173 p.

BEIR, P.; NOSS, R. F. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.

BENNETT, A. F. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland: IUCN, 2003. 254 p.

BERRY, P. E. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. In: GUARIGUATA, R.; KATTAN, G. H. (Orgs.). **Ecologia e conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Libro Universitário Regional, 2002. p. 83-96.

BICCA-MARQUES, J. C.; SILVA, V. M.; GOMES, D. F. Ordem primates. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 101-148.

BORGES, P. A. L.; TOMAS, W. M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal**. Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2004. 148 p.

CARVALHO, W. A.; PANOSO, L. A.; MORAES, M. H. Levantamento semi-detalhado dos solos da Fazenda Experimental Edgardia, município de Botucatu-SP. **Boletim Científico FEPAF**, Botucatu, n. 2, 1991. 467 p.

CAUGHLEY, G. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology**, v. 63, p. 215-244, 1994.

CHARLES-DOMINIQUE, P. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guiana. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (Eds.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr. W. Junk, 1986. p. 119-135

CHEIDA, C. C. et al. Ordem carnívora. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 231-275.

CORLETT, R. T. Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In: HUTCHINGS, M. J.; JOHN, E. A.; STEWART, A. J. A. (Eds.). **The ecological consequences of environmental heterogeneity**. London: British Ecological Society, 2000. p. 335-355.

CRAESHAW JUNIOR, P. G. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina. 1995. 190 p. Thesis (Doctor in School of Forest Resources and Conservation)—University of Florida, Gainesville, 1995.

DÁRIO, F. R. A dispersão de sementes pelas aves. **Silvicultura**, São Paulo, v. 15, n. 58, p. 32-34, nov./ dez. 1994.

DAVIDE, A. C. Seleção de espécies vegetais para recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO, 1.; SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE

ÁREAS DEGRADADAS, 2., Foz do Iguaçu, 1994. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p. 111-122.

DIETZ, J. M. et al. Efeito de duas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos. **Brasil Florestal**, Brasília, DF, v. 6, n. 23, p. 54-57, jan. 1975.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Restauração de ecossistemas florestais: parte 1. **Agroecologia Hoje**, Botucatu, v. 1, n. 4, p. 22-23, 2000.

FONSECA G. A. B. et al. Corredores de biodiversidade: corredor central da Mata Atlântica. In: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (Orgs.). **Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Brasília, DF: IBAMA, 2004. p. 47-65.

FONSECA, G. A. B. et al. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**, n. 4, 1996. 38 p.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, v. 26, p. 1-8, 1976.

FREESE, C. H.; OPPENHEIMER, J. R. The capuchin monkeys, genus *Cebus*. In: COIMBRA-FILHO, A. F.; MITTERMEIER, R. A. **Ecology and behavior of neotropical primates**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981. v. 1, p. 331-390.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio Mata Atlântica no período 1985-90**. São Paulo, 1992. 19 p.

GAYOT, M. et al. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. **Journal Tropical Ecology**, New York, v. 20, p. 31-43, 2004.

GORCHOV, D. L. et al. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 339-349, 1993.

GUEDES, M. C. et al. Seleção de espécies para recuperação de áreas degradadas por meio de formação de ilhas de vegetação. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV; SOBRADE, 1997. p. 279-282.

HEITHAUS, E. R. Coevolution between bats and plants. In: KUNZ, T. H. (Ed.). **Ecology of bats**. New York: Plenum, 1982. p. 327-367.

HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscapes and Urban Planning**, v. 55, p. 195-208, 2001.

HILTON-TAYLOR, C. **Red list of threatened species**. Gland: The World Conservation Union, 2000.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Washington, DC: Island Press, 2006. 323 p.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: Solution or bandwagon? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 389-392, 1992.

HOWE, H. F. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: MURRAY, D. R. (Ed.). **Seed dispersal**. Sydney: Academic, 1986. p. 123-189.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-28, 1982.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 91 p.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds, the ecology of regeneration in plant communities**. 2nd ed. Wallingford: CABI, 2000. p. 125-165.

JORGE, L. A. B.; SARTORI, M. S. Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na Fazenda Experimental Edgárdia, em Botucatu, SP. **Revista Árvore**, n. 26, v. 5, p. 582-592, 2002.

KIERULFF, M. C. M. et al. (Org.). **Diretrizes para a conservação e a restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2008. v. 1, p. 72-77.

KORMAN, V. **Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 2003. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LAURANCE, W. F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian Tropical Rain Forest mammals. **Conservation Biology**, v. 5, p. 79-89, 1991.

LAZO, L. J. **A mastofauna da Fazenda Figueira em uma área do Baixo Tibagi, município de Londrina, Paraná**. 2004. 90 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

LEITÃO, P. S. **Levantamento da entomofauna em sítios florestais em recuperação e em um fragmento de floresta natural em Botucatu, SP**. 2002. 106 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

LEVEY, D. J. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, v. 69, p. 1076-1089, 1988.

LIM, B. K.; ENGSTROM, M. D.; OCHOA, J. G. Preliminary checklist of the mammals the Guiana Shield (Venezuela: Amazonas, Bolívar, Delta Amacuro; Guyana; Surinam; French Guiana). Smithsonian Institute. Disponível em: <<http://www.mnh.si.edu/biodiversity/bdg/shieldmammals/index.html>>. Acesso em: 10 out 2008.

LOPES, R. F. **Frugivoria e dispersão de sementes através da avifauna em quatro espécies vegetais na região de Botucatu-SP**. 2000. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)–Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. (Eds.). **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 160 p.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MARAGNO, T.; LOURENÇO, S. C. **Levantamento de mamíferos silvestres da Fazenda Edgárdia, em Botucatu – SP**. 2000. Relatório Estágio Extra-Curricular em Pesquisa (Graduação em Agronomia)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2000.

MENDONÇA, F. A.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da Bacia do Rio Tibagi. In: MEDRI, M. E. et al. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: Ed. Dos Editores, 2002. cap. 4, p. 63-66.

MOTTA-JUNIOR, J. C.; LOMBARDI, J. A.; TALAMONI, S. A. Notes of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) seed dispersal and food habitats in southeastern Brasil. **Mammalia**, Paris, v. 58, n. 1, p. 156-159, 1994.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

MYERS, N. Tropical forests and their species: going, going...? In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, DC: National Academic, 1988. p. 28-35.

NALON, M. A.; MATTOS, I. F. A. M.; FRANCO, G. A. D. C. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. RODRIGUES, R.; BONONI, V. L. R.. (Orgs.). **Diretrizes para a conservação e a restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2008. v. 1, p. 15-23.

NEGRÃO, M. F. F.; VALLADARES-PÁDUA, C. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 6. n. 2, maio/ago. 2006.

OLIVEIRA, J. A.; BONVICINO, C. R. Ordem Rodentia. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 347-406.

ORTEGA, V. R.; ENGEL, V. L. Conservação da biodiversidade de remanescentes de Mata Atlântica na região de Botucatu, SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSENCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Revista do Instituto Florestal, 1992. v. 4, p. 839-852.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567-86. 2004.

PARDINI, R. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 181-201.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1/2, p. 1-7, 1997.

PERACCHI, A. L.; ROCHA, V. J.; REIS, N. R. Mamíferos não-voadores da Bacia do Rio Tibagi. In: MEDRI, M. E. et al. (Eds.). **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: Ed. dos Editores, 2002. cap. 13, p. 225-249.

PEREIRA, R. F. **Análise dos efeitos ambientais da colheita de eucalipto sobre a fauna de mamíferos**. 2003. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C. F. D. S. et al. (Orgs.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 232-260.

PITMAN, M. R. P. L. et al. **Manual de identificação, prevenção e controle da predação de carnívoros**. Brasília, DF: Edições IBAMA, 2002. 83 p.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Editora: Efraim Rodrigues, 2001. 328 p.

QUAGLIA, L. J. C. O eucalipto e a ecologia. **O Papel**, São Paulo, v. 60, n. 8, p. 46-47, ago. 1999.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, Washington, DC, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações intraespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. 340 p.

REIS, A.; NAKAZONO, E. M.; MATOS, J. Z. Utilização da sucessão e das interações planta-animal na recuperação de áreas florestais degradadas. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1996, Curitiba. **Terceiro...** Curitiba: UFPR, 1996. p. 29-43.

ROCHA, C. F. D. et al. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: um estudo de caso na Mata Atlântica. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Orgs.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 317-341.

ROCHA, E. C.; DALPONTE, J. C. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 30, n. 4, p. 669-677, jul./ago. 2006.

ROCHA, V. J. **Ecologia de mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)**. 2001. 131 p. Tese (Doutorado em Zoologia)–Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

ROCHA-MENDES, F. **Ecologia alimentar de carnívoros (Mammalia: Carnivora) e elementos de etnozologia do município de Fênix, Paraná, Brasil**. 2005. 72 p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal)–Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2005.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. Introdução. In: RODRIGUES, R.; BONONI, V. L. R. (Orgs.). **Diretrizes para a conservação e a restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2008. v. 1, p. 11-15.

ROLSTAD, J. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. **Biology Journal Linnologica Society**, v. 41, p. 149-163, 1991.

ROSA, G. A. B. **Frugivoria e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento em Botucatu**. 2003. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia)–Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

ROSSI, R. V.; BIANCONI, G. V.; PEDRO, W. A. Ordem Didelphimorphia. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 27-66.

SANTOS, C. F. F.; FONSECA, R. C. B.; LIMA, J. S. F. Caracterização de pêlos-guarda de pequenos mamíferos não-voadores de fragmentos florestais da Fazenda Experimental Edgardia da UNESP, Botucatu – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

MASTOZOOLOGIA, 4., 2008, São Lourenço, MG. **Anais...** Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008. p. 519.

SEKIAMA, M. L.; LIMA, I. P.; ROCHA, V. J. Ordem Perissodactyla. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 277-281.

SILVA, J. M. C. et al. **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. MMA; UFPE, 2004. 382 p.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. 340 p.

SILVA, W. R. et al. Patterns of fruit-frugivore interactions in two atlantic forest bird communities of south-eastern Brazil: implications for conservation. In: LEVEY, D. J.;

SILVA, W. R.; GALETTI, M. **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International, 2002. p. 423-435.

SILVEIRA, P. B. **Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus spp* com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP**. 2005. 74 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais/Conservação de Ecossistemas Florestais)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, p.181-188, jul. 2005.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TANGNEY, R. S.; WILSON, J. B.; MARK, A. F. Bryophyte island biogeography: a study in Lake Manapouri, New Zealand. **Oikos**, v. 59, p. 21-26, 1990.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, n. 2b, p. 283-292, 1992.

TEWKSBURY, J. J. et al. Corridors affect plants, animals and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of National Academic Science**, v. 99, p. 12923-12926, 2002.

TIEPOLO, L. M.; TOMAS, W. M. Ordem Artiodactyla. In: REIS, N. R. et al. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: O Autor, 2006. p. 283-303.

TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 243-267.

UHL, C. et al. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 76, p. 22-31, 1991.

VÁZQUEZ- YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Signals for seeds to sense and respond to gaps. In: CADWELL, M. M.; PEARCY, R. W. (Eds.). **Exploitation of environmental heterogeneity by plants: ecophysiological processes above and below ground**. New York: Academic Press, 1994. p. 209-236.

APÊNDICE

Lista de espécies plantadas nas áreas em restauração de ambos os sítios, em 1997.

Família	Nome Científico	Nome Popular
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Aroeira-pimenteira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	Peroba-poca
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Peroba-rosa
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Guatambú
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	Palmito-juçara
Arecaceae	<i>Siagrus romanzoffiana</i>	Palmeira-jerivá
Bignoniaceae	<i>Tabebuia avellanedae</i>	Ipê-roxo
Bignoniaceae	<i>Zeyheiria tuberculosa</i>	Ipê-felpudo
Bixaceae	<i>Bixa orellana*</i>	Urucum
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i>	Baba-de-boi
Fabaceae:Caesalpinioideae	<i>Copaifera langsdorfii</i>	Copaíba
Caesalpinaceae	<i>Hymenea courbaril v. stilbocarpa</i>	Jatobá
Caesalpinaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafistula
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachia</i>	Embaúba
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Capixingui
Fabaceae: Faboideae	<i>Centrolobium tomentosum*</i>	Araribá-
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i>	Jacarandá-da-bahia
Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i>	Cumbaru
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	Jacarandá-bico-de-pato
Fabaceae	<i>Myroxylum balsamum</i>	Cabreúva
Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i>	Olho-de-cabra
Fabaceae	<i>Poecilante parviflora</i>	Coração-de-negro
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i>	Amendoim-bravo
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu

Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	Jequitibá-branco
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i>	Jequitibá-vermelho
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro
Meliaceae	<i>Cedrela odorata*</i>	Cedro-rosa
Fabaceae: Mimosoideae	<i>Acacia polyphylla*</i>	Monjoleiro
Mimosaceae	<i>Adenanthera macrocarpa</i>	Angico-branco
Mimosaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril
Mimosaceae	<i>Inga uruguensis</i>	Ingá
Mimosaceae	<i>Machaerium acutifolium*</i>	Jacarandá-do-campo
Mimosaceae	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	Sansão-do-campo
Mimosaceae	<i>Mimosa scabrella</i>	Bracatinga
Mimosaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	Angico-vermelho
Mimosaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau-jacaré
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	Figueira-branca
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i>	Uvaia
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga
Phytolacaceae	<i>Gallsia integrifolia</i>	Pau-d' alho
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Pau-marfim
Rutaceae	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	Chupa-ferro
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Guarantã
Sapindaceae	<i>Allophyllus edulis</i>	Grão-de-galo
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Maria-preta
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Mutamba
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Açoita-cavalo
Verbenaceae	<i>Aegiphylia sellowiana</i>	Tamanqueira
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Pau-viola
