

CAPÍTULO 3 – EFEITOS DE BORDA E USO DA MATRIZ DE PASTAGEM PELA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS.

3.1. INTRODUÇÃO

Cada vez mais estamos reduzindo grandes blocos de florestas contínuas em fragmentos florestais em meio a um mar de pastagem ou outros habitats secundários (Malcolm, 1997a). Esses fragmentos que permanecem sofrem mudanças drásticas causadas pelo efeito de borda (Andrews, 1990; Laurance *et al.* 1997; Laurance, 2001). Alguns fatores como baixa umidade, altas temperaturas e o vento seco vindo da matriz causam mortalidades de árvores e o acúmulo de folhas próximo à borda (Lovejoy, 1985; Stevens & Husband, 1998; Laurance *et al.* 2002), tornam os fragmentos mais suscetíveis ao fogo (Laurance *et al.* 2002). Os efeitos podem ser maiores ou menores dependendo da qualidade da matriz na qual o fragmento está inserido (Laurance & Delamônica, 1998; Mesquita *et al.*, 1999), pois expõem a floresta às condições encontradas nessa matriz (Stevens & Husband, 1998). Por exemplo, os efeitos da fragmentação são usualmente reduzidos quando a matriz possui estrutura semelhante ao da área florestada adjacente, porque muitas espécies da floresta podem usar essas áreas como habitat alternativo ou como corredores (Laurance, 1990, 1991b, 1994, Malcolm, 1991; Stouffer & Bierregaard, 1995, Gascon *et al.*, 1999; Laurance *et al.* 2002), sendo estas áreas alternativas de matrizes, mais importantes para a comunidade animal que os efeitos de tamanho de área e isolamento (Rodewald, 2003).

Passamani (2003) e Pardini (2004), estudando fragmentos de Mata Atlântica, encontraram riqueza e abundância semelhantes às dos fragmentos em matrizes de café, vegetação secundária e plantações de cacau sombreadas.

Os resultados de Pardini (2004) em fragmentos de Mata Atlântica indicam que apenas as espécies arborícolas são afetadas pelos efeitos advindos da borda. Enquanto algumas espécies são afetadas negativamente, outras são favorecidas com essa mudança aumentando em abundância (Figueiredo & Fernandez 2004, Malcolm, 1997a). No Brasil capacidade da comunidade de pequenos mamíferos em ocupar áreas alteradas foi estudada em áreas de florestas por Malcolm, (1991), (1995); Fernandez, *et al.* (1998); Stallings, (1989) e Rittl, (1998).

Este capítulo teve como objetivo:

- Avaliar o efeito de borda em relação à comunidade de pequenos mamíferos nas áreas estudadas;

- Avaliar o uso da matriz de pastagem pela comunidade de pequenos mamíferos nas áreas estudadas de Floresta Estacional Semidecidual no Mato Grosso.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

Todos os fragmentos estudados estavam inseridos em matriz de pastagem com diferentes pressões de pastoreios. Para padronizar o esforço amostral, neste capítulo, só será considerada a primeira amostragem dos fragmentos F1 a F8 e da área controle C9.

Para avaliar o efeito de borda todos os indivíduos capturados nas trilhas de armadilhas do tipo *Pitfalls* e nas trilhas de armadilhas convencionais, foram considerados como sendo de uma única trilha. Por exemplo, a trilha “A” de armadilhas convencionais e a trilha “1” de *Pitfalls* foram consideradas como apenas trilha “A” nas análises, e assim sucessivamente, com isso, mesmo a trilha B de armadilhas convencionais estando a 10 m da borda foi considerada distância zero. Maiores detalhes de disposição das armadilhas e das trilhas, distribuição e tamanho dos fragmentos, assim como da metodologia utilizada, ver na seção 2 Área de Estudo e 3 Metodologia de Amostragem desta tese.

As espécies foram separadas por tipos de habitats utilizados como generalistas, intermediárias e especialistas, dependendo do local onde foram capturadas, por exemplo, matriz, borda e nas trilhas no interior das áreas.

3.2.1 Análise estatística

A riqueza e a abundância de pequenos mamíferos foram avaliadas nas oito trilhas de amostragem. Para isso foi utilizado um teste pareado não paramétrico Wilcoxon Signed Ranks. As probabilidades obtidas nos testes foram corrigidas pelo método Bonferroni e foram consideradas significativas se p teve valores menores ou iguais a 0,05. Tanto para abundância, quanto para riqueza foram utilizados números absolutos, sendo considerados significativos valores menores ou iguais a $P = 0,05$. As análises estatísticas foram feitas com o programa SYSTAT (Wilkinson, 1990).

Em cada fragmento, nas oito trilhas, foram feitas curvas cumulativas de espécies para avaliar o efeito de borda quanto à riqueza. As 22 áreas foram categorizadas em pequenas, médias e grandes, onde foram considerados pequenos somente os fragmentos com menos de

100 ha, os médios entre 100 e 300ha e os grandes que incluem dois fragmentos grandes com mais de 400 ha e as áreas controles, acima de 1000 ha (maiores detalhes, ver seção 2 área de estudo nesta tese).

Uma curva de rarefação de espécies foi utilizada com intuito de apurar a representatividade das amostras. As análises foram baseadas no número de indivíduos e no número de amostras (Gotelli & Colwell, 2001), utilizando-se o índice *Sobs Mao Tau*, através do programa *EstimateS* (Colwell, 1997). Essas curvas permitem avaliar se o número de trilhas foi suficiente para atingir o maior número de espécies em cada amostragem nas áreas estudadas.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Uso da matriz, borda e interior do fragmento por diferentes espécies de pequenos mamíferos.

Neste estudo, sete das 25 espécies foram capazes de utilizar a matriz de pastagem. De acordo com o tipo de habitat utilizado, as espécies foram separadas como generalistas, intermediárias e especialistas. Dentre as espécies consideradas generalistas (Tabela 3.1), apenas *Calomys* sp. e *Oligoryzomys microtis* não utilizaram a trilha “H”, a 300 metros da borda. *Bolomys lasiurus* e *Calomys* sp foram tão abundantes na matriz de pastagem, quanto no interior dos fragmentos. Os dois indivíduos de *Neacomys spinosus* capturados na matriz de pastagem eram jovens.

Quatorze espécies foram consideradas intermediárias, ou seja, aquelas que conseguiram ocupar desde áreas alteradas da borda até as mais intactas no centro do fragmento. *Marmosops noctivagus*, *Micoureus demerarae* e *Oryzomys megacephalus* só não estiveram presentes na matriz de pastagem, mas tiveram abundâncias semelhantes em todas as trilhas pertencentes ao fragmento. Essas foram as três espécies mais abundantes durante o estudo, representando 61% de todas as capturas (Tabela 3.1). Apenas um indivíduo de *Philander opossum* foi capturado na borda, mesmo assim foi considerado como intermediário por ser capaz de ocupar áreas alteradas. *Metachirus nudicaudatus*, *Oryzomys nitidus*, *Proechimys* gr. *longicaudatus*, *Oecomys roberti* e *Oecomys bicolor* ocorreram em menores abundâncias, mas tiveram uma boa distribuição dentro das trilhas, não sendo capturados na matriz.

Já as espécies *Oecomys* sp., *Monodelphis domestica*, *Mesomys hispidus*, *Akodon toba* e *Rhipidomys mastacalis*, ocorreram em baixas densidades nas áreas, e utilizaram somente até a trilha “C”, a 50 metros da borda do fragmento, não houve captura na trilha da borda (Tabela 3.1).

As espécies consideradas especialistas e susceptíveis a fragmentação neste estudo foram *Glironia venusta*, *Caluromys philander*, *Monodelphis brevicaudata* e *Didelphis marsupialis*, pois só foram capturadas a partir de 150m no interior dos fragmentos e ocorreram em baixas densidades (Tabela 3.1).

O número de indivíduos capturados nas trilhas “A” dispostas na matriz de pastagem foi em todas áreas, significativamente menor que as dispostas nas bordas e no interior (ver Tabela 3.2 com resumo da análise de Wilcoxon Rank Test). Dentre as trilhas dos fragmentos, somente a trilha disposta a 50 metros da borda teve uma tendência a ser menos rica que a trilha a 100 metros da borda, entre todas as outras não registraram diferenças significativas na abundância de pequenos mamíferos (ver resumo da análise de Wilcoxon Rank Test na Tabela 3.2).

Tabela 3.2 – Matriz com valores de Wilcoxon Rank Test para abundância total de pequenos mamíferos nas trilhas amostradas nas 22 áreas. Na tabela, -50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e a cada 50m para dentro das áreas.

Distância da borda (m)	-50	0	50	100	150	200	250	300
-50	Z=0,000 P=1,000							
0	Z=3,278 P=0,008	Z=0,000 P=1,000						
50	Z=3,003 P=0,024	Z=-0,694 P=0,488	Z=0,000 P=1,000					
100	Z=3,644 P=0,000	Z=1,725 P=0,084	Z=2,604 P=0,072	Z=0,000 P=1,000				
150	Z=3,404 P=0,008	Z=0,081 P=0,935	Z=0,768 P=0,442	Z=-1,329 P=0,184	Z=0,000 P=1,000			
200	Z=3,533 P=0,000	Z=2,139 P=0,256	Z=2,249 P=0,200	Z=0,571 P=0,568	Z=2,119 P=0,272	Z=0,000 P=1,000		
250	Z=3,045 P=0,016	Z=0,593 P=0,553	Z=1,051 P=0,293	Z=-0,898 P=0,369	Z=0,360 P=0,719	Z=-0,871 P=0,383	Z=0,000 P=1,000	
300	Z=3,258 P=0,008	Z=0,675 P=0,499	Z=1,010 P=0,312	Z=-0,444 P=0,657	Z=0,948 P=0,343	Z=-1,268 P=0,205	Z=0,132 P=0,895	Z=0,000 P=1,000

Todas as trilhas dispostas na matriz de pastagem foram significativamente menos ricas em espécies de pequenos mamíferos quando comparadas com as trilhas das bordas e as do interior dos fragmentos, mas, não houve diferença significativa entre as trilhas das bordas e do interior dos fragmentos (Wilcoxon Rank Test, Tabela 3.3).

Tabela 3.3 - Matriz de valores de Wilcoxon Rank Test para riqueza total de pequenos mamíferos nas trilhas amostradas nas 22 áreas. Na tabela, -50 representa a matriz de pastagem, zero a borda e a cada 50m para dentro das áreas.

Distância da borda (m)	-50	0	50	100	150	200	250	300
-50	Z=0,000 P=1,000							
0	Z=3,552 P=0,000	Z=0,000 P=1,000						
50	Z=3,564 P=0,000	Z=-0,116 P=0,908	Z=0,000 P=1,000					
100	Z=3,865 P=0,000	Z=0,962 P=0,336	Z=1,054 P=0,292	Z=0,000 P=1,000				
150	Z=3,750 P=0,000	Z=0,689 P=0,491	Z=0,930 P=0,352	Z=-0,583 P=0,560	Z=0,000 P=1,000			
200	Z=3,571 P=0,000	Z=0,600 P=0,548	Z=0,733 P=0,464	Z=-0,211 P=0,833	Z=0,658 P=0,510	Z=0,000 P=1,000		
250	Z=3,413 P=0,008	Z=-0,155 P=0,877	Z=-0,243 P=0,808	Z=-1,165 P=0,244	Z=-0,790 P=0,429	Z=-1,109 P=0,267	Z=0,000 P=1,000	
300	Z=3,542 P=0,000	Z=0,354 P=0,724	Z=0,332 P=0,740	Z=-0,529 P=0,597	Z=-0,079 P=0,937	Z=-0,578 P=0,563	Z=0,738 P=0,460	Z=0,000 P=1,000

3.3.1. Riqueza cumulativa de espécies de pequenos mamíferos nas trilhas dos fragmentos estudados.

Para avaliar se o número de trilhas foi suficiente para amostrar o número total de espécies nas 22 áreas, as mesmas foram categorizadas em pequenas, médias e grandes. Foram consideradas pequenas somente as áreas com menos de 100ha, as médias entre 100 e 300ha e as grandes com mais de 400 ha (maiores detalhes, ver seção 2 área de estudo).

Através dos ajustes das retas por rarefação, pode-se notar que dentre os fragmentos grandes, apenas o C14 (controle) teve uma tendência a atingir uma assíntota, todos os outros necessitam de mais trilhas de amostragem para pode estabilizar, pois continuam acrescentando espécies novas nas últimas trilhas (Figura 3.1-A).

Dentre os fragmentos considerados médios, apenas o F19 estabilizou atingindo uma assíntota nas últimas trilhas amostradas (Figura 3.1-B).

Dentre os 10 fragmentos considerados pequenos, apenas o F1 e o F21 tiveram uma tendência a atingir uma assíntota, todos os outros apresentaram tendências a continuarem aumentando o número de espécies (Figura 3.1-C).

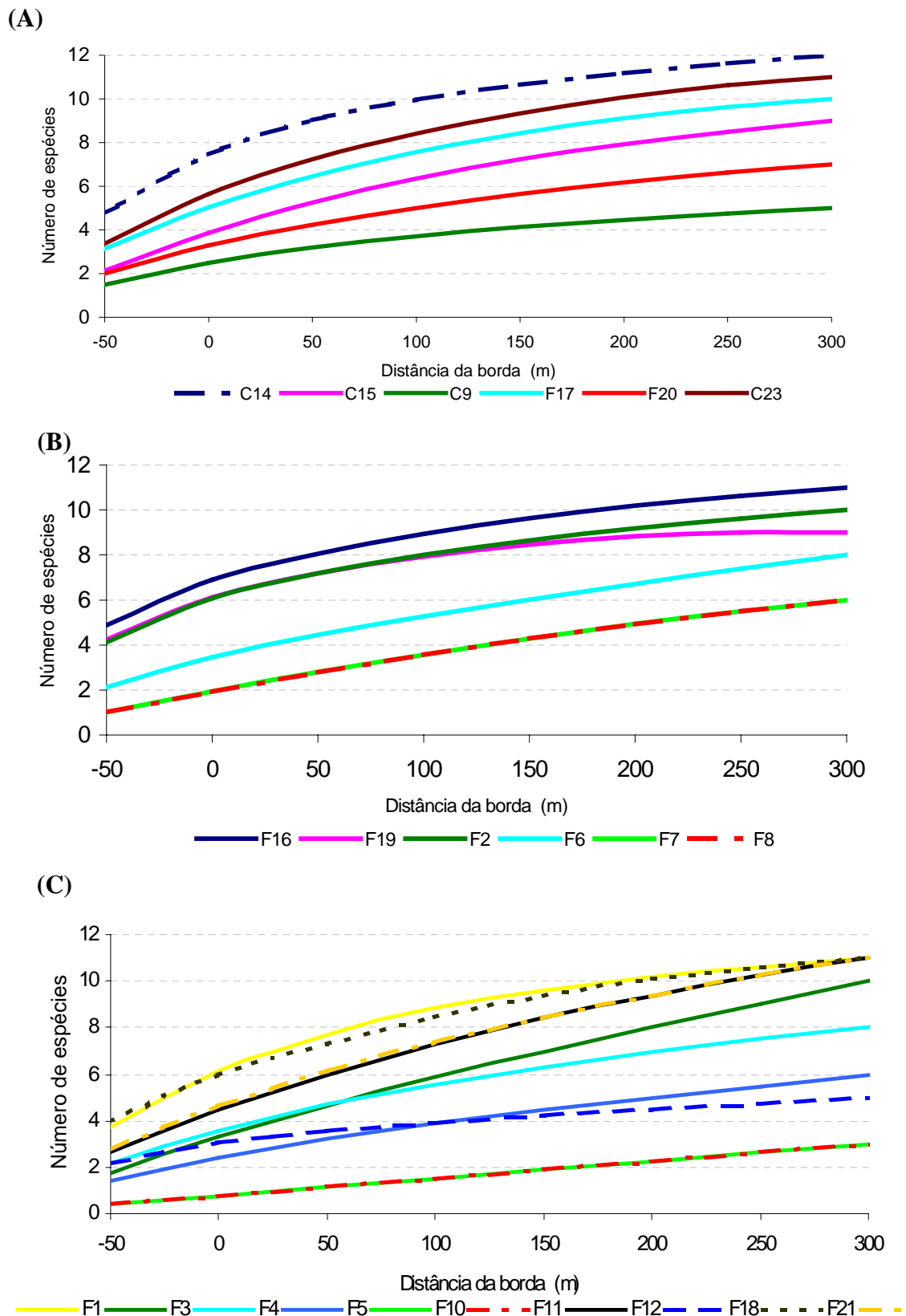


Figura 3.1 - Curva de rarefação estimada para as 22 áreas, mostrando o número de espécies em função do número de trilhas amostradas. (A) representa somente os fragmentos grandes acima de 400ha e as áreas controles, (B) fragmentos médios com áreas entre 100 e 300 ha e (C) somente os fragmentos considerados pequenos com menos de 100ha.

3.4. DISCUSSÃO

Dentre todas as espécies presentes nas áreas, somente 28% (n=7) conseguiram utilizar a pastagem. Destes, apenas duas espécies podem ser consideradas como capazes de permanecer na matriz (*Bolomys lasiurus*, *Calomys* sp.). Quanto às outras espécies, além da baixa abundância na matriz, a maioria era de indivíduos jovens. Ao contrário do encontrado por Passamani (2003) em Mata Atlântica, que teve predominância de marsupiais, a maioria das espécies encontrada na matriz deste estudo foi de roedores.

A maior parte das capturas de *Bolomys lasiurus* foi na matriz de pastagem, mas houve registros ao longo de 300m para o interior do fragmento. Essa espécie é considerada como sendo de áreas abertas (Pires *et al.* 2002; Vieira & Marinho-Filho, 1998; Mares & Ernest, 1995; Mares *et al.* 1989; Vieira, 2002), embora algumas vezes tenham sido encontradas em áreas florestadas (Magnusson *et al.* 1995; Santos-Filho, 2000).

Apesar do baixo número de capturas *Oligoryzomys microtis* neste estudo, é comum a captura desse gênero em locais alterados e formações abertas (Stallings, 1989; Pardini, 2004; Pires *et al.* 2002).

Calomys sp. aparentemente não teve preferência por um tipo específico de habitat, pois foi tão abundante na matriz, quanto no interior do fragmento. No Cerrado, em estudos desenvolvido por Vieira (1999), *Calomys callosus* foi mais oportunista que *Bolomys lasiurus*, pois aumentou o tamanho populacional depois do fogo, em contraste com uma simultânea diminuição no número de indivíduos da segunda espécie.

As duas capturas de *Marmosa murina* na pastagem aconteceram em áreas com capim alto com pouco pastoreio. Mesmo quando consideramos a pastagem em si, deve-se levar em consideração a pressão do gado sobre esta, pois neste estudo, em áreas com pressão muito alta, nenhum indivíduo foi capturado. Para as espécies com hábitos arborícolas as áreas sem nenhum substrato para escalar constituam barreira ainda maior. Pardini (2004) em Mata Atlântica encontrou duas vezes mais *Marmosa murina* na borda que no interior dos fragmentos.

Apesar de termos capturado poucos indivíduos das espécies *Gracilinanus agilis*, *Monodelphis adusta* e *Neacomys spinosus* na matriz de pastagem, elas têm uma distribuição bastante homogênea ao longo das trilhas, indicando com isso a capacidade de utilização de áreas abertas até florestadas, sendo, portanto menos suscetíveis a fragmentação de habitat.

Marmosops noctivagus, *Micoureus demerarae* e *Oryzomys megacephalus* foram tão abundantes na borda quanto nas outras trilhas, com uma distribuição bastante homogênea.

Neste estudo essas espécies foram consideradas como pouco vulneráveis aos efeitos ocasionados pela borda, embora nenhum indivíduo foi capturado na pastagem.

Para Pardini (2001), em estudos realizados em fragmentos de Mata Atlântica, outra espécie, *Marmosops incanus* foi considerada como espécie vulnerável à fragmentação de habitat, pois teve maiores abundâncias no interior dos fragmentos que nas bordas. Padrão diferente foi encontrado por Passamani (2003) onde a mesma espécie foi a mais abundante nas bordas dos fragmentos, sendo inclusive capaz de cruzar através da matriz de café com deslocamento de quase um quilômetro.

Micoureus demerarae foi a segunda espécie mais abundante neste estudo, foi muito hábil em ocupar todas as trilhas do interior das áreas, menos na pastagem. Pires *et al.* (2002), em fragmentos de Mata Atlântica, registraram a movimentação de machos dessa espécie entre fragmentos através da matriz de capim. Já em Floresta Amazônica, Malcolm (1991) considerou *Marmosa cinerea* = *Micoureus demerarae* como generalista e capaz de utilizar e transpor matriz de pastagem, demonstrando com isso a capacidade de dispersão dessa espécie.

Oryzomys megacephalus foi muito abundante com números semelhantes de indivíduos, tanto na borda, quanto no interior do fragmento. Isso parece não ser um padrão para o gênero, pois Malcolm (1997a) em Floresta Tropical Amazônica encontrou maior abundância de *Oryzomys macconnelli* em áreas contínuas que em áreas secundárias e fragmentos. Pardini (2004), estudando fragmentos de Mata Atlântica, concluiu que a espécie mais comum capturada *Oryzomys laticeps* diminuiu a abundância em áreas de bordas. Aparentemente, espécies do mesmo gênero respondem diferentemente aos efeitos causados pela borda.

Apesar de ter havido somente uma captura de *Philander opossum* e duas de *Metachirus nudicaudatus*, e serem consideradas raras neste estudo, essas são espécies capazes de utilizar áreas mais alteradas. Pires *et al.* (2002) constataram que em fragmentos de Mata Atlântica, a presença dessas espécies em matriz de capim.

Para espécies preferencialmente arborícolas como *Oecomys* sp., *O. bicolor* e *O. roberti* esse tipo de matriz pode funcionar como uma barreira efetiva para dispersão (ver Pires *et al.* 2002), apesar dessas espécies muitas vezes utilizarem o solo, tanto para alimentação, quanto para deslocamento de um estrato para o outro.

Poucos indivíduos de *Proechimys* gr. *longicaudatus* foram capturados durante o estudo, considerando que essa espécie é favorecida pelo tipo de ambiente presente na área, com muitas clareiras e bordas com áreas desmatadas (Stevens e Husband, 1998; Rittl, 1998).

Apesar das espécies *Monodelphis domestica* e *Rhipidomys mastacalis* não terem utilizado a borda do fragmento neste estudo, elas também são capturadas em áreas abertas como já constatado por Santos-Filho (2000) em áreas de Campo Rupestre no Cerrado, sendo que a segunda consegue inclusive transpor matriz de café entre fragmentos de Mata Atlântica (Passamani, 2003).

Mesomys hispidus e *Monodelphis brevicaudata* foram muito raras neste estudo, mas, apesar disso, elas são capazes de ocupar uma ampla variedade de habitats, desde mata primária até mata secundária, sendo que *Mesomys* pode ocupar casas cobertas com palhas no interior da mata (Emmons & Feer, 1997). Para Malcolm (1991), a primeira espécie foi significativamente mais abundante em fragmentos de 10ha do que em Mata Contínua e fragmento de 1ha, porém nunca foi capturada na matriz de pastagem.

Na área de estudo *Akodon toba* foi muito rara com somente duas capturas a 50 metros da borda no interior do fragmento, portanto foi considerada vulnerável a fragmentação. No entanto, em Mata Atlântica, Figueiredo & Fernandez (2004) estudando uma espécie próxima, *Akodon cursor*, em ambientes perturbados, puderam concluir que essa é uma espécie oportunista, capaz de utilizar e aumentar em abundância em áreas alteradas.

Apesar da espécie *Didelphis marsupialis* ter sido capturada somente no interior do fragmento, esse gênero é considerado generalista ocupando vários tipos de habitats, inclusive ambiente urbanos (Cáceres e Monteiro-Filho, 1997; 1998; 2000; Graipel e Santos-Filho *no prelo*).

A espécie *Caluromys philander* foi considerada rara e vulnerável aos efeitos de fragmentação, pois foi capturada apenas uma vez no centro do fragmento. Para Malcolm (1997a), essa espécie foi menos abundante em fragmento que em floresta contínua. Nos estudos feitos por Malcolm (1991), essa espécie não conseguiu transpor áreas desmatadas, porém, Pires *et al.* (2002) em fragmentos de Mata Atlântica, registraram a movimentação de um indivíduo dessa espécie atravessando de um fragmento para o outro através da matriz de capim.

Glironia venusta é considerada uma espécie muito rara com poucos exemplares em coleções do mundo (Emmons & Feer, 1997), ocupando vários tipos de habitats incluindo Floresta Aberta até Chaco, Floresta Tropical Úmida e Floresta Seca (Tarifa & Anderson, 1997), inclusive em áreas urbanizadas próximo a áreas secundárias (Da Silva & Langguth, 1989). Este é o primeiro registro para o Estado de Mato Grosso na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai, todos os outros foram na Bacia Amazônica.

Talvez as espécies enquadradas como especialistas neste estudo tenha sido em função do pequeno número de indivíduos capturados e não por requisição de habitat, uma vez que já foram capturadas em outros estudos em áreas alteradas como bordas.

A maior abundância de pequenos mamíferos nas trilhas a 100 e 200 metros da borda pode ser um indicativo de que há uma barreira imposta pelos efeitos de borda e que possivelmente possa estar limitando a dispersão de algumas espécies. Stevens & Husband (1998) em fragmentos de Mata Atlântica capturaram 671 indivíduos destes, somente 43 foram na borda. Diferentemente dos resultados deste estudo, alguns autores relacionam maior riqueza e abundância de pequenos mamíferos ao efeito de borda, pois há uma invasão de indivíduos advindos de habitats secundários adjacentes (Malcolm, 1997a; Tattersall *et al.* 2002; Pardini, 2004). Este efeito é maior nos fragmentos pequenos que nos grandes (Malcolm, 1995; 1997a; Passamani, 2003).

Foi significativamente baixa a riqueza de espécies na matriz neste estudo, o que pode estar relacionada com a estrutura simples do habitat, pois, ao contrário de áreas com crescimento secundário, a matriz de pastagem perde um número muito maior de espécies (Laurance & Delamônica, 1998; Bierregaard *et al.*, 1992; Laurance, 2001). A complexidade do habitat e a estrutura da vegetação representam variáveis importantes para recursos como suprimento alimentar, lugar de nidificação, abrigo e muitas outras dimensões do nicho ecológico, fundamental para o sucesso individual de cada espécie (Alho, 1981; August, 1983).

Não houve diferença significativa na riqueza entre as trilhas amostradas nos fragmentos, mas na maioria das áreas houve acréscimo de espécies nas últimas trilhas. Apesar do acréscimo de espécies nessas trilhas a maioria não foi exclusiva de interior de fragmentos. O uso de ambientes considerados não favoráveis por algumas espécies pode estar relacionado com a busca de recursos alimentares ou para evitar competição, mas possivelmente elas dependem de áreas consideradas ótimas para sua existência local.

Dentre todas as áreas estudadas somente na F19 o número de trilhas foi suficiente para amostrar a riqueza total de pequenos mamíferos. Nessa área tivemos alta abundância com nove espécies no total. Em todas as outras áreas, é preciso um maior esforço de amostragem, ou mesmo um aumento na distância da borda com aumento no número de trilhas para futuras capturas.

Neste estudo a matriz de pastagem foi significativamente menos rica e menos abundante que o restante das trilhas presentes nos fragmentos, sugerindo que a pastagem possui muito pouca permeabilidade para a maioria das espécies, resultados semelhantes foram encontrados por Gascon *et al.* (1999). Segundo Malcolm (1991 e 1997a), poucas espécies e

um número limitado de indivíduos estão aptos a usarem esse tipo de habitat. Ainda deve-se levar em consideração o tipo de capim plantado e a intensidade de pastoreio nessas áreas, pois a persistência de muitas espécies em paisagens fragmentadas depende da habilidade do uso da matriz, para possível recolonização em caso de extinção local ou mesmo para trocas gênicas.

CAPÍTULO 4 – EFEITOS DE VARIÁVEIS FÍSICAS E BIOLÓGICAS DOS FRAGMENTOS NA RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE PEQUENOS MAMÍFEROS.

4.1. INTRODUÇÃO

Os habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas contínuas estão sendo destruídos rapidamente, freqüentemente são divididos em pequenos pedaços pelas estradas, campos, cidades, e um grande número de outras atividades humanas (Laurance, 2001). Essas alterações trazem várias conseqüências, a principal é a formação de uma paisagem muito fragmentada, em que as ilhas de florestas remanescentes ficam cercadas por um “mar” hostil formado por grandes áreas de pastos, plantações ou outros ambientes alterados (Laurance & Delamônica, 1998), contribuindo para perdas de muitas espécies sensíveis à fragmentação com o aumento do efeito de borda (Bierregaard *et al.* 1992).

Alguns estudos enfocando riqueza de espécies em fragmentos florestais usam como base a teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Entretanto, não pode haver uma comparação exata entre ilhas de habitats com ilhas verdadeiras, pois a dinâmica ao redor dos fragmentos é muito diferente quando comparados com ilhas oceânicas, assim como, a transposição entre áreas por muitas espécies (Bierregaard, *et al.* 1992). Ao contrário do que diz a teoria de biogeografia de ilhas, estudos em Floresta Tropical demonstram que a relação entre riqueza de espécies com o tamanho do fragmento é negativa (Fonseca & Robinson, 1990; Laurance 1994, Lynam 1997; Pardini, 2004, Passamani, 2003). Porém, na revisão feita por Debinski & Holt (2000), 6 dos 14 exemplos mostraram haver aumento da riqueza com o aumento da área. Muitas espécies de mamíferos de médio e grande porte, principalmente os carnívoros com grandes áreas de vida (Chiarello, 2000), além de primatas que são diretamente afetados com a diminuição das áreas (Michalski & Peres, 2005).

Outras características como forma, distância entre os fragmentos, qualidade da matriz e outras perturbações como fogo, corte seletivo de madeiras, caça e introdução de espécies exóticas podem afetar diretamente a riqueza e abundância das espécies (Malcolm, 1991b; 1995; Laurance, 1997; Chiarello, 2000; Pardini, 2001; Lomolino & Perault, 2001; Haugaasen *et al.* 2003; Torre & Díaz, 2004; Fisher & Wilkinson, 2005 e Michalski & Peres, 2005) e devem ser levados em consideração quando se estuda o efeito da fragmentação sobre as comunidades.

Os objetivos deste capítulo foram:

- A- Avaliar os efeitos das variáveis físicas (Tamanho, Índice de forma e Idade) das áreas sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos;
- B- Avaliar os efeitos das variáveis ambientais (Abertura de dossel, Número de árvores e Volume de liteira), sobre a riqueza e abundância de espécies de pequenos mamíferos;

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

O sucesso de capturas foi obtido através da seguinte equação: $(NT*100/NA)$ onde o (NT) é o número total de indivíduos capturados, 100 é uma constante e (NA) é o número de armadilhas x noites utilizadas.

Para avaliar se a forma do fragmento influencia na riqueza e abundância de pequenos mamíferos, foi utilizado o índice de forma de cada área calculada através da fórmula $\{SI=p/200 *(\pi*Ta)^{0,5}\}$ sugerida por Laurance, (1991a) e Laurance & Yensen (1991). Quanto aos termos, SI é o índice de forma; p= perímetro da área; e Ta é a área (ha) do fragmento (Quadro 4.1). Neste modelo, um círculo perfeito tem valor de $SI = 1,0$, enquanto que formas mais irregulares tem valores maiores. Os dados de perímetro e área foram obtidos através de ferramentas do AutoCad sobre a imagem de satélite georeferenciada. Para visualização dos detalhes da forma e distribuição de cada área nas duas micro-bacias, ver Figuras 2, 3 e 4. As informações referentes a idade das áreas foram obtidas através de entrevistas com os moradores antigos do local.

4.2.1. Análise estatística

A análise de regressão múltipla foi utilizada para avaliar se as características físicas dos fragmentos estão afetando a abundância e a riqueza total de pequenos mamíferos. Também foram realizadas regressões múltiplas com as espécies mais abundantes e que ocorreram na maioria das áreas. Após serem submetidas à análise de correlação de Pearson, Tamanho correlacionou com a Idade e mesmo assim foram incluídas no modelo por acharmos serem variáveis importantes a ser analisadas quando se trata de fragmentos (Tabela 4.1).

Quadro 4.1 – Caracterização das 22 áreas selecionadas nas microbacias dos rios Jauru e Cabaçal no estado de Mato Grosso em 2002. **Área** = identificação do fragmento; **F**= fragmentos; **C**= áreas controles; **Tamanho (ha)** = Tamanho da área estudada em hectares; **Registro de fogo** = Presença ou ausência de fogo na área; **SI** = Índice de forma; **Idade (anos)** = Tempo de fragmentação.

Área	Tamanho (ha)	Registro de fogo	SI	Idade (anos)
F1	97,6	Não	1,49	35
F2	137,8	Não	1,28	35
F3	41,8	Sim	1,12	34
F4	42,7	Sim	1,54	10
F5	46,8	Não	1,26	27
F6	152,5	Não	1,14	20
F7	190,0	Sim	1,66	34
F8	297,6	Sim	1,43	34
C9	1411,0	Sim	1,35	0
F10	87,6	Não	1,33	24
F11	57,7	Não	1,22	34
F12	100,3	Não	1,4	6
C14	7.035	Não	1,56	0
C15	7.035	Não	1,56	0
F16	123,7	Não	1,57	16
F17	460	Sim	1,32	24
F18	71,8	Sim	1,45	17
F19	107,6	Não	1,97	16
F20	468,9	Não	1,46	15
F21	76,9	Sim	1,14	14
F22	79,3	Sim	1,7	26
C23	4743,7	Não	1,48	0

Tabela 4.1- Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis independentes para o modelo de regressão múltipla.

	IDADE	ÍNDICE DE FORMA (IS)	TAMANHO
IDADE	1,000		
ÍNDICE DE FORMA (IS)	-0,150	1,000	
TAMANHO	-0,627	0,087	1,000

A análise de Regressão Logística Múltipla (RLM) foi utilizada para avaliar se as características físicas do fragmento foram associadas à ocorrência de pequenos mamíferos registrados durante o estudo. Esta análise foi feita apenas para as espécies que tiveram

pequenas variações em abundância entre os fragmentos e/ou que não ocorreram em todas as áreas. Como a variável dependente deve ser binária em uma regressão logística, foi atribuído valor 1 à presença das espécies de pequenos mamíferos e valor 0 à ausência. Todas as variáveis independentes tiveram valores contínuos.

Para analisar a composição de espécies entre os fragmentos foi utilizada a técnica de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS). As ordenações foram baseadas nas abundâncias absolutas e na presença e ausência de cada espécie por fragmento. As áreas foram padronizadas para evitar que diferenças no número total de indivíduos afetasse a ordenação.

Para descrever a comunidade foi utilizada uma ordenação baseada no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, tendo como objetos 22 áreas amostrais e como atributos a abundância ou presença/ausência das espécies.

Foram feitas duas ordenações, uma utilizando as abundâncias das espécies, padronizadas por divisão pelo somatório quadrado (dados quantitativos) e outra com a presença/ausência das espécies (dados qualitativos). O índice de associação utilizado nas duas ordenações foi Bray-Curtis. Este índice, quando utilizado para dados de presença/ausência, é conhecido como índice de Czekanowski. As ordenações foram realizadas no programa PATN (Belbin, 1992).

Antes de definir com quantos eixos seriam realizadas as ordenações, foi feita uma regressão com *input* e *output* do HMDS com um, dois e três eixos. Após a realização dessas regressões decidiu-se então realizar as ordenações com duas dimensões (eixos), pois já explicava a maior parte das variações dos dados (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Resultados das regressões realizadas com o *input* e *output* do HMDS para composição de espécies entre os fragmentos.

		TIPOS DE DADOS					
		Nº DE EIXOS					
		QUANTITATIVOS			QUALITATIVOS		
		1	2	3	1	2	3
COMUNIDADE TOTAL	<i>Stress</i>	0,29	0,152	0,749	0,46	0,899	0,169
	<i>r</i> ²	0,719	0,878	0,966	0,345	0,577	0,749
MARSUPIAIS	<i>Stress</i>	0,245	0,899	0,538	0,344	0,189	0,119
	<i>r</i> ²	0,865	0,97	0,987	0,670	0,853	0,94
ROEDORES	<i>Stress</i>	0,195	0,115	0,713	0,219	0,621	0,156
	<i>r</i> ²	0,85	0,936	0,973	0,219	0,621	0,786

Foram consideradas variáveis ambientais: Abertura de dossel, Número de árvores, Volume de liteira e Biomassa de Artrópodes. Uma descrição detalhada sobre a obtenção desses dados encontra-se descrita na seção Metodologia Geral. Os valores utilizados nas análises de regressão múltipla e regressão logística foram obtidos a partir da média dos 95 valores de cada área, exceto para biomassa de artrópodes em que foi utilizado o valor de biomassa total de cada área.

Antes das variáveis ambientais entrarem no modelo de regressão múltipla, foram submetidas ao teste de autocorrelação espacial de Mantel no programa PATN (Belbin, 1992). A variável Número de Árvores não foi autocorrelacionada (Mantel Número de árvores $r = -0,070$; $p = 0,855$). Abertura de Dossel e Volume de Liteira tiveram autocorrelação espacial (Mantel $r = 0,138$; $p = 0,016$; e $r = 0,155$; $p = 0,007$, respectivamente). Apesar dessas duas variáveis apresentarem probabilidades de autocorrelação espacial, a distância explica muito pouco das variâncias dos dados, apenas 13% e 15% respectivamente. Diante disso, resolveu-se acrescentá-las ao modelo de regressão múltipla. Somente Biomassa de Artrópodes, por apresentar valor altamente significativo, 35% da variação explicada pela distância não entrou no modelo ($r = 0,347$; $p = 0,000$).

O teste de MANCOVA foi realizado com os dois eixos da HMDS representando a comunidade de pequenos mamíferos como variáveis dependentes e como independentes as variáveis físicas das áreas. Esse teste foi utilizado para avaliar se as variáveis físicas das áreas influenciam significativamente a composição e a abundância da comunidade nas 22 áreas estudadas.

Uma curva de rarefação de espécies foi utilizada com intuito de apurar a representatividade das amostras. As análises foram baseadas no número de indivíduos e no número de amostras (Gotelli & Colwell, 2001). Nas análises foi utilizado o índice *Sobs Mao Tau*, através do programa *EstimateS* (Colwell, 1997). Métodos de rarefação são adequados para estimativas de riqueza de espécies e comparações entre conjuntos de dados com diferentes números de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001). Essas curvas permitem avaliar o número de áreas e indivíduos necessários para atingir o maior número de espécies em cada amostragem nas áreas estudadas.

As análises estatísticas foram feitas com o programa SYSTAT (Wilkinson, 1990) e as ordenações com o programa PATN (Belbin, 1992).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Riqueza, abundância e composição de pequenos mamíferos nas áreas estudadas.

Se for considerado o estudo como um todo, incluindo as áreas de 1 a 9 onde houve esforço dobrado (amostradas durante o período seco e o chuvoso como descrito no Capítulo 2) capturaram-se 27 espécies, 15 roedores e 12 marsupiais e um total de 1028 indivíduos (ver tabela em Anexo 1). No entanto, para que seja padronizado o esforço amostral, atribuindo peso igual para todas as áreas nas análises estatísticas, consideram-se neste capítulo apenas as primeiras amostragens dessas nove áreas. Pranchas com fotos de todas as espécies capturadas durante todo o estudo podem ser consultadas nos Anexos 2,3,4,5 e 6.

Os trabalhos de campo ocorreram entre novembro/2002 e agosto/2004, em 18 fragmentos e quatro áreas controles com um esforço amostral de 24.200 armadilhas x noites nos. Foram capturados 708 indivíduos, que perfaz um sucesso total de captura de 2,8%. No total foram capturadas 23 espécies de pequenos mamíferos, pertencentes a 18 gêneros diferentes, destes, 13 espécies de roedores e 10 de marsupiais (Quadro 4.2). Quatro delas (*Glironia venusta*, *Metachirus nudicaudatus*, *Monodelphis brevicaudata* e *Monodelphis domestica*), todas marsupiais, foram exclusivas de áreas controles. *Akodon toba* e *Mesomys hispidus* só foram capturadas em fragmentos acima de 100 ha e em uma área controle. Dentre todas as espécies deste estudo, 18 (78%) estiveram presentes nas áreas controles e 19 (83%) nos fragmentos (Quadro 4.2). Do total de espécies capturadas, a maioria, 78% (n=18) também foi encontrada em fragmentos menores que 100ha. Apenas *Philander opossum* e *Dasyprocta azarae* foram exclusivas de fragmentos com menos de 100ha (Quadro 4.2).

A área com maior riqueza de espécies foi a controle (C14) com 12 espécies no total e a com a menor riqueza foi a F11 com apenas duas espécies. Esta última é considerada pequena neste estudo com apenas 57,7 ha. As áreas com maiores abundâncias foram a F16 e a F19, com 77 e 80 indivíduos respectivamente, ambas de tamanho superior a 100ha. As com menores abundâncias foram as F10 e F11 com 3 e 2 indivíduos, respectivamente, ambas com tamanho inferior a 100ha. (Quadro 4.2). Para maiores detalhes dos tamanhos das áreas ver tabela 2.1.1.

Monodelphis adusta, considerada uma espécie rara esteve presente desde áreas pequenas até grandes consideradas como controles, sendo inclusive capturada em *pitfall* de artrópodos.

Dentre os marsupiais, *Marmosops noctivagus* e *Micoureus demerarae* foram as mais comuns, só não sendo capturadas em quatro dos 22 fragmentos. Dentre os roedores os mais abundantes foram *Oryzomys megacephalus* e *Oecomys bicolor*, sendo estes, capturados em 15 das 22 áreas estudadas (Quadro 4.2).

A curva de rarefação não atingiu uma assíntota, apresentando um crescimento rápido até próximo da área 6. A partir desse ponto até o final das amostras houve um crescimento lento e constante. Cerca de 87% do total de espécies capturadas podem ser amostradas com a metade das áreas (n=11) (Figura 4.1). O número de indivíduos necessários para amostrar a mesma porcentagem de espécies foi de 354 indivíduos a metade do total capturado (Figura 4.2).

Quadro 4.2 – Sucesso de capturas de pequenos mamíferos durante o estudo, sem matriz de pastagem e sem áreas repetidas. Células em destaques representam o número de indivíduos capturados. **F** representa os fragmentos e **C** as áreas controles.

ESPÉCIES	FRAGMENTOS ESTUDADOS																					
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	C9	F10	F11	F12	C14	C15	F16	F17	F18	F19	F20	F21	F22	C23
ROEDORES																						
<i>Bolomys lasiurus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	1	0	1
<i>Calomys</i> sp.	6	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	1	7	2	0	0	0	0	0	0
<i>Dasyprocta azarae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesomys hispidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Neacomys spinosus</i>	2	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	6	1	0	0	0	0	1	0	3	3	4
<i>Oryzomys megacephalus</i>	12	6	0	0	0	0	0	0	1	0	1	13	11	4	10	8	1	4	4	7	2	9
<i>Oecomys bicolor</i>	7	6	1	0	0	2	1	3	5	0	0	1	4	2	1	2	0	3	0	2	0	3
<i>Oecomys</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	3	2	0
<i>Oecomys roberti</i>	6	3	3	0	0	0	3	1	0	0	0	2	7	3	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oligoryzomys microtis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2
<i>Oryzomys nitidus</i>	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	1	0
<i>Proechimysgr.longicaudatus</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	5	1	0	2	0	0	1	0	2	2
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MARSUPIAIS																						
<i>Glironia venusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gracilinanus agilis</i>	0	7	4	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	0	10	2	1	0	0
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micoureus demerarae</i>	3	5	1	2	2	0	2	1	3	0	0	1	9	0	15	4	23	8	4	31	17	13
<i>Monodelphis adusta</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	2	4	0	2	0	0	1	0	0	0	0
<i>Monodelphis breviceaudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Marmosa murina</i>	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	2	5	14	0	0	0	2
<i>Marmosops noctivagus</i>	12	7	2	3	3	2	0	0	5	0	0	3	8	7	35	25	11	32	24	9	5	2
<i>Monodelphis domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philander opossum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Abundância total	54	49	16	7	7	6	9	5	15	3	2	31	65	23	77	49	40	80	36	60	33	41
Riqueza total	10	11	10	4	4	4	6	3	5	3	2	10	12	9	11	9	4	11	6	10	8	11

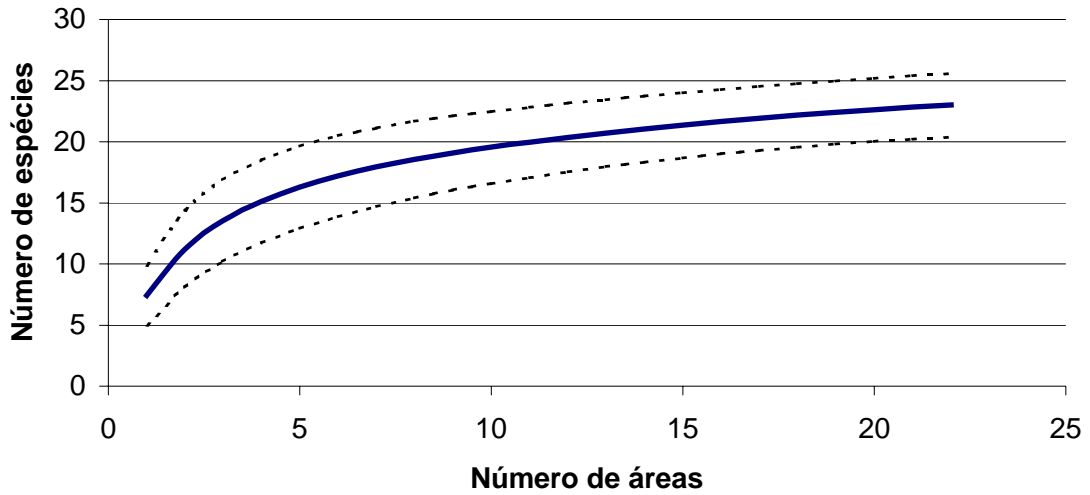


Figura 4.1. Curva de rarefação estimada para as 22 áreas, mostrando o número de espécies em função do número de áreas amostradas. As linhas tracejadas representam a variabilidade dos dados em torno da curva de rarefação.

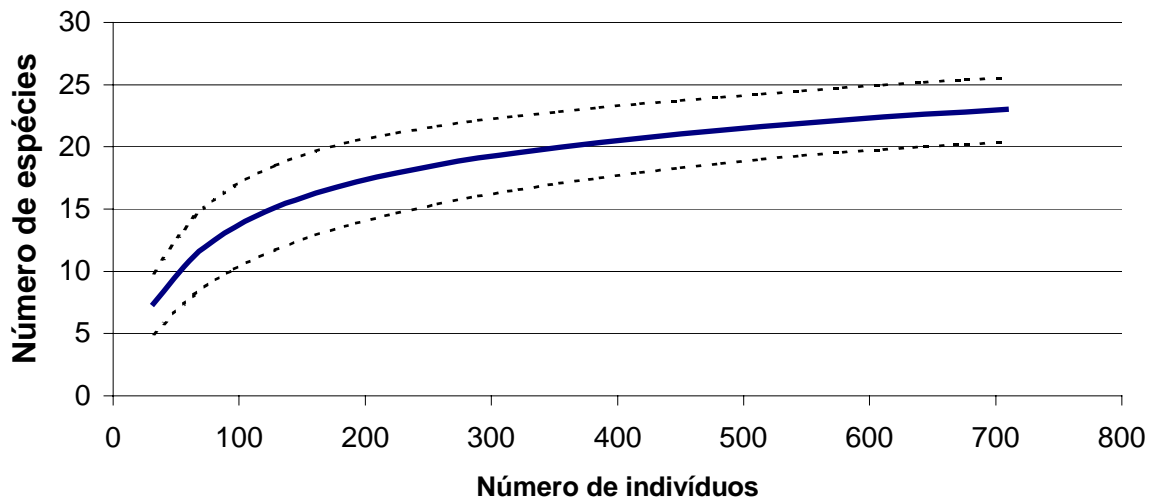


Figura 4.2. Curva de rarefação estimada para as 22 áreas amostradas mostrando o número de espécies em função do número de indivíduos amostrados. As linhas tracejadas representam a variabilidade dos dados em torno da curva de rarefação.

4.3.2. Efeitos das características físicas das áreas na comunidade de pequenos mamíferos.

O modelo testado com as variáveis físicas dos fragmentos não influenciou significativamente na variação no número total de indivíduos ($r^2=0,234$; $F_{3,18}=1,833$; $p=0,177$), nem na riqueza total de espécies capturadas durante o estudo ($r^2=0,188$; $F_{3,18}=1,385$; $p=0,279$).

Quando testado separadamente por grupos taxonômicos, o modelo completo com os marsupiais, também não explicou a variação no número total de indivíduos ($r^2=0,276$; $F_{3,18}=2,286$; $p=0,113$). Nas parciais com os efeitos de tamanho e idade controlados estatisticamente, a forma do fragmento teve um efeito positivo na abundância desse grupo (Tabela 4.3 e Figura 4.3). A área F19, com o maior índice de forma, ou seja, maior quantidade de borda, foi a área com maior abundância de marsupiais. Nenhuma das variáveis físicas teve efeito significativo na riqueza desse grupo ($r^2=0,287$; $F_{3,18}=2,415$; $p=0,100$) (Tabela 4.3).

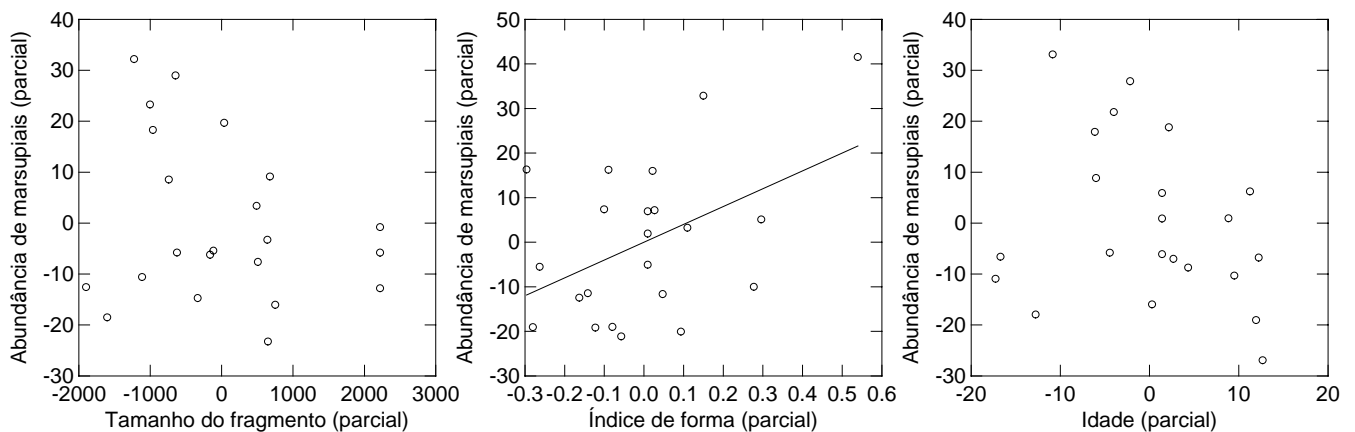


Figura 4.3 – Regressões parciais entre a abundância de marsupiais e as variáveis físicas das áreas.

A abundância e a riqueza de roedores não responderam significativamente a nenhuma das variáveis físicas (Tabela 4.3), nem ao modelo completo com valores da regressão ($r^2=0,166$; $F_{3,18}=1,193$; $p=0,340$) e ($r^2=0,139$; $F_{3,18}=0,966$; $p=0,430$), respectivamente.

Dentre as espécies mais abundantes e que ocorreram na maioria das áreas, *Oecomys bicolor* ($r^2=0,114$; $F_{3,18}=0,772$; $p=0,525$), *Oryzomys megacephalus* ($r^2=0,127$; $F_{3,18}=0,869$; $p=0,475$), *Calomys* sp. ($r^2=0,166$; $F_{3,18}=1,194$; $p=0,340$), *Gracilinanus agilis* ($r^2=0,128$; $F_{3,18}=0,878$; $p=0,471$) e *Micoureus demerarae* ($r^2=0,073$; $F_{3,18}=0,473$; $p=0,705$), não responderam significativamente às variáveis físicas do fragmento (ver tabela 4.3). Porém, para *Marmosops noctivagus* e *Oecomys roberti* não responderem significativamente ao modelo completo da regressão ($r^2=0,246$; $F_{3,18}=1,954$; $p=0,157$), ($r^2=0,285$; $F_{3,18}=2,390$; $p=0,103$), respectivamente. No entanto, com as outras variáveis controladas estatisticamente, a

forma do fragmento teve uma relação positiva com a abundância de *Marmosops noctivagus* (Figura 4.4) e tamanho com a espécie *Oecomys roberti*, e apesar de não ter sido significativo, idade das áreas indicou ter uma forte tendência a correlação a abundância dessa espécie (ver tabela 4.3 e Figura 4.5). *Calomys* sp. tendeu a aumentar o número de indivíduos em fragmentos grandes e áreas controles (Tabela 4.3).

Dentre as espécies que ocorreram em menor abundância, *Proechimys* gr. *longicaudatus* (Rho=0,211; p=0,094), *Oecomys* sp. (Rho=0,161; p=0,245), *Neacomys spinosus* (Rho=0,004; p=0,990); *Marmosa murina* (Rho=0,149; p=0,211) e *Oligoryzomys microtis* (Rho=0,047; p=0,808), não responderam significativamente às variáveis físicas analisadas.

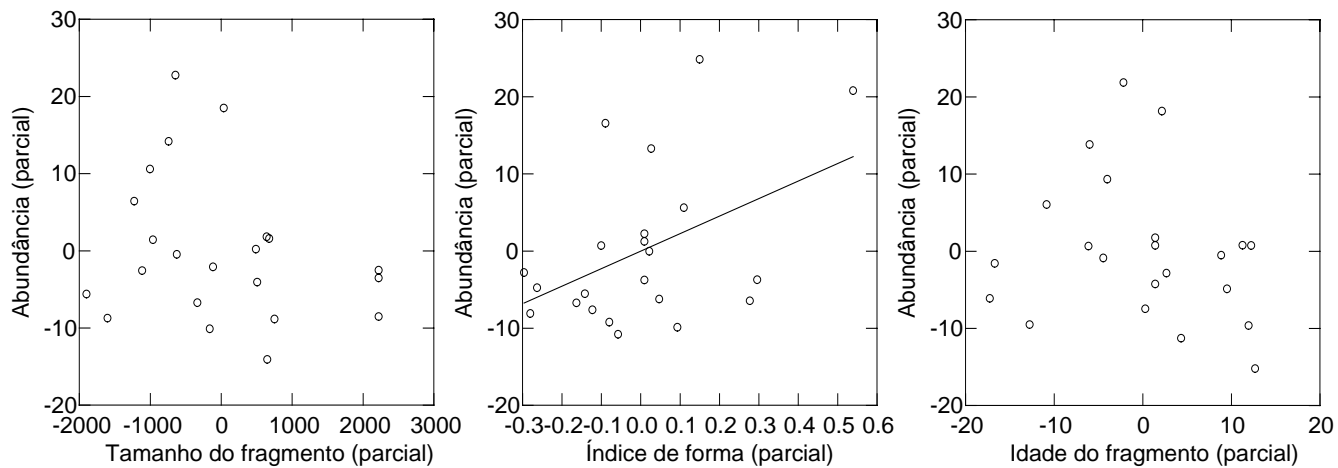


Figura 4.4 - Regressão parciais entre as variáveis físicas com a abundância de *Marmosops noctivagus*.

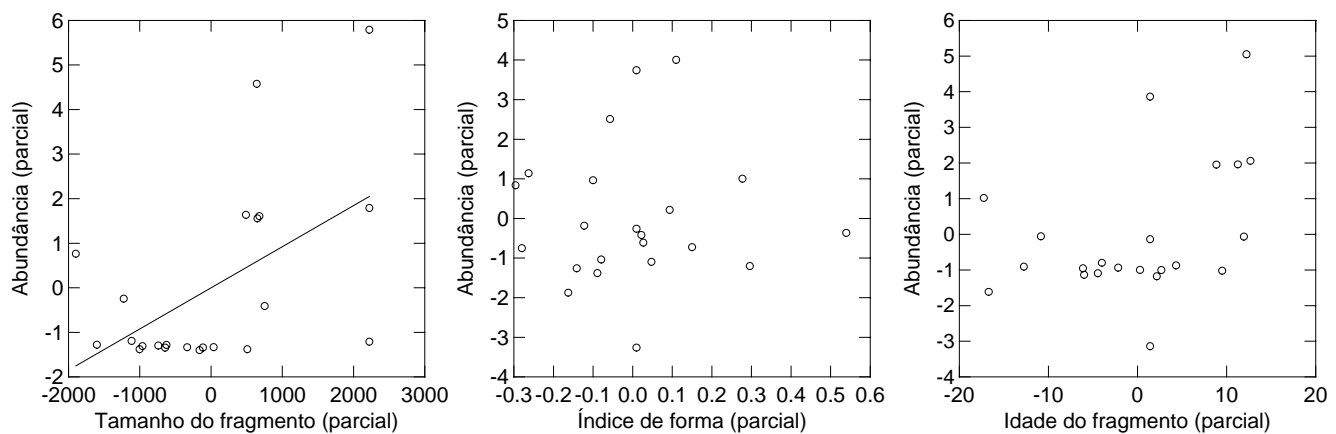


Figura 4.5 - Regressões parciais entre as variáveis físicas com a abundância de *Oecomys roberti*.

Tabela 4.3 – Regressões Múltiplas sobre as variáveis dependentes (abundância e riqueza de espécies) e as variáveis independentes (Tamanho, Índice de forma e Idade).

	Tamanho	Índice de Forma	Idade
<i>Calomys</i> sp.	b= 0,001 t = 1,885 p= 0,076*	b= 0,596 t = 0,159 p= 0,875	b= 0,109 t = 1,340 p= 0,197
<i>Gracilinanus agilis</i>	b= -0,000 t = -0,674 p= 0,509	b= 3,754 t = 1,305 p= 0,208	b= 0,013 t = 0,201 p= 0,843
<i>Marmosops noctivagus</i>	b= -0,002 t = -1,127 p= 0,275	b= 22,694 t = 2,093 p= 0,051	b= -0,195 t = -0,830 p= 0,418
<i>Micoureus demerarae</i>	b= -0,001 t = -0,748 p= 0,464	b= 3,073 t = 0,322 p= 0,752	b= -0,228 t = -1,098 p= 0,287
<i>Oryzomys megacephalus</i>	b=0,001 t =0,681 p=0,504	b= 1,833 t =0,367 p=0,718	b= -0,057 t =-0,527 p=0,605
<i>Oecomys roberti</i>	b= 0,001 t = 2,671 p= 0,016	b= 0,164 t = 0,079 p= 0,938	b= 0,087 t = 1,940 p= 0,068*
<i>Oecomys bicolor</i>	b= 0,001 t = 1,513 p= 0,148	b= 0,219 t = 0,095 p=0,925	b= 0,047 t = 0,939 p= 0,360
Abundância total	b=-0,001 t = -0,264 p= 0,795	b=43,117 t = 1,653 p= 0,116	b= -0,577 t = -1,154 p= 0,264
Riqueza total	b= 0,001 t = 1,069 p= 0,299	b= 3,267 t = 0,896 p= 0,382	b= -0,026 t = -0,369 p= 0,716
Abundância de marsupiais	b= -0,003 t = 0,537 p= 0,295	b= 39,996 t = 2,186 p= 0,042	b= -0,459 t = -1,156 p= 0,263
Riqueza de Marsupiais	b= 0,000 t = 0,068 p= 0,947	b= 2,052 t = 1,425 p= 0,171	b= -0,045 t = -1,443 p= 0,166
Abundância de Roedores	b= 0,004 t = 1,648 p= 0,117	b= 6,954 t = 0,533 p= 0,601	b= 0,176 t = 0,620 p= 0,543
Riqueza de roedores	b= 0,001 t = 1,595 p= 0,128	b= 1,400 t = 0,557 p= 0,585	b= 0,053 t = 0,977 p= 0,342

* Resultados marginalmente significativos.

Quanto à composição da comunidade, aparentemente não houve formação de nenhum agrupamento das áreas quanto à presença e ausência de pequenos mamíferos em análises de HMDS, pois quatro das 22 áreas tiveram espécies exclusivas, e quatro espécies ocorreram no máximo em dois fragmentos (Figura 4.6) e (Quadro 4.2).

Quanto à abundância de espécies, a metade das áreas ficou agrupada, pois tiveram poucos indivíduos capturados no total (Figura 4.7). Os fragmentos que estão fora desse agrupamento tiveram uma abundância em comum maior de indivíduos no total, sendo que os fragmentos F16, F17, F19 e F20 estão mais isolados devido à maior abundância em comum da espécie *Marmosops noctivagus*. As áreas F1, F2 e C14 estão mais próximas devido às espécies *Oryzomys megacephalus*, *Calomys* sp., *Oecomys roberti* e *Oecomys bicolor* que tiveram maiores abundâncias nessas áreas. Já os fragmentos F18, F21, F22 e o controle C23 estão relativamente próximos tendendo a formar um grupo isolado devido à abundância em comum da espécie *Micoureus demerarae*. Não houve separação com agrupamentos distintos entre as microbacias estudadas para abundância total nem para dados de presença/ausência (Figura 4.6 e 4.7).

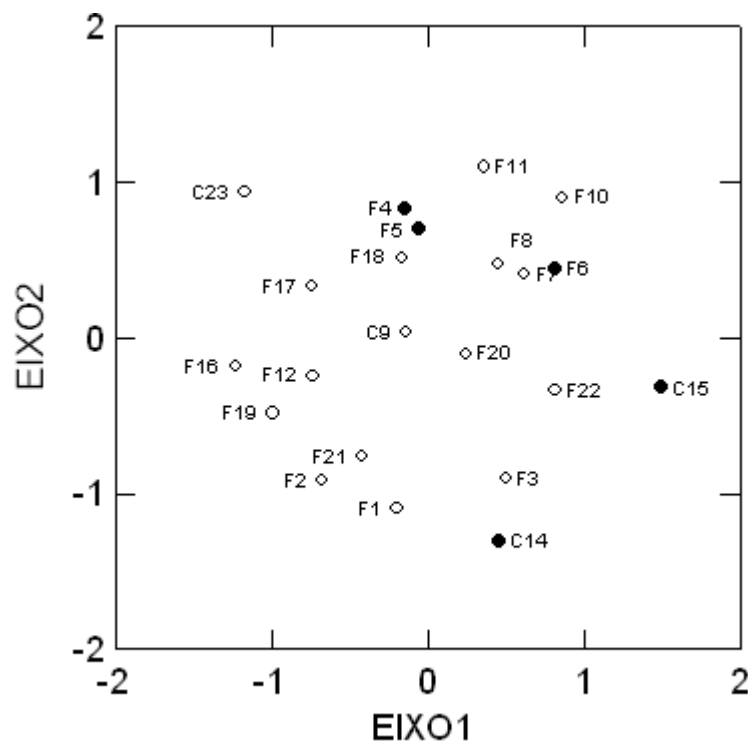


Figura 4.6 - Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de presença e ausência de pequenos mamíferos nas 22 áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. ● Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

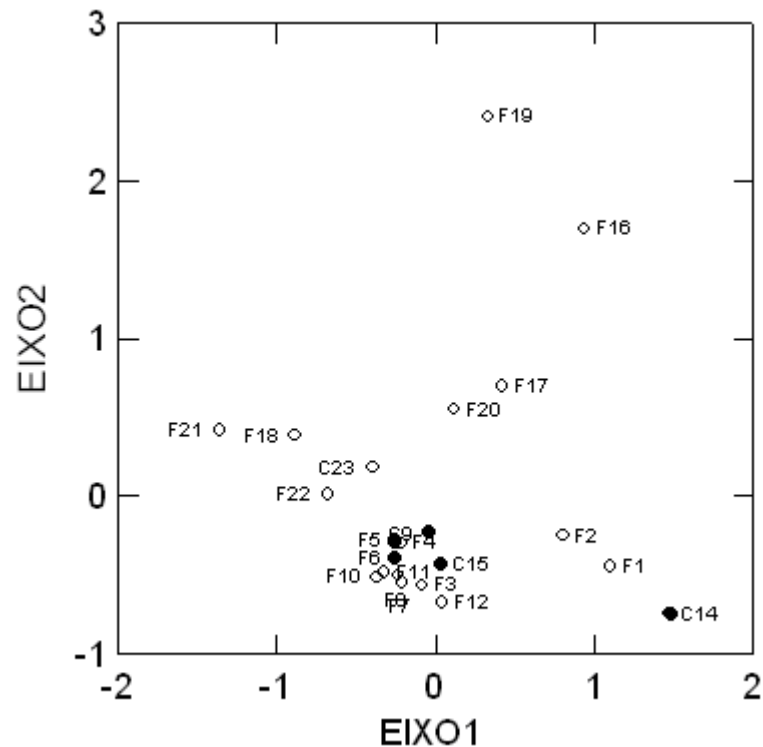


Figura 4.7 - Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de abundância total de pequenos mamíferos nas 22 áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. ● Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

A análise de ordenação da composição de espécies com valores de abundância de marsupiais entre os fragmentos estudados evidenciaram um agrupamento das áreas F20 e F17, devido à abundância em comum de três espécies nessas três áreas, (*Gracilinanus agilis*, *Marmosops noctivagus* e *Micoureus demerarae*), e o F19 a um número maior de *Marmosa murina* em relação às outras áreas. Dentre todas as áreas, a F16 teve a maior abundância de *Marmosops noctivagus*, enquanto que as áreas F18 e F21 tiveram de *Micoureus demerarae* (Figura 4.8). A maioria das áreas se agrupou por possuir abundâncias relativas das espécies de marsupiais baixas e semelhantes. Não houve separação com agrupamentos distintos entre as microbacias estudadas para abundância de marsupiais nem para dados de presença/ausência (Figura 4.8 e 4.9).

Quanto à composição de marsupiais com dados de presença/ausência, a área C15 (controle) e C14 (controle) estão separadas devido à presença de duas espécies comuns *Metachirus nudicaudatus* e *Monodelphis domestica*. Além dessas duas espécies, a C15 tem mais uma exclusiva *Glironia venusta*. A F11 está separada devido à ausência da maioria das

espécies, tendo sido capturadas somente duas espécies. O restante das áreas não evidenciou um padrão que pudesse indicar um agrupamento entre elas (Figura 4.9).

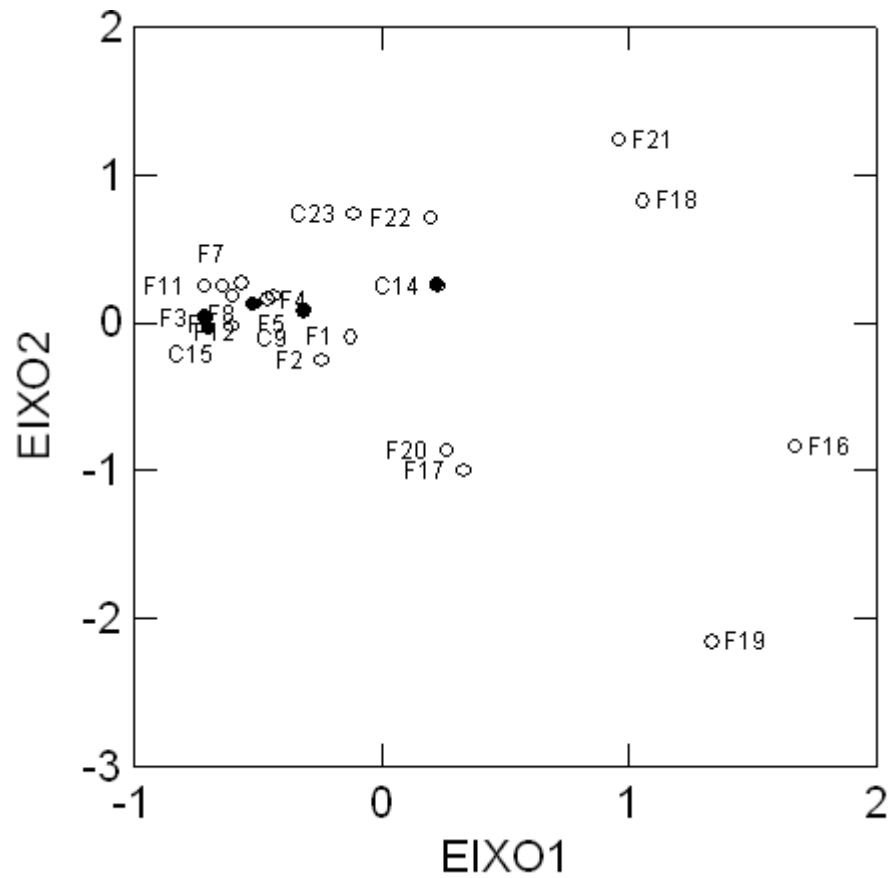


Figura 4.8 A Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de abundância de marsupiais nas áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. • Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

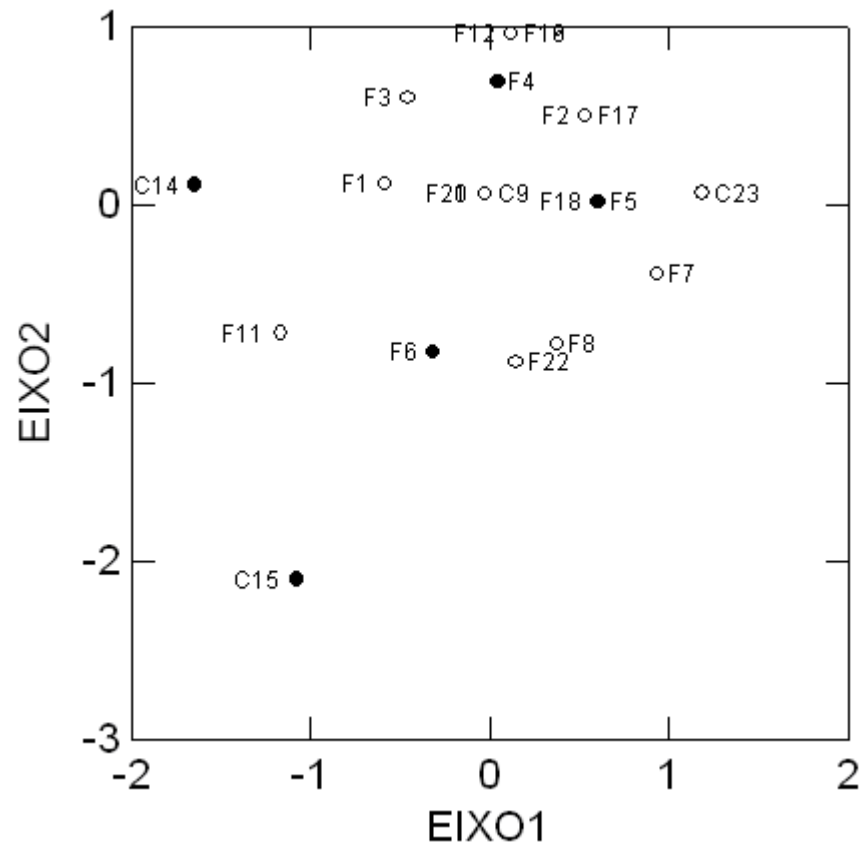


Figura 4.9 A Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de presença e ausência de marsupiais nas áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. ● Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

Na análise de ordenação da composição de espécies com valores de abundância de roedores entre os fragmentos estudados houve um afastamento das áreas F1 e F2 e a área controle C14 das demais devido a três espécies em comum mais abundantes, *Oryzomys megacephalus*, *Oecomys roberti* e *Calomys* sp. (Figura 4.10). Quanto à composição de roedores, os dados de presença e ausência não evidenciaram padrão que pudesse indicar a diferença clara no uso dos diferentes fragmentos pelas espécies de roedores (Figura 4.11). Não houve distinção entre as micro-bacias tanto para dados de abundâncias de roedores, quanto para dados de presença/ausência (Figura 4.10 e 4.11)

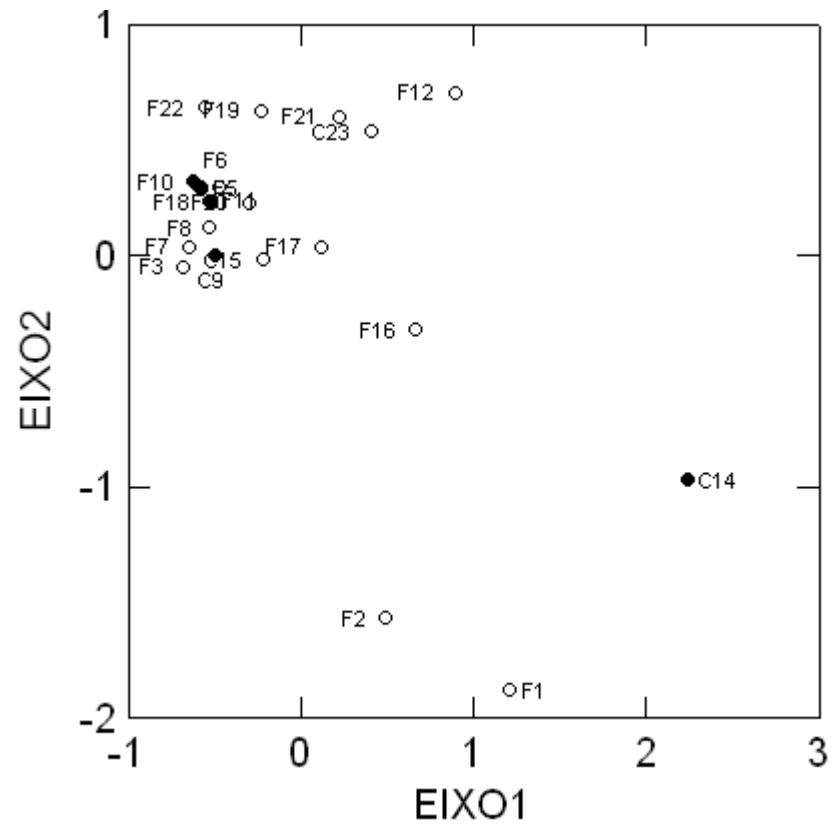


Figura 4.10 - Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de abundância de roedores nas áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. ● Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

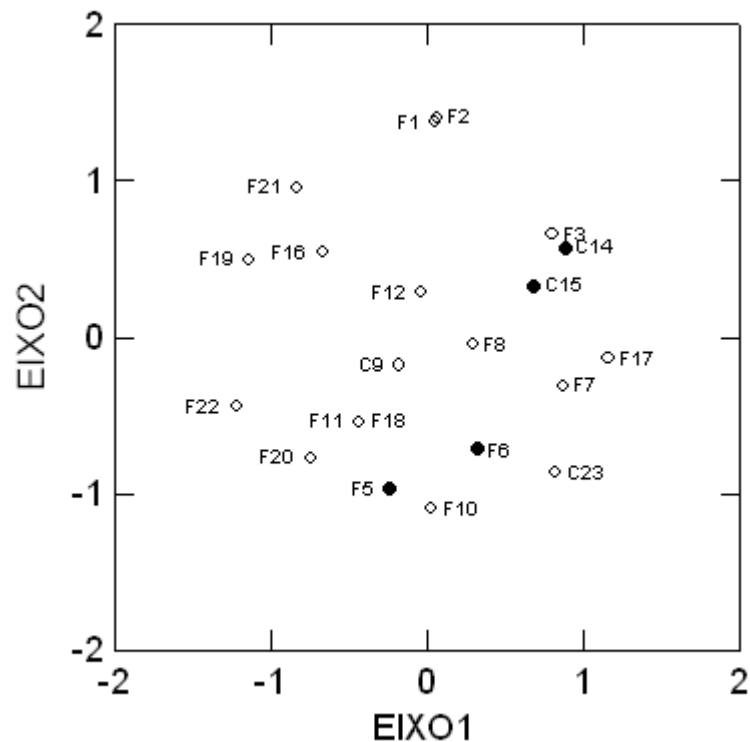


Figura 4.11 - Análise de Escalonamento Multidimensional Híbrido (HMDS), com dados de presença e ausência de roedores nas áreas estudadas. As bacias estão representadas por símbolos distintos. ● Micro-bacia do rio Cabaçal e ◊ Micro-bacia do rio Jauru.

Através da análise de MANCOVA pode concluir que a composição da comunidade de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais resumidas em dois eixos da HMDS), baseada em dados quantitativos (abundância) foi afetada significativamente pela forma dos fragmentos, mas, não pelo tamanho e nem pela idade (Tabela 4.4). Para dados qualitativos (presença/ausência) da comunidade, nenhuma das variáveis físicas influenciou significativamente nas áreas estudadas (Tabela 4.4).

Dentre as três variáveis físicas do fragmento somente a forma teve tendência a um efeito significativo na abundância de marsupiais (Tabela 4.4). Para dados de presença/ausência nenhuma das variáveis teve valores significativos (Tabela 4.4).

Somente a idade dos fragmentos influenciou significativamente na abundância de roedores, não ocorrendo o mesmo para a variável tamanho nem para o índice de forma. Já para dados de presença/ausência de roedores, somente o tamanho das áreas é que teve efeito significativo (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – MANCOVAS com as variáveis dependentes (Comunidade de pequenos mamíferos, representada pelos dois eixos da HMDS), com dados de riqueza (presença/ausência) e abundância e as variáveis independentes (Tamanho, Índice de forma e Idade).

	TAMANHO	ÍNDICE DE FORMA	IDADE
Abundância total de mamíferos	Pillai Trace =0,243 F _{2,17} = 2,725 Prob =0,094	Pillai Trace =0,303 F _{2,17} =3,688 Prob = 0,047	Pillai Trace =0,146 F _{2,17} =1,455 Prob =0,261
Riqueza total de mamíferos	Pillai Trace =0,116 F _{2,17} =1,119 Prob =0,350	Pillai Trace =0,030 F _{2,17} = 0,265 Prob =0,770	Pillai Trace=0,087 F _{2,17} =0,810 Prob= 0,461
Abundância de marsupiais	Pillai Trace =0,118 F _{2,16} =1,068 Prob =0,367	Pillai Trace =0,297 F _{2,16} =3,372 Prob =0,060*	Pillai Trace =0,099 F _{2,16} =0,876 Prob =0,436
Riqueza de marsupiais	Pillai Trace =0,252 F _{2,16} =2,700 Prob =0,098	Pillai Trace =0,049 F _{2,16} =0,408 Prob =0,672	Pillai Trace =0,115 F _{2,16} =1,036 Prob =0,378
Abundância de roedores	Pillai Trace =0,193 F _{2,16} =1,909 Prob =0,181	Pillai Trace =0,015 F _{2,16} =0,122 Prob =0,886	Pillai Trace =0,414 F _{2,16} =5,655 Prob = 0,014
Riqueza de roedores	Pillai Trace =0,456 F _{2,16} =6,702 Prob = 0,008	Pillai Trace =0,177 F _{2,16} =1,719 Prob =0,211	Pillai Trace =0,241 F _{2,16} =2,535 Prob = 0,111

* Resultado marginalmente significativo.

4.3.3. Efeitos das características ambientais (estrutura da floresta) das áreas na comunidade de pequenos mamíferos.

A abundância e a riqueza total de pequenos mamíferos não sofreram influências significativas das variáveis ambientais dos fragmentos, com valores de regressão ($r^2=0,327$; $F_{3,18}= 2,916$; $p=0,062$) e ($r^2 = 0,168$; $F_{3,18}= 1,210$; $p= 0,335$), respectivamente, apesar da tendência no primeiro caso. Porém, nas parciais do modelo completo, a abertura de dossel teve um efeito negativo na abundância total de indivíduos (Figura 4.12 e Tabela 4.5).

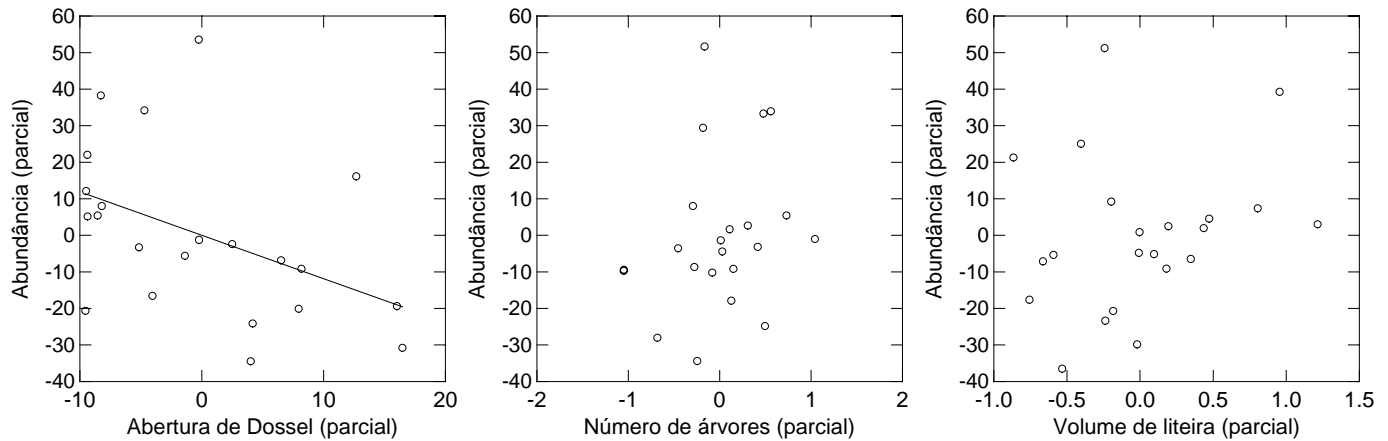


Figura 4.12 – Regressões parciais de abundância total de pequenos mamíferos com abertura de dossel, número de árvores e volume de liteira.

Quando testado separadamente somente para roedores, o modelo completo não explicou a variação no número total de indivíduos nem na riqueza de espécies desse grupo nas áreas estudadas com valores de regressão ($r^2 = 0,190$; $F_{3,18} = 1,404$ $p = 0,274$) e ($r^2 = 0,265$; $F_{3,18} = 2,160$ $p = 0,128$), respectivamente. Quando avaliadas as parciais desse modelo, pôde-se concluir que o volume de liteira teve efeitos positivos significativos na riqueza de roedores (Figura 4.13), porém, o mesmo não ocorreu com a abundância de indivíduos (Tabela 4.5).

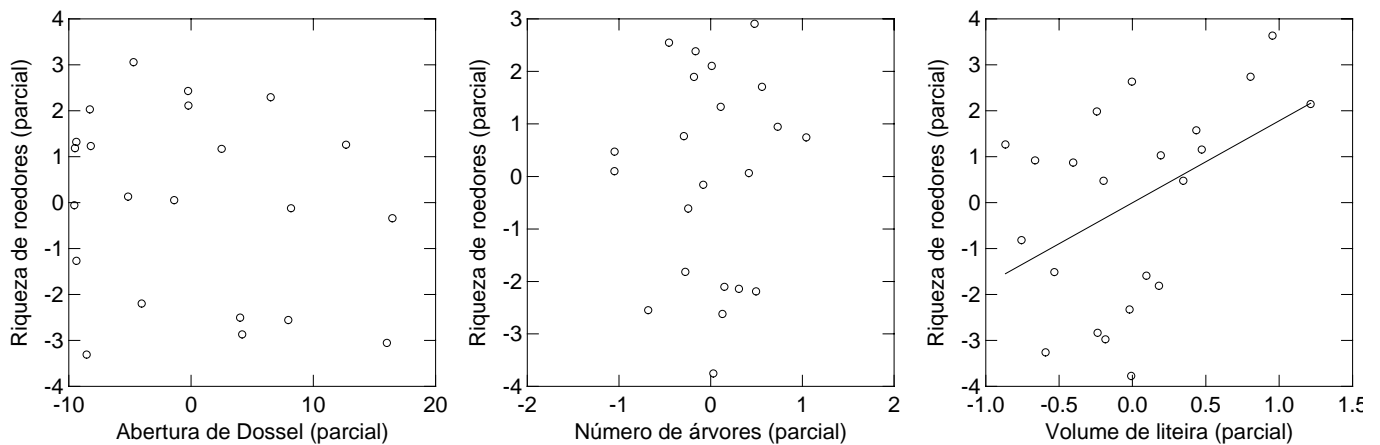


Figura 4.13 – Regressões parciais de riqueza total de roedores com variáveis independentes abertura de dossel, número de árvores e volume de liteira.

Houve uma tendência ao aumento na abundância de marsupiais com relação as variáveis ambientais analisadas (Abertura de dossel, Número de árvores e Volume de liteira) das áreas estudadas ($r^2 = 0,319$; $F_{1,18} = 2,816$; $p = 0,069$). Já para riqueza de espécies o modelo

completo explicou muito pouco a variação dos dados ($r^2=0,035$; $F_{1,18}=0,219$; $p=0,882$). Nas parciais desses dois modelos, apenas a abertura de dossel teve um efeito negativo significativo sobre a abundância de marsupiais (Figura 4.14 e Tabela 4.5).

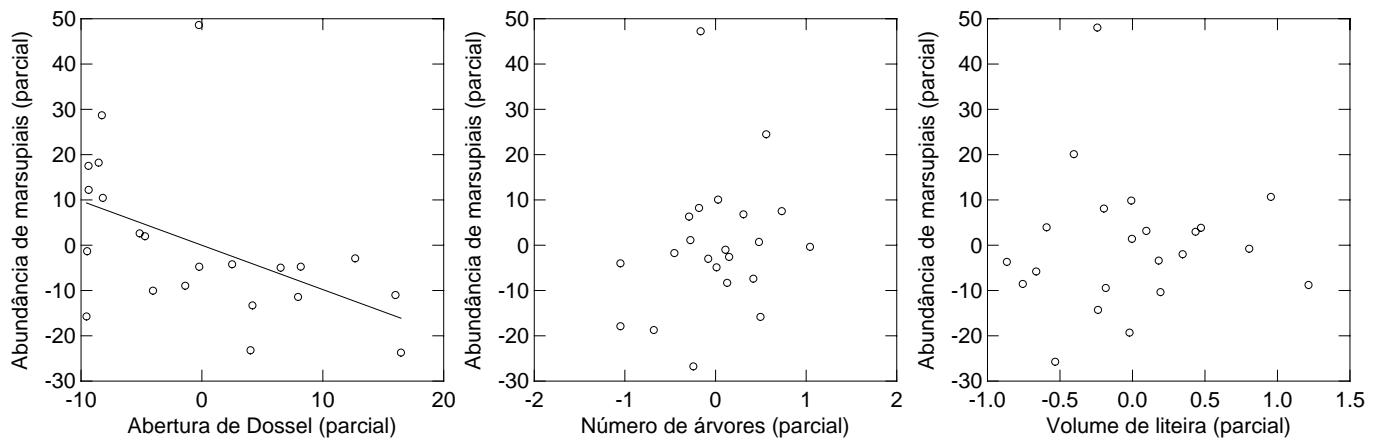


Figura 4.14 – Regressões parciais de abundância de marsupiais com variáveis independentes abertura de dossel, número de árvores e volume de liteira.

Dentre as espécies mais abundantes e que ocorreram na maioria das áreas, *Oecomys roberti* ($r^2=0,054$; $F_{3,18}=0,343$; $p=0,794$), *Oryzomys megacephalus* ($r^2=0,206$; $F_{3,18}=1,555$; $p=0,235$), *Calomys* sp. ($r^2=0,132$; $F_{3,18}=0,915$; $p=0,454$), *Marmosops noctivagus* ($r^2=0,183$; $F_{3,18}=1,348$; $p=0,290$) e *Gracilinanus agilis* ($r^2=0,054$; $F_{3,18}=0,344$; $p=0,794$) não responderam significativamente às variáveis ambientais dos fragmentos (ver tabela 4.5). Porém, *Micoureus demerarae* ($r^2=0,497$; $F_{3,18}=5,928$; $p=0,005$) e *Oecomys bicolor* ($r^2=0,401$; $F_{3,18}=4,012$; $p=0,024$), tiveram variações significativas em abundância em relação as variáveis ambientais analisadas. Nesse modelo, dossel mais fechado e um maior número de árvores favoreceram a abundância de *Micoureus demerarae*, (Figura 4.15) enquanto que *Oecomys bicolor* teve correlação positiva com volume de liteira (ver tabela 4.5) e (Figura 4.16).

Dentre as espécies que ocorreram em menor abundância, *Proechimys* gr. *longicaudatus* ($Rho=0,062$; $p=0,596$), *Oecomys* sp. ($Rho=0,107$; $p=0,431$), *Neacomys spinosus* ($Rho=0,102$; $p=0,374$) e *Marmosa murina* ($Rho=0,041$; $p=0,742$), não responderam significativamente às variáveis ambientais analisadas.

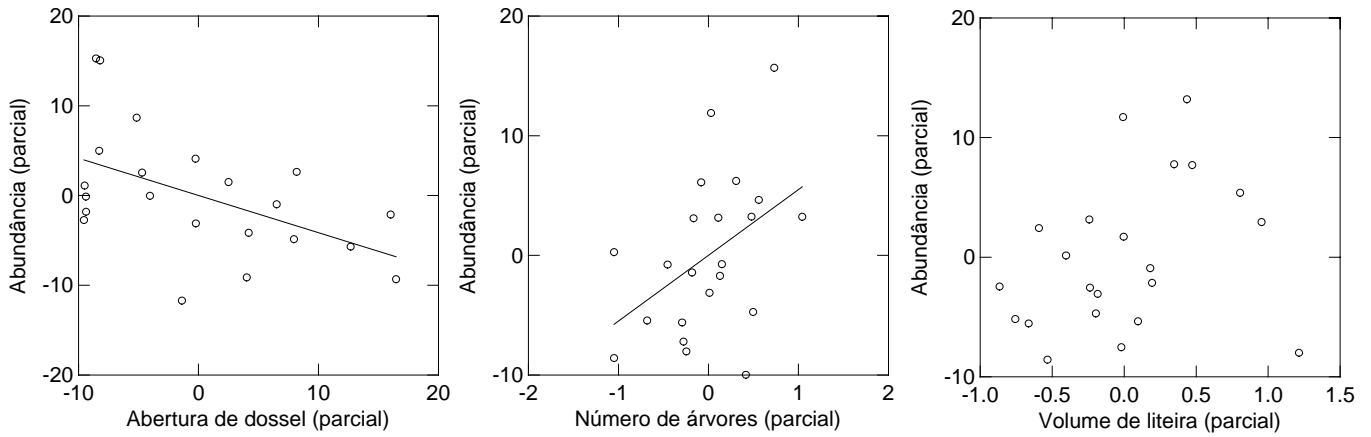


Figura 4.15 – Regressões parciais de abundância de *Micoureus demerarae* com variáveis independentes abertura de dossel, número de árvores e volume de liteira.

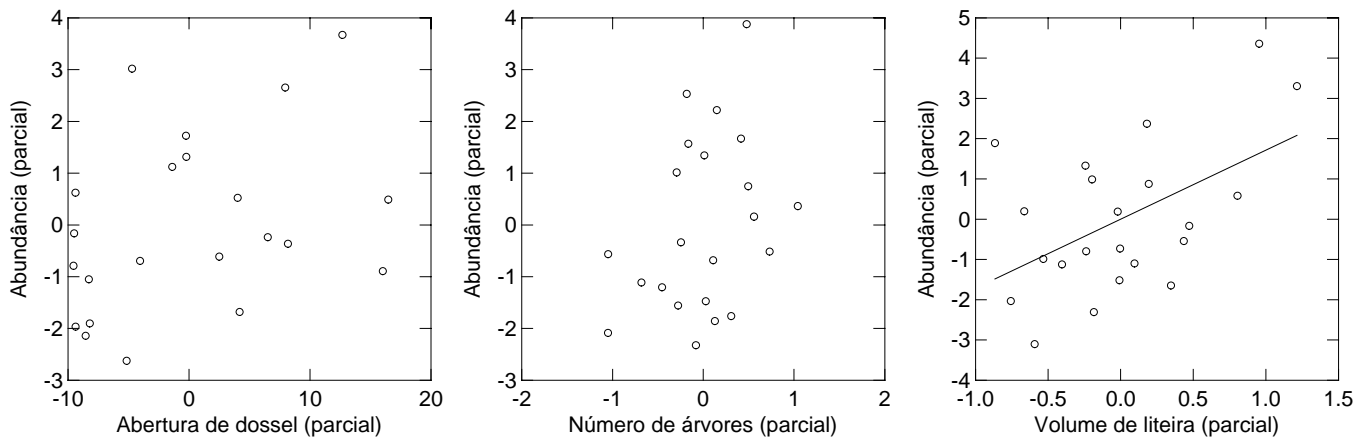


Figura 4.16 – Regressões parciais de abundância de *Oecomys bicolor* com variáveis independentes abertura de dossel, número de árvores e volume de liteira.

Tabela 4.5 – Sumário estatístico das Regressões Múltiplas sobre as variáveis dependentes (abundância e riqueza de espécies) e as variáveis independentes (Abertura de Dossel, Número de Árvores, Volume de Liteira).

	Abertura de dossel	Número de árvores	Volume de liteira
<i>Calomys sp.</i>	b= -0,041 t = -0,464 p= 0,648	b= 1,922 t = 1,343 p= 0,196	b= 0,374 t = 0,272 p= 0,788
<i>Gracilinanus agilis</i>	b= -0,033 t = -0,478 p= 0,639	b= -0,266 t = -0,237 p= 0,816	b= 0,951 t = 0,883 p= 0,389
<i>Marmosops noctivagus</i>	b= -0,472 t = -1,803 p= 0,088	b= 2,028 t = 0,480 p=0,637	b= -1,760 t = -0,434 p= 0,670
<i>Micoureus demerarae</i>	b= -0,415 t = -2,538 p= 0,021	b= 5,492 t = 2,083 p= 0,052	b= 3,530 t = 1,395 p= 0,180
<i>Oryzomys megacephalus</i>	b=-0,181 t =-1,638 p=0,119	b= -0,170 t =-0,095 p= 0,925	b= 2,163 t =1,262 p=0,223
<i>Oecomys roberti</i>	b= 0,039 t = 0,701 p= 0,492	b= -0,308 t = -0,346 p= 0,733	b= 0,553 t = 0,648 p= 0,525
<i>Oecomys bicolor</i>	b= 0,075 t = 1,700 p= 0,106	b= 1,059 t = 1,493 p= 0,153	b= 1,712 t = 2,516 p= 0,022
Abundância total	b = -1,187 t = -2,111 p = 0,049	b = 9,793 t = 1,079 p = 0,295	b = 8,460 t = 0,971 p = 0,344
Riqueza total	b = -0,085 t = -1,017 p = 0,322	b = 0,254 t = 0,189 p = 0,852	b = 1,818 t = 1,411 p = 0,175
Abundância de Roedores	b = -0,209 t = -0,701 p = 0,493	b = 2,840 t = 0,589 p = 0,563	b= 7,218 t = 1,561 p= 0,136
Riqueza de Roedores	b = -0,053 t = -0,982 p = 0,339	b = 0,202 t = 0,232 p = 0,819	b = 1,784 t = 2,135 p = 0,047
Abundância de Marsupiais	b = -0,974 t = -2,581 p = 0,019	b = 9,621 t = 1,576 p = 0,132	b=1,242 t =0,195 p=0,848
Riqueza de Marsupiais	b =-0,029 t = -0,739 p = 0,469	b = 0,032 t = 0,051 p = 0,960	b =0,169 t = 0,281 p = 0,782

4.4. DISCUSSÃO

Apesar de freqüentes alterações antrópicas que ocorrem nas áreas estudadas como, por exemplo, corte seletivo de madeira, fogo e entrada de gado (variáveis não consideradas neste estudo), a riqueza de espécies encontrada é maior quando comparada com outros estudos na Mata Atlântica de Pardini (2004) e Passamani (2003) com 20 espécies e Malcolm (1997a) em Floresta Amazônica com 19 espécies no total. Talvez o maior número de espécies obtido neste estudo seja reflexo da metodologia e dos vários tipos de armadilhas utilizadas (Capítulo 1).

Aparentemente a área de estudo é muito rica, pois apesar do grande número de espécies capturadas, não se pôde notar uma total estabilidade das curvas de rarefação. Além do que, os desvios apresentados no final das retas, indicam que não foram amostradas todas as espécies presentes na área de estudo, e que o número de indivíduos capturados ainda é insuficiente para uma amostra completa da comunidade. Possivelmente com o aumento de áreas e um maior número de indivíduos capturados isso venha ocorrer. No entanto, com a metade das áreas estudadas já capturamos a grande maioria das espécies.

As áreas são relativamente antigas quanto à fragmentação com diferentes históricos de catástrofes naturais ou antrópicas, ficando assim difícil a escolha das variáveis mais importantes às quais poderiam estar respondendo as variações na comunidade como um todo. Mesmo assim, foram analisadas as que acreditávamos estar melhor respondendo a essas variações.

As grandes áreas controles deste estudo também sofrem com os efeitos externos, apesar disso em menor escala quando comparadas com áreas pequenas.

Apesar das quatro espécies de marsupiais terem sido consideradas vulneráveis à fragmentação, sendo capturadas somente em áreas controles, *Monodelphis brevicaudata* e *M. domestica* foram capturadas em fragmentos próximos com menos de 100 ha (Santos-Filho, dados não publicados). *Metachirus nudicaudatus*, em estudos realizados em fragmentos de Mata Atlântica, conseguiu inclusive transpor área abertas (Pires *et al.* 2002), demonstrando assim a capacidade de ocupar novas áreas, apesar de ter ocupado neste estudo apenas áreas controles. A espécie *Glironia venusta*, considerada rara por Emmons e Feer (1997), pode ocupar vários tipos de habitats (Tarifa & Anderson, 1997), inclusive próximo a áreas secundárias (Da Silva & Langguth, 1989).

Neste estudo, as grandes áreas acima de 4000ha demonstraram ser de fundamental importância para a manutenção da biodiversidade com espécies exclusivas, mas áreas com até 100ha já conseguem manter a maioria das espécies da região.

Dentre as duas espécies exclusivas de áreas com menos de 100 ha. uma foi um indivíduo jovem de *Dasyprocta azarae* e outro foi um *Philander opossum*. O tamanho das armadilhas parece influenciar a captura de *D. azarae*, pois não possibilita a captura de indivíduos adultos.

Apesar de ter havido um maior número de espécies em uma área controle neste estudo e uma menor riqueza em um fragmento pequeno, não foi um padrão para todas as áreas, pois o menor fragmento teve riqueza maior que duas das quatro áreas controles. Parece que a comunidade está se mantendo estável em alguns fragmentos apesar do grande isolamento da maioria das áreas, pois, apenas um fragmento, o F4, está dentro de um limite de espaço com capacidade de dispersão com 68m de uma área vizinha bastante alterada. Apesar dessa proximidade, esse fragmento teve baixa riqueza e abundância de espécies. Segundo Malcolm (1991) e Pires *et al.* (2002) não só a distância, mas também a matriz inóspita de pastagem forma uma das maiores barreiras para a movimentação de indivíduos entre áreas. Já para Zimmerman & Bierregaard (1986), não se pode analisar apenas área quando pensamos em conservar espécies, pois existem outras variáveis que se deve levar em consideração como, por exemplo, lugar de reprodução. Portanto, áreas de 100ha. muito heterogêneas, com muitos tipos de habitats podem ser melhores que áreas de 500ha. homogêneas com poucos habitats disponíveis. Nesse sentido, não se pode deixar de considerar as áreas pequenas com menos de 100ha. deste estudo, pois elas são de fundamental importância para manutenção da riqueza de espécies de pequenos mamíferos na região, mantendo por mais de 40 anos (idade da maioria dos fragmentos) a maior parte das espécies que são capturadas nas áreas controles ou nos grandes fragmentos.

Algumas espécies, como *Monodelphis adusta* considerada rara e que utiliza apenas habitats primários ou pouco perturbados (Vargas *et al.* 2003), neste estudo foram relativamente comuns utilizando desde áreas controles até fragmentos pequenos e bastante alterados. Deve-se levar em consideração os tipos de armadilhas utilizada nos trabalhos com pequenos mamíferos neotropicais, pois isso pode ser determinante para o registro de algumas espécies como, por exemplo, as espécies do gênero *Monodelphis* que dificilmente caem em armadilhas convencionais.

Segundo Tattersall *et al.* (2002), o efeito de borda ocasionada pela fragmentação diminui a qualidade do habitat para as espécies especialistas e aumenta para generalistas.

Comparando áreas com florestas e áreas com cortes de árvores em Madagascar, Scott *et al.* (2005) não encontrou diferença significativa em riqueza nem em abundância de pequenos mamíferos, mas houve troca na composição das espécies, favorecendo espécies generalistas em áreas com corte de árvores. Neste estudo, em geral *Micoureus demerarae* e *Marmosops noctivagus* foram mais comuns em fragmentos que em áreas controles. Segundo Pinheiro *et al.* (2002), locais alterados como bordas favorece o aumento na quantidade de frutos e artrópodes, componentes principais da dieta dessas espécies. Contudo, neste estudo, *Micoureus demerarae* ocorreu em maior abundância nos fragmentos mais preservados. Ao contrário do que foi encontrada neste estudo, uma espécie próxima de *Marmosops noctivagus*, (*M. incanus*), foi negativamente afetada pela criação de borda em áreas fragmentadas de Mata Atlântica (Pardini, 2001). Uma outra espécie, um roedor terrícola *Oryzomys megacephalus* foi bastante comum, ocorrendo principalmente em áreas grandes e controles, menos alteradas.

As variáveis físicas testadas não tiveram efeitos significativos na abundância nem na riqueza total de pequenos mamíferos, pois a abundância e a riqueza de espécies variaram drasticamente entre as áreas estudadas. Por exemplo, houve fragmento com dois indivíduos e duas espécies, outros com mais de sete vezes o número de indivíduos em relação ao número de espécies, talvez outras variáveis como o histórico individual de cada área possa explicar melhor essa variação. Pardini *et al.* (2005) concluíram que não só o tamanho dos fragmentos, mas também o isolamento tem grande influência na abundância de pequenos mamíferos, com maior número de indivíduos em fragmentos grandes quando comparados aos pequenos isolados. Já nos resultados encontrados por Passamani (2003) em Mata Atlântica, os fragmentos pequenos foram significativamente mais abundantes que os grandes e áreas controles. Isso devem porque a heterogeneidade de habitat pode ser um dos principais fatores que aumentam a diversidade (Bierregaard *et al.*, 1992).

Em estudos com fragmentação de Floresta Amazônica, Malcolm (1997a) encontrou maior diversidade e riqueza em fragmentos de 10ha quando comparados à mata contínua. Contudo, o trabalho de Malcolm (1997a) foi realizado menos de 10 anos depois da fragmentação, enquanto que este estudo foi cerca de 40 anos. O efeito de tamanho parece que ocorre após um tempo maior de isolamento. Apesar de não ter ocorrido neste estudo, Pardini (2005) estudando áreas com idade entre 50 e 80 anos encontrou efeitos positivos significativos para riqueza e abundância de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica.

Separados por grupos taxonômicos, a riqueza de marsupiais não respondeu significativamente às variáveis físicas da área quando analisadas juntas no mesmo modelo

(tamanho, índice de forma e idade), mas a forma da área, apesar de não significativa, teve uma influência positiva na abundância. Segundo Malcolm (1995), as mudanças na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos estão relacionados com tamanho, degradação e isolamento do fragmento. Marsupiais insetívoros aparentemente aumentam em fragmentos devido ao aumento do efeito de borda, que causa a morte de árvores favorecendo um melhor microhabitat para alimentação (Malcolm, 1991). Nesses locais há um aumento na quantidade de frutos e artrópodes, componentes principais na dieta desse grupo (Pinheiro *et al.*, 2002). Outros estudos também têm mostrado que marsupiais são mais abundantes em Floresta Neotropical secundária que primária (Fonseca, 1988; Stallings, 1988; Santos-Filho, 2000; Graipel & Santos-Filho, 2006 aceito).

Mesmo que algumas espécies de roedores do gênero *Proechimys* (Stevens e Husted, 1998; Rittl, 1998), *Akodon* e *Oligoryzomys* (Pardini, 2004) estejam sendo favorecidas por áreas alteradas como as encontradas nas áreas de estudo, a riqueza e a abundância da comunidade de roedores como um todo não respondeu significativamente às variáveis físicas analisadas.

A grande maioria das espécies que ocorreram com maior abundância não sofreu variações no número de indivíduos devidos as variáveis físicas das áreas. Porém, houve um aumento no número de indivíduos da espécie *Marmosops noctivagus* em áreas mais irregulares com maior quantidade de borda. Talvez isso possa ser explicado pelo fato de *Marmosops* se alimentar de frutos e artrópodos (Stallings, 1988), mais presentes nessas áreas alteradas (Malcolm, 1995). Apesar dos estudos realizados por Pardini (2001) no sul da Bahia terem considerado uma outra espécie do gênero, *Marmosops incanus*, como vulnerável a fragmentação, Passamani (2003) com a mesma espécie teve resultado contrário, ambos em fragmentos de Mata Atlântica.

Dentre as duas espécies de *Oecomys* com abundância suficiente para análises neste estudo, apenas *Oecomys roberti* demonstrou ser suscetível à fragmentação, pois teve uma relação significativa positiva com tamanho e idade de fragmento, além do que teve uma tendência a ter mais indivíduos no interior do fragmento que nas bordas (ver Capítulo 3).

Calomys sp. apesar de ser uma espécie generalista (capítulo 3), teve uma tendência a uma maior abundância em áreas grandes. A abundância dessa espécie pode estar sendo limitada em algumas áreas devido à competição com algumas espécies, principalmente *Bolomys lasiurus*, como observado por Vieira (1999) em áreas de Cerrado.

A composição total de espécies de pequenos mamíferos com dados qualitativos (presença ou ausência de espécies), mostrou que no conjunto total das áreas há muita diferença, não demonstrando padrão de agrupamento, apesar da maioria ser rica com mais de

nove espécies. Contudo, como a composição se baseia em uma matriz de poucas espécies, a ausência de duas ou três promove modificações grandes na similaridade. Estes resultados demonstram claramente que o que muda nestes casos é a presença de algumas espécies que são restritas a uma ou duas áreas.

Metade das áreas tiveram abundância relativamente baixa em comum para a maioria das espécies, apesar de algumas terem riqueza considerada alta quando comparada com outros estudos em Florestas Neotropicais. Mesmo assim, houve semelhança quanto à abundância de indivíduos da comunidade quando comparada entre as áreas de diferentes tamanhos. Possivelmente fatores históricos (não analisados neste estudo) possam estar influenciando nas baixas taxas de capturas de indivíduos em algumas dessas áreas, pois, a maioria delas possui complexidade estrutural semelhante.

Apesar de várias espécies terem sido capturadas em somente uma micro-bacia, essa diferença não foi suficientemente grande para separá-las em grupos distintos. Isto demonstra não ter havido no passado, antes do desmatamento, barreiras ecológicas nem físicas que separavam as populações.

Os quatro fragmentos F16, F17, F19 e F20 são bastante antropizados através de retirada seletiva de madeira e com presença de muita clareira. Segundo Malcolm (1997b) há um aumento de artropódos próximos as bordas das florestas. A abundância de presas, itens principais da dieta de alguns marsupiais, torna esses locais ideais para a ocupação de espécies como, por exemplo, *Micoureus* (Pinheiro *et al.*, 2002) e também *Marmosops*. Dentre estes quatro fragmentos, o F16 foi o que teve a maior abundância dessa última espécie, talvez influenciada pelas características da área, com forma alongada e portanto, com mais efeitos relacionado à borda.

As três áreas agrupadas F1, F2 e C14 (controle) são bem preservadas com pouca retirada seletiva de madeira, há presença de muitas árvores de grande porte e possuem áreas relativamente grandes. Parece que alguns roedores respondem melhor a essas áreas mais intactas, como *Oryzomys megacephalus*, *Calomys* sp., *Oecomys* sp..

Dentre as espécies de roedores mais abundantes nessas áreas somente as do gênero *Oecomys* são arborícolas. Segundo Figueiredo & Fernandez (2004), espécies desse gênero são favorecidas por estruturas como cipós e árvores presentes nessas áreas mais preservadas, diminuindo em abundância em áreas com a ausência dessas estruturas. Essas espécies são potencialmente vulneráveis à fragmentação, pois, além de não conseguir transpor a matriz (Pires *et al.* 2002), o número de indivíduos flutua ao longo do ano, caindo a próximo de zero a taxa de sobrevivência em certa época do ano (O'Connell, 1989).

Apesar da presença de borda favorecer espécies terrícolas (Malcolm, 1997a), como as do gênero *Oryzomys*, neste estudo, esse grupo foi muito mais abundante nas áreas mais preservadas. Segundo Pardini (2004), espécies do gênero *Oryzomys* podem estar sendo excluídas de pequenos fragmentos de Mata Atlântica devido aos efeitos relacionados à borda. Um dos motivos da ausência ou presença em baixas densidades em pequenas áreas, algumas vezes muito alteradas neste estudo, pode ser reflexo da ocupação de grande área de vida por essa espécie, maior que áreas de vida de espécies do gênero *Proechimys* (Emmons 1984). Isso demonstra que essa espécie é sensível a fragmentação de habitat, principalmente quando se trata de pequenos fragmentos.

Estes resultados demonstram o quão variável é o impacto da fragmentação entre as espécies, mesmo quando se considera um mesmo grupo taxonômico. Enquanto alguns marsupiais e roedores florestais são capazes de ocupar áreas pequenas e alteradas, outras estão restritas às áreas mais preservadas e são potencialmente mais suscetíveis à extinção em locais muito perturbados.

Apesar de ter sido muito capturado em uma das quatro áreas controles, *Micoureus demerarae* foi mais abundante em três fragmentos pequenos, similar aos encontrados por Pardini (2004) para Mata Atlântica onde essa espécie também foi mais comum em pequenos fragmentos quando comparados aos grandes. Essas três áreas, apesar de pequenas (ver Capítulo 4, Quadro 4.1) são bem preservadas. Segundo Pires *et al.* (2002) essa espécie consegue transpor matriz de capins até 350m, mas a maioria das áreas deste estudo fica a mais de um quilômetro de distância com matriz de pastagem, tornando assim impossível a transposição (ver seção 2, Figura 2.1.1). Em áreas pequenas e isoladas como estas, Brito e Fernandez (2000) estimaram que dentro de 100 anos essa espécie possa tornar-se extinta no local.

A F19 é a área com o maior índice de forma, conseqüentemente com maior efeito de borda, além do que ela é bastante alterada pelo corte de madeira. Apesar de não ter havido resultados significativos para as variáveis físicas das áreas, nesse fragmento houve uma maior abundância da espécie florestal arborícola *Marmosa murina* considerada generalista por Malcolm (1991). Em fragmentos de Mata Atlântica, Pardini (2004) encontrou o dobro de indivíduos dessa espécie na borda em relação ao centro da floresta e foi significativamente maior em áreas alteradas.

Não foi possível notar um padrão claro de agrupamento das áreas quando analisadas com dados de presença/ausência de marsupiais, sugerindo que as áreas são diferentes quanto à composição desse grupo, muitas delas contendo espécies exclusivas. Aparentemente a

fragmentação tem efeito negativo sobre *Metachirus nudicaudatus*, *Monodelphis domestica* e *Glironia venusta*, pois só estiveram presentes nas áreas contínuas C14 e C15, sendo as duas primeiras estiveram presentes com apenas um indivíduo nas duas áreas.

A riqueza total de espécies não respondeu às variáveis ambientais, talvez pelos mesmos motivos já encontrados por Laurance (1994) em estudo realizado na Austrália, onde houve substituição por espécies menos exigentes, alterando assim a composição de alguns grupos taxonômicos. Segundo Vieira *et al.* (2003), riqueza e diversidade podem esconder impactos importantes das áreas sobre a comunidade biológicas, sendo composição e abundância melhores para avaliar esses efeitos.

Apesar da relação entre as variáveis ambientais e abundância total e de marsupiais não terem sido significativas, os resultados mostraram uma forte tendência dessas variáveis estarem afetando o número total de indivíduos de marsupiais.

Essa tendência ocorreu principalmente devido à diminuição do número de indivíduos de marsupiais com os efeitos negativos diretos da abertura de dossel. Dentre todas as espécies analisadas, somente o marsupial *Micoureus demerarae* diminuiu em abundância com o aumento médio na abertura do dossel e diminuição média no número de árvores, apesar dessa espécie ser bastante comum em fragmentos (Pires *et al.* 2002; Pardini, 2004; Stevens & Husband, 1998). Para Malcolm (1997a), estudando Floresta Amazônica, somente a fauna terrestre sofreu grandes efeitos com a perda de folhas nas copas, não se estendendo às espécies arborícolas. No entanto, neste estudo a abertura do dossel muitas vezes foi causada pelo corte das árvores de grande porte, podendo neste caso estar se estendendo também à fauna arborícola, principalmente à espécie *Micoureus demerarae*.

Apesar das variáveis ambientais não terem tido efeitos significativos na riqueza de marsupiais, houve relação positiva entre riqueza de roedores e volume de liteira neste estudo. Talvez isso tenha acontecido porque muitas espécies usualmente alimentam-se embaixo de árvores caídas e com presença de muita liteira. Espécies do gênero *Proechimys*, por exemplo, usam toras caídas como proteção e *Oryzomys macconnelli* usa para fazer ninhos (Malcolm, 1997a). Além disso, os roedores selecionam microhabitats baseados na disponibilidade de presas (Stapp, 1997), presentes em grande abundância embaixo desses locais com folhiços.

Dentre as espécies analisadas somente *Oecomys bicolor* aumentou em abundância em fragmentos com maior volume médio de liteira. Apesar dessa espécie ser arborícola, freqüentemente é capturada no solo, indicando que costuma se movimentar pelo chão, possivelmente à procura de alimentos, e locais com maior quantidade de liteira que fornecem maior proteção contra predadores.

5. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como já sugeridos por vários outros autores, pode-se confirmar que o uso de várias metodologias e tipos diferentes de armadilhas maximiza a amostragem, conseguindo como resultado uma amostra mais representativa da comunidade. Por exemplo, *Pitfall* aparentemente captura mais jovens e algumas espécies semifossoriais que não caem em outro tipo de armadilha. Esse tipo de armadilha captura mais indivíduos durante o período chuvoso, não sendo viável a instalação durante a seca. Apesar da *Tomahawk* ter capturado um número maior de espécies, *Sherman* teve maior abundância. Nesse sentido, a combinação dos diferentes tipos de armadilhas é ideal para amostragens da comunidade.

Quanto ao estudo durante os períodos chuvoso e seco, oito das 22 áreas foram avaliadas durante o mesmo ano. Apesar de não ter havido resultados significativos, houve no total maior abundância e riqueza de pequenos mamíferos durante a seca, talvez influenciada pela pouca disponibilidade de recurso alimentar no ambiente forçando os indivíduos a procurar as iscas nas armadilhas. Os fragmentos F1 e F2 possuíam mais que o dobro dos roedores quando comparados com as outras seis áreas. Dentre as oito áreas estudadas nesse período, essas possuem estratificação vertical maior com muitas árvores de grande porte, além de nunca ter sido queimadas. Apesar do gado ter acesso ao interior do fragmento F1, neste caso aparentemente não está tendo influência na comunidade.

Não houve diferença significativa para comunidade total, nem para roedores, já os marsupiais responderam significativamente aos períodos seco e chuvoso com mais que o dobro de indivíduos durante a seca. Neste estudo, *Marmosops noctivagus* e *Micoureus demerarae* foram de longe as espécies com maiores taxas de capturas em todas as áreas estudadas. Apesar da primeira ter tido uma tendência a uma maior abundância durante a seca o resultado não foi significativo, contudo, capturou-se mais que o dobro de indivíduos durante a estação seca. Maiores taxas de captura durante uma estação podem ser reflexos da pouca disponibilidade de alimento no ambiente, forçando os indivíduos a procurarem pelas iscas nas armadilhas, pode também estar relacionada com alta taxa de recrutamento e sobrevivências dessas espécies, possivelmente com filhotes nascidos nas próprias áreas. A vegetação alterada da maioria das áreas favorece essas espécies consideradas generalistas.

A matriz de pastagem é considerada por vários autores como uma das mais inóspitas dentre todas. Neste estudo, somente duas espécies *Bolomys lasiurus* e *Calomys* sp. são adaptadas ao uso da pastagem. A primeira ocorreu em maior abundância na matriz, já a segunda teve grandes abundâncias desde áreas bem florestadas no interior do fragmento até

pastos. Aparentemente, a matriz de pastagem é uma barreira para dispersão de três espécies mais abundantes *Marmosops noctivagus*, *Micoureus demerarae* e *Oryzomys megacephalus*, pois ocorreram em grande número de indivíduos em todas as trilhas, da borda até o interior do fragmento, menos na instalada na pastagem. Apesar de alguns autores mencionarem o uso e o movimento de algumas espécies, inclusive arborícola, através da matriz de pastagem, deve-se levar em consideração o tipo do capim e o grau de pastoreio pelo gado.

Algumas espécies demonstraram ser mais sensíveis à fragmentação só ocorrendo em áreas controles ou no interior dos grandes fragmentos. Para essas espécies, medidas urgentes precisam ser tomadas para conter o desmatamento e/ou alteração das áreas já existentes. Logo depois das coletas duas das quatro áreas controles foram queimadas, ao mesmo tempo em que estava sendo loteada para o Movimento Sem Terra. Nessa mesma área foi coletada uma espécie considerada muito rara, *Glirionia venusta*, com pouquíssimos registros até hoje.

Não houve diferença significativa entre as trilhas amostradas, apesar de ter havido na maioria das áreas um acréscimo de espécies nas últimas trilhas, pois na maioria das áreas houve apenas substituição e não espécies exclusivas.

Algumas áreas estudadas apesar de apresentarem fortes influências antrópicas, no total apresentaram alta riqueza de espécies quando comparadas a outros estudos de Floresta Tropical. Neste estudo pode-se notar que as áreas controles, apesar de ser em menor escala, sofrem com o efeito de borda, corte seletivo de madeiras e em alguns casos até fogo. Houve uma variação muito grande na riqueza e abundância de pequenos mamíferos entre as áreas estudadas. Apesar de ter havido um maior número de espécies em uma área controle neste estudo e uma menor riqueza em um fragmento pequeno, não foi um padrão para todas as áreas, pois o menor fragmento teve riqueza maior que duas das quatro áreas controles. A grande distância entre a maioria das áreas, somada com a matriz inóspita de pastagem, é uma das piores associações possíveis, pondo em risco algumas espécies, principalmente as que ocorrem em baixa densidade, ocupam nichos específicos ou as que sofrem flutuações muito grande em suas populações em certa época do ano.

Espécies consideradas raras, como *Monodelphis adusta* em outros estudos, foram bastante comuns, ocupando desde áreas controles até pequenos fragmentos e em diferentes graus de alterações, desde borda até áreas bem florestadas.

Micoureus demerarae e *Marmosops noctivagus* aparentemente se adaptam melhor às áreas alteradas com maior efeito de borda, pois foram mais abundantes em pequenos fragmentos que nas áreas controles. Essas áreas favorecem o aumento de frutos e artrópodes que são a base alimentar dessas espécies. Já a abundância de *Oryzomys megacephalus*, um

roedor terrícola, foi proporcional ao tamanho da área. Apesar de usar com frequência a borda, essa espécie é sensível a fragmentos pequenos, sendo que sua área de vida é maior que muitas espécies de roedores de maior porte.

Diferentemente do encontrado na teoria de biogeografia de ilhas e em vários estudos, o tamanho (neste estudo também avaliamos a forma e a idade) não teve efeito significativo na abundância nem na riqueza de pequenos mamíferos. Quando separados por grupos taxonômicos, os marsupiais tiveram influência direta somente da forma da área, onde nas mais irregulares com maiores efeitos de borda houve maior abundância desse grupo.

As variáveis físicas não influenciaram a abundância nem a riqueza de roedores, reforçando ainda mais a idéia de que outras variáveis referentes a fatores históricos, não analisados neste estudo, poderiam explicar melhor essas variações.

A abundância relativa de algumas espécies foi maior em alguns fragmentos devido às características específicas de cada área. Apesar de para a maioria não ter havido diferença significativa para as variáveis físicas, três espécies de roedores foram mais comuns em áreas mais preservadas, com maior estratificação vertical. Por outro lado, grande parte dos marsupiais foi mais presente em fragmentos mais alterados e com forma mais irregular.

As variáveis ambientais medidas em cada ponto de coleta juntas não tiveram efeito significativos na riqueza e abundância total de pequenos mamíferos. No entanto, quanto mais liteira no solo da floresta maior riqueza de roedores, pois roedores selecionam microhabitats com maior disponibilidade de presas, principalmente artrópodos, muito comuns nesse tipo de substrato.

Nos diferentes estudos realizados em diferentes locais de Floresta Tropical, a fauna de pequenos mamíferos respondeu diferentemente aos fatores avaliados. Cada local parece ser único quanto ao seu histórico de fragmentação, vegetação, matriz, solo, topografia e composição de espécies, podendo com isso, a comunidade responder diferentemente a um conjunto de variáveis mais específico de cada lugar. Portanto, o conhecimento desses fatores que regem a comunidade de cada local é de fundamental importância para elaboração de políticas públicas e estratégias de manejo das áreas já existentes e das que serão criadas. Como ações mitigadoras dos desmatamentos desordenados no passado na área de estudo seriam: a recuperação das matas de galerias e criação de corredores ecológicos interligando esses fragmentos. Essas ações poderiam garantir a sobrevivência de muitas espécies, inclusive as de médio e grande porte como os grandes carnívoros ainda presentes nesses fragmentos. Em áreas ainda não desmatadas, o planejamento de reservas heterogêneas, com formato

circular e com corredores interligando as diversas áreas, é de fundamental importância para manter a diversidade para o futuro.

Apesar do intenso desmatamento da região, transformando florestas complexas em pastagens simples e homogêneas, os fragmentos que ficaram demonstraram ser ainda muito ricos quando comparados às outras áreas de floresta tropical. Isso demonstra o quão é importante manter esses fragmentos estabelecendo um conjunto de reservas. Desta forma orientações aos proprietários destas áreas são importantes, assim como a averbação legal das reservas e o estabelecimento de cercas para evitar o acesso de gado, bem como sistema de aceiros para evitar queimadas. Nesse sentido, poderemos garantir melhor conservação destas áreas, e assim a preservação da diversidade regional por muito mais tempo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alho, C.J.R. 1981. Small mammal populations of Brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia*, 41(1): 223-230.
- Alho, C.J.R. 2003. *Conservação da biodiversidade da Bacia do Alto Paraguai: Monitoramento da fauna sob impacto ambiental*. Campo Grande – MS: Ed.UNIDERP. 449p.
- Amaral, D.L.; Fonzar, B.C. 1982. *Levantamento de Recursos Naturais. In: RADAMBRASIL – Folha SD 21*. Cuiabá – Rio de Janeiro. MME.
- Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. *Australian Zoologist*, 26(3 e 4): 130-141.
- August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.
- August, P.V. 1984. Population ecology of small mammals in the Llanos of Venezuela. *In: Martin, R.E.; Chapman, B.R. (ed). Contributions in mammalogy in honor of Robert L. Packard*. Lubbock, Texas Tech. Univ.
- Belbin, L. 1992. *PATN: Pattern Analysis Package*. CSIRO Canberra.
- Bennett, A.F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, 4 (2/3):109-122.
- Bergallo, H.G. & Magnusson, W.E. 2002. Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 66 (1): 17-31.
- Bergallo, H.G. & Magnusson, W.E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 80(2): 472-486.
- Bergallo, H.G. 1994. Ecology of a Small Mammal Community in an Atlantic Forest Area in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29 (4): 197-217.
- Bernarde, P.S.; Rocha, V.J. 2003. New record of *Glironia venusta* (Bushy-Tailed Opossum) (Mammalia, Glironiidae) for the state of Rondônia – Brazil. *Biociências*, 11(2): 183-184.
- Bierregaard, R.O. Jr., Lovejoy, T.E.; Kapos, V. Dos Santos, A.A. e Hutchings, R.W. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. *BioScience*, 42(11):859-866.

- Bond W.J. 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 344: 83–90.
- Bonvicino, C.R.; Cerqueira, R. & Soares, V. A. 1996. Habitat use by small mammals of upper Araguaia River. *Revista Brasileira de Biologia*, 56(4): 761-767.
- Brito, D. & Fernandez, F.A.S. 2000. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Anim. Cons.* 3: 201-209.
- Cáceres, N. C., Monteiro-Filho, E. L. A. 1998. Population dynamics of the common opossum, *Didelphis marsupialis* (Mammalia, Marsupialia), in southern Brazil. *International Journal of Mammalian Biology*, 63: 169-172.
- Cáceres, N. C., Monteiro-Filho, E. L. A. 2000. The common opossum, *Didelphis aurita*, as a seed disperser of several plants in southern Brazil. *Ciência e Cultura*, 52: 41-44.
- Cáceres, N. C.; Monteiro-Filho, E. L. A. 1997. Reproductive biology of the common opossum, *Didelphis marsupialis* (Mammalia, Marsupialia), in southern Brazil. *Brenesia*, 47-48: 117-124.
- Cardille, J. A. & Foley, J. A. 2002. Agricultural land-use change in Brazilian Amazoônia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. *Remote Sensing of Environment* 87 (2003): 551–562
- Cardille, J. A. & Foley, J. A. 2002. Agricultural land-use change in Brazilian Amazônia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. *Remote Sensing of Environment* 87 (2003): 551–562.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Chiarello, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*. 60(2):237-247.
- Colwell, R.K. 1997. Programa EstimateS, version 5: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Da Silva, C. R. 2001. Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantio de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no Município de Pilar do Sul, SP. *Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo, para obtenção do título*

de mestre em Ciências, Área de concentração: Ciências Florestais. 95 pp.

- Da Silva, M. N. F. & Langguth, A. 1989. A new record of *Glironia venusta* from the lower Amazon, Brazil. *Journal of Mammalogy* 70 (4): 873-875.
- Dale, V.H., Offerman, H., Pearson, S., O'Neill, R.V., 1994. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna. *Conservation Biology*. 8: 1027–1036.
- Debinski, D. M. & Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Dias, B. F. S. 1994. Conservação da natureza no cerrado brasileiro, p. 607-663. *In: M. N. Pinto ed. Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas*. Editora da Universidade de Brasília e Secretaria do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia do Distrito Federal, Brasília.
- Eisenberg, J. F., O'Connell, M.A. & August, P.V. 1979. *Density, productivity and distribution of mammals in two Venezuelan habitats*. *In: Vertebrate ecology in the northern Neotropics* (J.F. Eisenberg. Ed). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 271 pp.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. 1982. *Levantamento de reconhecimento de média intensidade e avaliação da aptidão agrícola das terras e indicação de culturas em áreas homogêneas de solos de alguns municípios do sudoeste do Estado de Mato Grosso*. Boletim de Pesquisa nº 17. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 484 p.
- Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying Mammals in Amazonia. *Biotropica* 16(3): 210-222.
- Emmons, L.H.; Feer, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. 2. ed. Chicago: University of Chicago Press, 307 p.
- Fearnside, P.M. 1999. Biodiversidade nas florestas Amazônicas brasileiras: Riscos, valores e conservação. *Revista HOLOS* (Edição Especial): 35-59.
- Fearnside, P.M. 2000. O Avanço da soja como ameaça à biodiversidade na Amazônia. *Anais do V simpósio de ecossistemas Brasileiros: Conservação*. Vitória. ES.74-82.
- Fearnside, P. M. & Laurance, W. F. 2002. O futuro da Amazônia: os impactos do Programa Avança Brasil. *Ciência Hoje*, 31(182):61-65.
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 2003. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: The case of Mato Grosso. *World Resource Review* 15(3): 352-361.

- Fearnside, P.M. 1989a. Como frear o desmatamento. *Tempo e presença*. 11:8-12, 244-245.
- Fearnside, P.M. 1989b. Deforestation in Brazilian Amazonia: The rates and Causes of Forest Destruction. *The Ecologist*. 19(6): 214-218.
- Fernandez, F.A.S., Pires, A.S.; Freitas, D.; Rocha, F.S. & Quental, T.B. 1998. Resposta de pequenos mamíferos à fragmentação de habitat em remanescentes de Mata Atlântica. *In: Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Vol. V. Aciesp nº 104.
- Figueiredo, M.S.L. & Fernandez, F. A. dos S. 2004. Contrasting effects of fire on populations of two small rodent species in fragments of Atlantic Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 20: 225–228.
- Fisher, J. T. e Wilkinson, L. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, 35(1): 51–81.
- Fleming, T. H. 1972. The reproductive cycles of three species of opossums and other mammals in the Panama Canal Zone. *Journal of Mammalogy*. 54(2): 439-455.
- Fleming, T.H. 1975. The role of small mammals in tropical ecosystems – *Small mammals their productivity and population dynamics*, Cambridge University Press.
- Fleming, T.H. 1975. The role of small mammals in tropical ecosystems – *Small mammals their productivity and population dynamics*, Cambridge University Press.
- Fonseca G.A.B. and Robinson J.G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265–294.
- Fonseca, G.A.B. 1988. *Patterns of small mammals species diversity in the Brazilian Atlantic Forest*. PhD Thesis. University of Florida, Gainesville.
- Freitas, S.R., Cerqueira, R. & Vieira, M.V. 2002. A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 62 (4B): 795-800.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R. O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison de species richness. *Ecology Letters*, (4): 379-391.

- Graipel, M. E., Astua de Moraes, D. 2004. Capturando pequenos mamíferos arborícolas. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 39: 1-2.
- Graipel, M. E. e Santos-Filho M. 2006. Biologia de *Didelphis aurita* Wied-Neuwied (Didelphimorphia: Mammalia) em ambiente periurbano na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil, *Biotemas*. Vol. 19 (1) Aceito.
- HABTEC (Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda.). 2001. *Relatório de caracterização da flora - Aproveitamento Hidrelétrico de Jauru*. Rio de Janeiro – RJ. 32 pp.
- Haugaasen, T, Barlow, J. & Peres, C. A. 2003. Effects of surface fires on understory insectivorous birds and terrestrial arthropods in central Brazilian Amazonia. *Animal Conservation*. 6: 299–306.
- Hice, C. L. & Schmidly, D. J. 2002. The effectiveness of *Pitfall* traps for sampling small mammals in the Amazon Basin. *Mastozoologia Neotropical/J. Neotrop. Mammal*. 9 (1): 85-89.
- Howe, H.F. 1994. Response of early- and late-flowering plants to fire season in experimental prairies. *Ecological Applications* 4:121-133.
- Kozakiewicz, M. & Jurasinska, E. 1989. The role of habitat barriers in woodlot recolonization by small mammals. *Holarctic ecology* 12:106-111.
- Lacher, Jr., T. E. & Alho, C. J. R. 2001. Terrestrial small Mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest-Cerrado Contact Zone. *Biotropica*. 33(1): 171-181.
- Lacher, T.E. & Alho C.J.R. 1989. Microhabitat use among small mammals in the Brazilian Pantanal. *Journal of Mammalogy*, 70(2): 396-401.
- Laurance, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy*, 71: 641-653.
- Laurance, W.F. 1991a. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of Nature Reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.
- Laurance, W. F. 1991b. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*. 5:79-89.
- Laurance W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23–32.
- Laurance, W.F. 1997. Responses of mammals to rainforest fragmentation in Tropical, Queensland: A review and synthesis. *Wildlife Research*. 24: 603-612.
- Laurance, W.F. 2001. *Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais*. In : Primack, R. B. & Rodrigues, E. *Biologia da Conservação*. Londrina. viii, 328p.

- Laurance, W.F. & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*. 55: 77-92.
- Laurance, W.F.; Laurance, S.G.; Ferreira, L. V.; Rankin-de Merona, J.M. Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian Forest Fragments. *Science*. (278): 1117-1118.
- Laurance, W.F. & Delamônica, P. 1998. Ilhas de sobrevivência na Amazônia.
- Laurance, S.G. & Laurance, W.F. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.
- Laurance, W.F., Pérez-Salicrup, D.; Delamonica P.; Fearnside, P.; D'Angelo S.; Jerozolinski, A.; Pohl, L. & Lovejoy, T. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*. 82: 105-116.
- Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K. Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G. e Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605-618.
- Laurance, W.F., A.K.M. Albernaz, P.M. Fearnside, H.L. Vasconcelos and L.V. Ferreira. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science* 304: 1109.
- Leigh, E. G. Jr. 1982. *Introduction*. Pp. 11-17, in: *The ecology of a tropical forest* (E.G. Leigh, Jr., A. S. Rand, and D. M. Windsor, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 468pp.
- Lima, M. & Jaksic, F. M. 1999. Population rate of change in the leaf-eared mouse: The role of density-dependence, seasonality and rainfall. *Australian Journal of Ecology*. 24: 110-116.
- Lee, Ling-Ling. 1997. Effectiveness of Live Traps and *Snap* Traps in Trapping Small Mammals in Kinmen. *Acta Zoologica Taiwanica* 8(2): 79-85.
- Lomolino, M. V. & Perault, D.R. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. *Global Ecology & Biogeography*. 10: 113-132.
- Lovejoy, T.E. 1985. *Forest Fragmentation in the Amazon: A case study*. In: Messel, H. 1985. *The study of Populations*. The University of Sydney, Austrália. Pergamon Press. Chapter 18.

- Lynam A.J. 1997. *Rapid decline of small mammal diversity in monsoon evergreen forest fragments in Thailand*. In: Laurance W.F. and Bierregaard R.O. (eds) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press,
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Magnusson, W.E.; Francisco, A.L. & Sanaiotti, T.M. 1995. Home-range size and territoriality in *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*. 11:179-188.
- Malcolm, J. R. 1997b. *Insect biomass in Amazonian forest fragments*. In: N. E. Stork, J. Adis & R. K. Didham (eds.), *Canopy arthropods*. Chapman and Hall, London, pp. 510-533.
- Malcolm, J.R. 1988. Small mammal abundances in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. *Acta Amazônica* 18:67-83.
- Malcolm, J.R. 1991. The small mammals of Amazon forest fragments: Pattern and process. *Ph.D. Thesis, University of Florida. Gainesville, Florida*.
- Malcolm, J.R. 1995. *Forest structure and the abundance and diversity of neotropical small mammals*. In: *Forest Canopies*. M.D. Lowmant N.M. Nadkarni (eds). Academic Press, San Diego, 624pp.
- Malcolm, J.R. 1997a. *Biomass and diversity of small mammals in Amazonian Forest Fragments*. In: *Tropical Forest Remnants, Ecology, Management, and conservation of Fragmented Communities*. Edited by William F. Laurance and Richard O. Bierregaard, Jr. The University of Chicago Press, 207-220.
- Maldonado-Coelho, M. & Marini, M. Â. 1999. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in Southeastern Brazil. *The Condor* 102: 585-594.
- Mares, M.A. & Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Journal of Mammalogy*, 76(3): 750-768.
- Mares, M.A., Braun, J. K. & Gettinger, D. 1989. Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of central Brazil. *Annals of Carnegie Museum*, 58(1): 1-60.
- Marshal, L.G. 1978. *Glironia venusta*. *Mammalian species*, New York, n. 107, p. 1-3.
- MCT / CNPq. 1985. *Pesquisa Ecológica na Região do Polonoroeste*. Brasília - DF. 130 p.

- Mello, D. A. 1980. Estudo populacional de algumas espécies de roedores do Cerrado (Norte do Município de Formosa, Goiás). *Revista Brasileira de Biologia*, 40(4): 843-860.
- Mengak, M.T. & Guynn, JR. D.C.1987. *Pitfall* and *Snap* Traps for sampling small mammals and herpetofauna. *The American Midland Naturalist*. 118(2): 284 –288.
- Mesquita, R.; Delamônica, P. & Laurance, W.F. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian Forest fregments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Michalski, F. & C. A. Peres, 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124, 383–396.
- Miranda, L. & Amorim, L. 2000. *Mato Grosso: Atlas Geográfico*. Ed. Entrelinhas. Cuiabá. 40 p.
- MMA, Brasil. 1997. *Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal)*. Análise Integrada e Prognóstico da Bacia do Alto Paraguai. Vol. III.
- O'Connell, M. A. 1989. Population dynamics of Neotropical small mammals in seasonal habitats. *Journal of Mammalogy*. 70(3): 532-548.
- O'Farrell, M.J., W.A. Clark, F.H. Emmerson, S.M. Juarez, F.R. Kay, T.M. O'Farrell and T.Y. Goodlett., 1994 - Use of mesh live traps for small mammals: are results from Sherman live traps deceptive? *Journal of Mammalogy*. 75:692-699.
- Oliveira, V.A.; Amaral Filho, Z.P.; Vieira, P.C. 1982. *Levantamentos de Recursos Naturais*. In: RADAMBRASIL – SD 21 – Cuiabá – Rio de Janeiro. MME.
- Pardini, R. 2001. *Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: Processos e conservação*. Dissertação de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Pardini, R. 2004. Effects of Forest fragmentation on small mammals in na Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 13: 2567-2586.
- Pardini, R.; Souza, S. M.; Braga-Neto, R. & Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*. 1-14.
- Passamani, M. 2003. *O Efeito da fragmentação da Mata Atlântica Serrana sobre a comunidade de pequenos mamíferos de Santa Teresa, Espírito Santo*. Dissertação de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ. 105 pp.

- Patton, J.L. Da Silva, M.N. & Malcolm, J.R. 2000. Mammals of the rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification on Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. N° 244, 306pp.
- Petersen, M. K. 1980. A comparison of small mammal populations sampled by *pit-fall* and live-traps in Durango, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 25(1): 122-124.
- Pine, R. H.; Bishop, I. R. & Jackson, R. L. 1970. Preliminary list of mammals of the Xavantina/Cachimbo Expedition (Central Brazil). *Transactions of the Royal Society of the Tropical Medicine and Hygiene*, 64 (5): 668-670.
- Pinheiro, P.S., Carvalho, F.M.V., Fernandez, F.A.S. & Nessimian J.L. 2002. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(3): 213-218.
- Pires, A. dos S. & Fernandez, F. A. dos S. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 15: 279-290.
- Pires, A.S.; Lira, P. K.; Fernandez, F. A. F.; Schittini, G. M. & Oliveira, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
- Pizzimenti, J. J. 1979. The relative effectiveness of three types of *trap* for small mammals in some Peruvian rodent communities. *Acta Theriologica*, 24: 351-361.
- Quental, T.B.; Fernandez, F.A.S.; Dias, A.T.C. & Rocha, F.S. 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 17:339-352.
- Resende, M.S; Sandanielo, A. & Couto, E.G. 1994. *Zoneamento agroecológico do sudoeste do Estado de Mato Grosso*. Documentos 4. EMPAER/EMBRAPA.
- Rittl, C.E. 1998. *Efeitos da Extração Seletiva de Madeira sobre a Comunidade de Pequenos Mamíferos de uma Floresta de Terra Firme na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado em Ecologia. INPA. 88pp.
- Rodewald A. D. 2003. The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin*, 31(2): 586-592.
- Ross, J.L.S. & Santos, L.M. 1982. *Geomorfologia da Folha SD 21 – Cuiabá*. In: Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL – *Levantamento de Recursos Naturais*, 26. Folha SD 21-Cuiabá. Rio de Janeiro. MME.

- Sánchez, R.O. 1992. *Zoneamento agroecológico do Estado de Mato Grosso: Ordenamento ecológico-paisagístico do meio*. Fundação de Pesquisas Cândido Rondon. Cuiabá – MT. 160 p.
- Santos-Filho, M. 2000. *Uso de habitat por mamíferos não-voadores na Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Ecologia/INPA – Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia. 86pp.
- Scott, D.M., Brown, D., Mahood, S., Denton, B., Silburn, A. & Rakotondraparany, F. 2005. The impacts of forest clearance on lizard, small mammals and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological conservation*.1-16.
- SEPLAN-MT. 2004. *Diagnóstico Sócio-Econômico-Ecológico do Estado de Mato Grosso*. II Aproximação. CD Rom.
- Slade, N. A., Eifler, M. A. Gruenhagen, N. M. & Davelos, A. L. 1993. Differential effectiveness of standard and long *Sherman* live-traps in capturing small mammals. *Journal of Mammalogy*, 74: 156-161.
- Stallings, J.R. 1988. *Small mammals communities in an eastern Brazilian Park*. PhD thesis, University of Flórida, Gainesville, Flórida.
- Stallings, J.R. 1989. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. Bulletin Florida State Museum. *Biological Sciences*, 34(4): 154-200.
- Stapp P. 1997. Habitat selection by insectivorous rodent: patterns and mechanisms across multiple scales, *Journal of Mammalogy*, 78(4): 1128-1143.
- Stevens, S.M. & Husband, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8.
- Stouffer, P. C. & Bierregaard, Jr. R. O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*. 76(8): 2429-2445.
- Tarifa, T. & Anderson, S. 1997. Two additional records of *Glironia venusta* Thomas, 1912 (Marsupialia, Didelphidae) for Bolivia. *Mammalia*. 61(1): 111-113.
- Tattersall, F.H.; Macdonald, D.W. Hart, B. J.Hohnson, P. Manley, W. & Feber, R. 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology*. 39: 643-652.
- Torre, I. & Díaz, M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica* 25: 137-143.

- Turner, I.M. & Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree*. 11(8): 330-331.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. 33: 200-209.
- Vargas, M. J., Tarifa, T. & Cortez, C. 2003. Nuevos registros de *Monodelphis adusta* y *Monodelphis kunsii* (Didelphimorphia: Didelphidae) para Bolivia. *Mastozoología Neotropical / J. Neotrop. Mammal*. 10(1): 123-131.
- Vieira et al. 2003. *Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade, cap. 5, Mamíferos In: Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas / Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (orgs.), Brasília: MMA/SBF. 510 p.*
- Vieira, C. 1945. Sobre uma coleção de mamíferos de Mato Grosso. *Arquivos de Zoologia*, Vol. IV Art. 10.
- Vieira, E. M. & Marinho-Filho, J. 1998. Pre-and Post-Fire habitat utilization by rodents of Cerrado from Central Brazil. *Biotropica* 30(3): 491-496.
- Vieira, E. M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *J. Zool., Lond.* 249: 75-81.
- Vieira, M. V. 1996. Dynamics of a rodent assemblage in a Cerrado of Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. 57(1): 99-107.
- Vieira, M. V. 2002. Seasonal Niche Dynamics in Coexisting Rodents of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 38(1): 7-15.
- Viveiros de Castro, E. B. & Fernandez, F. A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73–80
- Voss, R.S. & Emmons L.H. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 230: 115 pp.
- Voss, R.S., Lunde, D. P. & Simmons, N. B. 2001. The Mammals of Paracou, French Guiana: A Neotropical Lowland Rainforest Fauna Part 2. Nonvolant Species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. New York. 263: 236 pp.
- Whitmore, T.C. 1997. *Tropical forest disturbance, disappearance and species loss: in: Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities. (Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard, eds.). pp. 3-12. The University of*

Chicago Press. Chicago.

- Wiens, J. A. 1994. Habitat fragmentation: island x landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*. 137: 97-104.
- Wilkinson, L. 1990. *SYSTAT: The system for statistics*. SYSTAT Inc. Evanston, Illinois.
- Wilson, E.O.; Willis, E.O. 1975 Applied biogeography. *In*: Cody, M.L.; Diamond, J.M. (Ed.) *Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Belknap Press. p. 523-534.
- Woodman, N., Timm, R.M., Slade, N.A. & Doonan, T.J. 1996. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. *Journal of Mammalogy*, 77(1): 274-281.
- Woodman, N.; Slade, N.A. & Timm, R. M.1995. Mammalian community structure in lowland, tropical Peru, as determined by removal trapping. *Zoological journal of the Linnean Society* 113:1-20.
- Zimmermann, B.L. & Bierregaard, R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*.13:133-143.

Anexo 1 - Tabela com abundância e riqueza de espécies em cada fragmento. Estão somadas as abundâncias do período seco e do chuvoso do fragmento 1 a 9 e da matriz de pastagem. F representa os fragmentos e C as áreas contínuas.

ESPÉCIES	FRAGMENTOS AMOSTRADOS																						
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	C9	F10	F11	F12	C14	C15	F16	F17	F18	F19	F20	F21	F22	C23	
<i>Akodon toba</i> Thomas, 1921	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bolomys lasiurus</i> (Lund, 1841)	2	7	0	0	0	0	1	0	0	0	2	4	1	0	2	0	0	2	0	2	5	1	
<i>Calomys</i> sp.	6	12	1	2	0	2	2	0	0	0	0	0	14	1	11	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Mesomys hispidus</i> (Desmarest, 1817)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Neacomys spinosus</i> (Thomas, 1882)	5	1	0	0	1	2	0	0	0	1	0	6	1	0	0	1	0	1	0	3	3	4	
<i>Oryzomys nitidus</i> (Thomas, 1884)	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	1	0	
<i>O. maracajuensis</i> (Wagner, 1842)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>O. megacephalus</i> Fischer, 1814	12	33	0	0	1	0	0	0	1	0	1	13	11	4	10	8	1	4	4	7	2	9	
<i>Oecomys bicolor</i> (Tomes, 1860)	9	12	1	0	4	3	1	7	5	0	0	1	4	2	1	2	0	3	0	2	0	3	
<i>Oecomys</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	3	2	0	
<i>Oecomys roberti</i> (Thomas, 1904)	7	7	3	4	1	1	3	1	0	0	0	2	7	3	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Oligoryzomys microtis</i> (Allen, 1916)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	2	
<i>Proechimys</i> gr. <i>longicaudatus</i>	0	0	1	0	0	6	2	0	0	1	0	0	5	1	0	2	0	0	1	0	2	2	
<i>Rhipidomys mastacalis</i> (Lund, 1840)	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Necomys squamipes</i> (Brants, 1827)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Glironia venusta</i> Thomas, 1912	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gracilinanus agilis</i> (Burmeister, 1854)	4	8	6	0	0	1	2	1	8	0	0	1	0	0	1	3	0	10	2	1	2	0	
<i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	2	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	2	5	14	0	1	1	2	
<i>Marmosops noctivagus</i> (Tschudi, 1845)	33	28	2	10	4	17	0	2	8	0	0	3	8	7	35	25	11	32	24	9	5	2	
<i>Metachirus nudicaudatus</i> (Desmarest, 1817)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Micoureus demerarae</i> (Thomas, 1905)	13	17	5	10	13	13	3	3	4	0	0	1	9	0	15	4	23	8	4	31	17	13	
<i>Monodelphis adusta</i> (Thomas, 1897)	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2	4	0	3	0	0	1	0	0	0	0	
<i>M. breviceaudata</i> (Erxleben, 1777)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>M. domestica</i> (Wagner, 1842)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
TOTAL ABUNDÂNCIA	98	135	22	31	26	45	15	16	28	3	4	35	67	23	83	50	40	80	37	62	41	41	
TOTAL RIQUEZA	13	14	10	7	8	8	8	7	7	3	3	11	12	9	11	10	4	11	7	11	11	11	



Akodon toba



Bolomys lasiurus



Calomys sp.



Mesomys hispidus



Neacomys spinosus



Proechimys gr. *longicaudatus*

Anexo 2 – Prancha com fotos de espécies de roedores capturadas durante o estudo.



Oryzomys megacephalus



Oryzomys nitidus



Oryzomys maracajuensis



Oecomys bicolor



Oecomys sp.

Anexo 3 – Prancha com fotos de espécies de roedores capturadas durante o estudo.



Oecomys roberti



Rhipidomys mastacalis



Nectomys squamipes



Oligorizomys microtis



Dasyprocta azarae

Anexo 4 – Prancha com fotos de espécies de roedores capturadas durante o estudo.



Marmosa murina



Caluromys philander



Didelphis marsupialis



Gracilinanus agilis



Glironia venusta



Micoureus demerarae

Anexo 5 – Prancha com fotos de espécies de marsupiais capturados durante o estudo.



Monodelphis adusta



Metachirus nudicaudatus



Monodelphis brevicaudata



Monodelphis domestica



Philander opossum



Marmosops noctivagus

Anexo 6 – Prancha com fotos de espécies de marsupiais capturados durante o estudo.