Ana Paula Carmignotto



"Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado (Rodentia; Didelphimorphia): seleção de hábitats, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento"

Dissertação apresentada à Coordenação de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas - Zoologia.

Rio de Janeiro

Ana Paula Carmignotto

"Pequenos mamíferos terr	estres do Cerrado	(Rodentia; I	Didelphimorphia):
seleção de hábitats, áreas o	de vida e padrões	direcionais	de deslocamento"

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Leandro de Oliveira Salles (MNRJ) -presidente

Profa. Dra. Cibele Rodrigues Bonvicino (INCA)

Prof. Dr. Fernando A. dos Santos Fernandez (UFRJ)

Orientador: Prof. Dr. Luiz Flamarion B. de Oliveira

Professor Adjunto do Departamento de Vertebrados Seção de Mastozoologia do Museu Nacional Universidade Federal do Rio de Janeiro

CARMIGNOTTO, Ana Paula

Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado (Rodentia; Didelphimorphia): seleção de hábitats, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento. Rio de Janeiro, UFRJ, Museu Nacional, 1999.

xxii, 229pp.

Tese: Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia)

- 1. Ecologia 2. Pequenos Mamíferos 3. Cerrado
- 4. Área de vida e padrão de deslocamento 5. Seleção de hábitat
- I. Universidade Federal do Rio de Janeiro
- II. Teses

Dedico este trabalho a minha família que sempre me incentivou desde que entrei no curso de Biologia, durante todas as minhas excursões de campo e na dissertação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço:

Ao engenheiro George (Furnas) pela ajuda na procura da área de estudo.

Ao Pessoal da equipe de Resgate de Fauna da AHE Serra da Mesa pelo apoio logístico e infra-estrutura. Aos motoristas Weder, Gilmar e Lázaro, aos barqueiros e aos ajudantes de campo Valdomiro, Wilson, Nilson, Pezão, Nelito, Genival, Jeremias, Aldair e Gilson pela locomoção e ajuda na instalação do gradeado.

Ao Léo pela ajuda no conserto das armadilhas.

À Malu e Alexandra pela ajuda durante o trabalho de campo.

Ao Júnior que me ensinou a técnica de taxidermia.

Ao Flávio, Adriani e Reuber da equipe de Monitoramento da Fauna que ajudaram a suportar momentos difíceis durante o trabalho de campo e também proporcionaram discussões ricas a respeito da situação enfrentada pelos animais na região.

Ao Hamilton (Furnas) que facilitou muito o trabalho, fornecendo mapas e dados a respeito da região, além da confecção do mapa da área de estudo.

Ao Caetano que limpou os esqueletos dos animais coletados para posterior identificação.

Ao Dante que sem as suas idéias, apoio e perseverança teria sido impossível realizar este trabalho.

Aos alunos da Pós da Ecologia da USP que me aturaram na sala dividindo espaço, computador, impressora, etc.

Aos alunos da Pós do MNRJ e da Bio (USP) pela amizade.

Ao Gordo e Malu que me ajudaram na confecção dos gráficos e na leitura

da dissertação, e ao Luís que me emprestou referências e me deu conselhos a respeito de como concluir uma dissertação.

À Nefer, Carol e Patrícia que proporcionaram um ambiente descontraído e agradável para escrever a dissertação.

Ao Israel Jelin pela correção do Abstract.

Ao Daniel Titi, que me aturou com muita paciência e me incentivou durante todos os momentos da fase da dissertação, além de ajudar na confecção dos gráficos e na correção da tese.

À Elaine e à Ramonna que me receberam amavelmente em sua casa.

Ao Flamarion que me ajudou, desde o início, a delinear o projeto até a correção e fechamento da dissertação, sempre ensinando com muita dedicação.

E a todos que me ajudaram de várias maneiras....

Este trabalho foi conduzido com o auxílio do CNPq que proporcionou a bolsa de Mestrado.

RESUMO

Em uma área de 2,0 ha de Cerrado às margens do reservatório AHE Serra da Mesa, GO, observou-se a influência do fenômeno de inundação sobre parâmetros ecológicos como a riqueza específica, abundância, densidade, seleção de hábitats e padrões de deslocamento de algumas espécies de pequenos mamíferos da região.

As espécies apresentaram grande fidelidade aos hábitats ocupados, mesmo frente à inundação. A maioria dos indivíduos amostrados não modificou o tamanho de suas áreas de vida nem a distância percorrida ao longo do período de estudo, evidenciando ausência de dispersão. Também não apresentaram uma direção preferencial de deslocamento. Os resultados sincrônicos obtidos em relação à redução drástica no sucesso de captura, riqueza específica, abundância e densidade populacional ao longo do estudo evidenciam que o alagamento da região foi responsável, em grande parte, pela queda nesses parâmetros, culminando com a extinção local dos pequenos mamíferos da área de estudo.

A comunidade apresentou uma riqueza específica elevada quando comparada a outras áreas de Cerrado e a ambientes florestais. Os valores da abundância relativa, por outro lado, indicaram ser a raridade um fenômeno marcante nesta comunidade.

ABSTRACT

The influence of flooding in a community of small mammals from the Central Brazilian Cerrado, state of Goiás, was studied in an area of 2,0 ha near the hydroelectric dam of Serra da Mesa. The community studied showed a high value of species richness when compared to other areas of Cerrado and rainforest sites. The relative abundance of species, on the other hand, indicated that rarity is a very important feature of this community.

The species showed great fidelity to their habitats, even though the effect of flooding diminished their preferred areas. Most individuals haven't changed their home range or the mean distance moved between successive captures throughout the study, suggesting virtually no dispersal. The analysis of the movements of individuals and populations didn't show any preference of direction.

The synchronous results obtained in relation to the drastic reduction of the parameters analyzed (capture success, species richness, abundance and population density) revealed that the flooding was responsible to a great extent for such reductions, leading to the extinction of the small mammals in the study area.

Key words: small mammals, Cerrado, diversity, habitat selection, home range, flooding.

<u>SUMÁRIO</u>

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
<u>SUMÁRIO</u>	x
ÍNDICE DAS TABELAS	xiii
ÍNDICE DAS FIGURAS	XV
<u>Capítulo I</u>	
1. INTRODUÇÃO	
1.1. Pequenos mamíferos	1
1.2. Contexto Ecológico.	
1.3. Objetivos	
1.5. Objetivos	9
Capítulo II	
2. MATERIAL E MÉTODOS	
2.1. Área de Estudo	10
2.2. Avaliação de Campo	23
Capítulo III	
3. RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DAS ES	SPÉCIES
3.1. Introdução	30
3.2. Metodologia	33
3.3. Resultados e Discussão	41
3.3.1. Comunidade Amostrada	41
3.3.2. Diversidade e Riqueza de Espécies	43
3.3.3. Comparação entre os Métodos de Amostragem e Marcação	49
3.3.4. Variação temporal nos parâmetros analisados	60
3.3.4.1. Sucesso de captura	60
3.3.4.2. Relações entre Abundância e Riqueza de espécies	68

3.3.4.3. Densidade	76
3.3.5. Considerações finais	92
3.3.5.1. Diversidade	92
3.3.5.2. Variação temporal	97
Capítulo IV	
4. SELEÇÃO DE HÁBITATS	
4.1. Introdução	
4.2. Metodologia	
4.3. Resultados e Discussão	107
One factory	
Capítulo V	
5. ÁREAS DE VIDA E PADRÕES DE DESLOCAMENTO	
5.1. Introdução	129
5.2. Metodologia	
5.2.1. Método de Capturas	
5.2.2. Métodos de Análise	
5.2.2.1. Índices de Distância	
5.2.2.2. Estimadores de Área	
5.2.3. Análise dos Dados	
5.3. Resultados e Discussão	
5.3.1. Áreas de vida	
5.3.1.1. Thrichomys apereoides	
5.3.1.2. Oryzomys megacephalus	
5.3.1.3. Bolomys lasiurus	
53.1.4. Proechimys roberti	
5.3.2. Padrões de deslocamento	
5.3.2.1. Thrichomys apereoides	
5.3.2.2. Oryzomys megacephalus	
5.3.2.3. Bolomys lasiurus	
5.3.2.4. Proechimys roberti	

5.3.2.5. Espécies em conjunto
5.3.3. Considerações finais
5.3.3.1. Áreas de vida188
5.3.3.2. Padrões de deslocamento
Capítulo VI
6. DISCUSSÃO203
6.1. Impacto
6.2. Conservação204
Capítulo VII
7. CONCLUSÕES
7.1. Diversidade207
7.2. Seleção de hábitats207
7.3. Áreas de vida e padrões de deslocamento208
7.4. Variação temporal209
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS210

ÍNDICE DAS TABELAS

Tabela 1. Espécies, número de indivíduos e abundância relativa (número de indivíduos – peso) dos mamíferos capturados durante o período de amostragem42
Tabela 2. Número de espécies observado e esperado em cada oitava (classes de abundância) de acordo com os parâmetros (a e So) de uma distribuição lognormal e o resultado do teste χ^2 . R = oitavas ordenadas a partir da moda (R = 0), R² = oitavas ao quadrado, S(R) = número de espécies em cada oitava e S* = número de espécies esperado para a área coberta pela curva lognormal obtida
Tabela 3. Número de espécies observado e esperado em cada oitava (classes de abundância) de acordo com os parâmetros da distribuição lognormal ($\mathbf{a} \in \mathbf{So}$) para os dados obtidos com as armadilhas e com os <i>pitfalls</i> , separadamente. R = oitavas ordenadas a partir da moda (R = 0), S(R) = número de espécies em cada oitava e S* = número de espécies esperado para a área coberta pela curva lognormal obtida50
Tabela 4. Peso médio (g) dos indivíduos capturados pelos dois tipos de armadilhas utilizadas de acordo com a espécie. Os parênteses delimitam a amplitude de variação do peso, e as chaves o peso total dos indivíduos capturados durante o período de estudo
Tabela 5. Número de indivíduos marcados na área adjacente e recapturados no gradeado
Tabela 6. Riqueza de espécies, esforço empregado e número de hábitats amostrados em outras regiões do Cerrado
Tabela 7. Número de capturas observado em cada um dos hábitats para cada espécie analisada e o resultado do teste qui-quadrado com as respectivas probabilidades (α = 0,05). THRAPE= <i>Thrichomys apereoides</i> , ORYMEG= <i>Oryzomys megacephalus</i> , BOLLAS= <i>Bolomys lasiurus</i> , PROROB= <i>Proechimys roberti</i> , GRAAGI= <i>Gracilinanus agilis</i> , MONDOM= <i>Monodelphis domestica</i> , ORYSUB= <i>Oryzomys</i> gr. <i>subflavus</i> , RHIMAS= <i>Rhiphidomys</i> cf. <i>mastacalis</i> , OECCON= <i>Oecomys</i> cf. <i>concolor</i> e NECSQU= <i>Nectomys squamipes</i>
Tabela 8. Proporção de uso da área (Pu) pelas espécies considerando os hábitats utilizados dentro do gradeado. 127
Tabela 9. Número de indivíduos capturados de <i>T. apereoides</i> ao longo do ano de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura
Tabela 10. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de <i>T. apereoides</i> capturados e recapturados pelo menos cinco vezes
Tabela 11. Número de indivíduos de O. megacephalus capturados de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura
Tabela 12. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de O. megacephalus capturados e recapturados pelo menos cinco vezes

Tabela 13. Número de indivíduos de B. lasiurus capturados de acordo com o sexo e as

classes etárias. A última linha separa os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura156
Tabela 14. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de B. lasiurus capturados e recapturados pelo menos cinco vezes
Tabela 15. Número de indivíduos capturados de P. roberti de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura
Tabela 16. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de P. roberti capturados e recapturados pelo menos cinco vezes

INDICE DAS FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo no Cerrado do Brasil Central e as principais zonas de vegetação da América do Sul tropical e subtropical
Figura 2. Localização da área de estudo e demais locais amostrados nas regiões adjacentes ao AHE Serra da Mesa
Figura 3. Incremento de área (A) e de cota inundada (B) durante o período de estudo. A linha vertical delimita o período onde a água alcançou o gradeado de armadilhas14
Figura 4. Diagrama climático tipo Walter da região de estudo. O diagrama expressa os valores observados a partir do início do período de estudo (outubro de 1996) até 2 meses após a última avaliação (janeiro e fevereiro de 1998). Eixo horizontal: meses, eixo vertical à esquerda: temperatura média mensal (em graus centígrados), à direita: precipitação mensal (em milímetros). a = posto meteorológico, b = altura acima do nível do mar, c = tempo de observação, d = temperatura média anual, e = precipitação do ano (Dez/96-Dez/97), f = temperatura média diária mínima do mês mais frio, g = temperatura mínima absoluta (a mais baixa registrada), h = temperatura média diária máxima do mês mais quente, i = temperatura máxima absoluta (a mais alta registrada), j = curva da temperatura média mensal, k = curva da precipitação mensal, l = período de aridez relativa (pontilhado), m = estação relativamente úmida (sombreado vertical), n = precipitação mensal > 100 mm (escala reduzida 1/10, áreas pretas, estação perúmida)
Figura 5. Mata de galeria da área de estudo. No primeiro plano o campo úmido e o cerrado
Figura 6. Área com predominância de taquaras adjacente à mata de galeria e ao campo úmido
Figura 7. Mata seca com afloramentos rochosos representada na área de estudo 19
Figura 8. Cerrado sensu stricto representado na área de estudo. No primeiro plano o campo úmido
Figura 9. Área de transição entre o cerrado (à esquerda), campo úmido (primeiro plano) e o taquaral (ao fundo)
Figura 10. Campo úmido adjacente à mata de galeria situada no centro da área de trabalho
Figura 11. Vereda representada na área de estudo. No primeiro plano o campo úmido. Ao fundo o reservatório AHE Serra da Mesa
Figura 12. Espécies e indivíduos capturados por dia de amostragem durante o primeiro período de avaliação (Outubro/96)
Figura 13. Curvas de inundação em cada período de avaliação após a chegada da água ao gradeado. As curvas representam as cotas de inundação em 12/05/97, 21/05/97, 21/06/97, 01/08/97, 08/09/97, 15/10/97 e 26/11/97, respectivamente. Os quadrados representam as armadilhas, e os círculos os <i>pitfalls</i> , que constituem os gradeados sobrepostos.

Figura 14. Distribuição da abundância relativa de acordo com o número de indivíduos capturados (A), e o peso destes indivíduos (B). Thrape = <i>T. apereoides</i> , Orymeg = <i>O. megacephalus</i> , Bollas = <i>B. lasiurus</i> , Prorob = <i>P. roberti</i> , Olispp = <i>Oligoryzomys</i> spp., Graagi = <i>G. agilis</i> , Mondom = <i>M. domestica</i> , Orysub = <i>O.</i> gr. <i>subflavus</i> , Rhimas = <i>R.</i> cf. <i>mastacalis</i> , Oeccon = <i>O.</i> cf. <i>concolor</i> , Necsqu = <i>N. squamipes</i> , Calten = <i>C.</i> cf. <i>tener</i> , Didalb = <i>D. albiventris</i> , Phiopo = <i>P. opossum</i> , Carsul = <i>C. sulcidens</i> , Thysp = <i>Thylamys</i> sp., Marmur = <i>M.</i> cf. <i>murina</i> , Micdem = <i>M. demerarae</i> e Monkun = <i>M. kunsi</i> . As espécies à esquerda da linha vertical foram analisadas temporalmente. A linha vermelha horizontal delimita as espécies raras que apresentaram abundância inferior a 2%
Figura 15. Número de espécies observado (pontos) e esperado (curvas) em cada classe de abundância (oitava) de acordo com os parâmetros (<i>a</i> e So) de uma distribuição lognormal. A linha vertical (<i>veil line</i>) delimita a parte da comunidade amostrada (à direita) da não amostrada (à esquerda)
Figura 16. Número de espécies esperado (curvas) em cada classe de abundância (oitava) de acordo com as estimavas mais próximas dos valores observados (menor χ^2) considerando cada metodologia de amostragem (armadilhas e <i>pitfalls</i>) separadamente e em conjunto. A linha vertical (<i>veil line</i>) delimita a parte da comunidade amostrada (à direita) da não amostrada (à esquerda). Cada amostra apresenta uma moda (indicadas pelas setas) em relação às classes de abundância. A região hachurada demarca a diferença entre os valores esperados pelos <i>pitfalls</i> em relação à amostragem total na área das espécies pouco abundantes
Figura 17. Distribuição dos valores do sucesso de captura obtido pelas duas metodologias utilizadas (armadilhas e <i>pitfalls</i>) durante o período de estudo. $n = 12$ para cada sistema de amostragem
Figura 18. Número cumulativo de espécies capturadas ao longo do período de estudo pelas duas metodologias utilizadas
Figura 19. Peso durante a primeira captura dos indivíduos capturados pelas armadilhas e pelos <i>pitfalls</i> durante o período de amostragem. armadilhas (<i>n</i> = 157) e <i>pitfalls</i> (<i>n</i> = 80)
Figura 20. Distribuição dos números de marsupiais e roedores capturados considerando as duas metodologias de captura utilizadas durante cada período de avaliação. arm. = armadilhas e pit. = <i>pitfalls</i>
Figura 21. Distribuição dos pesos médios (B) de marsupiais e roedores capturados considerando as duas metodologias de captura utilizadas durante cada período de avaliação. arm. = armadilhas e pit. = <i>pitfalls</i>
Figura 22. Distribuição dos números (A) e pesos médios (B) de marsupiais e roedores capturados durante cada período de avaliação
Figura 23. Sucesso de captura de pequenos mamíferos com as armadilhas e os <i>pitfalls</i> , separadamente, e o sucesso total durante o período amostrado. O sucesso de captura total apresenta um valor intermediário pois considera o esforço de captura total empregado
Figura 24. Sucesso de captura durante os trimestres (A), estações do ano (B) e entre Outubro/Novembro/96 (1° bimestre) e Outubro/Novembro/97 (12° bimestre) (C). juntos = armadilhas e <i>pitfalls</i> em conjunto

Figura 25. Sucesso de captura obtido nas transecções durante os meses de Dezembro/96, Janeiro e Fevereiro/97. O sucesso total é intermediário pois considera o esforço de captura total empregado
Figura 26. Sucesso de captura, número de indivíduos e de espécies capturadas durante o mês de Dezembro/97 em duas áreas amostradas. Área A adjacente à área de estudo e Área B à jusante do reservatório
Figura 27. Riqueza específica (A) e abundância (B) da comunidade de pequenos mamíferos durante o período estudado
Figura 28. Distribuição dos valores da riqueza específica (A) e abundância (B) ao longo dos trimestres amostrados, das estações do ano e durante Outubro/Novembro/96 e Outubro/Novembro/97. 1 tri = 1° trimestre, 2 tri. = 2° trimestre, 3 tri = 3° trimestre, 4 tri = 4° trimestre, est. = estação
Figura 29. Número de espécies esperado para cada trimestre de amostragem considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras72
Figura 30. Número de espécies esperado nas diferentes estações do ano considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras72
Figura 31. Número de espécies esperado para o período anterior e posterior à chegada da água no gradeado considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras
Figura 32. Número de espécies esperado para o primeiro (Outubro/Novembro/96) e último (Outubro/Novembro/97) bimestre de amostragem considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras
Figura 33. Riqueza específica e abundância nas transecções situadas entre o gradeado e a área inundada, durante os meses de Dezembro/96, Janeiro e Fevereiro/97
Figura 34. Densidade populacional das espécies com abundância relativa superior a 5% durante o período de estudo
Figura 35. Densidade populacional das espécies durante os trimestres de amostragem
Figura 36. Densidade populacional das espécies durante as estações do ano. est = estação
Figura 37. Número de indivíduos de cada espécie separados por classe etária durante o período de estudo
Figura 38. Número de indivíduos jovens de cada espécie presentes no gradeado durante as duas estações do ano. chuva = estação chuvosa, seca = estação seca84
Figura 39. Densidade populacional das espécies em conjunto durante Outubro/Novembro/96 e Outubro/Novembro/97
Figura 40. Relações entre as cotas de inundação e a densidade de pequenos mamíferos no gradeado durante o período de estudo. A função utilizada para descrever esta relação é baseada na menor distância entre os valores esperados e observados calculados

através do método dos menores quadrados (<i>least square</i>)
Figura 41. Mapa dos diferentes hábitats amostrados na área de estudo107
Figura 42. Diagrama de proporções evidenciando a importância relativa das formações vegetais incluídas nos gradeados
Figura 43. Índices de seletividade de hábitats das espécies estudadas. Quando IS > 1 a seleção é positiva. Quando IS < 1 a seleção é negativa. Quanto IS = 1 a espécie não seleciona a classe de hábitat utilizando-a na proporção de sua representatividade na área de estudo. A: espécies que selecionaram positivamente áreas abertas e B: espécies que selecionaram positivamente áreas fechadas
Figura 44. Grupos de similaridade das espécies capturadas de acordo com a distribuição das abundâncias relativas nas diferentes classes de hábitats amostradas ao longo do período de estudo. r _{cs} = correlação cofenética
Figura 45. Grupos de similaridade de hábitats quanto a composição e abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos ao longo do período de estudo. r _{cs} = correlação cofenética
Figura 46. Mapa da distribuição de <i>T. apereoides</i> , <i>M. domestica</i> e <i>O. gr. subflavus</i> durante o período de estudo. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função <i>quadrat smooth</i>
Figura 47. Mapa da distribuição de <i>O. megacephalus</i> , <i>R.</i> cf mastacalis e <i>P. roberti</i> durante o período amostrado. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função least square
Figura 48. Mapa da distribuição de O. cf. concolor, N. squamipes e G. agilis durante o período amostrado. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função least square (as duas primeiras) e quadrat smooth (G. agilis)
Figura 49. Mapa da distribuição de <i>B.lasiurus</i> durante o período amostrado. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função <i>least square</i>
Figura 50. Mapa da distribuição de <i>B.lasiurus</i> durante a estação chuvosa e a estação seca. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função <i>least square</i>
Figura 51. Mapa da distribuição de <i>O. megacephalus</i> durante a estação chuvosa e a estação seca. A legenda indica a freqüência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função <i>least square</i>
Figura 52. Correlação entre o índice de seleção de hábitats e o número de indivíduos capturados em cada período de avaliação para as seis espécies mais abundantes na área de estudo. Entre parênteses o coeficiente de correlação de Spearman (r _s) e seu nível de significância. A reta representa a tendência das relações
Figura 53. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>T. apereoides</i> capturados durante o período total de estudo divididos por sexo e classe etária.

Figura 54. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>T. aper</i> eo <i>ides</i> capturados durante o primeiro e o segundo trimestre de avaliação
Figura 55. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>T. apereoides</i> capturados durante os períodos de avaliação (mensais), trimestrais e sazonalmente145
Figura 56. Sobreposição entre as áreas de vida de indivíduos de T . apereoides estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 ($n = 4$) e (b) Janeiro/97 ($n = 6$). Áreas trimestrais: (c) 1° trimestre ($n = 6$) e (d) 2° trimestre ($n = 7$). Áreas durante a estação chuvosa (e) ($n = 11$) Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo
Figura 57. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>O. megacephalus</i> capturados durante o período total de estudo divididos por sexo e classe etária151
Figura 58. Tamanho das áreas de vida dos indivíduos de <i>O. megacephalus</i> capturados durante cada período de avaliação (meses)
Figura 59. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>O. megacephalus</i> capturados durante o primeiro e o segundo trimestre de avaliação
Figura 60. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>O. megacephalus</i> capturados durante os períodos de avaliação (mensalmente) e durante os trimestres152
Figura 61 . Resultante das distâncias percorridas pelos indivíduos ($n=5$) de O . megacephalus entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo
Figura 62. Sobreposição entre as áreas de vida de indivíduos de <i>O. megacephalus</i> estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 ($n = 4$) e (b) Fevereiro/97 ($n = 6$). Áreas trimestrais: (c) 1º trimestre ($n = 5$) e (d) 2º trimestre ($n = 4$). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo
Figura 63. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>B. lasiurus</i> capturados durante o período total de estudo divididos por sexo
Figura 64. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>B. lasiurus</i> capturados durante os períodos de avaliação (meses) e durante os trimestres
Figura 65. Resultante das distâncias percorridas pelos indivíduos ($n = 4$) de B . <i>lasiurus</i> entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas

jovens – triângulo amarelo158
Figura 66. Sobreposição entre as áreas de vida estimadas para alguns indivíduos de <i>B. lasiurus</i> em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 ($n = 3$) e (b) Janeiro/97 ($n = 4$). Áreas trimestrais: (c) 1º trimestre ($n = 2$) e (d) 2º trimestre ($n = 3$). Áreas durante a estação chuvosa: (e) ($n = 2$). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo
Figura 67. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de <i>P. roberti</i> capturados durante os períodos de avaliação (meses) e durante os trimestres163
Figura 68. Resultante das distâncias percorridas pelos indivíduos (<i>n</i> = 4) de <i>P. roberta</i> entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo
Figura 69. Sobreposição entre as áreas de vida de indivíduos de <i>P. roberti</i> estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Fevereiro/97 ($n = 3$). Áreas trimestrais: (b) 1° trimestre ($n = 2$) e (c) 2° trimestre ($n = 4$). Áreas durante a estação chuvosa: (d) ($n = 2$). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo
Figura 70. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>T. apereoide</i> s capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classes etárias
Figura 71. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>T. apereoides</i> em cada período de avaliação (meses)
Figura 72. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>T. apereoides</i> em cada trimestre de avaliação
Figura 73 : Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>T. apereoides</i> capturados mensalmente, trimestralmente e por estação do ano168
Figura 74. Resultante da distância percorrida por alguns indivíduos (<i>n</i> = 13) de <i>T. apereoides</i> entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo
Figura 75. Direcões e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de 7.

apereoides entre o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b), entre os trimestres (c) e entre as diferentes estações do ano (d). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo

(150 m)
Figura 76. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de O. megacephalus capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classe etária
Figura 77. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>O. megacephalus</i> em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B)173
Figura 78. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>O. megacephalus</i> capturados mensalmente e trimestralmente
Figura 79. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de <i>O. megacephalus</i> entre o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m)
Figura 80. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>B. lasiurus</i> capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classes etárias
Figura 81. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>B. lasiurus</i> em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B)178
Figura 82. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>B. lasiurus</i> capturados mensalmente, trimestralmente e por semestre179
Figura 83. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de <i>B. lasiurus</i> entre o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m)
Figura 84. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>P. roberti</i> capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classes etárias
Figura 85. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>P. roberti</i> em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B)
Figura 86. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de <i>P. roberti</i> capturados mensalmente, trimestralmente e por semestre
Figura 87. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de <i>P. roberti</i> durante o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m)
Figura 88. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de T.

apereoides, O. megacephalus, B. lasiurus e P. roberti durante o período de permanência no gradeado (a) e divididos por semestre de amostragem: (b) primeiro semestre e (c)

1. INTRODUÇÃO

1.1. Pequenos mamíferos

A maioria das espécies contemporâneas de mamíferos terrestres apresenta indivíduos de pequeno porte. Aparentemente, 250 gramas parece ser a dimensão "ótima" dos mamíferos atuais, dado que, na ausência de formas coexistentes (potencialmente competidoras), não há vantagem em evoluir para formas grandes ou pequenas. Esta dimensão é determinada pelas limitações (1) morfológicas, (2) fisiológicas e (3) comportamentais e coincide com a mediana dos gêneros e espécies de mamíferos em muitos continentes (MAURER et al., 1992). Mamíferos com peso adulto médio de 2 a 5.000 g são considerados pequenos. Isso inclui espécies atuais das ordens Monotremata, Didelphimorphia, Paucituberculata, Microbiotheria, Insectivora, Scandentia, Dermoptera, Chiroptera, Carnivora, Hyracoidea, Pholidota, Rodentia, Lagomorpha e Macroscelidea (BOURLIÈRE, 1975; WILSON & REEDER, 1993). No presente estudo foram amostradas espécies pequenos mamíferos pertencentes de Didelphimorphia, Família Didelphidae e à Ordem Rodentia, famílias Muridae e Echimyidae.

Os marsupiais pertencentes à Família Didelphidae são noturnos e ocupam vários nichos alimentares, sendo onívoros, insetívoros, frugívoros ou carnívoros. Muitas espécies apresentam hábitos arborícolas e raramente descem ao nível do solo; outras, porém, são adaptadas para a locomoção terrestre. Estes mamíferos apresentam cinco dedos em cada pata, sendo que nas patas traseiras há um dedo opositor; possuem um rostro longo, orelhas grandes e sem pêlos, e uma

cauda geralmente preênsil e também sem pêlos na parte distal (HUNSAKER II, 1977; EISENBERG, 1989; REDFORD & EISENBERG, 1992; EMMONS & FEER, 1997). Quanto à morfologia reprodutiva, dividem-se em dois grupos: aqueles que apresentam uma bolsa, ou marsúpio (Caluromys, Caluromysiops, Chironectes, Didelphis, Lutreolina e Philander), e os que não a possuem (Gracilinanus, Glironia, Marmosa, Marmosops, Metachirus, Micoureus, Monodelphis e Thylamys), não havendo informações neste sentido sobre o gênero Lestodelphis (KIRSCH, 1977; MARSHALL, 1977, 1978; IZOR & PINE, 1987; EISENBERG, 1989; REDFORD & EISENBERG, 1992; EMMONS & FEER, 1997). Há espécies pequenas, com apenas 80 mm de comprimento (corpo sem cauda) e outras que chegam a medir 1.020 mm (comprimento total). A coloração da pelagem também é bastante variável. A fórmula dentária é bem conservativa, apresentando geralmente 50 dentes: I 5/4, C 1/1, P 3/3, M 4/4 (EISENBERG, 1989; REDFORD & EISENBERG, 1992; EMMONS & FEER, 1997). Esta Família é composta por 15 gêneros e 63 espécies (GARDNER, 1993). Seus representantes distribuem-se amplamente pela América do Sul, ocupando grande variedade de hábitats, não sendo encontrados apenas em áreas de altitudes elevadas e nas regiões semiáridas ao redor do Golfo da Venezuela. Algumas espécies de marsupiais, inclusive, são consideradas imigrantes recentes no continente norte-americano, já que expandiram-se novamente para a América Central, e Didelphis virginiana recolonizou a América do Norte. Os marsupiais extinguiram-se nestas regiões durante o Terciário, sendo novamente registrados durante o Pleistoceno, com formas reconhecidamente sul-americanas (HUNSAKER II, 1977; EISENBERG, 1989; REDFORD & EISENBERG, 1992; EMMONS & FEER, 1997). A entrada na América do Sul do estoque de marsupiais provenientes da América do Norte

durante o Cretáceo superior foi a base para a irradiação adaptativa explosiva dos marsupiais durante o isolamento da América do Sul. Registros fossilíferos da Família Didelphidae foram encontrados na América do Sul a partir do Paleoceno (HUNSAKER II, 1977; SZALAY, 1994).

Os roedores, porém, chegaram na América do Sul apenas durante o Oligoceno. Os primeiros foram os histricognatos (Subordem Hystricognathi). Dezoito famílias pertencem a esta Subordem (WOODS, 1993) e exibem características únicas em relação ao modo reprodutivo: a gestação é longa, o número de filhotes é pequeno (1 a 3) e os jovens são precoces. Dentre estas famílias, os roedores da Família Echimyidae (20 gêneros e 77 espécies) (WOODS, 1993) distribuem-se desde Honduras até o Norte da Argentina e caracterizam-se por apresentar uma fórmula dentária de: I 1/1, C 0/0, P 1/1, M 3/3, cauda geralmente mais longa do que o corpo, pêlos espinhosos misturados aos pêlos dorsais, cuja tonalidade varia do castanho ao preto, e o ventre, contrastando com o dorso, sendo geralmente branco ou bege (EISENBERG, 1989; EMMONS & FEER, 1997). Os equimídeos mais estudados pertencem ao gênero *Proechimys*, representado por formas terrestres. No entanto, a maior parte dos outros gêneros são bem adaptados à vida arborícola, dificultando seus estudos em ambientes naturais (EISENBERG, 1989; MALCOLM, 1991; EMMONS & FEER, 1997).

Os roedores murídeos amostrados pertencem à Subfamília Sigmodontinae, que compõe uma das maiores irradiações de mamíferos recentes. Existem em torno de 423 espécies (MUSSER & CARLETON, 1993) ocupando uma imensa variedade de nichos ecológicos, desde espécies de hábito semi-aquático que alimentam-se de peixes e crustáceos, até espécies arborícolas e fossoriais,

incluindo as de dieta completamente herbívora, insetívoros e onívoros. A maioria das espécies encontra-se na América do Sul e no sul da América Central, distribuindo-se desde o nível do mar até altitudes de 5.000 m nos Andes (STEPPAN, 1995; EMMONS & FEER, 1997). A antigüidade deste grupo é estimada em 4,5 a 15 milhões de anos. Porém, existe uma controvérsia a respeito do local de origem deste grupo, se na América do Sul ou na América do Norte (MARSHALL, 1979; JACOBS & LINDSAY, 1984; SLAUGHTER & UBELAKER, 1984), ou mesmo se o grupo ancestral tenha provindo diretamente da África (HERSHKOVITZ, 1972). Os centros de diversidade atuais encontram-se na América do Sul, especialmente na região andina, mas muitas espécies ocorrem na América Central e duas ou três alcançam o sudeste dos Estados Unidos (REIG, 1984; 1986). Todos os sigmodontíneos possuem pênis complexo, com poucas exceções bem definidas e, como todo murídeo, fórmula dentária de 1/1 0/0 0/0 3/3 (um par de incisivos e três pares de molares, inferior e superior). Poucas características definem este complexo e diversificado grupo de espécies. Algumas das espécies mais comuns pertencem aos gêneros Sigmodon, Oryzomys, Holochilus, Akodon, Phyllotis e Calomys (STEPPAN, 1995).

1.2. Contexto Ecológico

A Região Neotropical é rica em espécies de pequenos mamíferos (COLE *et al.*, 1994; WILSON *et al.*, 1996). Apesar disto, pouco se conhece a respeito da importância das mesmas nos ecossistemas (FLEMING, 1975; HUNSAKER II, 1977; STREILEIN, 1982a; ERNEST & MARES, 1986; STALLINGS, 1989; EISENBERG, 1990). O estudo desses mamíferos, porém, é muito importante para

a espécie humana, visto que algumas espécies, apesar de evitarem o contato humano, tornaram-se verdadeiras pragas em ambientes agrícolas (ELIAS & VALENCIA, 1984), e outras são importantes vetores de doenças infectocontagiosas, como a febre hemorrágica argentina, transmitida por certas espécies do gênero Calomys (MALCOLM, 1991; CHILDS et al., 1995), e mesmo envolvidos com hantaviroses como Oligoryzomys, Bolomys e Akodon (MILLS et al., 1998). A necessidade de conhecimento dos processos e padrões ecológicos desses mamíferos é ainda ressaltada pelo crescente índice de degradação dos ecossistemas (WILSON et al., 1996). Recentemente, o crescimento da população humana e as formas de uso da terra têm causado a devastação de vários ambientes (MAY, 1992; OLIVEIRA, 1992). Consequentemente, a biodiversidade vem sendo perdida a ritmos alarmantes, pois a redução dos ecossistemas anteriormente extensos, a fragmentos cercados por hábitats modificados pelo homem (MALCOLM, 1991), geralmente é acompanhada do aumento da probabilidade de extinção populacional, acarretando um decréscimo da riqueza de espécies nestes ambientes (TERBORGH, 1992). Estratégias de manejo têm sido propostas com o intuito de reduzir essa degradação do meio ambiente. No entanto, um outro passo neste sentido pode ser dado pelo conhecimento dos recursos biológicos e das relações da biodiversidade com seus respectivos ambientes (MAY, 1992; OLIVEIRA, 1992). Portanto, a estimativa da diversidade e, posteriormente, seu monitoramento, são questões de primeira importância para a conservação (WILSON et al., 1996).

O Domínio do Cerrado, devido particularmente à expansão agrícola, vem sofrendo processos de profunda modificação (ALHO & PEREIRA, 1985; ALHO *et al.*, 1986; NEPSTAD *et al.*, 1997). A área total e a taxa anual de alteração das

formações naturais são muito grandes. Áreas são transformadas, principalmente, para o plantio de gramíneas africanas, que servem de alimento às criações extensivas de gado, e para a instalação de agricultura mecanizada para a produção de soja (NEPSTAD et al., 1997). A fauna do Cerrado encontra-se frente a este processo acelerado de degradação que, de maneira significativa, impõe limites ao processo científico do conhecimento da biodiversidade da região.

Informações a respeito do uso do hábitat por alguns pequenos mamíferos no ambiente de Cerrado estão disponíveis (SOUZA & ALHO, 1980; ALHO, 1981; BORCHERT & HANSEN, 1983; FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO et al., 1986; MARES et al., 1986; REDFORD & FONSECA, 1986; LACHER et al., 1989; MARES & ERNEST, 1995). No entanto, poucos estudos de longo prazo têm sido realizados (BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985; ALHO et al., 1986). Daí a crescente valorização de dados sobre diversidade, abundância e densidade destes mamíferos em ambientes naturais de Cerrado durante períodos relativamente longos de estudo (ALHO, 1982). Como o Cerrado é um ambiente que apresenta uma sazonalidade bastante marcada, flutuações em determinados parâmetros populacionais poderão, via de regra, estar intimamente relacionados às mudanças climáticas que se refletem na disponibilidade de recursos da região, podendo culminar com modificações no padrão comportamental dos indivíduos estudados (O'CONNELL, 1982, 1989; MARES & ERNEST, 1995). Somente trabalhos a longo prazo permitem verificar a ocorrência de ciclos populacionais e relacioná-los a estas variáveis ambientais (MALCOLM, 1991).

Além das informações básicas sobre a ecologia das espécies em um ambiente intacto, é também muito importante o conhecimento do impacto de perturbações ambientais nos ecossistemas (SOUZA, 1984). Mudanças nos

hábitats ocorrem devido a fenômenos naturais como o fogo (FOX & McKAY, 1981; COUTINHO, 1982; BORCHERT & HANSEN, 1983) e inundações periódicas (SHEPPE, 1972; FLOWERDEW et al., 1977; BORCHERT & HANSEN, 1983; O'CONNELL, 1989), mas também podem ser provocadas pela espécie humana, como o incremento da fragmentação (MALCOLM, 1991; STEVENS & HUSBAND, 1998), o desmatamento (NEPSTAD et al., 1997) e a inundação permanente de uma região (LIAO et al., 1988; FERREIRA, 1993; PALMER et al., 1996; YACOUBI & BOTIN, 1997; WOLEK, 1997). Através do estudo de ecossistemas perturbados é possível avaliar e prever a influência destes eventos sobre a fauna (SOUZA, 1984), permitindo o planejamento para redução de danos provocados ao longo destes processos.

A implantação de reservatórios para usinas hidrelétricas, por exemplo, influencia determinantemente a hidrologia e o clima de uma região, sendo este impacto observado até a 5 quilômetros dos reservatórios. Além disso, regiões adjacentes são afetadas pelo turismo, pelas indústrias, e pelos agricultores locais (WOLEK, 1997). As mudanças no ambiente natural provocadas pelas modificações climática e hidrológica devem causar variações qualitativas e/ou quantitativas na composição específica da comunidade local, afetando, ainda, a sobrevivência de espécies endêmicas (LIAO et al., 1988; PALMER et al., 1996; YACOUBI & BOTIN, 1997; WOLEK, 1997). Adicionalmente, grandes empreendimentos, tais como as represas, estão sendo construídos em locais pouco conhecidos e ainda cientificamente inexplorados, tornando o conhecimento prévio da fauna, flora, e outros fatores ambientais, sociais e econômicos, prioritários nessas regiões (FERREIRA, 1993). Há, portanto, necessidade urgente de responder a algumas perguntas básicas sobre estes impactos. Os resultados

de investigações detalhadas permitirão preparar programas para minimizar os efeitos causados pela implantação desses reservatórios (FERREIRA, 1993; WOLEK, 1997).

O impacto de empreendimentos hidrelétricos sobre o ambiente de Cerrado pode ser significativo, tendo em vista que um de seus hábitats mais complexos, a mata de galeria, desaparece por completo ao longo de várias centenas de quilômetros de rio (SILVA Jr., 1995). As matas de galeria proporcionam um enclave mésico numa região de extensas áreas abertas, possuindo um papel de suma importância na distribuição dos mamíferos neotropicais, pois funciona como um refúgio num ambiente seco para muitas espécies de florestas. Além disto, essas matas representam uma conexão ecológica entre a Floresta Amazônica, que se encontra ao norte e oeste, e a Mata Atlântica, situada ao sul e leste do Cerrado. As matas de galeria funcionam como corredores, possibilitando a dispersão desses mamíferos entre essas macrorregiões (FONSECA & REDFORD, 1984; MARES et al., 1986; REDFORD & FONSECA, 1986; MARES & ERNEST, 1995). Situações de stress, como esta, podem ser adequadas para observar os efeitos de fenômenos tais como a competição intra e interespecífica e estratégias ecológicas e evolutivas utilizadas no sentido de diminuir os efeitos destas interações (SOUZA, 1984) como, por exemplo, a modificação das áreas de vida devido à limitação dos recursos disponíveis (MAGNUSSON et al., 1995).

1.3. Objetivos

O presente trabalho visa (1) estimar a diversidade de uma comunidade de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) em uma região de Cerrado, utilizando-se como parâmetros a riqueza e a abundância relativa das espécies.

Objetiva-se (2) avaliar as relações das espécies com o mosaico de hábitats disponível considerando-se, particularmente, a representatividade dos mesmos na área de estudo.

Como a região estudada sofreu um processo de inundação devido à construção da usina hidrelétrica AHE Serra da Mesa, pretendeu-se (3) avaliar a influência desse processo sobre parâmetros como a riqueza, abundância e densidade populacional das espécies, bem como a utilização dos diferentes hábitats e o deslocamento entre os mesmos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O Cerrado abrange uma área de 2 x 10⁶ km² da América do Sul e representa o segundo domínio morfoclimático em extensão no continente depois da Floresta Amazônica (NEPSTAD et al., 1997) (Figura 1). Este bioma é caracterizado por apresentar um regime periódico de chuvas, possuindo duas estações bem definidas: a estação seca, de maio a setembro, e a estação chuvosa, de outubro a abril. A pluviosidade média varia de 1.200 mm a 1.800 mm e os fatores edáficos, como a profundidade do solo, a drenagem e a qualidade dos nutrientes, influenciam a estrutura da vegetação, produzindo diversos tipos fitofisionômicos, tais como matas de galeria, campos úmidos, veredas, cerrados sensu stricto, cerradões, campos cerrados, campos sujos e campos limpos (EITEN, 1982, 1994). As alterações da região, decorrentes principalmente das atividades desenvolvidas nos últimos 30 anos, se devem principalmente à intensificação das atividades agropecuárias, desenvolvimento de assentamentos urbanos e instalação de barragens para usinas hidrelétricas (NEPSTAD et al., 1997). Dentre essas atividades, a implantação do reservatório de Aproveitamento Hidrelétrico de Serra da Mesa (entre 13° 45' - 14° 35' S e 47° 50' - 49° 15' W), particularmente, eliminou várias centenas de quilômetros da vegetação marginal dos rios. Situado a cerca de 220 km NNO de Brasília, entre os municípios de Cavalcante e Minaçu, a 15 km a jusante da confluência dos rios Tocantinzinho e Maranhão (Figura 2), o reservatório inundou uma área de 1.784 km², com florestas deciduais e cerrados sensu lato, situados entre 300 e 700 metros de

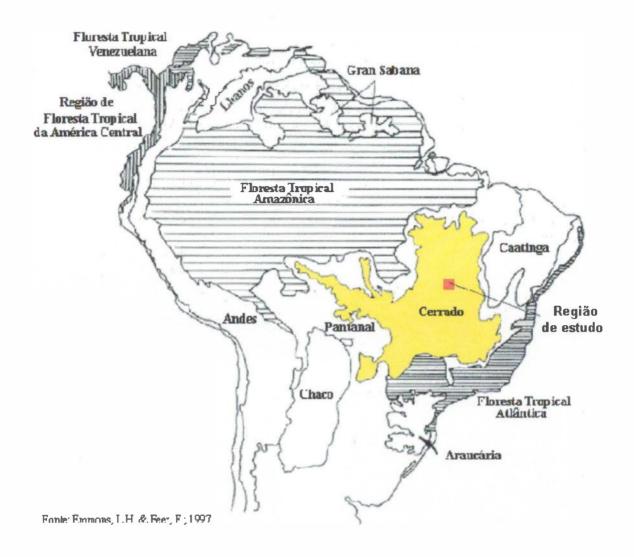


Figura 1. Localização da área de estudo no Cerrado do Brasil Central e as principais zonas de vegetação da América do Sul tropical e subtropical.

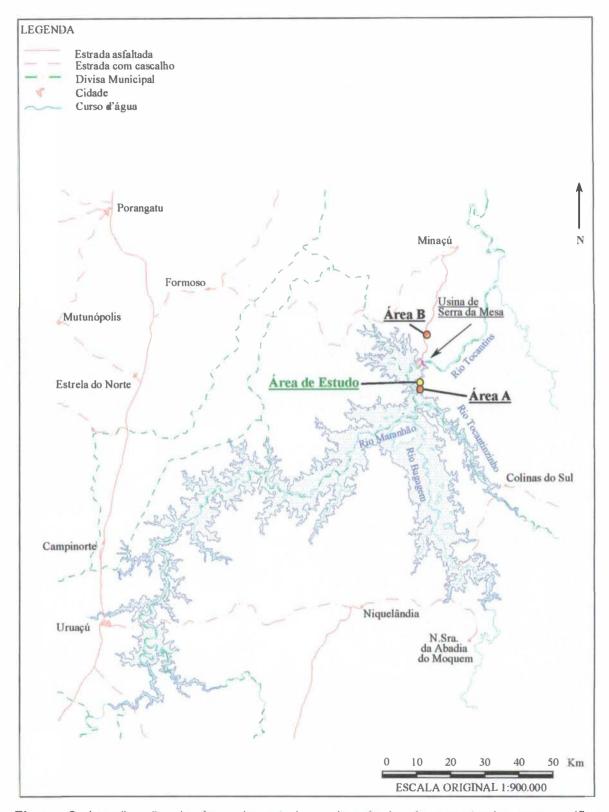
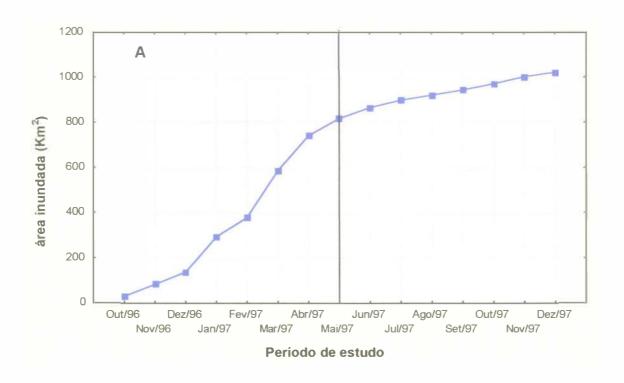


Figura 2. Localização da área de estudo e demais locais amostrados nas regiões adjacentes ao AHE Serra da Mesa.

altitude. Na região formou-se um lago com profundidade máxima de 140 m e com um tempo de enchimento de 32 meses. O enchimento do lago teve início durante o mês de outubro de 1996 (PORTO *et al.*, 1992; SILVA Jr., 1995).

A área escolhida para o presente trabalho situou-se a 6 km da barragem do AHE Serra da Mesa (13° 53' 29" S - 48° 19' 24" W), a uma distância de 600 m da margem direita do rio Tocantins, a 450 m de altitude (Figura 2). Durante o período de estudo, o rio foi represado e o nível da água elevou-se até alcançar a área por ocasião da sétima avaliação (maio de 1997). Durante a última avaliação (novembro de 1997) 27% da área de estudo encontrava-se alagada. Posteriormente, a área foi totalmente inundada. Dados a respeito das cotas mensais de inundação (Figura 3) e de medidas climáticas da estação meteorológica mais próxima (a 10 km da área de estudo) foram fornecidos pela empresa FURNAS. O diagrama climático foi baseado no sistema de WALTER (1986) (Figura 4) e evidencia dois períodos bastante distintos: um úmido, que compreende o período de outubro a março/abril e outro com aridez relativa, de maio a setembro.

Na região do AHE Serra da Mesa ocorrem 12 tipos fisionômicos de vegetação, todos característicos do Cerrado. As formações florestais apresentam dossel contínuo ou descontínuo. Entre elas estão as matas de galeria inundáveis, matas de galeria não inundáveis, matas secas, matas secas em solos calcários e cerradões. As formações savânicas são trechos de vegetação com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato graminoso, sem a formação de dossel contínuo. Fazem parte desta categoria o cerrado no sentido restrito, que engloba o cerrado denso, o cerrado típico e o cerrado ralo, bem como as veredas.



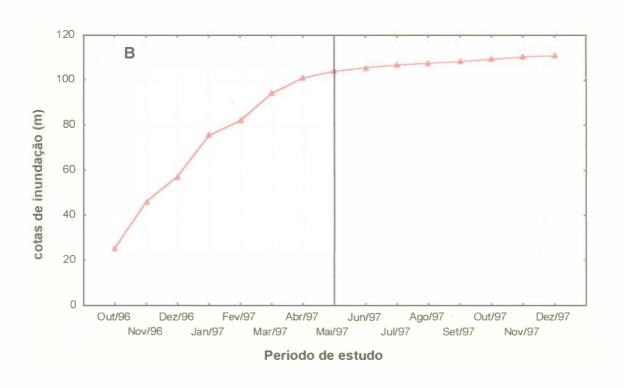


Figura 3. Incremento de área (A) e de cota inundada (B) durante o período de estudo. A linha vertical delimita o período onde a água alcançou o gradeado de armadilhas.

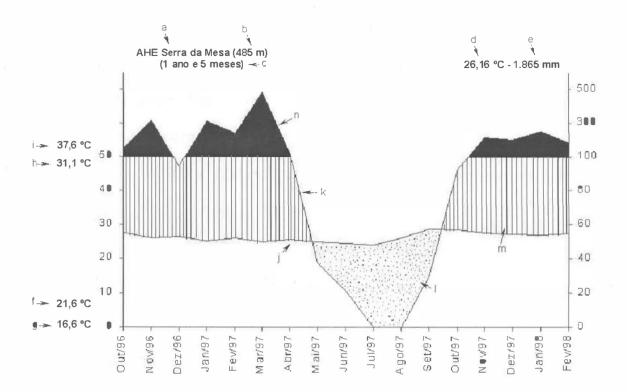


Figura 4. Diagrama climático tipo Walter da região de estudo. O diagrama expressa os valores observados a partir do início do período de estudo (outubro de 1996) até 2 meses após a última avaliação (janeiro e fevereiro de 1998). Eixo horizontal: meses, eixo vertical à esquerda: temperatura média mensal (em graus centígrados), à direita: precipitação mensal (em milímetros). a = posto meteorológico, b = altura acima do nível do mar, c = tempo de observação, d = temperatura média anual, e = precipitação do ano (Dez/96 – Dez/97), f = temperatura média diária mínima do mês mais frio, g = temperatura mínima absoluta (a mais baixa registrada), h = temperatura média diária máxima do mês mais quente, i = temperatura máxima absoluta (a mais alta registrada), j = curva da temperatura média mensal, k = curva da precipitação mensal, l = período de aridez relativa (pontilhado), m = estação relativamente úmida (sombreado vertical), n = precipitação mensal > 100 mm (escala reduzida 1/10, áreas pretas, estação perúmida).

As formações campestres são trechos de vegetação com predomínio de espécies herbáceas e algumas arbustivas, faltando árvores na paisagem. Campo sujo, campo limpo, campo úmido, campo de murunduns e campo pedregoso são formações campestres típicas (EMBRAPA, 1997).

Na área de estudo, três tipos de formações foram representadas: a mata de galeria e a mata seca como exemplos de formações florestais; o cerrado *sensu stricto* e manchas de vereda representaram as formações savânicas, e o campo

úmido as formações campestres. A área de estudo incluiu, portanto, as feições típicas da região, ou seja, caracterizou-se tipicamente como um mosaico de formações vegetais. Várias espécies de plantas foram coletadas durante o período de estudo para a confecção de um herbário, com o intuito de caracterizar a composição florística das formações de vegetação encontradas na área amostrada.

A mata de galeria (Figura 5), perenifólia (WALTER, 1995), caracteriza-se por estar associada a córregos e riachos de pequeno porte. Na área de estudo a mata localizou-se em um pequeno vale na cabeceira da drenagem, onde os cursos de água ainda não haviam escavado um canal definitivo. A mata era circundada por campo úmido, mata seca e taquaral (Figura 6), bem como por áreas onde ocorriam tipos de vegetação de transição. O estrato arbóreo apresentou altura média de 15 a 20 metros. No interior da mata a umidade é mais elevada, o que propicia a presença de um grande número de espécies de epífitas, principalmente das famílias Orchidaceae e Araceae (EMBRAPA, 1997). A mata apresentou trechos longos com a topografía do terreno plana e drenagem deficiente (solos hidromórficos), ocorrendo espécies arbóreas das famílias Apocynaceae, Burseraceae, Euphorbiaceae, Leguminosae, Moraceae (Ficus spp.) e Arecaceae (Mauritia flexuosa, Mauritiella armata), além de um número expressivo de espécies das famílias Melastomataceae, Myrtaceae, Piperaceae e Rubiaceae. No sub-bosque, além destas, destacaram-se espécies das famílias Marantaceae, Heliconiaceae e muitas pteridófitas. Parte da área apresentou afloramentos de rochas e solos rasos eram comuns, tornando a mata de galeria muito estreita em ambas as margens. Uma característica notável foi a considerável perda de volume de água do córrego na estação seca.



Figura 5. Mata de galeria da área de estudo. No primeiro plano o campo úmido e o cerrado.



Figura 6. Área com predominância de taquaras adjacente à mata de galeria e ao campo úmido.

volume este que chegou a inundar várias áreas planas na época da cheja. A mata seca é uma formação florestal sem associação com cursos de água e ocorre nos interflúvios sobre solos geralmente mais ricos em nutrientes. Apresenta diferentes graus de caducidade durante a estação seca e possui um estrato arbóreo de altura média entre 10 e 15 m. O dossel cobre de 70% a 90% da área na estação chuvosa e apenas 40% na estação seca. Isto impede a ocorrência significativa de espécies arbustivas durante a estação chuvosa. Anadenanthera spp. (angicos) (Leguminosae), Cedrella fissilis (cedro) (Meliaceae), Enterolobium contotisiliguum (tamboril) (Leguminosae), Myracrodruon urundeuva (aroeira) (Anacardiaceae) e Pouteria spp. (guapeva) (Sapotaceae) são espécies características desta formação. Algumas espécies de epífitas da família Orchidaceae também encontram-se nas matas secas (EMBRAPA, 1997). Na área de estudo este tipo de vegetação esteve associado a solos com afloramentos rochosos e terrenos com inclinação de até 30° e apresentou regiões de contato com o cerrado, o campo úmido, uma área de taguaral e com a mata de galeria, sendo muitas vezes dificil definir os seus limites (Figura 7).

O tipo fisionômico caracterizado como cerrado (Figura 8), no sentido restrito, apresenta árvores baixas, inclinadas, tortuosas, com ramificações irregulares e retorcidas e geralmente apresenta evidências de passagens de fogo. As folhas das árvores são rígidas, coriáceas, e os troncos dos indivíduos lenhosos possuem casca grossa, fendida e sulcada, com as gemas apicais protegidas por uma densa pilosidade. Esta vegetação é composta por dois grupos: as espécies perenes (árvores e arbustos) e as espécies efêmeras (ervas e gramíneas) (FERRI, 1980). As espécies arbóreas mais comuns dessa fitofisionomia são: *Acosmium dasycarpum* (amargosinha) (Leguminosae), *Byrsonima coccolobifolia*



Figura 7. Mata seca com afloramentos rochosos representada na área de estudo.



Figura 8. Cerrado *sensu stricto* representado na área de estudo. No primeiro plano o campo úmido.

(murici) (Malpighiaceae), Caryocar brasiliense (pequi) (Caryocaraceae), Curatella americana (lixeira) (Dilleniaceae), Hancornia speciosa (mangaba) (Apocynaceae), Hymenaea stignocarpa (jatobá do cerrado) (Leguminosae), Machaerium acutifolium (iacarandá) (Leguminosae). Qualea spp. (pau terra) (Vochysiaceae). Roupala montana (carne de vaca) (Proteaceae) e Tabebuia spp. (ipê) (Bignoniaceae) (RATTER et al., 1996). Outras espécies frequentes são: Anacardium occidentale (cajueiro) (Anacardiaceae), Plathymenia reticulata (vinhático) (Leguminosae) e Vochysia rufa (pau-doce) (Vochysiaceae). Quatro subtipos de cerrado sensu stricto podem ser reconhecidos e diferenciados principalmente em relação à densidade (estrutura) arbórea (RIBEIRO & WALTER, 1998): o cerrado denso, caracterizado por apresentar vegetação arbórea predominante, com altura média variando de 5 a 8 m; o cerrado típico, que apresenta vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva, com altura média entre 3 a 5 m e o cerrado ralo, representando a forma mais baixa e menos densa de cerrado no sentido restrito. Esses três subtipos ocorrem em grandes áreas próximos ao reservatório de Serra da Mesa (EMBRAPA, 1997) e na área amostrada. Na área de estudo, o cerrado ralo esteve associado a terrenos com grande inclinação e solos muito pedregosos, ao contrário do cerrado denso, que ocorreu em áreas mais planas de transição (Figura 9), entrando em contato com áreas de campo úmido e mata seca. O cerrado típico concentrou-se em terrenos de elevação intermediária e participou de maneira mais representativa na fisionomia do cerrado sensu stricto. Estes subtipos não foram diferenciados nas análises, sendo considerados em conjunto como parte da vegetação de cerrado.

O campo úmido (Figura 10) é caracterizado como uma área onde o solo é encharcado durante a estação chuvosa, ressecando sua superfície apenas no



Figura 9. Área de transição entre o cerrado (à esquerda), campo úmido (primeiro plano) e o taquaral (ao fundo).



Figura 10. Campo úmido adjacente à mata de galeria situada no centro da área trabalho.

final do período seco (EITEN, 1994). Este tipo de vegetação varia muito em altura, forma e composição florística, de acordo com as condições ambientais (topografia e solo), podendo ser encontrado na forma de uma relva com pequenos tufos, ou formar uma massa de gramíneas e ciperáceas que atingem até um metro. As famílias mais representativas são Poaceae e Cyperaceae, aparecendo também espécies das famílias Droseraceae, Iridaceae, Lentibulariaceae e Orchidaceae (RATTER, 1991). Apesar desta vegetação ser uma fitofisionomia geralmente rara de se encontrar na região, a área de estudo apresentou duas manchas significativas, ambas bastante diferenciadas em relação à altura e composição de espécies florísticas. Associadas aos campos úmidos, encontraram-se manchas de vereda (Figura 11), caracterizadas pela presença da palmeira arbórea *Mauritia flexuosa* (buriti) (Arecaceae) e de solos hidromórficos saturados durante a maior parte do ano.

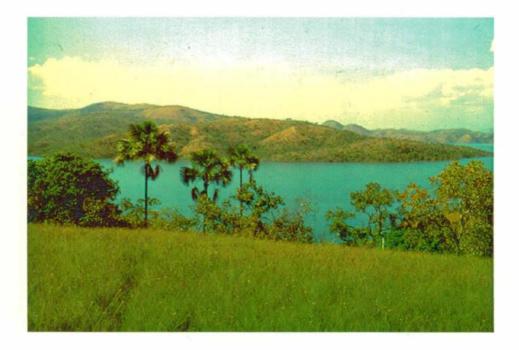


Figura 11. Vereda representada na área de estudo. No primeiro plano o campo úmido. Ao fundo o reservatório AHE Serra da Mesa.

2.2. Avaliação de Campo

A técnica de captura, marcação e recaptura foi utilizada com o intuito de obter as informações necessárias para o cálculo da área de vida (home range) dos indivíduos capturados, da abundância de cada espécie e da seleção de hábitats (WHITE et al., 1982). Este método consiste, basicamente, em distribuir armadilhas ao acaso ou de acordo com algum sistema de amostragem (gradeado, transecções paralelas ou perpendiculares entre si, transecções concêntricas, etc) na área de estudo para, posteriormente, obter informações sobre a localização dos animais capturados. Um gradeado consiste de uma série de linhas paralelas com uma distância fixa entre elas. É muito utilizado em estudos onde o resultado seqüencial das capturas é desejado, como no caso do presente estudo, para fornecer informações a respeito de flutuações temporais em alguns parâmetros populacionais (SMITH et al., 1975; WILSON et al., 1996).

As capturas foram realizadas com armadilhas do tipo gaiola (30 cm X 15 cm X 15 cm) dispostas em um gradeado de 24 linhas e 7 colunas com um espaçamento de 12 m entre as estações de captura. O gradeado apresentou uma configuração retangular e uma área de 1,99 ha (276 m X 72 m). Cada estação de captura (cada ponto do gradeado) foi composta de uma armadilha, perfazendo um total de 168 armadilhas. A configuração retangular do gradeado foi escolhida devido à facilidade na análise estatística dos dados obtidos, revisão das armadilhas (TEW et al., 1994) e, principalmente, pelo fato de abranger uma quantidade representativa dos hábitats presentes no ambiente amostrado, além de incluir uma porção significativa da mata de galeria, a qual apresentou uma forma linear.

O posicionamento das armadilhas foi adotado considerando-se dois princípios básicos: sendo o gradeado o maior possível para (1) diminuir o efeito de borda e capturar um número suficiente de indivíduos, e (2) apresentar as armadilhas próximas o suficiente uma das outras para que os animais tivessem acesso a pelo menos uma armadilha no interior de suas áreas de vida. Portanto, o tamanho do gradeado e o espaçamento entre as armadilhas são variáveis importantes, já que afetam certas estimativas, na medida em que controlam o efeito de borda e a movimentação dos animais, respectivamente (PELIKAN, 1968; SMITH et al., 1975; GURNELL & GIPPS, 1989; TEW et al., 1994).

Quanto ao tamanho do gradeado e ao espaçamento a ser utilizado, não há uma recomendação a priori, visto que o comportamento varia muito entre espécies e entre ambientes. Porém, de acordo com vários estudos realizados com pequenos mamíferos, a distância média para a maioria das espécies esteve em torno de 15 m (SMITH et al., 1975; WILSON et al., 1996). No presente trabalho, as dimensões do gradeado, o número de armadilhas, o tempo e o esforço disponíveis ao pesquisador restringiram este espaçamento. Um fato importante que ajudou a minimizar os erros referentes à metodologia utilizada foi o desenvolvimento de um levantamento faunístico realizado na área de influência do AHE Serra da Mesa anterior ao início deste trabalho (CARVALHO, a, b; ROSA, _; SEVERO et al., _; L. F. B. OLIVEIRA, com. pess.). Foram obtidas informações a respeito da composição de espécies existentes na região, suas taxas de captura e comportamento frente às armadilhas, ambientes de ocorrência, medidas padrão e período reprodutivo. Estes dados possibilitaram um planejamento melhor do estudo a ser realizado, influenciando, principalmente, na escolha da área de estudo, no desenho do gradeado e no espaçamento entre as armadilhas.

Adicionalmente instalou-se, de maneira intercalada às armadilhas tipo gaiola, um gradeado com estações de *pitfall* (armadilhas de queda) (cada linha e cada coluna 6 m distantes entre si). Esse tipo de armadilha possui certas vantagens em relação às armadilhas convencionais. Por exemplo, permitem capturas simultâneas e múltiplas (BOONSTRA & KREBS, 1978; WILLIAMS & BRAUN, 1983; LAURANCE, 1992). O gradeado foi composto de, em média, 24 linhas e 7 colunas. No entanto, não foi possível instalar os *pitfall* ao longo de toda a área desejada. Cada estação de *pitfall* distou 12 m uma da outra e foi composta por um balde de 37 litros (HANDLEY & KALKO, 1993; KALKO & HANDLEY, 1993) totalizando 134 estações de captura.

A decisão de amostrar a comunidade de pequenos mamíferos através de diferentes tipos de armadilhas se baseou no fato de que o sucesso de captura varia muito de espécie para espécie e até mesmo entre indivíduos de uma mesma espécie. Este procedimento possibilita amostrar tanto populações diferentes, como coortes diferentes dentro de uma mesma população, permitindo uma caracterização bem mais realista da comunidade em estudo (BOONSTRA & KREBS, 1978; WHITE *et al.*, 1982; WILLIAMS & BRAUN, 1983; LAURANCE, 1992).

O trabalho de campo teve início em outubro de 1996, sendo concluído em novembro de 1997 (duração total de 12 períodos de avaliação). Cada avaliação foi realizada, em média, uma vez por mês. O período de captura foi definido em oito dias, pois este intervalo de tempo foi suficiente para capturar quase todos os animais da área de estudo, cuja maioria foi marcada até o oitavo dia de levantamento (Figura 12), evitando, assim, uma subestimativa do tamanho e do

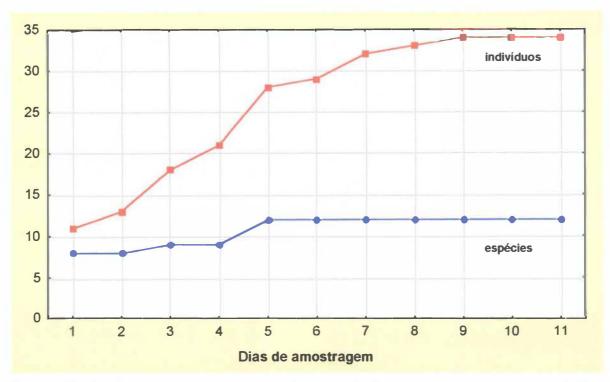


Figura 12. Espécies e indivíduos capturados por dia de amostragem durante o primeiro período de avaliação (Outubro/96).

movimento das populações naturais (ALHO, 1979). Os *pitfalls* e as armadilhas convencionais permaneceram fixos durante todo o trabalho, sendo apenas fechados entre os períodos de amostragem. O esforço de captura total foi de 15.847 armadilhas.dias e de 12.752 *pitfalls*.dias.

Foram instaladas ainda, três transecções de armadilhas e *pitfalls* intercalados (575 armadilhas/dia e 578 *pitfalls*/dia), espaçados no mesmo padrão do gradeado da área de estudo, e situadas a 200 m dessa, com o intuito de detectar se indivíduos capturados e marcados na área adjacente, logo abaixo da área de estudo, em direção à margem do rio, seriam recapturados na área amostrada mais acima. Este sistema permaneceu ativo durante os períodos de avaliação de Dezembro/96, Janeiro e Fevereiro/97.

As armadilhas foram revisadas ao amanhecer e ao final da tarde. Os pitfalls, adicionalmente, foram revisados durante as horas de maior insolação no

intuito de diminuir a taxa de mortalidade dos animais (WILSON et al., 1996). A isca nas armadilhas convencionais foi composta de pasta de amendoim, sardinha, emulsão Scott e fubá, tendo como suporte pedaços de mandioca (ALHO et al., 1986; WOODMAN et al., 1996). As armadilhas tipo pitfall não foram iscadas. A presença e o tipo de isca utilizada pode ser responsável, em parte, pela variabilidade encontrada entre os indivíduos em relação ao seu comportamento frente às armadilhas. Indivíduos de sexo e classes etárias diferentes, e que vivem em hábitats diferentes, são atraídos de maneiras diversas. A resposta frente às armadilhas também se modifica de acordo com a disponibilidade de alimento no ambiente, podendo variar sazonalmente (SMITH et al., 1975). Como a dieta dos pequenos mamíferos é muito variada, preferiu-se utilizar uma isca complexa, objetivando abranger desde espécies onívoras e carnívoras, àquelas que se alimentam de sementes ou matéria vegetal (WILSON et al., 1996).

A cada captura os animais foram marcados com brincos impressos (Michel ear-tags) (LE BOULENGÉ-NGUYEN & LE BOULENGÉ, 1986) e cortes de falanges (EAST, 1965). As duas técnicas de marcação foram utilizadas simultaneamente para verificar a eficiência de cada uma. Os animais capturados foram identificados quanto à espécie, sexo, idade e condição reprodutiva. Medidas corporais como comprimento do corpo, da cauda e a massa, juntamente com outras informações relevantes (data, localização no gradeado e o tipo de armadilha) foram obtidas. Os animais foram liberados nos locais de captura imediatamente após a coleta dos dados (ALHO & PEREIRA, 1985; ALHO *et al.*, 1986; STALLINGS, 1989; MARES & ERNEST, 1995). Os indivíduos capturados foram divididos em três classes etárias: jovens, subadultos e adultos, de acordo com características da pelagem (tipo do pêlo, coloração e muda), tamanho e

peso, além da consideração das características reprodutivas externas (posição dos testículos nos machos e presença ou ausência de vagina perfurada, gravidez ou lactação nas fêmeas) (STALLINGS, 1989; MCCRAVY & ROSE, 1992; MARES & ERNEST, 1995). No entanto, não foram distinguidas vaginas fechadas versus vaginas tampadas nos roedores. Os indivíduos foram considerados pertencentes à categoria jovem se estes não evidenciassem nenhuma característica reprodutiva e se apresentassem pelagem, tamanho e peso de indivíduos considerados jovens, de acordo com observações qualitativas feitas durante o desenvolvimento do trabalho, e a partir de dados obtidos na Coleção de Mamíferos do Museu Nacional. Eram considerados subadultos os indivíduos que já possuíam pelagem reconhecível como de adulto, mas um tamanho e peso intermediários, e também não apresentassem evidências de maturidade sexual. Foram considerados adultos os indivíduos já ativos sexualmente (fato observado pelas características reprodutivas externas, bem como pelo tamanho e peso dos indivíduos). A identificação a nível específico baseou-se nos dados morfológicos de espécimens coletados em quatro levantamentos faunísticos na região sob influência do reservatório do AHE Serra da Mesa (L. F. B. de OLIVEIRA, com. pessoal) e depositados na Coleção de Mamíferos do Museu Nacional, e em dados citogenéticos (M. S. MATTEVI, com. pessoal) relativos ao mesmo material. Todos os espécimes coletados no presente estudo foram depositados no Museu Nacional do Rio de Janeiro.

A partir do mês de maio de 1997 as águas da represa alcançaram o gradeado (Figura 13). À medida em que a água se aproximava das estações de captura, as armadilhas convencionais foram retiradas e remanejadas para a parte oposta ao alagamento, dando continuidade ao sistema de amostragem. Os *pitfalls*

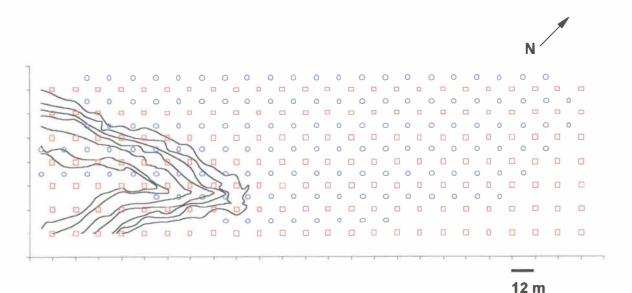


Figura 13. Curvas de inundação em cada período de avaliação após a chegada da água ao gradeado. As curvas representam as cotas de inundação em 12/05/97, 21/05/97, 21/06/97, 01/08/97, 08/09/97, 15/10/97 e 26/11/97, respectivamente. Os quadrados representam as armadilhas, e os círculos os *pitfalls*, que constituem os gradeados sobrepostos.

não foram translocados pois a área adjacente ao gradeado era constituída de cerrado com forte declividade e com solo pedregoso, dificultando a instalação dos mesmos.

Durante o mês de dezembro de 1997 foram instalados, adicionalmente, dois gradeados de dimensões similares, mas apenas com armadilhas convencionais. O primeiro (A) foi situado próximo à área de estudo, abrangendo todos os tipos de fitofisionomias antes representados (366 armadilhas/dia). O segundo (B) foi disposto a jusante da barragem, também apresentando todos os tipos de hábitats amostrados pelo gradeado original (425 armadilhas/dia). Estes gradeados tiveram o intuito de verificar se os parâmetros obtidos na área de estudo assemelhavam-se aos obtidos na área A (réplica) e diferenciavam-se dos encontrados na área B (controle). Esta, embora amostrada por um período mais curto, não foi diretamente afetada pelo enchimento do reservatório (Figura 2).

RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E DENSIDADE POPULACIONAL DAS ESPÉCIES

3.1. INTRODUÇÃO

Questões relacionadas à biodiversidade, tais como a razão da existência de tantas espécies e padrões latitudinais de riqueza específica, sempre intrigaram biólogos e naturalistas (KLOPFER & MACARTHUR, 1960; RICKLEFS, 1987; MAY, 1992; KAUFMAN, 1995). Vários grupos taxonômicos exibem uma relação negativa entre o número de espécies e a latitude, inclusive os mamíferos (KAUFMAN, 1995). Acredita-se que as condições climáticas, reguladas pela latitude, estariam condicionando esta relação. No entanto, interações biológicas e fatores históricos e biogeográficos também influenciam os padrões latitudinais de diversidade (GILLER, 1984; RICKLEFS, 1987; KREBS, 1994; RUGGIERO, 1994). Teorias a respeito deste fenômeno têm sido propostas nos últimos trinta anos; porém, não há um consenso entre elas, sendo esta, uma questão ainda não elucidada (LACHER & MARES, 1986; KAUFMAN, 1995), principalmente em relação às espécies de mamíferos da América do Sul. Apesar de existir uma tendência das espécies diminuírem as áreas médias de suas distribuições de maneira associada à latitude (Lei de Rapoport), quando considera-se as ordens de mamíferos separadamente, percebe-se que esta relação é verdadeira apenas para os primatas e quirópteros. Os carnívoros apresentam distribuição ampla em torno de 15 graus de latitude e os Artiodactyla, Hystricognathi e Didelphimorphia, em torno de 15 a 30 graus. Os picos de riqueza específica para os Didelphimorphia, Edentata, Artiodactyla, Hystricognathi e Carnivora também encontram-se em latitudes médias, devido, certamente, ao maior número de hábitats disponíveis nestes intervalos (RUGGIERO, 1994). VOSS & EMMONS (1996) acreditam ainda que o número de espécies de mamíferos decresce ao longo de um gradiente crescente não apenas de latitude, mas de elevação e aridez, podendo explicar esta aparente discordância para os mamíferos sul-americanos.

A importância do conhecimento e da compreensão dos padrões locais de diversidade torna-se, portanto, imprescindível, na medida em que permitem traçar os limites de distribuição das espécies de maneira mais precisa, ajudando, conseqüentemente, na elucidação dos padrões de diversidade numa escala maior e mais abrangente (RICKLEFS, 1987; VOSS & EMMONS, 1996). A diversidade de uma localidade pode ser investigada através de outros parâmetros além da riqueza específica (GILLER, 1984; KREBS, 1994). A abundância relativa das espécies, por exemplo, constitui uma variável de grande importância, visto que nenhuma comunidade é formada por espécies onde a abundância destas seja semelhante (MAGURRAN, 1988). O conceito de diversidade passa então a ser composto por dois parâmetros diferentes: a riqueza específica, definida como o número total de espécies em uma comunidade, e a eqüidade, que se refere ao grau em que a abundância relativa das espécies se assemelha (MAGURRAN, 1988; WILSON et al., 1996).

As variações tanto da abundância quanto da riqueza específica certamente estão associadas a fatores ambientais, entre eles, clima e vegetação, fatores populacionais e interações biológicas (AUGUST & FLEMING; 1984; GILLER, 1984; KREBS, 1994) que resultam em diferenças nas densidades populacionais (EMMONS, 1984), bem como a fatores relacionados com a história de ocupação

das regiões pelas espécies (EISENBERG, 1990). Estes parâmetros, portanto, estão estreitamente relacionados à dinâmica do ambiente e das espécies que o habitam (AUGUST & FLEMING; 1984; GILLER, 1984; KREBS, 1994). Áreas alagadas periodicamente apresentam mudanças profundas na composição, na abundância relativa e na distribuição local dos pequenos mamíferos devido às mudanças nos hábitats e às flutuações nos recursos disponíveis, tais como alimento, água e abrigo (SHEPPE, 1972; FLOWERDEW et al., 1977; BORCHERT & HANSEN, 1983; O'CONNELL, 1989). Estudos realizados em áreas afetadas por reservatórios de usinas hidrelétricas, exibiram uma redução significativa na riqueza específica (YACOUBI & BOTIN, 1997), abundância (PALMER et al., 1996) e densidade populacional (LIAO et al., 1988) da fauna ao longo do tempo. Estas modificações resultaram, adicionalmente, na extinção de algumas espécies em regiões perturbadas (LIAO et al., 1988). É evidente que as perturbações desempenham um papel importante na determinação de padrões de riqueza e abundância nas comunidades (GILLER, 1984; SOUZA, 1984; KREBS, 1994), particularmente quando o impacto difere entre os ambientes (PALMER et al., 1996). Mudanças nas condições físicas do ambiente podem provocar um desequilíbrio na comunidade local na medida em que causam a mortalidade de um número razoável de animais. Mesmo quando estas condições não provocam a mortalidade dos indivíduos, elevam a competição intra e interespecífica, fazendo com que os indivíduos emigrem para áreas favoráveis, reduzindo a densidade populacional local (SOUZA, 1984).

O presente estudo baseou-se, portanto, na seguinte hipótese: a abundância de pequenos mamíferos no gradeado tenderia a aumentar na fase inicial do enchimento devido ao influxo de indivíduos provenientes de regiões

adjacentes, fazendo com que ocorressem modificações nas relações ecológicas intra e interespecíficas. O aumento da densidade tenderia a aumentar a competição por recursos, tais como espaço e alimento. Então, após um pico inicial, a abundância sofreria uma queda e normalizar-se-ia, pois seria regulada pela capacidade suporte do ambiente. Os indivíduos poderiam se deslocar para outras áreas, já que as novas condições seriam desfavoráveis. Isso ajudaria a regular a densidade populacional. Algumas destas mudanças seriam refletidas pela análise dos dados relativos à riqueza específica, abundância e densidade populacional dos mamíferos ao longo do período de estudo.

3.2. METODOLOGIA

Quando se deseja investigar o efeito de fatores ambientais e de interações intra ou interespecíficas nas populações de determinadas espécies, os parâmetros geralmente utilizados são: tamanho e densidade populacional, taxa de sobrevivência e de recrutamento das espécies e áreas de vida dos indivíduos. O resultado destes estudos tende a depender essencialmente da estimativa destes parâmetros (FERNANDEZ, 1995). Antes de tudo, para estimá-los corretamente, é necessário o domínio de alguns conceitos, quais sejam, inicialmente, os de populações fechadas e abertas. As primeiras são aquelas que não se alteram durante o período de amostragem, não havendo nascimento, morte, emigração e imigração de indivíduos. Já as populações abertas, pelo contrário, prevêem alterações devidas a nascimento, morte, imigração e emigração durante todo o período de amostragem (SEBER, 1986). Neste trabalho as populações estudadas foram consideradas abertas, já que as amostragens ocorreram relativamente

distantes no tempo, em torno de 30 dias entre períodos de avaliação consecutivos, intervalo suficiente para que os fenômenos populacionais supracitados tenham ocorrido.

POLLOCK (1982) propôs que os tamanhos populacionais dentro de cada período de avaliação fossem estimados pelos métodos de populações fechadas, visto que são mais sofisticados que os métodos utilizados na estimativa deste parâmetro em populações abertas. Como a duração de cada período de avaliação (8 dias) foi relativamente curta em relação à separação entre os diferentes períodos de amostragem, utilizou-se o método de calendário de capturas e de regressão, mais conhecido como MNKA (Minimum Number Known to be Alive) para estimativa do tamanho populacional de cada espécie amostrada em cada período de avaliação (KREBS, 1966). Este método assume que todos os indivíduos capturados em um determinado período estavam presentes nos intervalos entre capturas mesmo que não tenham sido detectados nos intervalos intermediários de avaliação. Apesar desta metodologia ser extremamente dependente da capturabilidade, ou seja, da probabilidade de que um indivíduo presente na população durante a amostragem venha a ser capturado, é indicada para comparações qualitativas e em estudos onde há dificuldade em obter-se grandes números amostrais, como neste caso. Porém, este método é severamente criticado visto que tanto a média como a variância da capturabilidade variam no tempo e entre espécies (FERNANDEZ, 1995). Todavia, a maioria dos estudos populacionais realizados no Cerrado utilizou este método (MELO, 1980; SOUZA & ALHO, 1980; PEREIRA, 1982; BORCHERT & HANSEN, 1983; NITIKMAN & MARES, 1987; MARES & ERNEST, 1995), apresentando, portanto, grande valor comparativo.

A abundância relativa das espécies é dada pela freqüência de ocorrência destas no gradeado e foi obtida dividindo-se o número total de indivíduos de cada espécie pelo número total de indivíduos capturados durante o período de estudo (MAGURRAN, 1988; STALLINGS, 1989). A importância relativa em relação ao peso dos indivíduos foi também obtida pela razão entre o peso total obtido para cada espécie e o peso total dos indivíduos capturados no gradeado (MALCOLM, 1991). O coeficiente de concordância de Kendall (*W*):

$$W = s/1/12 k^2 (N^3 - N)$$

onde s = soma dos quadrados dos desvios observados a contar da média dos R_i,

$$s = \sum (R_i - \sum R_i / N)^2$$

 $\mathbf{R_j}$ = soma dos postos atribuídos a cada espécie em relação às duas distribuições obtidas, \mathbf{N} = número de espécies estudadas e \mathbf{k} = número de conjunto de postos, ou seja, as duas distribuições; foi utilizado para determinar o grau de concordância entre as distribuições obtidas. A significância do valor do coeficiente foi avaliada através do qui-quadrado:

$$\chi^2 = k (N - 1) W$$

com grau de liberdade = N - 1 (SIEGEL, 1979).

O sucesso de captura foi calculado a partir da razão entre o número de capturas total e o número de armadilhas ativas durante o período de avaliação, expresso em porcentagem (WILSON et al., 1996).

A densidade populacional reflete o número de indivíduos existentes por unidade de área, ou seja, o número de indivíduos que ocorre na área efetiva de amostragem (AEA) do gradeado:

D = MNKA / AEA

A AEA é a área do gradeado acrescida do efeito de borda, isto é, a área do gradeado mais uma faixa de largura L, dentro da qual os indivíduos vindos de áreas adjacentes também estariam sendo amostrados (FERNANDEZ, 1995). Os dois gradeados foram tratados em conjunto e abrangeram uma área de 2,0 ha. O efeito de borda pode ser relativamente grande. Para minimizá-lo, acrescentou-se uma faixa de largura igual à média das distâncias médias percorridas entre pontos de captura sucessivos para cada indivíduo, em cada uma das seis espécies mais abundantes (GURNELL & GIPPS, 1989; FERNANDEZ, 1995). Quando todas as espécies foram tratadas em conjunto, a faixa de largura L utilizada foi uma média entre as faixas das seis espécies mais abundantes.

Para a comparação da diversidade de espécies da área de estudo com dados disponíveis na literatura sobre a fauna do Cerrado (MARINHO-FILHO *et al.*, 1994) foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988), padronizado pelo número de espécies

$$D = e^{H'}$$

onde $\mathbf{H'} = -\sum p_i \ln p_i$ onde pi é a representatividade das espécies na amostra (pi = $ni \mid \mathbf{N}$), sendo ni o número de indivíduos por espécie e \mathbf{N} o tamanho da amostra.

A equidade da amostra,

$$E = e^{H'}/S$$

onde **S** é o número total de espécies capturadas, considerando o período de estudo, foi comparada com dados obtidos em diversas áreas do Cerrado e disponibilizados por MARINHO-FILHO *et al.* (1994).

No presente estudo foi utilizada a definição mais ampla de comunidade, como sendo "qualquer grupo de população de espécies diferentes que ocorrem

em uma mesma área" (GILLER, 1984; KREBS, 1994), para referir-se às populações de pequenos mamíferos constatadas na área de estudo. A distribuição das abundâncias relativas das espécies dentro da comunidade estudada foi comparada ao modelo de distribuição de abundância lognormal, padrão comumente encontrado na natureza (LUDWIG & REYNOLDS, 1988; KREBS, 1989, 1994). Os dados foram primeiramente transformados em uma distribuição de freqüência de acordo com o número de espécies encontrado em cada classe de abundância, as oitavas (R). Posteriormente, os parâmetros **So** e a, que caracterizam uma distribuição lognormal, foram estimados através das seguintes equações:

$$a = \sqrt{\ln [S(0)/S(R_{max})]/R_{max}^2}$$

onde S(0) é o número de espécies observado na oitava modal e $S(R_{máx})$ é o número de espécies observado na oitava mais distante da moda. Se os valores das oitavas são semelhantes em ambas as direções, o valor de a é estimado através de dois valores de $S(R_{máx})$ e a média entre estes é o valor utilizado.

$$So = e^{(\overline{\ln S(R)} + a^2 \overline{R^2})}$$

onde $\operatorname{In} S(R)$ é a média dos logaritmos do número de espécies observado em cada oitava e $\overline{R^2}$ é a média das oitavas ao quadrado. O parâmetro So também foi estimado pelo número de espécies observado na oitava modal. Estes parâmetros foram inseridos numa distribuição lognormal dada pela equação

$$S(R) = So e^{(-a^2 R^2)}$$

para calcular o número de espécies esperado em cada oitava de acordo com os

dois valores obtidos para \mathbf{So} . O terceiro valor obtido para este parâmetro foi estimado pelo programa LOGNORM.BAS (LUDWIG & REYNOLDS, 1988) que, através da substituição iterativa de diferentes valores de \mathbf{a} e \mathbf{So} na equação acima, apresenta valores onde os desvios entre o número de espécies observado e o esperado em cada oitava são menores. O teste do χ^2 foi aplicado para verificar se a diferença entre os valores observados e os esperados apresentou significância, sendo o grau de liberdade deste teste igual ao número de classes de oitavas menos dois. A distribuição que se aproximou mais de uma distribuição lognormal, ou seja, que apresentou o menor valor do χ^2 , foi utilizada para estimar o número de espécies esperado para a região (\mathbf{S}^*) através da equação

$$S^* = 1.77 (So / a)$$

segundo LUDWIG & REYNOLDS (1988). Além da curva de espécies estimada para toda a comunidade amostrada, outras duas curvas foram calculadas a partir dos dados obtidos (1) pelas armadilhas (armadilhas convencionais) e (2) pelos *pitfalls*, com o intuito de comparar a eficiência das diferentes metodologias de amostragem. Ainda visando a comparação da eficiência das metodologias de captura utilizadas, tanto em relação ao número de espécies quanto de indivíduos capturados, como também em relação ao peso destes indivíduos, foi aplicado o teste análogo não-paramétrico de *t*, o Mann-Whitney (*U*) (ZAR, 1996).

Para avaliar temporalmente o sucesso de captura, a abundância, riqueza e densidade populacional, foram realizadas análises de variância por postos (teste de Kruskal-Wallis (K-W)), entre os quatro trimestres estudados. Os dados foram agrupados por trimestre com o intuito de aumentar o tamanho das amostras. Quando o teste mostrou diferenças significativas, as amostras foram comparadas via o teste de comparação múltipla de Student-Newman-Keuls (S-N-K) para

verificar quais pares de dados apresentaram diferença entre si (ZAR, 1996). Como os testes somente podem ser aplicados em espécies que apresentam um número relativamente grande de indivíduos (NITIKMAN & MARES, 1987; ZAR, 1996), determinados parâmetros apenas puderam ser computados para aquelas que apresentaram abundância relativa superior a 5% em relação ao número de indivíduos capturados (*Thrichomys apereoides*, *Oryzomys megacephalus*, *Bolomys Iasiurus*, *Gracilinanus agilis*, *Monodelphis domestica* e *Proechimys roberti*). O gênero *Oligoryzomys* foi excluído das análises por conter mais de uma espécie.

O Cerrado é um ambiente altamente sazonal e para avaliar as diferenças nos parâmetros em relação às diferentes épocas do ano, ou seja, entre o período chuvoso (Outubro/96 a Março/Abril/97) e o seco (Maio/97 a Setembro/97), o teste análogo não-paramétrico de t, o Mann-Whitney (U) foi aplicado. O mesmo teste foi utilizado na comparação entre os dados obtidos durante dois meses de períodos chuvosos amostrados em dois anos consecutivos (Outubro e Novembro/96 — Outubro e Novembro/97) visando avaliar se estes se comportaram da mesma maneira em ambos os períodos (ZAR, 1996).

Como as amostras apresentaram grandes diferenças em relação ao número de indivíduos capturados em cada período analisado, nas comparações a respeito da riqueza específica, foi utilizada a técnica de rarefação para calcular o número esperado de espécies $E(S_n)$. Este método padroniza o tamanho das amostras (n) a partir do menor tamanho amostral, permitindo comparar a riqueza específica sem o efeito da abundância (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). A partir de uma "população" com N indivíduos distribuídos em S espécies, o número de espécies esperado em uma amostra com n indivíduos é

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^{s} \{ 1 - [(N-ni)/(N)] \}$$

onde n_i é o número de indivíduos amostrado em cada espécie e N o total de indivíduos da amostra (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

Adicionalmente, com o intuito de observar as relações entre as flutuações dos parâmetros levantados e a sazonalidade, foram correlacionadas variáveis ambientais (temperatura e pluviosidade) via os coeficientes de correlação de Pearson (r) (versão paramétrica) ou de Spearman (r_s) (análogo não paramétrico) (ZAR, 1996). As cotas de inundação, representando o efeito direto da perturbação também foram incluídas nestas análises.

Visando observar a época do aparecimento de indivíduos jovens na população das espécies estudadas, o teste análogo não-paramétrico de t, o Mann-Whitney (U) foi aplicado para a avaliação das diferenças entre o número de indivíduos jovens presentes entre os dois semestres de amostragem.

Os testes não-paramétricos foram preferidos em relação às suas versões paramétricas devido às várias premissas exigidas para a realização dos últimos. O tamanho amostral (n) pequeno e desproporcional entre as amostras analisadas foi o principal fator que impediu a aplicação de análises paramétricas quando as duas premissas principais a respeito da normalidade e da homogeneidade das variâncias entre os dados analisados foram aceitas (ZAR, 1996).

Os programas SIGMASTAT (1995) e STATISTICA (1993) foram utilizados para realizar as análises estatísticas. Os gráficos foram confeccionados via o programa STATISTICA (1993).

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Comunidade Amostrada

Durante o período de estudo foram capturadas 20 espécies de pequenos mamíferos, 8 pertencentes à Ordem Didelphimorphia e 12 à Ordem Rodentia. Dentre os marsupiais, as seguintes espécies foram amostradas: *Didelphis albiventris* Lund, 1840; *Gracilinanus agilis* (Burmeister, 1854); *Marmosa* cf. *murina* (Linnaeus, 1758); *Micoureus demerarae* (Thomas, 1905); *Monodelphis domestica* (Wagner, 1842); *Monodelphis kunsi* Pine, 1975; *Philander opossum* (Linnaeus, 1758) e *Thylamys* sp. Dentre os roedores capturou-se indivíduos das espécies: *Carterodon sulcidens* (Lund, 1841); *Proechimys roberti* Thomas, 1901; *Thrichomys apereoides* (Lund, 1839); *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841); *Calomys* cf. *tener* (Winge, 1887); *Nectomys squamipes* (Brants, 1827); *Oecomys* cf. *concolor* (Wagner, 1845); *Oligoryzomys* spp.; *Oryzomys megacephalus* Fischer, 1814; *Oryzomys* gr. *subflavus* e *Rhipidomys* cf. *mastacalis* (Lund, 1840).

As espécies e o número de indivíduos capturados estão relacionados abaixo (Tabela 1). A nomenclatura segue WILSON & REEDER (1993), MUSSER et al. (1998) e SEVERO et al. (submetido). A identificação de alguns taxa da Subfamília Sigmodontinae estão em andamento. Em gêneros complexos como Oligoryzomys e Calomys certamente mais de uma espécie ocorre na área estudada. Para Oligoryzomys, em estágios mais avançados do trabalho, foi detectado que o taxon era representado por duas espécies. No entanto, foram mantidos agrupados como uma única entidade.

Tabela 1. Espécies, número de indivíduos e abundância relativa (número de indivíduos – peso) dos mamíferos capturados durante o período de amostragem.

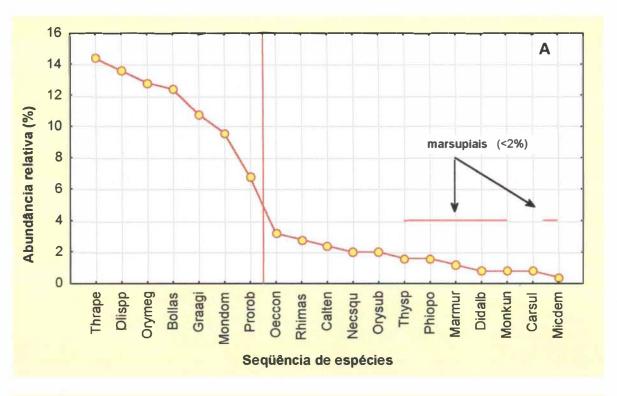
Ordem	Família	Espécie	N°	Abundância
			de	Relativa (%)
			ind.	
Didelphimorphia	Didelphidae	Didelphis albiventris	02	0,8 – 4,3
		Gracilinanus agilis	27	10,8-2,1
		Marmosa cf. murina	03	1,2-0,5
		Micoureus demerarae	01	0,4-0,4
		Monodelphis domestica	24	9,6 - 4,6
		Monodelphis kunsi	02	0.8 - 0.1
		Philander opossum	04	1,6-2,7
		Thylamys sp.	04	1,6 - 0,5
	Total	08	67	26,8 - 15,2
Rodentia	Echimyidae	Carterodon sulcidens	02	0,8 – 1,5
		Proechimys roberti	17	6,8 - 14,2
		Thrichomys apereoides	36	14,4 - 33,9
	Total	03	55	22,0 - 49,6
	Muridae	Bolomys lasiurus	31	12,4 - 8,3
		Calomys cf. tener	06	2,4-1,2
		Nectomys squamipes	05	2,0-6,8
		Oecomys cf. concolor	08	3,2 - 1,9
		Oligoryzomys spp.	34	13,6 – 4,1
		Oryzomys megacephalus	32	12,8 - 8,3
		Oryzomys gr. subflavus	05	2,0-1,5
		Rhipidomys cf. mastacalis	07	2,8 - 3,1
	Total	09	128	51,2 – 35,2
TOTAL	03	20	250	100 – 100

Além das espécies de pequenos mamíferos, outros vertebrados foram capturados pelas armadilhas convencionais: anfíbios (*Bufo paracnemis*, *Barycholos savagei* e *Proceratophrys goiana*), répteis (*Ameiva ameiva*, *Mabuya bistriata*, *Tropidurus oreadicus*, *Tupinambis teguixim*, *Tupinambis quadrilineatus*., *Oxyrhopus guibei*, *Philodryas nattereri*, *Philodryas olfersii* e *Phrynops gibbus*) (D. PAVAN e F. H. G. RODRIGUES, com. pessoal) e aves (*Basileuterus flaveolus*, *Arremon taciturnus*, *Crypturellus undulatus* e *Turdus leucomelas*) (A. HASS, com. pessoal).

3.3.2. Diversidade e Riqueza de Espécies

No presente estudo, 12 espécies apresentaram abundância relativa (número de indivíduos capturados) inferior a 5%, constituindo 19,6% da comunidade total. Duas espécies, Proechimys roberti (6,8%) e Monodelphis domestica (9,6%) apresentaram abundância entre 5-10%, sendo responsáveis por 16,4% da abundância na comunidade. Apenas quatro espécies podem ser abundantes: consideradas Thrichomys apereoides (14,4%),Oryzomys megacephalus (12,8%), Bolomys lasiurus (12,4%) e Gracilinanus agilis (10,8%). A abundância relativa destas, superior a 10% cada, totalizou 50,4% dos indivíduos da comunidade estudada (Figura 14A). Apesar do gênero Oligoryzomys ter apresentado abundância superior a 10%, segundo as considerações feitas anteriormente, mais de uma espécie contribuiu para este resultado.

Em relação ao peso dos indivíduos amostrados (Figura 14B), a distribuição da abundância relativa entre os taxa foi um pouco distinta dos valores observados para a abundância dos indivíduos: 14 espécies apresentaram abundância relativa



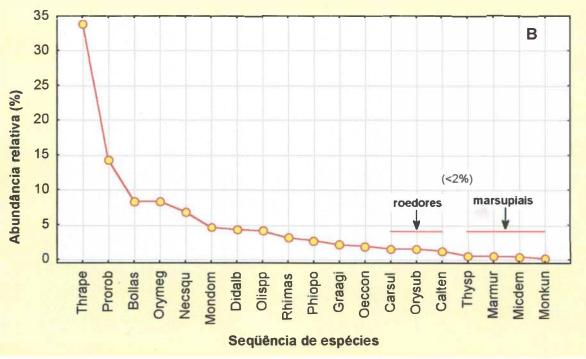


Figura 14. Distribuição da abundância relativa de acordo com o número de indivíduos capturados (A), e o peso destes indivíduos (B). Thrape = T. apereoides, Orymeg = O. megacephalus, Bollas = B. lasiurus, Prorob = P. roberti, Olispp = Oligoryzomys spp., Graagi = G. agilis, Mondom = M. domestica, Orysub = O. gr. subflavus, Rhimas = R. cf. mastacalis, Oeccon = O. cf. concolor, Necsqu = N. squamipes, Calten = C. cf. tener, Didalb = D. albiventris, Phiopo = P. opossum, Carsul = C. sulcidens, Thysp = Thylamys sp., Marmur = M. cf. murina, Micdem = M. demerarae e Monkun = M. kunsi. As espécies à esquerda da linha vertical foram analisadas temporalmente. A linha vermelha horizontal delimita as espécies raras, que apresentaram abundância inferior a 2%.

inferior a 5%. Todos os marsupiais e a maioria dos roedores sigmodontíneos incluem-se nesta categoria. *Bolomys lasiurus* (8,3%), *Oryzomys megacephalus* (8,3%) e *Nectomys squamipes* (6,8%) apresentaram abundância relativa entre 5-10% e, somente duas espécies, *Proechimys roberti* (14,2%) e *Thrichomys apereoides* (33,9%), ambos equimídeos, apresentaram abundância relativa superior a 10%.

As distribuições das freqüências relativas da abundância e dos pesos das espécies foram concordantes (coeficiente de concordância de Kendall, W = 0,853; χ^2 = 30,712, g.l. = 18; P < 0,05). Os equimídeos, pelo fato de apresentarem um tamanho corporal superior, não modificaram significativamente a distribuição, visto que são abundantes na área de estudo. Além disso, as espécies raras, apesar de variarem quanto ao tamanho, foram, em sua maioria, representadas por espécies pequenas. Adicionalmente, as espécies intermediárias quanto à abundância relativa, não diferiram muito quanto ao tamanho. Estes fatores, em conjunto, foram responsáveis pela concordância obtida entre as distribuições.

A distribuição das abundâncias relativas, em relação ao número de indivíduos capturados, não diferiu significativamente de uma distribuição lognormal (Tabela 2). Foram obtidas apenas duas estimativas de S(R) esperado, pois o resultado de So calculado pelo programa LOGNORM.BAS foi semelhante ao estimado pela equação. A estimativa do número de espécies esperado para cada classe de abundância, S(R), utilizando a = 0.41 e So = 5.5, apresentou o menor valor de χ^2 . Essa estimativa foi utilizada para calcular o número de espécies esperado para a região (S^*), que foi 23,7. A comparação com os dados obtidos em campo evidencia que 80,2% das espécies da região foram capturadas (Figura 15). Isto sugere que o esforço de captura realizado na área de estudo foi

Tabela 2. Número de espécies observado e esperado em cada oitava (classes de abundância) de acordo com os parâmetros (\boldsymbol{a} e \boldsymbol{So}) de uma distribuição lognormal e o resultado do teste χ^2 . R = oitavas ordenadas a partir da moda (R = 0), R² = oitavas ao quadrado, S(R) = número de espécies em cada oitava e S* = número de espécies esperado para a área coberta pela curva lognormal obtida.

Classes de oitavas	Nº de ind. por espécie	R	\mathbb{R}^2	S(R) observado	S(R) esperado (a=0,41 e So=5,5)	S(R) esperado (a=0,41 e So=3,8)
1	0-1	-3	9	0,5	1,21	0,84
2	1-2	-2	4	2,0	2,81	1,94
3	2-4	-1	1	3,5	4,65	3,21
4	4-8	0	0	5,5	5,50	3,80
5	8-16	1	1	0,5	4,65	3,21
6	16-32	2	4	4,5	2,81	1,94
7	32-64	3	9	2,5	1,21	0,84
χ²					7,03	9,87
70					(0,30>P>0,20)	(0,10>P>0,05)
S*					23,7	

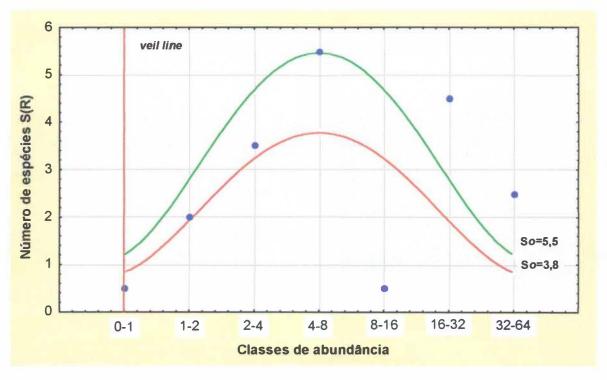


Figura 15. Número de espécies observado (pontos) e esperado (curvas) em cada classe de abundância (oitava) de acordo com os parâmetros (**a** e **So**) de uma distribuição lognormal. A linha vertical (*veil line*) delimita a parte da comunidade amostrada (à direita) da não amostrada (à esquerda).

suficiente para amostrar a maioria das espécies presentes na região.

Um fato importante foi a captura de dois indivíduos da espécie *Carterodon sulcidens*. Durante o inventário realizado na área sob influência do AHE Serra da Mesa, este roedor não foi registrado (L. F. B. de OLIVEIRA, com. pessoal) e poucos exemplares foram capturados pela equipe de Resgate de Fauna durante o represamento do Rio Tocantins (obs. pess.) denotando seu *status* de raridade na área. Esta espécie foi primeiramente encontrada em materiais fossilizados (regurgitos de corujas), provavelmente do Pleistoceno, em escavações de cavernas da região (SALLES *et al.*, 1999). Isto sugere que o esforço empregado na área de estudo foi grande o suficiente para amostrar inclusive espécies raras. Amostragens em períodos relativamente longos, como a realizada no presente estudo, são ideais para conseguir um bom levantamento da fauna de mamíferos de uma região (KALKO & HANDLEY, 1993; WILSON *et al.*, 1996).

A distribuição da abundância relativa das espécies capturadas na comunidade em estudo revelou um padrão semelhante ao de outras comunidades amostradas (FLEMING, 1975; MARINHO-FILHO et al., 1994; MARES & ERNEST, 1995), sendo descrita por uma curva lognormal. Isto é, a maioria das espécies é rara, ocorrendo algumas com abundância intermediária e poucas muito abundantes (GILLER, 1984; MAGURRAN, 1988, KREBS, 1994). *T. apereoides* e *B. lasiurus*, duas das espécies mais abundantes, já foram observadas como numericamente dominantes em outras localidades do Cerrado (ALHO, 1981; DIETZ, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985). Porém, *O. megacephalus* (espécie referida como *O. capito* e revisada por MUSSER et al., 1998) e *G. agilis* raramente foram dominantes (NITIKMAN & MARES, 1987), apresentando apenas abundância intermediária. Outras espécies como *Oryzomys subflavus*,

Oxymycterus roberti e Proechimys longicaudatus já foram constatadas como muito abundantes em algumas localidades (FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO et al., 1988; MARINHO-FILHO et al., 1994; GETTINGER & ERNEST, 1995). Na área de estudo, pelo contrário, estes gêneros foram representados por espécies com abundância intermediária. O gênero Oxymycterus, inclusive, não foi encontrado na região de estudo. Isto sugere que a composição específica e a abundância relativa das espécies pode variar fortemente de localidade para localidade (diversidade beta) (GILLER, 1984; KREBS, 1994), o que enfatiza a importância de se preservar diferentes regiões dentro do Cerrado (LACHER et al., 1989; MARINHO-FILHO et al., 1994).

Na comparação dos resultados obtidos a respeito da diversidade e do grau de homogeneidade na abundância relativa das espécies capturadas na área de estudo, com dados disponíveis na literatura, ficou evidente a elevada diversidade da comunidade amostrada (D = 12,182; E = 0,641). Somente uma localidade conhecida para o Cerrado, Manso, no Mato Grosso (MARINHO-FILHO et al., 1994), apresentou diversidade próxima e um pouco mais elevada (D = 13,599, E = 0,850). No entanto, a diversidade observada na área de estudo foi superior à de sete outras localidades, onde o esforço de captura foi superior a 3000 armadilhas/noite (Ibiá, MG, D = 4,712, E = 0,673; Reserva Ecológica do IBGE, DF, D = 5,366, E = 0,671 e D = 2,638, E = 0,264; Jardim Botânico de Brasília, DF, D = 7,316, E = 0,914; Fazenda Nhumirin, MS, D = 3,935, E = 0,562; Cristo Redentor, DF, D = 8,331, E = 0,694; Fazenda Jatobá, BA, D = 10,278, E = 0,734) (a localidade EEAE - Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF, foi excluída devido a um erro no valor da diversidade citado) (MARINHO-FILHO et al., 1994). Os dados levantados no presente trabalho confirmam a grande diversidade da fauna da região. Porém, a homogeneidade na abundância relativa das espécies na área de estudo (E = 0,641) foi inferior aos resultados obtidos para a maioria das localidades citadas por MARINHO-FILHO *et al.* (1994). Na área de estudo a diversidade calculada certamente não apresentou valores mais elevados do que todas as demais localidades conhecidas para o Cerrado, devido às grandes discrepâncias encontradas entre a abundância relativa das espécies, dado que a riqueza de espécies observada para o domínio do Cerrado foi a mais elevada. Isto indica que a raridade é uma característica marcante desta comunidade.

3.3.3. Comparação entre os Métodos de Amostragem e de Marcação

O método que mostrou-se mais eficiente na marcação dos mamíferos capturados foi o corte de falanges. Esta metodologia, apesar de ser permanente, é criticada por causar maior desconforto aos animais quando comparado ao uso dos *ear-tags* (WOOD & SLADE, 1990). No entanto, nenhum indivíduo foi capturado na área de estudo com infecções. Por outro lado, os *ear-tags*, utilizados simultaneamente em alguns indivíduos, foram eventualmente perdidos (19,35% de perda), concordando com outros estudos (EAST, 1965; WOOD & SLADE, 1990).

Comparando os dados em relação aos métodos de captura, observa-se que o padrão de distribuição da abundância relativa obtido para os dois sistemas de captura (armadilhas e *pitfalls*) não diferiu de um padrão lognormal (Tabela 3). Foram obtidas duas estimativas de **S(R)** esperado pelas armadilhas, dado que o resultado de **a** e **So**, calculado através da oitava modal, foi semelhante ao estimado pelas equações. As estimativas que mais se aproximaram dos valores

Tabela 3. Número de espécies observado e esperado em cada oitava (classes de abundância) de acordo com os parâmetros da distribuição lognormal (a e So) para os dados obtidos com as armadilhas e com os *pitfalls*, separadamente. R = oitavas ordenadas a partir da moda (R = 0), S(R) = número de espécies em cada oitava e S^* =

número de espécies esperado para a área coberta pela curva lognormal obtida.

Classes	R	S(R)	S(R)	S(R)	S(R)	S(R)	S(R)	S(R)
de		observado	esperado	esperado	observado	esperado	esperado	esperado
oitavas		nas	(a=0.42 e	(a=0,42 e	nos pitfalls	(a=0,28	(a=0,28	(a=0,28
		armadilhas	So=5.0)	So=4,4)				
					A CONTROLL	So=4,0)	So=3,2)	So=2,7)
1	-3	1,0	1,02	0,90	0,0	2,92	2,34	1,97
2	-2	2,0	2,47	2,17	2,0	3,70	2,96	2,50
3	-1	3,0	4,19	3,69	4,0	4,00	3,20	2,70
4	0	5,0	5,00	4,40	3,0	3,70	2,96	2,50
5	1	1,5	4,19	3,69	2,0	2,92	2,34	1,97
6	2	4,5	2,47	2,17	2,0	1,97	1,58	1,33
7	3	1,0	1,02	0,90				
χ²			3,82	4,05		4,12	3,01	3,13
~			(0,70>P>	(0,70>P>		(0,50>P>	(0,70>P>	(0,70>P>
			0,50)	0,50)		0,30)	0,50)	0,50)
S*			21,1				20,2	

observados foram as obtidas via os parâmetros $\mathbf{a} = 0,42$ e $\mathbf{So} = 5,0$ para as armadilhas, e $\mathbf{a} = 0,28$ e $\mathbf{So} = 3,2$ para os *pitfalls* (Figura 16). O número de espécies esperado para a região, considerando-se apenas as armadilhas, foi 21,1. Para os *pitfalls*, o esperado foi de 20,2 espécies. Assim sendo, as armadilhas exibiram 85,3% de eficiência (n = 18). Por outro lado, os *pitfalls* foram apenas 64,4% eficientes (n = 13).

O sucesso de captura dos pequenos mamíferos em diversas áreas da Região Neotropical é geralmente baixo (AUGUST, 1983; EMMONS, 1984; ALHO & PEREIRA, 1985; O'CONNELL, 1989; MARES & ERNEST, 1995; BARNETT & CUNHA, 1998). O sucesso de captura total obtido para a área do presente estudo foi de 2,8%, tendo-se um sucesso de 4,3% apresentado pelas armadilhas e 0,8% pelos *pitfalls*. Considerando-se somente as armadilhas convencionais, estas apresentaram sucesso semelhante ao alcançado em outros trabalhos realizados em áreas dominadas por formações abertas, como cerrados, savanas e Pantanal.

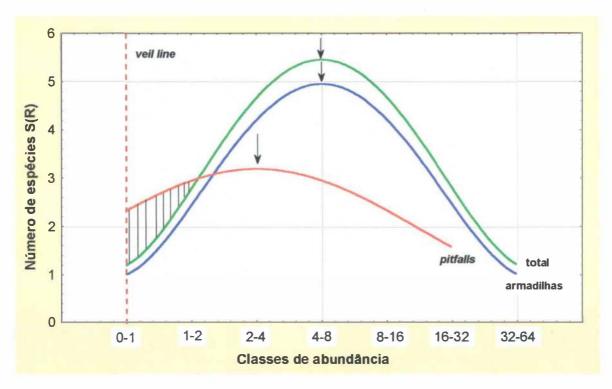


Figura 16. Número de espécies esperado (curvas) em cada classe de abundância (oitava) de acordo com as estimavas mais próximas dos valores observados (menor χ^2) considerando cada metodologia de amostragem (armadilhas e *pitfalls*) separadamente e em conjunto. A linha vertical (*veil line*) delimita a parte da comunidade amostrada (à direita) da não amostrada (à esquerda). Cada amostra apresenta uma moda (indicadas pelas setas) em relação às classes de abundância. A região hachurada demarca a diferença entre os valores esperados pelos *pitfalls* em relação à amostragem total na área das espécies pouco abundantes.

VIEIRA (1997) obteve um sucesso de 4%, ALHO *et al.* (1988) obtiveram um sucesso de 4,6%, LACHER & ALHO (1989) obtiveram um sucesso de 4,2%; ALHO & PEREIRA (1985) um sucesso em torno de 5%, FONSECA & REDFORD (1984) de 2,4% e BARNETT & CUNHA (1998) de 1,84%. O sucesso de captura obtido por EMMONS (1984) em três localidades da Floresta Amazônica variou de 0,75% a 7,1%, o obtido por BERGALLO (1994) e STEVENS & HUSBAND (1998) em duas áreas de Mata Atlântica foi, respectivamente, de 15,1% e 11%. O'CONNELL (1989), em duas localidades na Venezuela, obteve um sucesso de 6% (mata) a 10% (Ihanos). Estes dados revelam valores superiores à média

alcançada em ambientes de Cerrado.

Apesar do sucesso de captura obtido pelos *pitfalls* ter sido inferior ao obtido pelas armadilhas (*U*; P = 0,006) (Figura 17), estes amostraram 13 espécies dentre as 19 registradas durante o período de estudo, mostrando ser um método de amostragem eficiente, visto que certas espécies foram melhor capturadas com essa metodologia. *Monodelphis kunsi*, por exemplo, foi exclusivamente amostrada pelos *pitfalls*. As armadilhas, no entanto, amostraram um número superior de espécies (*n* = 18). Porém, isoladamente, teriam amostrado apenas 75,9% das espécies esperadas para a região. Os *pitfalls* amostraram todas as espécies durante os quatro primeiros períodos de amostragem e as armadilhas, no mesmo período, amostraram 17 espécies dentre as 18, sendo a última espécie somente capturada no décimo período de avaliação (Figura 18). Os dois métodos utilizados simultaneamente permitiram amostrar todas as espécies da região nos quatro primeiros períodos de avaliação.

Apesar da grande discrepância entre o sucesso de captura obtido pelas duas metodologias, a amostragem de todas as espécies somente foi possível utilizando ambos os métodos. O uso de métodos complementares, como neste caso, pode reduzir o tempo de amostragem das espécies (WILLIAMS & BRAUN, 1983; KALKO & HANDLEY, 1993). No entanto, devido ao fato destes métodos comportarem-se de maneira complementar, há diferenças nas amostragens obtidas de acordo com a metodologia empregada. As espécies de pequeno porte foram capturadas principalmente pelos pitfalls (Tabela 4), como é o caso de Monodelphis kunsi, Gracilinanus agilis, Thylamys sp. e Oligoryzomys spp. As espécies de médio porte foram amostradas por ambas metodologias. Porém, a maioria dos indivíduos de Monodelphis domestica, Bolomys lasiurus, Oecomys cf.

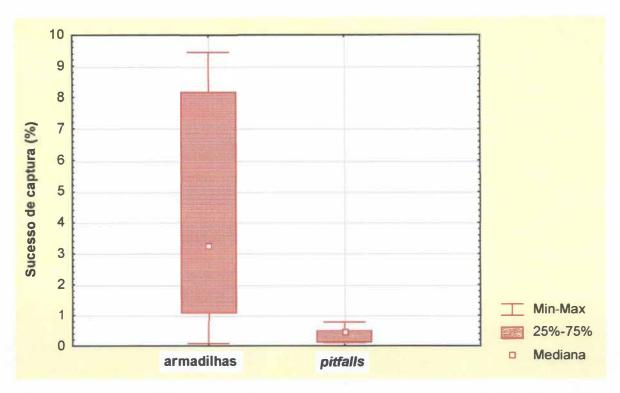


Figura 17. Distribuição dos valores do sucesso de captura obtido pelas duas metodologias utilizadas (armadilhas e *pitfalls*) durante o período de estudo. n = 12 para cada sistema de amostragem.

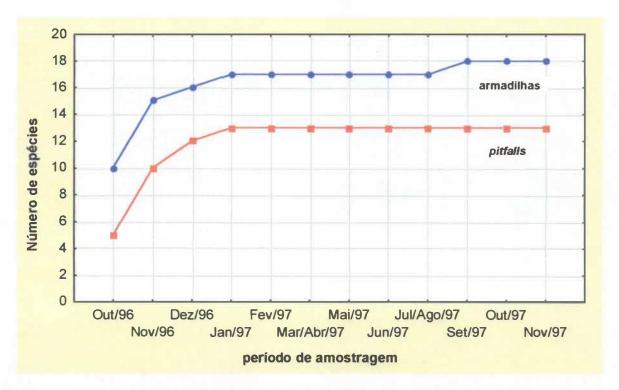


Figura 18. Número cumulativo de espécies capturadas ao longo do período de estudo pelas duas metodologias utilizadas.

Tabela 4. Peso médio (g) dos indivíduos capturados pelos dois tipos de armadilhas utilizadas de acordo com a espécie. Os parênteses delimitam a amplitude de variação do peso, e as chaves o peso total dos indivíduos capturados durante o período de estudo.

Espécie	N° de ind. capturados pelas armadilhas	N° de ind. capturados pelos pitfalls	Peso médio (g) dos ind. capturados pelas armadilhas	Peso médio (g) dos ind. capturados pelos pitfalls
Didelphidae				AND DESCRIPTION OF THE PROPERTY OF THE PROPERT
Didelphis albiventris	02	00	400,8(149,0- 653,0)	_
Gracilinanus agilis	11	19	14,8(11,0-25,0)	11,7(7,0-27,0)
Marmosa cf. murina	03	00	31,3(15,0-45,0)	_
Micoureus demerarae	01	00	76,0	
Monodelphis domestica	18	07	35,2(20,0-68,0)	31,6(18,0-63,5)
Monodelphis kunsi	00	02	_	7,0(6,0-8,0)
Philander opossum	04	02	104,7(37,0- 237,0)	38,5(37,0-40,0)
Thylamys sp.	01	04	31,0	18,0(9,0-30,0)
Total	40	34	55,4 {2.217,7}	17,8 {606,3}
Echimyidae				
Carterodon sulcidens	02	00	142,0(132,0- 152,0)	-
Proechimys roberti	16	02	158,4(49,0- 272,0)	59,5(49,0- 70,0)*
Thrichomys apereoides	36	00	175,7(47,0- 296,0)	-
Total	54	02	169,3 {9.143,6}	59,5 {119,0}
Muridae			, , , , , ,	, , , , ,
Bolomys lasiurus	27	10	45,1(9,0-67,0)	33,2(11,0-64,0)
Calomys cf. tener	04	04	31,7(26,0-38,0)	24,9(17,0-34,0)
Nectomys squamipes	05	02	190,8(69,0- 303,0)	158,5(69,0- 248,0)*
Oecomys cf. concolor	05	03	57,7(52,0-61,0)	24,7(14,0- 46,0)*
Oligoryzomys spp.	17	28	18,3(10,0-28,0)	15,8(5,0-26,0)
Oryzomys megacephalus	28	10	45,1(12,0-72,0)	27,7(10,0-63,0)
Oryzomys gr. subflavus	05	00	55,6(28,0-81,0)	
Rhipidomys cf. mastacalis	05	05	64,0 (18-85)	49,7(18-81)*
Total	96	62	49,6 {4.758,9}	28,9{1790,6}
TOTAL	190	98	84,8 {16.120,2}	25,7 {2.515,9}

^{*} Estão incluídos indivíduos capturados pelos pitfalls cheios de água.

concolor e Oryzomys megacephalus foi capturado pelas armadilhas. Espécies que apresentam peso corpóreo maior, como Nectomys squamipes, Proechimys roberti, Rhipidomys cf. mastacalis e Philander opossum foram representadas nos pitfalls apenas por indivíduos jovens. Os indivíduos adultos ou subadultos de algumas destas espécies somente foram capturados pelos pitfalls quando estes continham água resultante da precipitação em certos períodos da amostragem. Espécies de maior porte como Didelphis albiventris, Micoureus demerarae, Carterodon sulcidens e Thrichomys apereoides somente foram capturadas pelas armadilhas. Esta diferença refletiu-se no peso médio dos indivíduos capturados pelas armadilhas (mediana = 44,0 g) e nos capturados pelos pitfalls (mediana = 15,25 g), que foram significativamente diferentes (U; P < 0,001) (Figura 19). Estes dados de biomassa revelam uma forte seleção em relação à metodologia de amostragem: indivíduos de pequeno porte apresentaram probabilidade maior de serem capturados pelos pitfalls. Espécies de maior porte foram melhor amostradas pelas armadilhas.

A utilização de *pitfalls* na captura de pequenos mamíferos é recente. Trabalhos que aplicaram esta metodologia obtiveram resultados dependentes do tamanho das armadilhas instaladas, sendo esta uma das variáveis responsáveis pela seletividade de captura das espécies (HANDLEY & KALKO, 1993). O uso de barreiras (Ionas, por exemplo) como um anteparo para conduzir os animais até os *pitfalls* e a configuração em que os baldes são dispostos na área amostrada, também diferenciam estes estudos, pois modificam a probabilidade de captura desta metodologia (HANDLEY & KALKO, 1993; KALKO & HANDLEY, 1993). O sucesso de captura obtido pelos *pitfalls* neste trabalho (0,8%) encontra-se próximo a valores obtidos em outros estudos que também utilizaram este método,

de captura para pequenos mamíferos: 0,9% (LAURANCE, 1992), 0,5% a 6,1% (obs. pess. para outras áreas do Brasil Central). Este sucesso foi muito inferior ao das armadilhas convencionais. Os dados do presente trabalho, em princípio, estão dentro do esperado, pois o sucesso de captura obtido pelas armadilhas convencionais raramente é inferior ao sucesso de captura obtido pelos *pitfalls* (BOONSTRA & KREBS, 1978; LAURANCE, 1992; KALKO & HANDLEY, 1993; obs. pess.).

Comparando as diferentes metodologias de amostragem, verifica-se que os roedores foram melhor capturados pelas armadilhas (roedor-arm.; mediana = 18,5), em relação aos marsupiais (marsupial-arm.; mediana = 3,5) (*U*; P = 0,011) (Figura 20). Porém, nos *pitfalls*, tanto os roedores (roedor-pit.; mediana = 4,5) como os marsupiais (marsupial-pit.; mediana = 1,0) apresentaram um número

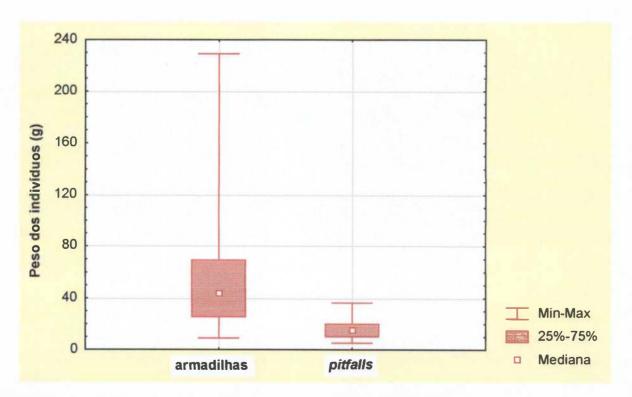


Figura 19. Peso durante a primeira captura dos indivíduos capturados pelas armadilhas e pelos *pitfalls* durante o período de amostragem. armadilhas (n = 157) e *pitfalls* (n = 80).

relativamente pequeno de indivíduos capturados durante o período de estudo (*U*; P = 0,177) (Figura 20). As armadilhas, portanto, mostraram-se mais eficientes para a captura de roedores (roedor-arm.) em relação aos *pitfalls* (roedor-pit.) (*U*; P = 0,041) (Figura 20). Os marsupiais não apresentaram diferença significativa (*U*; P = 0,462) em relação ao número de indivíduos capturados pelos *pitfalls* (marsupial-pit.) e pelas armadilhas (marsupial-arm.) (Figura 20). O peso apresentado pelos roedores (mediana: armadilhas = 114,0 g; *pitfalls* = 18,8 g) durante o período de estudo foi maior do que o apresentado pelos marsupiais (mediana: armadilhas = 30,2 g; *pitfalls* = 14,5 g) em ambas metodologias; porém, a diferença foi significativa apenas para os indivíduos capturados pelas armadilhas (roedor-arm. e marsupial-arm.) (*U*; P = 0,002) e não para os capturados pelos *pitfalls* (roedor-pit. e marsupial-pit.) (*U*; P = 0,094) (Figura 21).

Em relação aos resultados da amostragem, confirmou-se o padrão geralmente obtido em levantamentos de pequenos mamíferos, onde um maior número de roedores (mediana = 22,5) são capturados em relação aos marsupiais (mediana = 5,5) (*U*; P = 0,041) (FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO *et al.*, 1988; STALLINGS, 1989; BERGALLO, 1994; VIEIRA & BAUMGARTEN, 1995; BONVICINO *et al.*, 1997; VIEIRA, 1997; obs. pess.) (Figura 22A). Os dados de peso médio dos indivíduos de cada uma das ordens também apresentaram o mesmo resultado (mediana = 105,9 g para os roedores e 25,5 g para os marsupiais) (*U*; P < 0,001) (Figura 22B).

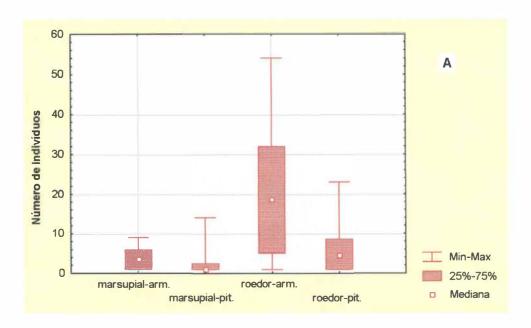


Figura 20. Distribuição dos números de marsupiais e roedores capturados considerando as duas metodologias de captura utilizadas durante cada período de avaliação. arm. = armadilhas e pit. = pitfalls.

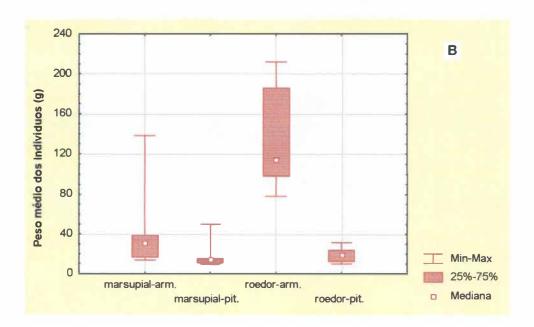


Figura 21. Distribuição dos pesos médios de marsupiais e roedores capturados considerando as duas metodologias de captura utilizadas durante cada período de avaliação. arm. = armadilhas e pit. = pitfalls.

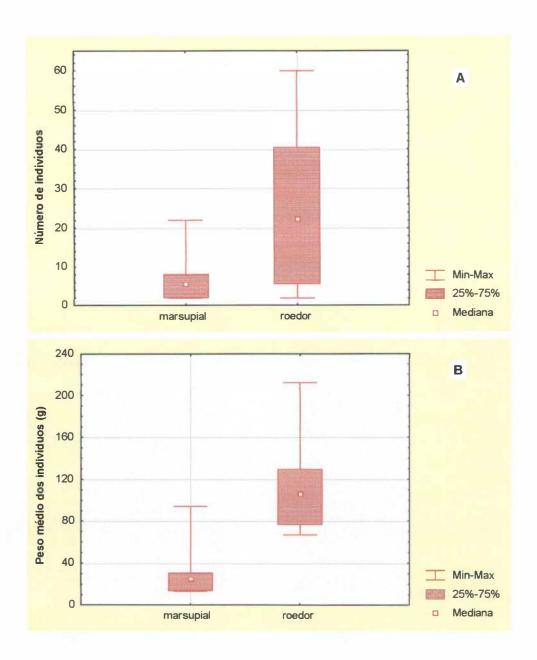


Figura 22. Distribuição dos números (A) e pesos médios (B) de marsupiais e roedores capturados durante cada período de avaliação.

3.3.4. Variação temporal nos parâmetros analisados

3.3.4.1. Sucesso de captura

O sucesso de captura dos pequenos mamíferos com as armadilhas e os pitfalls variou muito durante o período de amostragem. O sucesso das armadilhas apresentou um aumento do mês de Outubro/96 para ao mês de Novembro/96 e Dezembro/96. Manteve-se alto até o mês de Fevereiro/97, caindo abruptamente durante o mês de Maio/97, quando assumiu um valor muito baixo, decrescendo gradualmente até o último período de avaliação (Novembro/97), onde o sucesso foi inferior a 1% (Figura 23).

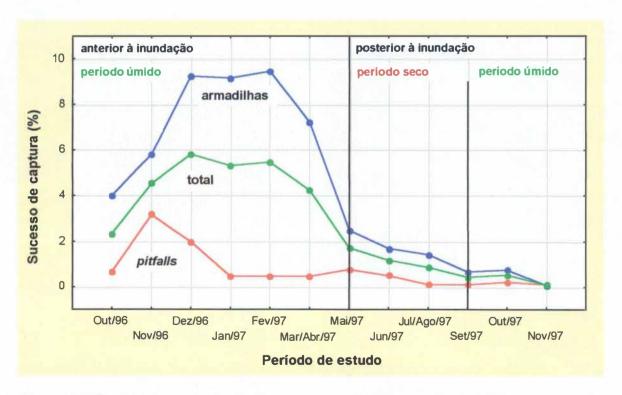


Figura 23. Sucesso de captura de pequenos mamíferos com as armadilhas e os *pitfalls*, separadamente, e o sucesso total durante o período amostrado. O sucesso de captura total apresenta um valor intermediário pois considera o esforço de captura total empregado.

Foram observadas diferenças significativas ao longo dos quatro trimestres estudados quanto ao sucesso das armadilhas (medianas = 5,8%, 9,1%, 1,7% e 0,7% do primeiro para o quarto trimestre) (K-W; P = 0,022), principalmente em relação aos dois semestres (S-N-K; P < 0,050) (Figura 24A). Durante o período chuvoso o sucesso (mediana = 8,2%) foi superior quando comparado ao período seco (mediana = 1,6%) (U; P = 0,010) (Figura 24B). No entanto, os dados dos primeiros dois meses do período chuvoso do ano de 1996 mostraram-se superiores (mediana = 4,9%) aos obtidos durante o mesmo período do ano seguinte (mediana = 0,4%), sendo este 12,3 vezes mais baixo (Figura 24C), indicando que, certamente, outros fatores, que não a sazonalidade, tenham interferido nestes resultados. Estes dados não puderam ser estatisticamente comparados devido ao pequeno tamanho amostral (n = 2).

O sucesso dos *pitfalls* comportou-se um pouco diferente, mas também apresentou uma redução ao longo do tempo. Houve um incremento de capturas durante o mês de Novembro/96, diminuindo um pouco, mas ainda superior a Outubro/96 durante o mês de Dezembro/96, decrescendo a partir de Janeiro/97, onde manteve-se aproximadamente constante. Em Maio/97 houve um ligeiro incremento deste parâmetro para, posteriormente, cair a valores muito baixos, em torno de 0,1% (Figura 23), sendo a mediana de Outubro e Novembro/97 (0,16%) 12,1 vezes mais baixa do que a do mesmo período em 1996 (mediana = 1,93%).

A análise de variância do sucesso de captura dos *pitfalls*, entre os trimestres (medianas = 2,0%, 0,5%, 0,5% e 0,1% do primeiro para o quarto trimestre) (K-W; P = 0,063) não evidenciou diferenças significativas (Figura 24A), bem como não foram observadas diferenças entre os períodos chuvoso (mediana = 0,6%) e seco (mediana = 0,3%) (U; P = 0,352) (Figura 24B).

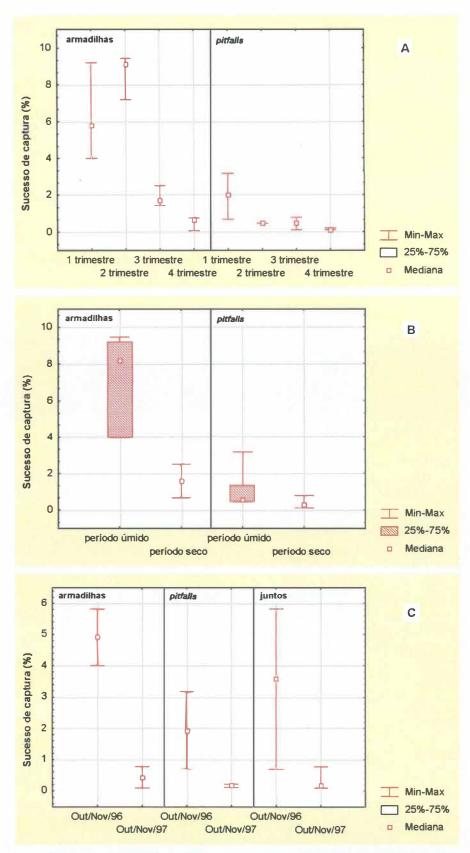


Figura 24. Sucesso de captura durante os trimestres (A), estações do ano (B) e entre Outubro/Novembro/96 (1º bimestre) e Outubro/Novembro/97 (12º bimestre) (C). juntos = armadilhas e *pitfalls* em conjunto.

Considerando-se tanto o sucesso de captura obtido pelas armadilhas, como pelos *pitfalls*, o valor obtido em Outubro/Novembro/96 (mediana = 3,6%) foi 18 vezes superior a Outubro/Novembro/97 (mediana = 0,2%). As distribuições não foram testadas devido ao tamanho das amostras (Figura 24C).

Apesar do sucesso obtido pelos *pitfalls* não apresentar diferença significativa ao longo do tempo, devido, certamente, ao sucesso extremamente baixo obtido por esta metodologia na área de estudo, foi encontrada correlação positiva entre o sucesso de captura destes e das armadilhas (r_s = 0,59; P = 0,042). Estes dados evidenciam que houve um decréscimo geral nas capturas dos indivíduos na área de estudo, independentemente da metodologia utilizada. O decréscimo ocorreu principalmente a partir do período de Março/Abril/97 (para as armadilhas) e Junho/97 (para os *pitfalls*), não retornando aos valores anteriormente obtidos. Variações encontradas em sucessos de captura podem ser decorrentes da sazonalidade (MYTON, 1974; O'CONNELL, 1982, 1989) ou estar relacionadas a eventos tais como inundações (O'CONNELL, 1989). Ambos os fatores podem ter influenciado o sucesso de captura no presente trabalho.

Flutuações populacionais ocorrem sazonalmente, em geral relacionadas à mudanças sazonais da atividade reprodutiva e do recrutamento (MYTON, 1974). A densidade e a resposta em relação às armadilhas são algumas variáveis que também sofrem flutuações (FLEMING, 1975), podendo estar associadas às mudanças climáticas (SMITH, 1974; CHARLES-DOMINIQUE, 1983). Os efeitos do clima, no entanto, são de difícil isolamento devido à correlação e interação entre fatores como temperatura, pluviosidade, umidade, fases da lua, pressão atmosférica, modificações nos hábitats, comportamento das espécies, entre outros (SMITH, 1975).

No presente estudo não foi observada correlação significativa entre a temperatura média e os valores de precipitação ao longo do período de estudo (r_s = 0,12; P = 0,648). Isto pode ser explicado pelo clima do Cerrado, que caracteriza-se pela sazonalidade acentuada quanto à precipitação, sendo que a temperatura é relativamente constante (EITEN, 1994). Esta varia dentro de limites estreitos, ao contrário da pluviosidade. Outro fator a ser considerado são as cotas de inundação do reservatório: as elevações nas cotas estiveram relacionadas com as precipitações mensais (r_s = 0,56; P = 0,029). Portanto, a pluviosidade e a inundação podem ter influenciado o sucesso de captura na região. A primeira pelo seu efeito normal sobre as condições dos hábitats e a segunda pela redução da disponibilidade de hábitats ou por efeitos indiretos sobre a estrutura e a disposição espacial das populações.

SOUZA & ALHO (1980) observaram um declínio do sucesso de captura de *B. lasiurus* durante o mês de junho, ou seja, na época seca. Eles acreditam que a queda nas capturas durante este período tenha ocorrido devido ao alto índice de pluviosidade durante a estação chuvosa anterior, o que pode ter modificado as condições locais, dificultando a construção de ninhos e expondo os animais, com isso, aumentando a taxa de predação e diminuindo a abundância. Os autores relacionaram, ainda, as baixas temperaturas da estação seca à diminuição de atividade por parte dos animais, fazendo com que a probabilidade de captura tenha reduzido significativamente neste período. Embora flutuações nas populações destes roedores sejam comuns (MELO, 1980; O'CONNELL, 1982), a elevada precipitação, característica das estações chuvosas, não é um fator tão importante na regulação da abundância dos roedores no Cerrado, dado que espécies terrestres apresentaram valores de densidade similares e até superiores

no início da estação chuvosa (VIEIRA, 1997). A disponibilidade de recursos é, provavelmente, o fator limitante para os roedores do Cerrado (VIEIRA, 1997).

A disponibilidade de alimento pode explicar o fato do sucesso de captura ser maior durante a estação chuvosa pois, devido à presença de recursos na região, os animais são mais abundantes e encontram-se mais ativos, aumentando a probabilidade de caírem nas armadilhas (SOUZA & ALHO, 1980; ALHO & PEREIRA, 1985). No presente estudo, por exemplo, indivíduos de O. megacephalus foram capturados principalmente durante os meses de fevereiro e março (estação chuvosa); porém, em maio e junho (estação seca), esta espécie raramente foi capturada, concordando com dados levantados por NITIKMAN & MARES (1987). No entanto, há trabalhos onde o sucesso de captura foi superior justamente durante a estação seca (DIETZ, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985; NITIKMAN & MARES, 1987). Como a disponibilidade de recursos é menor durante a estação seca (ALHO & PEREIRA, 1985; FRANCISCO et al., 1995), os indivíduos estariam entrando nas armadilhas mais facilmente atraídos pela isca, resultando no aumento do sucesso de captura nesta época do ano (DIETZ, 1983). Porém, a estação seca é uma época de abundância de recursos para espécies que alimentam-se de sementes de gramíneas, visto que é nesta época do ano que estas sementes estão se dispersando (SOUZA & ALHO, 1980; BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985). Este dado, portanto, pode corroborar a hipótese do sucesso de captura relacionar-se à disponibilidade de recursos em ambientes de Cerrado de acordo com a dieta das espécies estudadas.

O sucesso de captura obtido neste trabalho durante a estação chuvosa foi superior ao alcançado durante a estação seca. Nesta última, tanto o aumento da

mortalidade, como a redução do recrutamento, podem ter sido responsáveis pela queda da abundância na área de estudo, afetando, consequentemente, o sucesso de captura. Em contraposição, durante a estação chuvosa, a abundância apresentou valores superiores, reforçando a hipótese de que a abundância de recursos nessa época pode, de alguma maneira, ter aumentado a probabilidade de captura dos indivíduos presentes na área de estudo.

O sucesso de captura total não esteve correlacionado com variáveis ambientais tais como temperatura (r_s = -0,28; P = 0,364) e pluviosidade (r_s = 0,54; P = 0,063). Estes resultados, no entanto, podem ter sido influenciados pelo represamento do Rio Tocantins, pois os meses que apresentaram sucesso de captura superior coincidiram com os meses onde as cotas de inundação estavam elevando-se (r_s = -0,84; P < 0,001). Quanto menor a distância da água para o gradeado (cotas maiores), menor foi o sucesso de captura obtido. Neste caso, indivíduos provenientes de áreas adjacentes poderiam estar sendo responsáveis, em parte, pelo aumento do sucesso de captura e da abundância observada no início do período de estudo.

O sucesso de captura total obtido nas transecções instaladas entre o gradeado e a área de inundação (Dezembro/96 a Fevereiro/97) apresentou valores inferiores (1,58 vezes menor) aos obtidos durante o mesmo período no gradeado original (Figura 25). No entanto, foi o acréscimo neste parâmetro durante o mês de Janeiro/97 e sua queda no mês seguinte que apresentaram diferenças mais acentuadas em relação ao comportamento deste parâmetro no gradeado. Este resultado pode ser uma evidência da influência da chegada da água nas transecções dado que resultado semelhante ocorreu no gradeado, porém de maneira gradual. Adicionalmente, durante o mês de Dezembro/97, o

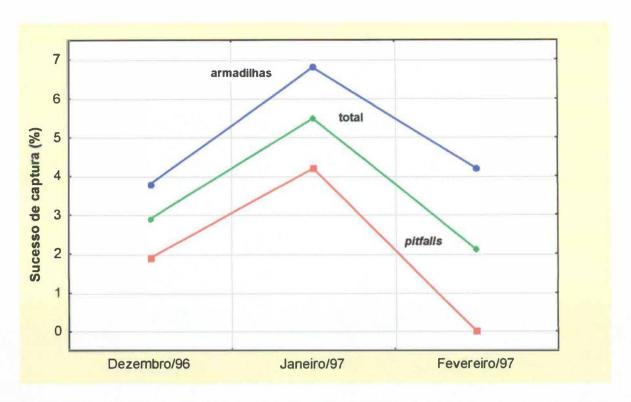


Figura 25. Sucesso de captura obtido nas transecções durante os meses de Dezembro/96, Janeiro e Fevereiro/97. O sucesso total é intermediário pois considera o esforço de captura total empregado.

sucesso de captura obtido em uma área adjacente ao gradeado (área A) foi de 0,8%, porém, em uma área a jusante do reservatório (área B), o sucesso de captura foi de 3,1% (3,9 vezes mais elevado) (Figura 26). As distribuições não puderam ser testadas devido ao tamanho das amostras. Estes resultados sugerem que a sazonalidade não foi o único fator responsável pelo decréscimo do sucesso de captura na região. Um fator perturbador (inundação) pode ter influenciado de maneira significativa as comunidades da região. Contudo, a diferença encontrada no sucesso de captura entre áreas diferentes pode ter sido conseqüência da própria dissimilaridade entre os ambientes amostrados. Por exemplo, a disponibilidade e a disposição espacial dos hábitats amostrados, a composição específica, o microclima, o relevo, certamente não foram

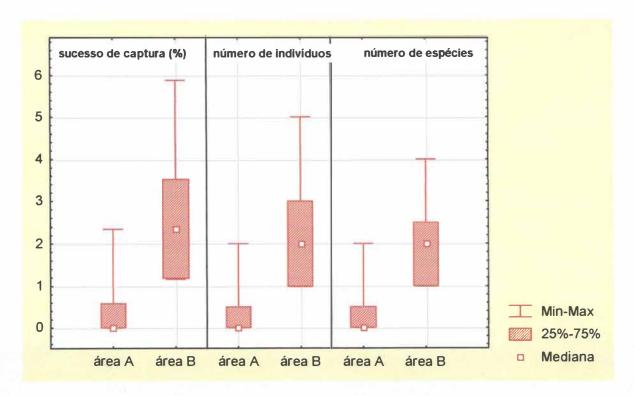


Figura 26. Sucesso de captura, número de indivíduos e de espécies capturadas durante o mês de Dezembro/97 em duas áreas amostradas. Área A adjacente à área de estudo e Área B à jusante do reservatório.

entre os locais amostrados. Estes fatores em conjunto podem também ter influenciado o resultado obtido.

3.3.4.2. Relações entre Abundância e Riqueza de espécies

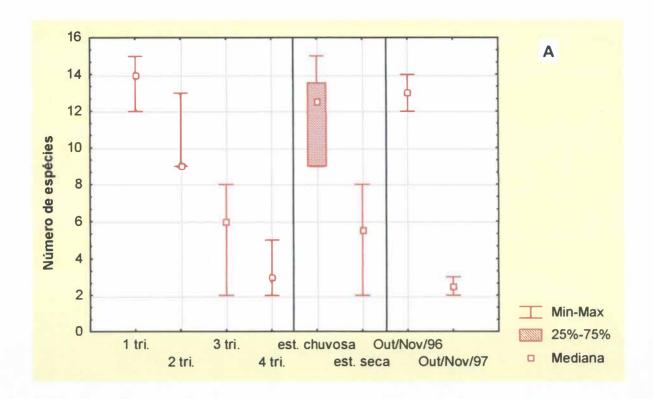
A abundância e a riqueza de espécies na comunidade amostrada ao longo do período de estudo apresentaram a mesma tendência de redução (r = 0,96; P < 0,001). No segundo e no terceiro período de avaliação (Novembro/96 e Dezembro/96) houve um aumento dessas variáveis. Posteriormente, decresceram e retornaram a valores próximos aos encontrados no primeiro período (Outubro/96). A partir do mês de Fevereiro/97 (para a riqueza) e de Maio/97 (para

a abundância), houve um declínio gradual destes parâmetros no gradeado, até alcançarem valores próximos a zero (Figura 27). O comportamento destas variáveis refletiu-se no resultado da análise de variância realizada entre os trimestres, que foi significativa tanto para riqueza (K-W; P = 0,027, mediana = 14, 9, 6 e 3 do primeiro ao guarto trimestre) (Figura 28A) guanto para abundância (K-W; P = 0,026; mediana = 58, 38, 15 e 5 do primeiro ao quarto trimestre) (Figura 28B). A riqueza (mediana = 12,5) e a abundância (mediana = 42,5) durante o período chuvoso também foram significativamente diferentes quando comparadas ao período seco (riqueza: mediana = 5,5; abundância = 11,0; U; P = 0,010 respectivamente) (Figura 28). No entanto, os valores da riqueza de espécies podem ter sido afetados pelo número de indivíduos capturados em cada um dos períodos analisados, dadas as relações com o tamanho das amostras. Aplicandose a técnica de rarefação, que padroniza as amostras pela de menor número de espécimens (n = 13), ficou evidente que os trimestres apresentaram valores de riqueza decrescentes (Figura 29). No início do período de estudo o número de espécies presentes no gradeado foi realmente superior quando comparado aos outros trimestres. Resultado semelhante pode ser observado entre as estações do ano (Figura 30). Durante o período úmido a riqueza específica foi superior quando comparada ao período seco. O mesmo aconteceu entre o período anterior e posterior à chegada do alagamento na área de estudo (Figura 31). Os resultados sugerem, portanto, que tanto a sazonalidade (r_s = 0,61; P = 0,033 entre riqueza e pluviosidade e $r_s = 0.59 P = 0.042$ entre abundância e pluviosidade) quanto a inundação gradativa que ocorreu na região (r_s = -0,92; P < 0,001 entre riqueza e cotas de inundação e r_s = 0,88; P < 0,001 entre a abundância e as cotas de inundação) podem ter influenciado as populações.





Figura 27. Riqueza específica (A) e abundância (B) da comunidade de pequenos mamíferos durante o período estudado.



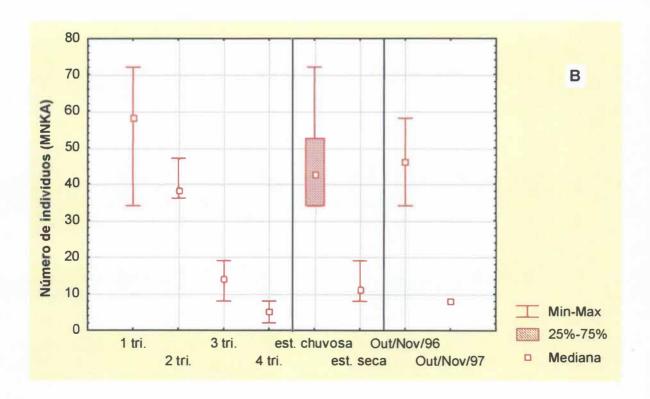


Figura 28. Distribuição dos valores da riqueza específica (A) e abundância (B) ao longo dos trimestres amostrados, das estações do ano e durante Outubro/Novembro/96 e Outubro/Novembro/97. 1 tri = 1° trimestre, 2 tri. = 2° trimestre, 3 tri = 3° trimestre, 4 tri = 4° trimestre, est. = estação.

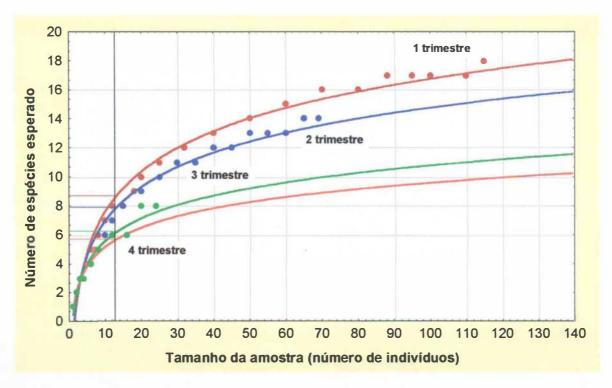


Figura 29. Número de espécies esperado para cada trimestre de amostragem considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras.

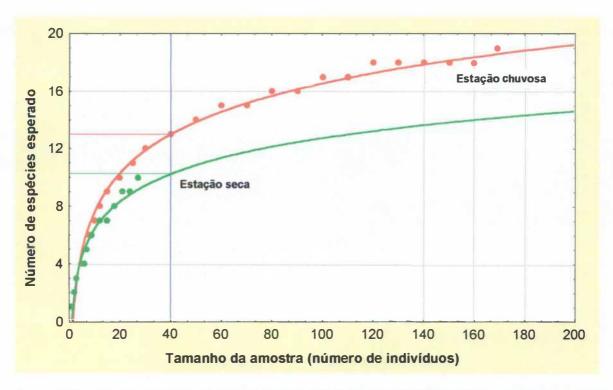


Figura 30. Número de espécies esperado nas diferentes estações do ano considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras.

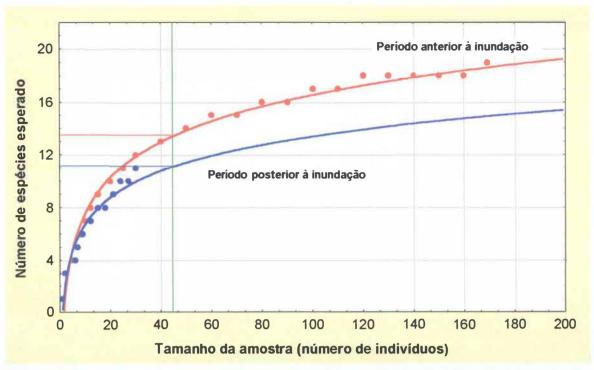


Figura 31. Número de espécies esperado para o período anterior e posterior à chegada da água no gradeado considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras.

MARES & ERNEST (1995) observaram que a riqueza específica em uma área de Cerrado foi menor durante o final da estação chuvosa aumentando, posteriormente, e apresentando um pico no meio da estação seca, que se estendeu até o primeiro mês da estação chuvosa seguinte. Neste estudo, no entanto, a comunidade mostrou um pico de riqueza e abundância no início da estação chuvosa. Este aumento pode ser conseqüência do aumento da disponibilidade de alimento (MALCOLM, 1991; KREBS, 1994) nessa estação, bem como do influxo de indivíduos vindos de áreas adjacentes (BORCHERT & HANSEN, 1983) decorrentes da inundação da região. A posterior queda abrupta no número de espécies e no de indivíduos capturados pode ter sido causada pela queda na capturabilidade (WILSON et al., 1996), pelo aumento da mortalidade dos indivíduos, ou pela emigração das espécies do gradeado (KREBS, 1994).

O primeiro bimestre do período úmido apresentou valor superior (mediana = 13 espécies e 46 indivíduos) ao primeiro bimestre do período úmido consecutivo (mediana = 2,5 espécies e 8 indivíduos) (Figura 28), evidenciando uma modificação na estrutura e na composição da comunidade. O número de espécies esperado para o último bimestre foi também inferior ao esperado para o primeiro bimestre de amostragem (Figura 32). Dado que ambos fazem parte do período úmido, certamente algum fator não associado à sazonalidade foi responsável pela queda da riqueza específica durante o último bimestre.

Os dados obtidos nas transecções isoladas durante três períodos de avaliação revelaram, da mesma maneira, um padrão decrescente destes parâmetros (Figura 33). Na área adjacente ao gradeado (área A), amostrada durante o mês de dezembro, foram capturados apenas três indivíduos de 2 espécies (T. apereoides, n = 2; Oligoryzomys sp., n = 1). Entretanto, na área a jusante (área B), não afetada pelo alagamento, foram capturados 12 indivíduos de 6 espécies diferentes (T. apereoides, n = 5; B. lasiurus, n = 2; Carterodon sulcidens, n = 2; Oligoryzomys sp., n = 1; M. demerarae, n = 1 e M. domestica, n = 11). O número de indivíduos e de espécies capturados foi bastante diferenciado entre as duas áreas (Figura 26). Novamente, este resultado pode ter sido influenciado por diferenças no próprio ambiente não relacionadas à inundação da região. Porém, os dados sugerem que as áreas que sofreram o impacto direto da inundação apresentaram uma redução significativa na riqueza e abundância, sendo concomitantemente influenciadas pela sazonalidade. Adicionalmente, evidenciam uma desestruturação da comunidade (SOUZA, 1984; KREBS, 1994), sendo pouco provável seu retorno à condições semelhantes ao período anterior

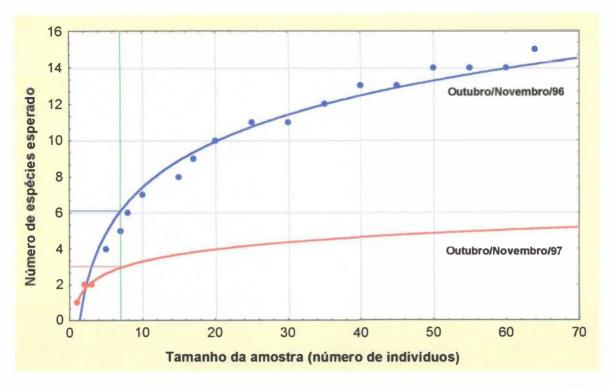


Figura 32. Número de espécies esperado para o primeiro (Outubro/Novembro/96) e último (Outubro/Novembro/97) bimestre de amostragem considerando a técnica de rarefação para a comparação das amostras.

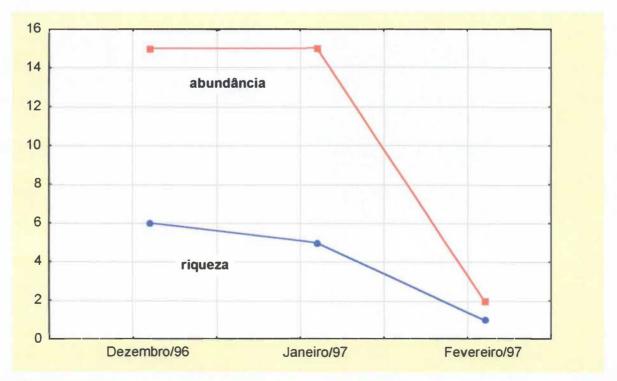


Figura 33. Riqueza específica e abundância nas transecções situadas entre o gradeado e a área inundada, durante os meses de Dezembro/96, Janeiro e Fevereiro/97.

à redução dos hábitats em decorrência do processo de alagamento. Portanto, a probabilidade da queda na capturabilidade ter sido responsável pela queda na riqueza e abundância neste estudo é pequena, dado que, nas transecções e na área adjacente amostradas, também houve um decréscimo nas capturas. Por outro lado, a eficiência dos *pitfalls* também diminuiu. Como os animais são capturados ao acaso neste tipo de armadilha, se a abundância não tivesse decrescido na área de estudo, era previsto que os indivíduos fossem capturados pelos *pitfalls*. Portanto, tanto a mortalidade, quanto a emigração dos indivíduos na área de estudo podem ter sido responsáveis pelo resultado obtido.

3.3.4.3. Densidade

A densidade populacional das seis espécies analisadas apresentou um padrão de variação semelhante durante o período estudado (Figura 34). A análise de variância entre os trimestres apresentou diferença significativa para cinco espécies, com exceção de *Gracilinanus agilis* (K-W; P = 0,223) (Figura 35). *Bolomys lasiurus*, *Thrichomys apereoides* e *Proechimys roberti* apresentaram um pico de densidade no início do período de estudo e, posteriormente, a população destes roedores sofreu um declínio gradativo. *Oryzomys megacephalus* apresentou densidade elevada durante os meses de Novembro/96 e de Fevereiro/97, e *Monodelphis domestica* aumentou sua densidade nos períodos de Dezembro/96 e Março/Abril/97. *G. agilis* apresentou picos de densidade durante os meses de Novembro/96 e Fevereiro/97. Todas as espécies apresentaram uma redução drástica na densidade ao longo do período amostrado.

A densidade é regulada pelo balanço entre os quatro parâmetros

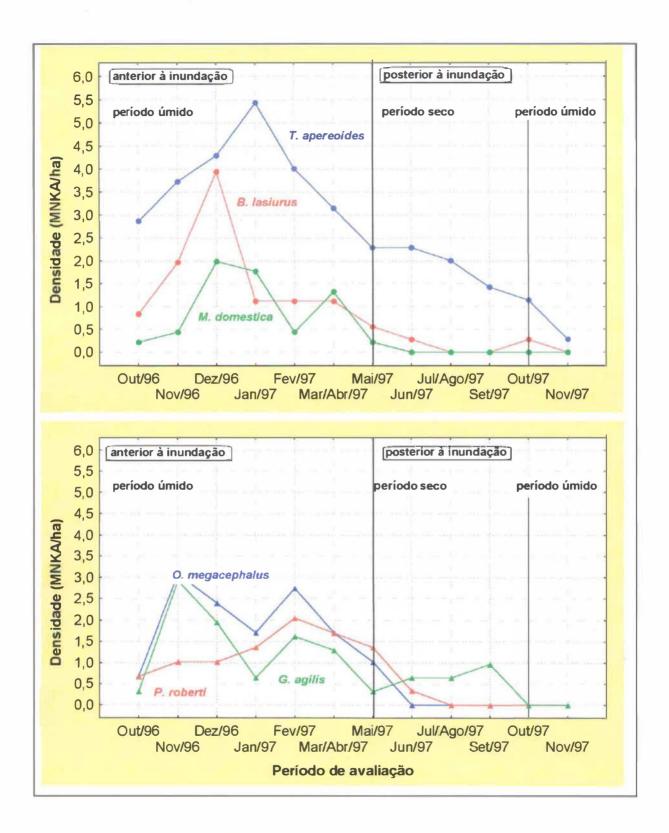


Figura 34. Densidade populacional das espécies com abundância relativa superior a 5% durante o período de estudo.

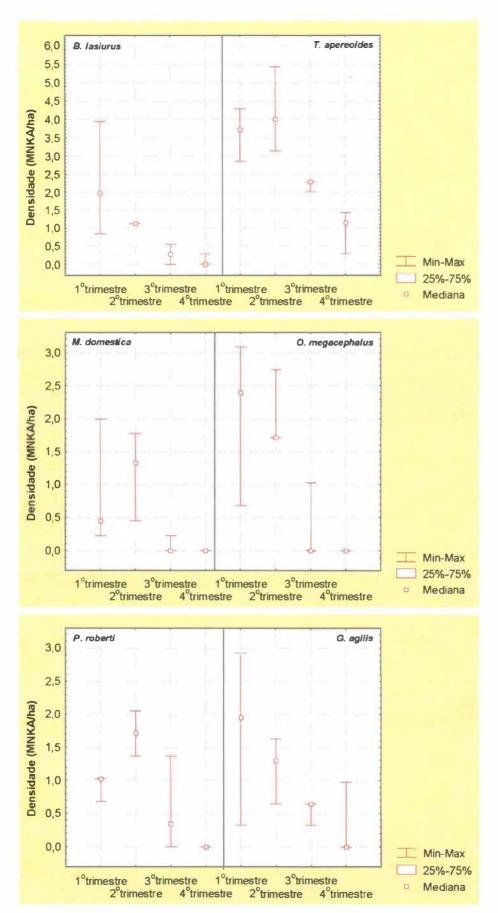
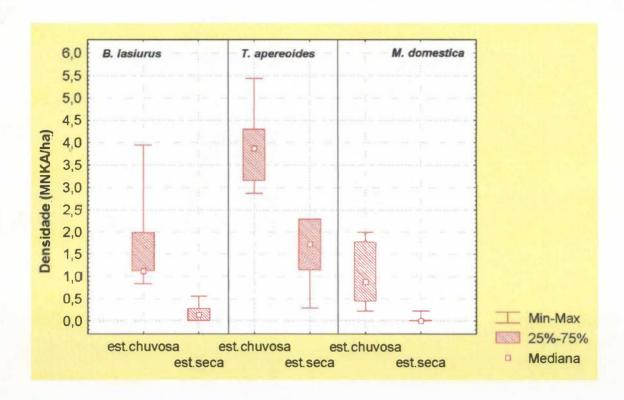


Figura 35. Densidade populacional das espécies durante os trimestres de amostragem.

populacionais (natalidade, mortalidade, imigração e emigração). Qualquer variação em pelo menos um destes parâmetros acarreta flutuações na densidade populacional das espécies (KREBS, 1994). Portanto, os picos e, posteriormente, a queda na densidade apresentados pelas populações na área de estudo, podem ter ocorrido devido, principalmente, a quatro fatores que, direta ou indiretamente, influenciaram os parâmetros populacionais supracitados em decorrência: 1- do recrutamento das populações (BERGALLO, 1994; KREBS, 1994) e 2- da permanência e substituição dos indivíduos no gradeado (KREBS, 1994), as causas próximas e, 3- da disponibilidade de alimento no gradeado (BORCHERT & HANSEN, 1983; CHARLES-DOMINIQUE, 1983) e 4- da modificação dos hábitats da região (SOUZA, 1984; MALCOLM, 1991), as causas finais.

Como a maioria dos pequenos mamíferos é adaptada à instabilidade do ambiente, podem ter alcançado altas densidades em períodos de abundância de recursos (ALHO, 1982; CHARLES-DOMINIQUE, 1983). No ambiente de Cerrado, sabe-se que a estação chuvosa apresenta maior disponibilidade de recursos do que a estação seca (FRANCISCO et al., 1995). Espera-se, portanto, que as densidades populacionais das espécies tenham sido superiores durante o período chuvoso. MARES & ERNEST (1995) observaram picos de densidade durante a estação chuvosa e declínio na estação seca para cinco espécies de pequenos mamíferos (Oecomys bicolor, Oecomys concolor, Oligoryzomys eliurus, Rhipidomys mastacalis e Gracilinanus agilis), coincidindo com os resultados obtidos neste trabalho, apesar da densidade de P. roberti (U; P = 0,067) e G. agilis (P = 0,171) entre o período seco e chuvoso não ter apresentado diferença significativa (Figura 36). No entanto, outros trabalhos realizados em áreas de Cerrado apresentaram densidades menores justamente durante a estação



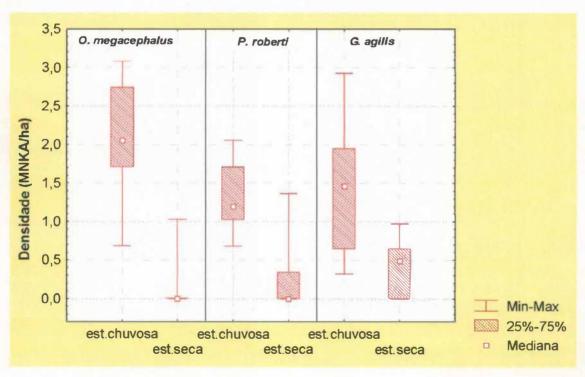
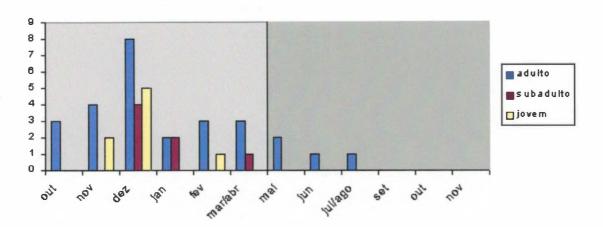


Figura 36. Densidade populacional das espécies durante as estações do ano. est = estação.

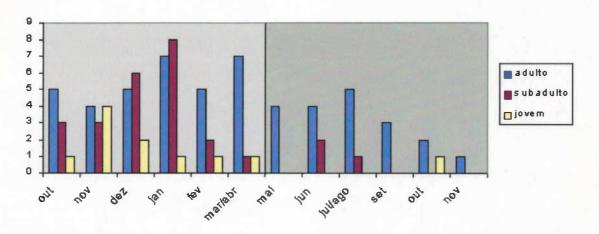
chuvosa (MELO, 1980; ALHO & PEREIRA, 1985; VIEIRA, 1997). Para os consumidores de gramíneas e de seus grãos, como *B. lasiurus* (SOUZA & ALHO, 1980; BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985), o aumento na densidade durante a época seca, também pode ser explicado pela disponibilidade desses recursos, dado que a estação seca corresponde à época de dispersão de sementes de gramíneas. Também durante a estação seca BORCHERT & HANSEN (1983) observaram a invasão de indivíduos jovens e subadultos desta espécie, de outras áreas de cerrado para o campo devido à abundância de alimento. No presente estudo, porém, somente foi observado aumento na densidade para *G. agilis* durante o final da estação seca.

A sazonalidade afeta a atividade reprodutiva de todos os mamíferos tropicais, no sentido de que os jovens precisam nascer na época mais favorável do ano. Isto significa recursos alimentares em abundância, locais secos para fazer ninhos e baixa taxa de predação (FLEMING, 1975). A época favorável para a reprodução, na região do presente estudo, parece ter sido a estação chuvosa. Nesse período ocorreu um aumento de indivíduos jovens nas populações, correspondendo à época de recrutamento (Figura 37). A ausência de indivíduos jovens durante a estação seca foi notável e todas as espécies apresentaram um maior número de indivíduos jovens durante a estação chuvosa (Figura 38). Os picos de reprodução para B. lasiurus, em outras regiões, porém, coincidem com as transições entre as estações do ano (MELO, 1980; ALHO & PEREIRA, 1985, FRANCISCO et al., 1995). Apesar desta espécie ser muito abundante no gradeado do presente estudo, não foi observado pico de reprodução entre a estação seca e chuvosa. MARES et al. (1989), no entanto, encontraram indivíduos jovens de B. lasiurus durante os meses de janeiro, março e abril, de

Classe etária de B.lasiurus



Classe etária de T.apereoides



Classe etária de M.dom estica

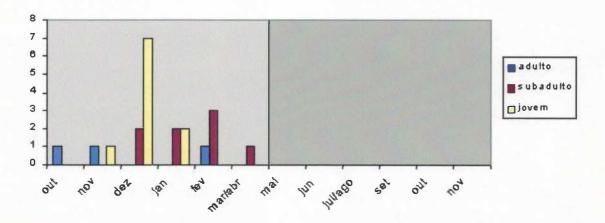
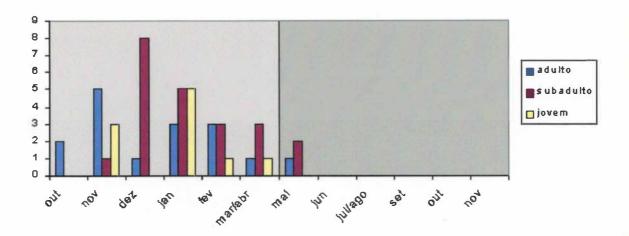
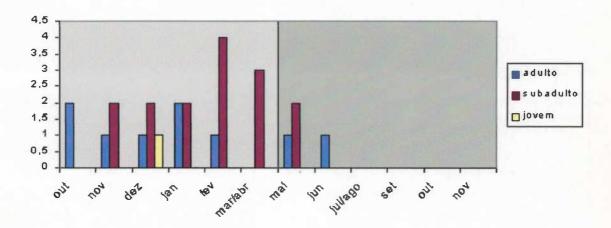


Figura 37. Número de indivíduos de cada espécie separados por classe etária durante o período de estudo.

Classe etária de O.m egacephalus



Classe etária de P. gr. lon gicau datus



Classe etária de G.agilis

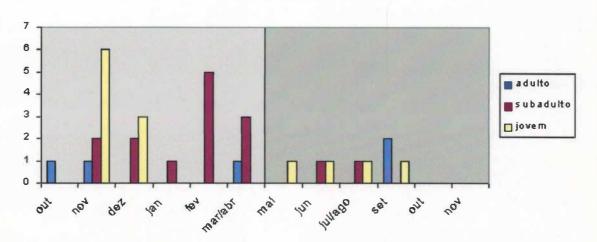


Figura 37. Continuação

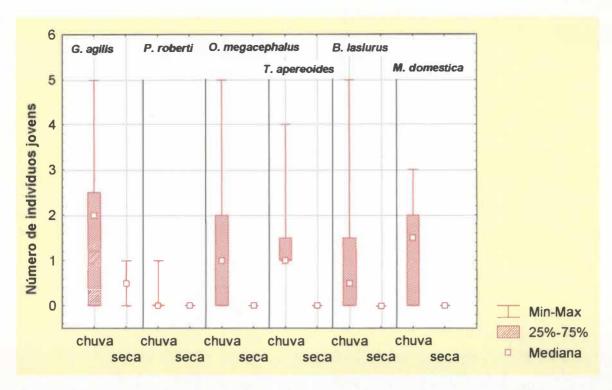


Figura 38. Número de indivíduos jovens de cada espécie presentes no gradeado durante as duas estações do ano. chuva = estação chuvosa, seca = estação seca.

maneira similar aos resultados obtidos neste trabalho. Em uma região do nordeste, OLIVEIRA et al. (1998) observaram picos reprodutivos para esta espécie durante o início da estação chuvosa. Indivíduos jovens de O. megacephalus (espécie referida como O. capito e revisada por MUSSER et al., 1998) foram capturados por MARES et al. (1989) durante os meses de janeiro, março a junho, setembro e outubro. MARES & ERNEST (1995) também encontraram indivíduos dessa espécie ativos sexualmente durante a estação seca e chuvosa, o que não foi observado neste estudo. Estas informações indicam que certas espécies de pequenos mamíferos caracterizam-se por apresentar baixas densidades e tendência para reproduzir o ano todo (FLEMING, 1970; O'CONNELL, 1982, 1989; BERGALLO, 1995; OLIVEIRA et al., 1998). No entanto, no presente estudo, não há evidências de reprodução durante o período seco, a

não ser para a espécie de marsupial G. agilis. Adicionalmente, as densidades não permaneceram estáveis, apresentando uma forte redução. A captura de indivíduos jovens de G. agilis durante a estação seca sugere que esta espécie apresentou um padrão de reprodução diferente ao das outras espécies estudadas, reproduzindo-se ao longo do período de estudo. Apesar de várias espécies de marsupiais reproduzirem-se sazonalmente (O'CONNELL, 1989; BERGALLO, 1994), estudos revelaram que apresentam padrões discordantes dos roedores. Em uma determinada localidade, quando estes últimos reproduzem-se durante o ano todo, os marsupiais reproduzem-se sazonalmente e vice-versa (O'CONNELL, 1989). Porém, na área de estudo, a outra espécie de marsupial estudada, M. domestica, não comportou-se desta maneira, levantando dúvidas a respeito dos padrões reprodutivos exibidos pelos marsupiais na área de estudo. Comparando os dados de dois meses do período úmido de anos consecutivos, a densidade das seis espécies em conjunto revelou diferenças significativas (P < 0,001) (mediana = 1,3 no primeiro bimestre e 0,0 no último) (Figura 39), evidenciando que outros fenômenos, além da sazonalidade interferiram na variação deste parâmetro durante o desenvolvimento do trabalho. O microclima, a composição da vegetação, a disponibilidade de alimento e espécies competidoras, bem como o fotoperíodo e o regime de precipitação, reconhecidamente afetam a época de reprodução (AUGUST, 1983; MARES & ERNEST, 1995). A inundação de parte da área de estudo e adjacências, modificando estes fatores, também pode ter influenciado a época de reprodução das espécies. As densidades populacionais de várias espécies estudadas, à exceção de G. agilis ($r_s = 0.35 \text{ e} - 0.55$; P = 0.253 e P = 0.065), relacionaram-se com a pluviosidade e com as cotas de inundação, respectivamente (B. lasiurus, rs

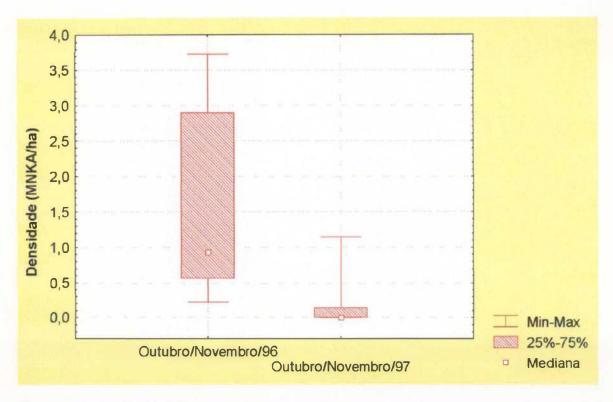


Figura 39. Densidade populacional das espécies em conjunto durante Outubro/Novembro/96 e Outubro/Novembro/97.

= 0,68 e -0,83; P = 0,014 e P < 0,001 - T. apereoides, r_s = 0,57 e -0,84; P = 0,048 e P < 0,001 - M. domestica, r_s = 0,68 e -0,77; P = 0,014 e P = 0,003 - O. megacephalus, r_s = 0,74 e -0,78; P = 0,005 e P = 0,002 e P. roberti, r_s = 0,59 e -0,63; P = 0,039 e P = 0,028), sugerindo a validade dessa hipótese. DIETZ (1983) observou que indivíduos que sobrevivem ao declínio populacional característico do final da estação seca, reproduzem-se na estação chuvosa. No presente trabalho, após a época chuvosa, que foi o primeiro período amostrado, certos parâmetros analisados, tais como o sucesso de captura e o número de espécies e de indivíduos, decresceram muito. Isto pode ter impedido a detecção, ou mesmo a ocorrência de um novo período de recrutamento na área de estudo, visto que as condições certamente não estavam favoráveis para reprodução.

Mudanças nos hábitats devido a inundações podem afetar populações de

roedores (O'CONNELL, 1982, 1989), Consegüentemente, a inundação da região pode ter influenciado o comportamento individual e a estrutura das populações na área de estudo (Figura 40). O aumento da densidade no início do período de estudo pode ter sido causado pela redução da dispersão, pelo menos em uma direção, já que os indivíduos estavam sendo pressionados pela inundação. Os hábitats adjacentes podem ter atuado como barreiras para os emigrantes e como fonte de imigrantes (MALCOLM, 1991). O influxo de indivíduos de áreas adjacentes no início do período de estudo pode ser observado através da captura de indivíduos marcados em uma área adjacente à área de estudo (cota mais baixa) e recapturados, posteriormente, no gradeado (Tabela 5). Observando-se os dados de acordo com as classes etárias dos indivíduos capturados (Figura 37), nota-se um influxo de indivíduos adultos (no caso de B. lasiurus) e subadultos (no caso de O. megacephalus) no início do período de estudo. Observou-se, adicionalmente, que apenas para T. apereoides o número de recapturas aumentou em relação ao número de capturas, indicando que não houve entrada de indivíduos novos na população.

Trabalhos realizados em áreas que também sofreram perturbação devido a um fator comum, tal como o impacto do fogo, tiveram a distribuição espacial e a densidade das populações alteradas temporariamente (FOX & McKAY, 1981; SOUZA, 1984). BORCHERT & HANSEN (1983) observaram um número superior de indivíduos na área amostrada devido ao influxo de indivíduos de áreas queimadas ao redor. Adicionalmente, certas espécies desapareceram durante o período de perturbação. O local, porém, logo foi reocupado, apesar das densidades populacionais somente retornarem aos níveis encontrados anteriormente quando a vegetação se regenerou (BORCHERT & HANSEN,

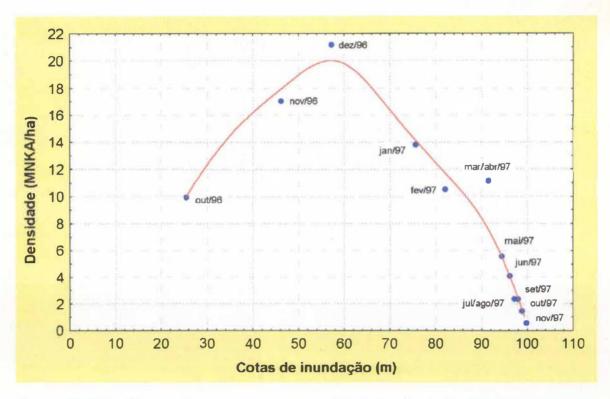


Figura 40. Relações entre as cotas de inundação e a densidade de pequenos mamíferos no gradeado durante o período de estudo. A função utilizada para descrever esta relação é baseada na menor distância entre os valores esperados e observados calculados através do método dos menores quadrados (*least square*).

Tabela 5. Número de indivíduos marcados na área adjacente e recapturados no

gradeado.

Espécie	Número de indivíduos capturados nas transecções	Número de indivíduos recapturados no gradeado		
Gracilinanus agilis	2	0		
Monodelphis domestica	3	1		
Bolomys lasiurus	3	0		
Nectomys squamipes	1	0		
Oligoryzomys spp.	6	0		
Oryzomys megacephalus	9	3		
Proechimys roberti	4	1		
Total	28 (100%)	5 (18%)		

1983; SOUZA, 1984). Na área de estudo, à medida que cotas mais elevadas foram alcançadas pela inundação, a água aproximou-se do gradeado e a densidade, por sua vez, começou a decrescer (r = -0,70; P < 0,050) alcançando valores muito baixos, próximos a zero (Figura 40). Isto indica que várias espécies podem ter sido extintas localmente, visto que algumas já apresentavam tamanhos populacionais pequenos, aumentando muito a chance de extinção (GILLER, 1984; MALCOLM, 1991; KREBS, 1994; SILVA & DOWNING, 1994), fato evidenciado pela diminuição da riqueza específica na área de estudo. No entanto, não foi possível observar se estas espécies retornaram posteriormente à região, adicionalmente ao fato da área continuar sendo gradualmente alagada.

A grande variabilidade em relação à mortalidade e, consequentemente, no período de vida e na substituição das populações de mamíferos tropicais, afeta a densidade populacional (FLEMING, 1975). A maioria dos pequenos mamíferos neotropicais possui período de vida ao redor de um ano (AUGUST, 1983; MARES & ERNEST, 1995; OLIVEIRA et al., 1998), sendo a predação a fonte-chave de mortalidade para muitos deles (GILLER, 1984; KREBS, 1994), visto que a comunidade de predadores é muito diversa, incluindo répteis, aves e mamíferos (O'CONNELL, 1982; MALCOLM, 1991). A competição interespecífica também afeta a sobrevivência (SOUZA & ALHO, 1980), sendo as interações competitivas muito importantes na estruturação de uma comunidade (AUGUST & FLEMING, 1984; GILLER, 1984; ADLER, 1985; KREBS, 1994), principalmente durante a estação seca (LACHER et al., 1989). Adicionalmente há uma relação inversa entre produtividade do ambiente e probabilidade de sobrevivência (KREBS, 1994). A mortalidade, então, parece também estar relacionada ao hábitat (FLEMING, 1975). No presente estudo, o período de permanência dos indivíduos

no gradeado foi em torno de 3 a 5 meses. T. apereoides foi a única espécie que apresentou indivíduos com período de permanência superior a 6 meses. A baixa permanência dos indivíduos no gradeado certamente não foi compensada pela substituição de novos indivíduos na área de estudo, e deve ter sido responsável pela queda da densidade no decorrer do trabalho. ALHO & PEREIRA (1985) observaram uma considerável substituição de indivíduos em populações de roedores do Cerrado. Esses apresentaram taxas de sobrevivência moderadas, porém mais elevadas durante os meses de fevereiro a agosto, pois a taxa de mortalidade foi maior durante os meses de maior precipitação (dezembro e janeiro). AUGUST (1983) e MARES & ERNEST (1995) também observaram uma rápida substituição dos indivíduos, onde o tempo de permanência no gradeado para a maioria das espécies foi inferior a 3 meses. FLEMING (1970) notou que indivíduos marcados de Oryzomys capito desapareceram da área de estudo em 9 meses, sendo a mortalidade correlacionada com a idade. Considerando os padrões demográficos descritos para os roedores: 1 - baixa sobrevivência e alta fecundidade, 2 - sobrevivência e fecundidade moderadas e 3 - alta sobrevivência e baixa fecundidade (ALHO & PEREIRA, 1985), as espécies estudadas no presente trabalho parecem também ter apresentado sobrevivência baixa, principalmente durante o período seco. No entanto, esta não foi compensada pela fecundidade, dado que a reprodução aconteceu somente no início da primeira estação chuvosa.

Dados da literatura indicam que existe grande variabilidade entre os padrões de densidade apresentado pelas populações de pequenos mamíferos do Cerrado, variando, inclusive, de ano para ano e entre localidades (MELO, 1980; PAULA, 1983; MARES & ERNEST, 1995; VIEIRA, 1997). Os pequenos

mamíferos de zonas temperadas apresentam flutuações multianuais em suas densidades populacionais (KREBS, 1966; KREBS et al., 1973; WIGER, 1979). Dados de longo prazo sobre populações de pequenos mamíferos sul-americanos de regiões tropicais são escassos. A maioria dos trabalhos foi realizado ao longo de um ano (FLEMING, 1970, 1973; ALHO, 1981; O'CONNELL, 1982, 1989; STREILEIN, 1982b; ALHO & PEREIRA, 1985; MALCOLM, 1991; BERGALLO, 1995) em contraste com as regiões temperadas do continente (MURÚA & GONZÁLEZ, 1985; MURÚA et al., 1986; MESERVE & LE BOULENGÉ, 1987; MURÚA et al., 1987; GONZÁLEZ et al., 1989; CITTADINO et al., 1998; LIMA et al., 1998; LIMA & JAKSIC, 1999). Estes últimos, com duração superior a dois anos, indicam que as populações de pequenos mamíferos sul-americanos de zonas temperadas seguem um ciclo multianual semelhante aos descritos para as espécies do hemisfério Norte (LIMA & JAKSIC, 1999), apresentando extremas flutuações anuais (MURÚA et al., 1986) correlacionadas à variação anual na disponibilidade de recursos (GONZÁLEZ et al., 1989) e na quantidade de precipitação (LIMA et al., 1998), juntamente aos efeitos dependentes da densidade, como territorialidade, interações intraespecíficas e com os predadores da região. Estes fatores, em conjunto, regulam a densidade de maneira "atrasada" e produzem as flutuações periódicas apresentadas pelas populações das espécies estudadas (LIMA & JAKSIC, 1999). Em regiões tropicais, porém, não se sabe se as populações de pequenos mamíferos sul-americanos flutuam numa base multianual ou se variam de ano para ano (MALCOLM, 1991; MAGNUSSON et al., 1995). Os resultados obtidos no presente estudo, portanto, podem ter sido consegüência da interação entre estes fatores, sendo o fator perturbador (inundação) pouco significativo em relação à variação da densidade das espécies.

No entanto, a variação anual em populações tropicais, e dos recursos dos quais eles dependem, está ficando cada vez mais aparente (MALCOLM, 1991). Adicionalmente, os resultados sincrônicos obtidos neste estudo evidenciam uma causa comum para a redução drástica na densidade das espécies analisadas, assim como MALCOLM (1991) obteve frente ao desmatamento de áreas na Amazônia, levando a crer que o alagamento da região influenciou, em grande parte, os resultados obtidos na área de estudo.

3.3.5. Considerações finais

3.3.5.1. Diversidade

A análise do número de espécies esperado para a área de estudo sugere que o número encontrado poderia ser incrementado, já que a amostragem realizada, segundo a metodologia empregada, representou 80,2% da comunidade de pequenos mamíferos presentes na região. Como a amostragem somente foi realizada ao nível do solo, os métodos empregados certamente não foram muito eficientes na captura de espécies de hábitos arborícolas, bem como aquelas de dieta muito especializada e extremamente raras ou mesmo de comportamento arredio. Adicionalmente, a finalização do processo de identificação dos espécimens coletados talvez permita que este número ainda seja incrementado, evidenciando a elevada riqueza da região.

O número de espécies capturadas (n = 20) na área de estudo é um valor relativamente alto quando comparado à riqueza específica de outras áreas em ambiente de Cerrado (Tabela 6). Este dado pode ser interpretado como sendo

Tabela 6. Riqueza de espécies, esforço empregado e número de hábitats amostrados em outras regiões do Cerrado.

outras regiões d	o Cerrado.					
Riqueza específica			Referências			
6,0	5.928	3	Vieira, 1997			
7,0	3.582	4	Alho et al., 1988			
8,0	2.504	4	Fonseca & Redford, 1984			
9,2ª	4.754	3,1	Marinho-Filho et al., 1994			
10	9.728	3	Marinho-Filho et al., 1994			
10	12.170	1	Nitikman & Mares, 1987 ^b			
10	7.200	3	Dietz, 1983			
12	3.386	3	Marinho-Filho et al., 1994			
14	6.036	5	Marinho-Filho et al., 1994			
14	49.810	1	Mares & Ernest, 1995 ^c			
16	3.684	4	Marinho-Filho et al., 1994			

^a média entre 10 localidades. Uma das localidades (EEAE) foi excluída devido a um erro encontrado no valor citado; ^b área de 1 ha; ^c área de 4 ha.

resultado do grande esforço de amostragem realizado na área de estudo (16.422 armadilhas.dias e 13.330 pitfalls.dias) e do uso de métodos de captura complementares (pitfalls e armadilhas convencionais), o que certamente maximizou a captura de espécies de pequenos mamíferos terrestres presentes na região. Todas as espécies foram, porém, capturadas durante os primeiros quatro meses de avaliação, onde um esforço de 5.298 armadilhas.dias e 4.824 pitfalls.dias havia sido empregado. O esforço empregado nos primeiros meses de captura no presente trabalho representa um pouco mais do que o citado por MARINHO-FILHO et al. (1994). O autor ressalta que um aumento importante na riqueza específica não é encontrado utilizando-se esforços acima de 3.500 - 4.000 armadilhas/dia.

A riqueza pode ainda estar relacionada ao número relativamente grande de fitofisionomias presentes na área de estudo (n = 6), ou à complexidade dos hábitats que permitiriam a ocorrência de um maior número de espécies na região estudada, como citado por MARINHO-FILHO *et al.* (1994). O maior número de

hábitats e sua complexidade relacionam-se à riqueza específica na medida em que apresentam uma maior diversidade de recursos, possibilitando a coexistência de um maior número de espécies via partição destes recursos (estratificação vertical e/ou horizontal das espécies) (GILLER, 1984; KREBS, 1994). Este padrão em mosaico é responsável pela grande riqueza de espécies em ambientes de Cerrado (ALHO, 1981; AUGUST, 1983; LACHER et al., 1986; EISENBERG, 1990; BONVICINO et al., 1996). O mesmo ocorre em áreas de transição entre ambientes abertos (savanas) e áreas florestais, como por exemplo, na Ilha de Maracá, onde o elevado número de espécies de mamíferos encontrado é explicado devido à presença de vários ambientes na região (BARNETT & CUNHA, 1998). Foi verificado ainda, que a diversidade de mamíferos nos ambientes florestais é bem maior do que em qualquer outra fisionomia do cerrado sensu lato (EISENBERG, 1990). Devido ao aumento crescente da complexidade da vegetação, tanto vertical como horizontal, a partir das áreas abertas de campo e cerrado para as áreas de mata de galeria, há um aumento no número de microhábitats disponíveis e, assim, uma maior riqueza de mamíferos é encontrada ao longo deste gradiente (STREILEIN, 1982c). No presente trabalho, 50% das espécies (n = 10) foram amostradas na mata de galeria, das quais sete foram capturadas exclusivamente neste hábitat. Isso concorda com FONSECA & REDFORD (1984) na medida em que este número contribuiu para o aumento da diversidade encontrada na área de estudo. Além de dados semelhantes obtidos em outras regiões de Cerrado (ALHO et al., 1986; MARES et al., 1986; REDFORD & FONSECA, 1986; NITIKIMAN & MARES, 1987), outros ambientes que apresentam áreas abertas e áreas florestais associadas, tais como as savanas na região norte do país e os lhanos na Venezuela, também apresentaram um número de espécies superior nos ambientes florestais. BARNETT & CUNHA (1998) encontraram 7 espécies em áreas florestais das 11 espécies amostradas na Ilha de Maracá, RR. O'CONNELL (1989) encontrou 15 espécies em uma área de mata sendo que apenas 8 estavam associadas aos lhanos. VOSS & EMMONS (1996) explicam este fenômeno de acordo com um gradiente de aridez: quanto menos árido for o ambiente, maior o número de espécies capaz de suportar.

Em ambientes que não apresentam uma sazonalidade bem definida e nem uma heterogeneidade de hábitats marcante, a grande variedade e disponibilidade de alimento ao longo do ano todo, mais do que o aumento da heterogeneidade espacial, são responsáveis pela grande diversidade de mamíferos (AUGUST, 1983; EMMONS, 1984; JANSON & EMMONS, 1990). VOSS & EMMONS (1996) citam para áreas da Amazônia riqueza de 15 a 33 espécies de pequenos mamíferos por localidade (trabalhos a longo prazo). FLEMING (1970) registrou 13 espécies de pequenos mamíferos em duas localidades no Panamá. Em outras duas áreas de florestas na Costa Rica amostrou, respectivamente, 10 e 14 espécies (FLEMING, 1973). Charles-Dominique et al. (1981) registraram 12 espécies também em uma área de Floresta Amazônica na Guiana Francesa (MALCOLM, 1991). Em duas localidades da Mata Atlântica, BERGALLO (1994) e STEVENS & HUSBAND (1998) amostraram 9 espécies de pequenos mamíferos. BONVICINO et al. (1997) coletaram 21 espécies no Parque Nacional do Caparaó, Brasil (todos os dados acima citados excluem os roedores de maior porte que não são capturados pelas armadilhas). Confrontando estes dados com os citados para o Cerrado, observa-se que a diversidade em algumas localidades do Cerrado não difere de outros biomas considerados mais diversos, apresentando, inclusive, riqueza superior. Apesar da elevada diversidade, os estudos em áreas de Cerrado até o momento mostraram que este ambiente é composto de um mosaico de vegetação praticamente sem uma fauna própria (REDFORD & FONSECA, 1986). No entanto, a grande diversidade de espécies das formações abertas e mais secas do continente tem sido recentemente contrastada com os domínios de florestas (CHESSER & HACKETT, 1992; MARES, 1992a,b; PIMM & GITTLEMAN, 1992). As formações abertas, de maneira surpreendente, conteriam 19% mais espécies de mamíferos do que as formações florestais da Amazônia. Os domínios abertos do continente, quando vistos em conjunto, conteriam 53% a mais de espécies endêmicas e 440% a mais de gêneros endêmicos do que as formações fechadas (PIMM & GITTLEMAN, 1992). Porém, há sérias críticas a respeito pois acredita-se que a classificação dos macrohábitats feita por MARES (1992a) esteja de certa maneira equivocada, já que engloba ambientes abertos bastante dissimilares entre si (Lhanos, Caatinga, Cerrado, Chaco, Pampas, Páramo, Puna e Desertos) em uma mesma categoria (drylands), além de considerar esforços amostrais diversos (CHESSER & HACKETT, 1992).

Esforços para a preservação de macrohábitats diferentes precisam ser realizados dado o restrito conhecimento a respeito da distribuição e da existência de espécies de mamíferos na América do Sul (AUGUST & FLEMING; 1984; CERQUEIRA, 1992; BERGALLO, 1994). Discussões a respeito da riqueza específica e de endemismos são prematuras em vista da enorme quantidade de informação ainda não disponível. Atualmente, 6,3% das áreas florestais estão protegidas contra apenas 2,4% das áreas abertas (MARES, 1992b). Para viabilizar o conhecimento da biodiversidade de mamíferos no continente sulamericano são necessários muitos esforços, entre eles, o da política de

preservação, que deveria englobar os principais macrohábitats do continente.

3.3.5.2. Variação temporal

Como o Cerrado é um ambiente que apresenta duas estações bem definidas, e a sazonalidade interfere diretamente na flutuação das variáveis ecológicas (GILLER, 1984; KREBS, 1994), esta deve ter influenciado os resultados obtidos no presente estudo. Adicionalmente, a inundação da área de estudo deve ter sido um fator tão importante quanto a sazonalidade na medida em que influenciou a disponibilidade de hábitats na região (SOUZA, 1984). A água alcançou o gradeado por volta do sétimo período de avaliação (Maio/97) coincidindo exatamente com o período onde o sucesso de capturas, a abundância, a riqueza e a densidade apresentaram um declínio gradual. Porém, o mês de maio corresponde também, ao início da estação seca. As correlações evidenciaram covariância entre os parâmetros analisados e a precipitação na região, bem como com as cotas de inundação. Esta última, no entanto, esteve mais relacionada com os parâmetros avaliados, sugerindo uma influência maior sobre as populações estudadas.

Há três evidências de que o fator perturbador (inundação) tenha influenciado os resultados obtidos de maneira mais significativa do que a sazonalidade: 1- A densidade populacional das espécies de pequenos mamíferos estudadas foi superior na estação chuvosa, assim como a riqueza específica, a abundância e o sucesso nas capturas, concordando com resultados já obtidos para o Cerrado (SOUZA & ALHO, 1980; ALHO & PEREIRA, 1985; NITIKMAN & MARES, 1987; MARES & ERNEST, 1995). Isso se deve, certamente, à

abundância de recursos nesta época do ano, bem como ao influxo de indivíduos de áreas adjacentes (BORCHERT & HANSEN, 1983). No entanto, uma espécie, Bolomys lasiurus, ao contrário das outras, apresenta picos de reprodução durante a época seca (SOUZA & ALHO, 1980; BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO & PEREIRA, 1985). No presente estudo não foi observado um aumento na densidade de Bolomys nesse período, apesar da ocorrência de dispersão de sementes de gramíneas na área (EMBRAPA, 1997). Isso pode ser um indício de que o fenômeno da inundação tenha interferido no ciclo populacional desta espécie. 2- Apesar da densidade populacional ser um parâmetro instável, podendo variar entre anos consecutivos, a sincronia obtida nas respostas entre as diferentes populações parece indicar que o fenômeno da inundação interferiu diretamente no ciclo populacional das espécies estudadas. Outros trabalhos (MALCOLM, 1991) já obtiveram observações a respeito de flutuações sincrônicas entre populações de espécies diferentes, como neste caso, indicando que apontam para uma causa comum. 3- Os dados referentes ao primeiro (Outubro e Novembro/96) e último (Outubro e Novembro/97) bimestre de amostragem, ambos durante o período úmido, apresentaram valores bastante discrepantes. O último bimestre, inclusive, apresentou valores inferiores aos obtidos durante a estação seca. A diferença de valores dos parâmetros analisados entre anos consecutivos não pode ser explicada somente devido às variações, tanto da temperatura como da precipitação, dado que estas não diferiram acentuadamente entre estes períodos. A sazonalidade, portanto, isoladamente, deixa de ser responsável pelo retardo das respostas destes pequenos mamíferos. As cotas de inundação tornam-se importantes na medida em que parte do gradeado foi inundado gradualmente durante o segundo semestre.

O decréscimo acentuado e o não-retorno aos valores anteriores nas variáveis analisadas durante o segundo semestre, pode ter ocorrido devido a modificações das relações inter e intraespecíficas: como por exemplo, o aumento da densidade no gradeado, a competição por espaço, alimento e parceiros pode ter aumentado muito, acarretando um aumento excessivo da mortalidade dos indivíduos (KREBS, 1994). Fatores tais como a predação e o início da estação seca devem ter contribuído para o agravamento da situação, dada a menor disponibilidade de recursos nesta época do ano (GILLER, 1984; KREBS, 1994). Adicionalmente, em ambientes onde o solo é pobre, como no Cerrado, durante a estação seca a produtividade é menor, diminuindo a capacidade suporte do ambiente (EITEN, 1982, 1994). Isto aumenta a probabilidade de extinção de espécies raras, que apresentam densidades populacionais baixas (MALCOLM, 1991; SILVA & DOWNING, 1994), bem como de espécies hábitat - especialistas (EMMONS, 1984), o que explicaria a queda na riqueza específica da região. A competição por recursos parece ser um processo importante na estruturação de comunidades (GILLER, 1984; MARTIN, 1988; KREBS, 1994) e pode ter sido responsável pela ausência de um pico reprodutivo em B. lasiurus. Durante a estação seca a área disponível para uso era menor, devido à redução de hábitats na região. A redução de hábitats favoráveis, mais do que a mortalidade provocada pelos próprios fenômenos perturbadores, pode causar uma queda significativa na densidade das populações (SOUZA, 1984; LINZEY & KESNER, 1997b). Portanto, na estação chuvosa seguinte, não houve nenhum acréscimo nos parâmetros analisados, sugerindo que o ambiente estava desfavorável para a ocupação das espécies. Desta forma, o aumento excessivo da mortalidade parece ter determinado o padrão observado. FLOWERDEW et al. (1977) também observaram o declínio de populações de pequenos roedores em áreas alagadas (*Clethrionomys glareolus*). O alagamento prolongado, inclusive, levou à extinção de uma das espécies da área de estudo (*Microtus agrestis*). Em áreas inundadas periodicamente como nos Lhanos, na Venezuela, as populações de *Sigmodon* e *Zygodontomys* diminuem, principalmente, devido à mortalidade. Não há muitas evidências de emigração para áreas não inundadas (O'CONNELL, 1989). O resultado destes estudos sugere que a hipótese citada acima possa ser válida.

No entanto, o resultado obtido na área de estudo pode ter sido pouco influenciado pelo alagamento da região, sendo um padrão normal. A redução das variáveis durante a época seca pode levar à extinção na área de estudo de algumas espécies da região, sendo que a recolonização da área acontece de maneira variável e tardia em relação ao aumento da disponibilidade de recursos.

No presente estudo não foi possível a instalação de um gradeado em uma área controle, fora da influência do reservatório, e em área semelhante (réplica) para confirmar estes resultados. Contudo, os dados obtidos nas transecções adjacentes ao gradeado corroboram as hipóteses levantadas, dado que apresentaram padrão semelhante ao encontrado no gradeado. As amostragens realizadas nas áreas A (adjacente ao gradeado) e B (a jusante do reservatório) durante o mês de Dezembro/97 também concordam com as hipóteses citadas, visto que tanto o número de espécies como de indivíduos capturados foi superior na área B, evidenciando padrões normais de ocupação, em contraposição ao observado na área A, onde foram exibidos padrões semelhantes ao encontrado na área de estudo. Porém, como citado anteriormente, estes resultados podem ser artefatos da dissimilaridade entre os ambientes amostrados.

Há, adicionalmente, algumas evidências qualitativas do comportamento de

grandes mamíferos (*Tapirus terrestris* - Tapiridae, *Cerdocyon thous*, *Chrysocyon brachyurus* — Canidae e pequenos felinos) na área de estudo que reforçam algumas das hipóteses levantadas. Observou-se um aumento na abundância e riqueza de espécies, verificado através da visualização de um maior número de pegadas, fezes, registros visuais e vegetação removida, no decorrer do sétimo período de avaliação (Maio/97), ou seja, no início da estação seca. Posteriormente a esse período, os registros diminuíram gradativamente até desaparecerem da região nos últimos meses de amostragem (Outubro e Novembro/97). Dados quantitativos sobre a herpetofauna da região (D. PAVAN, com. pessoal) revelam o mesmo padrão. A abundância de répteis e anfíbios também diminuiu, sugerindo que a predação e a restrição de recursos, incrementadas devido à inundação da área, também influenciaram na sobrevivência destas espécies.

O efeito mais significativo da construção de barragens sob o ponto de vista da vida selvagem é a perda de vastas áreas de terra, as quais representam hábitats e fontes potenciais de alimento para a fauna da região. A destruição dos hábitats naturais é, talvez, o modo mais efetivo de destruição de um organismo, refletindo, indiretamente, na extinção local das espécies (SOUZA, 1984; RICKLEFS, 1987; LIAO et al., 1988). Esta destruição força os animais à migração para novos ambientes onde as chances de extinção podem aumentar (LIAO et al., 1988), resultando na queda da riqueza específica de regiões (RICKLEFS, 1987). As evidências levam a crer que o fenômeno da inundação influenciou os resultados obtidos no presente estudo, culminando na extinção local dos pequenos mamíferos na região.

SELEÇÃO DE HÁBITATS

4.1. INTRODUÇÃO

A estrutura de uma comunidade, esta última definida como um grupo de organismos vivendo numa determinada área, pode ser descrita pela sua composição específica e pela abundância de seus componentes (GILLER, 1984; KREBS, 1994). A composição específica de uma comunidade é influenciada, em parte, pela abundância e diversidade de recursos disponíveis (KINCAID & BRYANT, 1983; KINCAID et al., 1983) e em parte pela ação de processos biológicos tais como competição (DUESER & HALLETT; 1980; HALLETT, 1982; HALLETT et al., 1983; AUGUST & FLEMING, 1984; ADLER, 1985; MURÚA et al., 1987; MORRIS, 1989) e predação (MARTIN, 1988; GONZÁLEZ-M. & ALBERICO, 1993). No entanto, processos ecológicos em larga escala temporal e espacial e relações entre fenômenos na escala dos hábitats e na escala geográfica, ou mesmo momentâneos ou no tempo evolutivo. são reconhecidamente responsáveis pela riqueza das comunidades (RICKLEFS, 1987). A expressão dos processos nas comunidades é regulada, adicionalmente, por uma variedade de fatores tais como eventos ao acaso e características relacionadas à história evolutiva das espécies (LACHER & MARES, 1986; MARTIN, 1988). Por exemplo, a disposição espacial dos organismos é resultado de seu comportamento em relação aos recursos disponíveis, predadores, e competidores. Porém, as respostas dos organismos frente a esses fatores são dependentes de suas características fisiológicas, que variam evolutivamente (FRAMSTAD & STENSETH, 1984). Portanto, as diferenças na utilização de hábitats entre espécies coexistentes podem ser resultado de uma variedade de processos e influências (HALLETT, 1982; KINCAID *et al.*, 1983; LACHER & MARES, 1986; MARTIN, 1988).

Em relação aos pequenos mamíferos, muitas espécies apresentam uma história de coexistência relativamente recente (GRAHAM, 1986). Provavelmente, a preferência dessas espécies por determinados hábitats deve ter-se originado independente de qualquer interação específica. Ainda assim, esta preferência é responsável por manter a coexistência entre essas espécies (ROSENZWEIG. 1981; LACHER et al., 1989; HENRIQUES & ALHO, 1991; MORRIS, 1996; LINZEY & KESNER, 1997b). Ambientes que apresentam um mosaico de hábitats possuem uma diversidade específica elevada (MORRIS, 1996) pois normalmente possibilitam a expressão de um grande número de nichos ecológicos (KLOPFER & MacARTHUR, 1960; COLWELL & FUENTES, 1975; GILLER, 1984). A diversidade e a abundância de pequenos mamíferos em regiões de Cerrado, portanto, são bastante influenciadas pela fitofisionomia da região (ALHO et al., 1986). Como os parâmetros populacionais variam de acordo com a estrutura dos hábitats ocupados (O'CONNELL, 1982; ALHO et al., 1986; KREBS, 1994), pequenas mudanças na escala e na produtividade dos hábitats podem acarretar efeitos profundos nas comunidades de mamíferos (MORRIS, 1996; LINZEY & KESNER, 1997b). Em algumas espécies, indivíduos excedentes migram de hábitats que apresentam grande disponibilidade de recursos para hábitats mais pobres. Dessa maneira, o tamanho das populações e as taxas de crescimento podem variar de acordo com a proporção relativa de diferentes hábitats disponíveis (PULLIAM & DANIELSON, 1991). Quando forcas naturais ou antropogênicas modificam a disponibilidade dos hábitats presentes numa região, a proporção de indivíduos de determinada espécie em qualquer hábitat, pode ser alterada. Adicionalmente, o tamanho de uma população, bem como sua taxa de crescimento, podem variar de acordo com a disponibilidade de hábitats (PULLIAM & DANIELSON, 1991). Como a área do presente estudo sofreu grandes alterações em relação à disponibilidade dos hábitats devido à inundação de uma parte do gradeado pelo reservatório - e tenha possivelmente sofrido a influência indireta do alagamento inicialmente - o objetivo do presente trabalho foi avaliar os padrões de disposição espacial das espécies e verificar se estes se modificariam em conseqüência da redução dos hábitats.

4.2. METODOLOGIA

Um índice de seletividade de hábitats ($IS = p_i/p_j$) pelas espécies foi calculado dividindo-se a freqüência do número total de capturas (p_i) em cada hábitat representado no gradeado, pelas freqüências de armadilhas (p_j) disponíveis em cada um dos hábitats considerados. No cálculo das freqüências, ambas as metodologias de amostragem (armadilhas e *pitfalls*) foram tratadas em conjunto.

As informações a respeito da localização dos indivíduos no gradeado foram sobrepostas ao mapa de vegetação, permitindo avaliar o padrão de disposição das espécies na área estudada.

As relações entre o número de capturas observado e o esperado, considerando que as capturas se distribuíssem homogeneamente pelo gradeado, levando-se em conta a proporção de armadilhas disponíveis em cada hábitat, foram avaliadas pelo teste do qui-quadrado:

$$\chi^2 = \sum_{x=1}^{6} [(F_x - E_x)^2 / E_x]$$

onde \mathbf{F}_x é o número de capturas observado e \mathbf{E}_x é o número de capturas esperado em cada classe de hábitat (x=6) (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Esta análise somente foi realizada para espécies que apresentaram um número de captura superior a 10, dado que o teste do qui-quadrado é melhor aplicável em situações onde k é maior ou igual a três (número de categorias) e n é maior ou igual a dez (KOEHLER & LARNTZ, 1980 *apud* ZAR, 1996). Esta premissa ajuda a não obscurecer os padrões de disposição espacial apresentado pelas espécies, em conseqüência do pequeno tamanho das amostras (LINZEY & KESNER, 1997a).

A similaridade entre os hábitats quanto à composição específica, baseado no número de capturas obtido para cada espécie nos hábitats amostrados dividido pelo esforço de captura realizado em cada um desses hábitats, foi avaliada utilizando-se o método de agrupamento UPGMA (unweighted pair-group average), tendo como medida de similaridade o coeficiente de correlação de Pearson (r). A representatividade do dendrograma, em relação à matriz original, foi avaliada via o coeficiente de correlação cofenética (correlação entre as distâncias ou correlações da matriz original e a matriz cofenética) (SNEATH & SOKAL, 1973). A partir dos coeficientes e distâncias médias (r_m), calculados através da matriz original, foi possível identificar diferentes grupos de hábitats quanto à composição de espécies. Esta mesma análise foi aplicada em relação às espécies capturadas, evidenciando grupos de similaridade quanto ao uso dos hábitats.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988) foi utilizado para calcular a diversidade de uso dos hábitats (D_u) disponíveis para

cada espécie:

$$D_u = -\sum p_i \ln p_i$$

onde p_i é a proporção de capturas observada por unidade de hábitat na área do gradeado. A proporção de uso da área (P_u), considerando os hábitats utilizados e o total de hábitats disponíveis dentro do gradeado, foi avaliada considerando-se a equação

$$P_u = D_u / In N_{hab}$$

sendo **N**_{hab} o número de hábitats onde ocorreram as capturas. As relações entre o número de indivíduos capturados e a diversidade de uso dos hábitats foram avaliadas através do coeficiente de correlação de Spearman (**r**_s) (SOKAL & ROHLF, 1995). As tendências das variações foram visualizadas por curvas calculadas com os valores reais das variáveis. Para esta análise, somente foram consideradas as espécies mais abundantes (abundância relativa superior a 5%).

O programa STATISTICA (1993) foi utilizado para ilustrar o padrão de distribuição das espécies e a intensidade de uso nos diferentes hábitats durante o período total de amostragem e em dois períodos do ano (estação chuvosa e estação seca). Como o gráfico de superfície exige a adequação de uma função, foram utilizadas funções que melhor se adequassem aos dados de captura reais (quadrat smooth e least square). Apesar destas funções darem uma impressão de mudança lenta e gradual das freqüências de captura, obscurecendo a realidade, pois as freqüências de capturas modificam-se de maneira abrupta, permitem visualizar muito claramente a seleção de hábitats apresentada pelas espécies na área de estudo. Este mesmo programa foi utilizado para realizar as análises estatísticas e para a confecção dos gráficos.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da identificação das espécies de plantas predominantes em cada tipo de vegetação e das características dos hábitats (Capítulo 2), foi possível delinear um mapa dos diferentes tipos fitofisionômicos que ocorreram no interior da área de estudo. Esta apresentou seis formações vegetais principais: cerrado sensu stricto, campo úmido, mata de galeria, mata seca, taquaral e transição (Figura 41). A proporção dos diferentes hábitats amostrados pelas armadilhas e pelos pitfalls em conjunto, está ilustrada na Figura 42.

Os dados evidenciam que as capturas das espécies analisadas não se distribuem homogeneamente nas manchas de vegetação (Tabela 7). As espécies selecionam os diferentes hábitats disponíveis de maneira positiva ou negativa. Pelo menos dois grupos de espécies podem ser reconhecidos, considerando-se o índice de seletividade (IS).



20 m

Figura 41. Mapa dos diferentes hábitats amostrados na área de estudo.

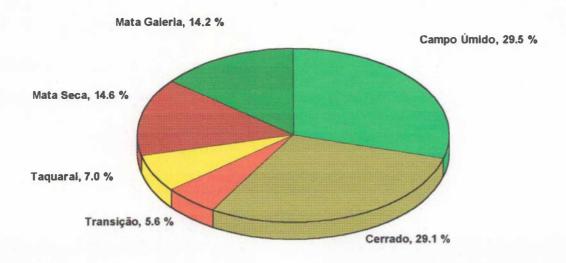


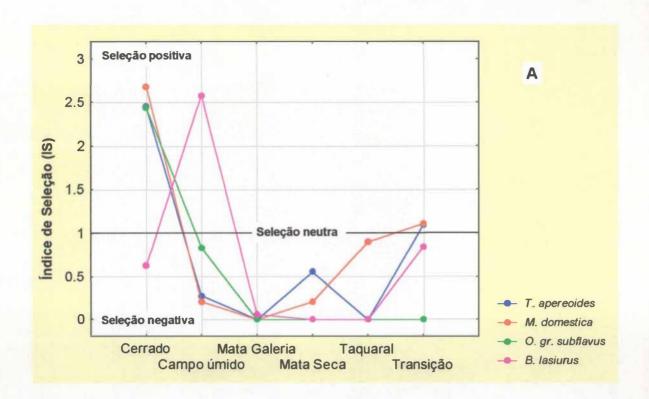
Figura 42. Diagrama de proporções evidenciando a importância relativa das formações vegetais incluídas nos gradeados.

Tabela 7. Número de capturas observado em cada um dos hábitats para cada espécie analisada e o resultado do teste qui-quadrado com as respectivas probabilidades (α = 0,05). THRAPE = Thrichomys apereoides, ORYMEG = Oryzomys megacephalus, BOLLAS = Bolomys lasiurus, PROROB = Proechimys roberti, GRAAGI = Gracilinanus agilis, MONDOM = Monodelphis domestica, ORYSUB = Oryzomys gr. subflavus, RHIMAS = Rhiphidomys cf. mastacalis, OECCON = Oecomys cf. concolor e NECSQU = Nectomys squamipes.

Hábitat	THR	ORY	BOL	PRO	GRA	MON	ORY	RHI	OEC	NEC
	APE	MEG	LAS	ROB	AGI	DOM	SUB	MAS	CON	SQU
Cerrado	161	09	23	14	09	25	22	01	0	0
Campo úmido	16	05	95	01	04	02	06	0	02	02
Mata galeria	0	57	01	23	01	0	0	12	07	10
Mata seca	20	52	0	19	17	01	0	07	02	02
Taquaral	01	16	0	11	06	02	0	01	08	0
Transição	16	04	06	0	03	02	0	0	0	0
χ²	203,0	177,3	169,4	63,0	33,8	36,2	30,2	44,0	47,6	55,0
g.1.=5	P<10 ⁻³									

Um grupo selecionou as formações abertas (Figura 43A) e outro os ambientes florestais (Figura 43B). *T. apereoides* e *Oryzomys* gr. *subflavus* ocuparam preferencialmente o cerrado *sensu stricto*, assim como *Monodelphis domestica*. A formação aberta campo úmido foi selecionada positivamente por *B. lasiurus*. Dentre as espécies que selecionaram formações arbóreas estão: *O. megacephalus*, *P. roberti*, *Oecomys* cf. *concolor*, *Rhipidomys* cf. *mastacalis*, *N. squamipes* e *G. agilis*. As formações arbóreas representam vários tipos de hábitats (mata de galeria, mata seca e taquaral) sendo que as espécies acima citadas ocuparam estes ambientes de maneira heterogênea.

Estes resultados revelam padrões de distribuição espacial semelhantes aos encontrados em outros estudos realizados em áreas de Cerrado (FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO et al., 1986; NITIKMAN & MARES, 1987; BONVICINO et al., 1996), com ligeiras diferenças devido à composição específica e à estrutura da vegetação da área estudada. Em outros trabalhos, B. lasiurus, por exemplo, ocupou preferencialmente o cerrado (BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO et al., 1986). O resultado observado no presente estudo pode ter ocorrido devido à ausência de formas tais como Oxymycterus sp., um roedor que ocorre, normalmente, em áreas úmidas (BORCHERT & HANSEN, 1983; ALHO et al., 1986; LACHER et al., 1989). Essas duas espécies poderiam, potencialmente, interagir de alguma maneira, apresentando diferenças importantes quanto ao uso dos hábitats quando simpátricas (HENRIQUES & ALHO, 1991). No entanto, poucos dados existem sobre as possíveis interações entre espécies de roedores do Cerrado (LACHER & MARES, 1986). Os resultados mais discrepantes foram em relação a M. domestica e T. apereoides. A primeira espécie foi encontrada preferencialmente em áreas florestais, e a segunda distribuiu-se em vários



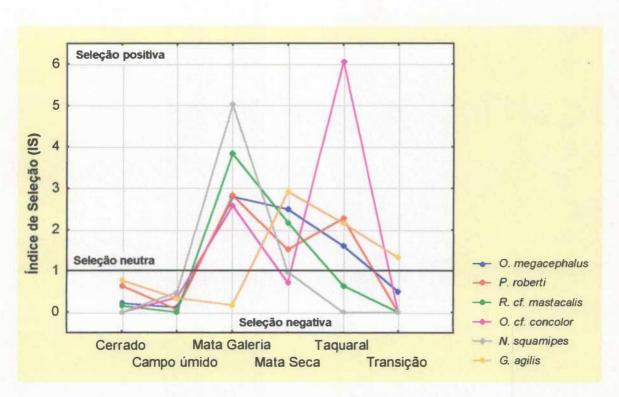


Figura 43. Índices de seletividade de hábitats das espécies estudadas. Quando IS > 1 a seleção é positiva. Quando IS < 1 a seleção é negativa. Quanto IS = 1 a espécie não seleciona a classe de hábitat utilizando-a na proporção de sua representatividade na área de estudo. A: espécies que selecionaram positivamente áreas abertas e B: espécies que selecionaram positivamente áreas fechadas.

ambientes, inclusive em mata de galeria, em outras regiões do Cerrado (FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO *et al.*,1986; LACHER & MARES, 1989).

Resultado semelhante foi obtido utilizando-se o método de agrupamento por similaridade. As espécies da área de estudo dividiram-se em dois grandes grupos. Um deles associado a áreas abertas (T. apereoides, M. domestica, Oryzomys, gr. subflavus, B. lasiurus e Oligoryzomys spp.) e outro às áreas florestais (O. megacephalus, R. cf. mastacalis, P. roberti, N. squamipes, O. cf. concolor e G. agilis) (Figura 44). Em relação aos hábitats, esses podem ser separados em dois grupos de acordo com a composição específica e abundância das espécies de pequenos mamíferos (Figura 45): os ambientes abertos e as áreas florestais. Dentre os primeiros, o cerrado aproxima-se das áreas de transição, aparecendo relativamente distante do campo úmido. Nos ambientes florestais, a mata de galeria e o taquaral apresentam maior similaridade entre si quanto à composição de espécies do que em relação à mata seca. Por outro lado, as áreas abertas diferem mais entre si do que o observado para as áreas de floresta. Isto é consequência do padrão de utilização dos hábitats dado que essas áreas são mais discriminadas pelas espécies que ocupam as formações abertas. As espécies que selecionam ambientes arbóreos não são restritas a uma determinada classe de hábitat. As diferenças entre esses, certamente, são menores do que entre as diferentes classes reconhecidas para as áreas abertas.

Os padrões de disposição das espécies dentro do gradeado, considerando a distribuição das capturas, evidenciam que cada espécie restringe-se a diferentes zonas dentro dos hábitats selecionados. *T. apereoides* ocupa, de maneira bem mais pronunciada, o cerrado do tipo arenoso que situa-se na porção nordeste do gradeado. A distribuição de *M. domestica* concentra-se na porção

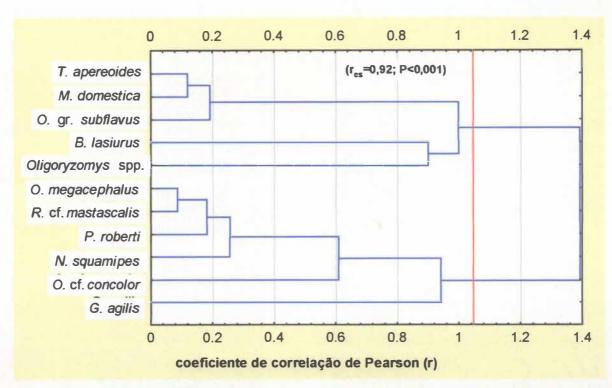


Figura 44. Grupos de similaridade das espécies capturadas de acordo com a distribuição das abundâncias relativas nas diferentes classes de hábitats amostradas ao longo do período de estudo. r_{cs} = correlação cofenética.

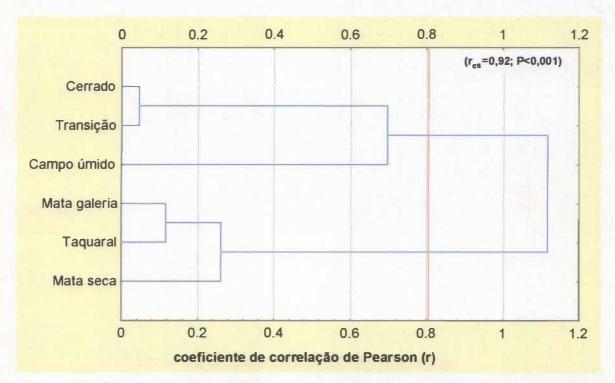


Figura 45. Grupos de similaridade de hábitats quanto a composição e abundância relativa das espécies de pequenos mamíferos ao longo do período de estudo. r_{cs} = correlação cofenética.

sudoeste do gradeado, onde a vegetação do cerrado é mais densa. O. gr. subflavus, pelo contrário, ocupa áreas de cerrado mais aberto e ralo (Figura 46).

As espécies que habitam os ambientes florestais apresentam maior sobreposição em suas áreas de ocorrência. *O. megacephalus* e *Rhipidomys* cf. *mastacalis* ocorrem principalmente em áreas de mata de galeria e mata seca (Figura 47). *P. roberti* também está mais associado à mata de galeria, porém, à porção desta que situa-se próxima da área de taquaral, ocupando também este tipo de ambiente (Figura 47), ao contrário de *Oecomys* cf. *concolor* que habita preferencialmente o taquaral, selecionando, no entanto, também a mata de galeria (Figura 48). *N. squamipes* restringe-se a áreas de mata de galeria, enquanto que *G. agilis* prefere áreas de mata seca, ocorrendo também nos taquarais (Figura 48). *B. lasiurus* foi a única espécie a selecionar o campo úmido, apresentando pouca sobreposição com as demais (Figura 49).

MESERVE (1977) demonstrou que a coexistência de espécies de *Peromyscus* só se tornou possível com a separação vertical entre as mesmas, e observou que a utilização do espaço em três dimensões diminui a probabilidade de contato entre os indivíduos devido ao maior volume espacial, fazendo com que a competição por espaço seja menor, mesmo existindo algumas sobreposições. As espécies associadas às florestas na área de estudo, que apresentaram maior sobreposição, podem, de alguma maneira, estar evitando interações através de mecanismos similares. Uma separação vertical pode estar ocorrendo na área amostrada. As espécies escansoriais e arborícolas, como *Oecomys* cf. *concolor* e *Rhipidomys* cf. *mastacalis*, provavelmente utilizam o espaço de maneira tridimensional, podendo coexistir com espécies terrestres como *Oryzomys megacephalus* e *Proechimys roberti*. A segregação espacial também pode ocorrer

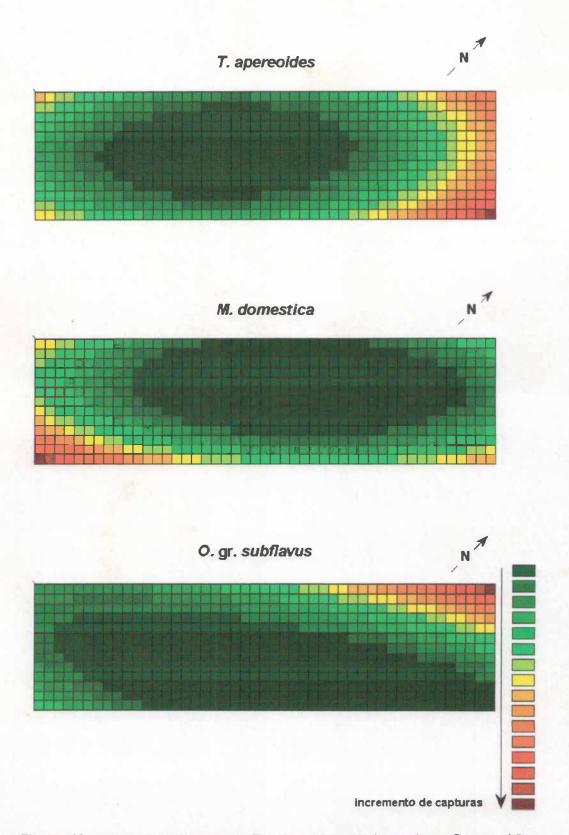


Figura 46. Mapa da distribuição de *T. apereoides*, *M. domestica* e *O.* gr. subflavus durante o período de estudo. A legenda indica a frequência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função *quadrat smooth*.

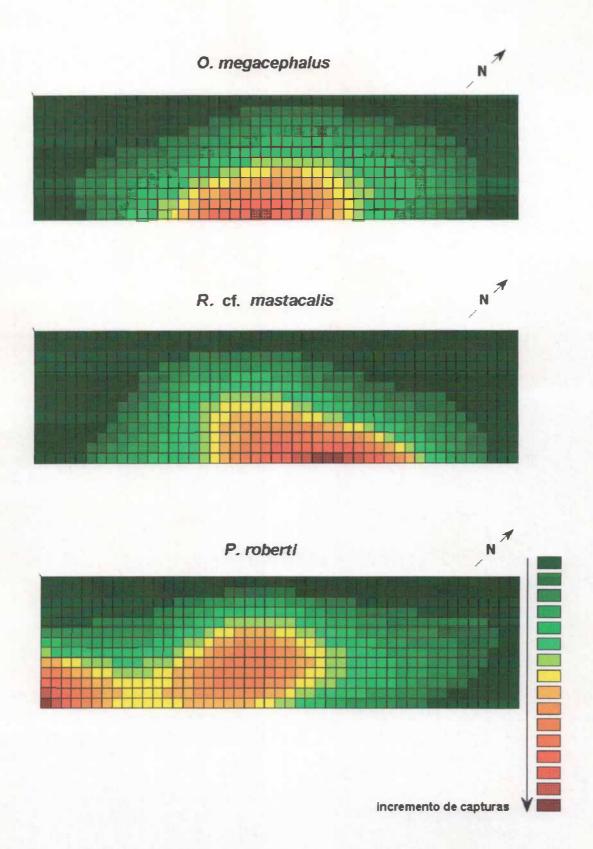


Figura 47. Mapa da distribuição de *O. megacephalus*, *R.* cf *mastacalis* e *P. roberti* durante o período amostrado. A legenda indica a frequência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função *least square*.

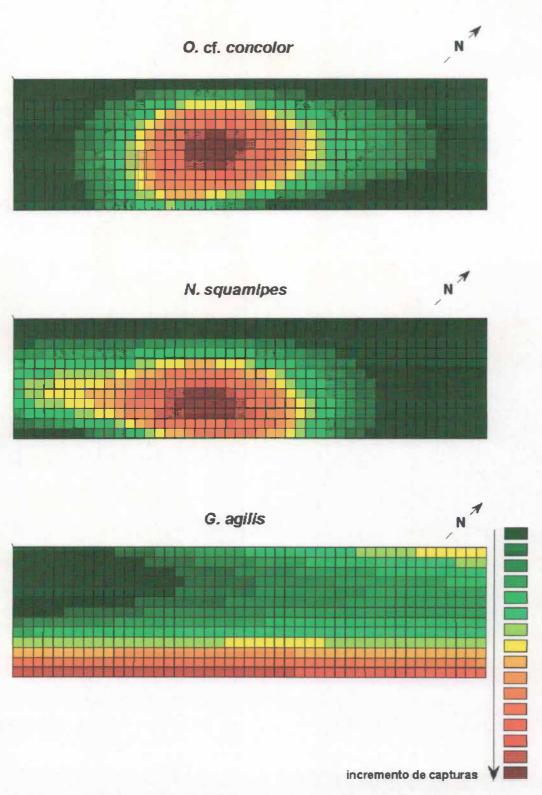
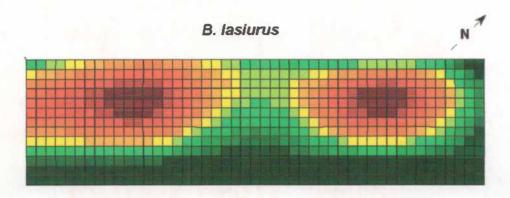


Figura 48. Mapa da distribuição de O. cf. concolor, N. squamipes e G. agilis durante o período amostrado. A legenda indica a frequência de captura baseada nos dados reais de acordo com a função least square (as duas primeiras) e quadrat smooth (G. agilis).



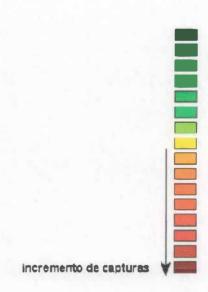


Figura 49. Mapa da distribuição de *B.lasiurus* durante o período amostrado. A legenda indica a frequência de captura baseada nos dados reais de acordo com af unção *least square*.

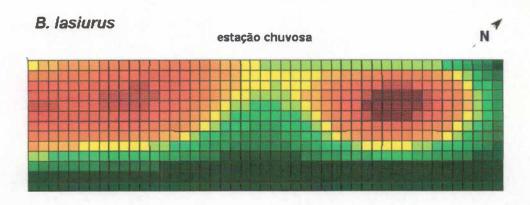
devido ao tipo de recurso utilizado pelas espécies (LACHER & MARES, 1986: MURÚA et al., 1987; MALCOLM, 1991). Nectomys squamipes, por exemplo, alimenta-se basicamente de fungos, frutos, sementes, invertebrados e pequenos vertebrados aquáticos, habitando áreas da mata de galeria próximas a fontes de água (ERNEST & MARES, 1986). As dimensões dos animais também podem influenciar suas distribuições e as formas de uso do espaço (M'CLOSKEY, 1976; MURÚA et al., 1987), como no caso de O. megacephalus (peso até 80g) e P. roberti (peso até 200g) que ocupam o mesmo tipo de hábitat mas diferem em relação ao tamanho corporal. As espécies podem estar minimizando possíveis interações como, por exemplo, a competição interespecífica, através destes mecanismos, possibilitando a coexistência em uma área restrita (DUESER & HALLETT; 1980; AUGUST & FLEMING, 1984; GILLER, 1984; ADLER, 1985; MURÚA et al., 1987; LINZEY & KESNER, 1997b). Há, adicionalmente, a possibilidade da regulação das populações por predadores, que podem atuar decrescendo a densidade das populações, tendo como consegüência o decréscimo ou ausência de competição, ou mesmo a coexistência via seleção de hábitats (GILLER, 1984; MARTIN, 1988; GONZÁLEZ-M. & ALBERICO, 1993; KREBS, 1994). Apesar de o presente estudo não ter sido delineado para avaliação desses fatores, é provável que vários desses mecanismos, como os citados por vários autores (O'CONNELL, 1982; AUGUST & FLEMING, 1984; MURÚA et al., 1987; LINZEY & KESNER, 1997b), atuem simultaneamente ou de maneira relacionada à sazonalidade da região.

Apesar das espécies terem apresentado preferências por determinados hábitats, muitas ocuparam mais de um tipo de ambiente e áreas de transição, indicando uma certa plasticidade. Este dado concorda com outros trabalhos onde

o número de hábitats ocupado por espécie variou de 1 a 4, apesar da maioria dos indivíduos apresentar uma tendência de ocupar somente um tipo de hábitat (FONSECA & REDFORD, 1984; ALHO *et al.*, 1986; LACHER *et al.*, 1989; LINZEY & KESNER, 1997a). Esse comportamento, no entanto, pode ser regulado por fatores como a densidade populacional, a sazonalidade, a competição inter ou intra-específica, entre outros (GILLER, 1984; LACHER & MARES, 1986; LINZEY & KESNER, 1997a).

Analisando os dados obtidos no presente estudo de acordo com a sazonalidade, ou seja, separando os indivíduos capturados durante a época úmida daqueles capturados na época seca, obtêm-se resultados ligeiramente diferenciados. Para B. lasiurus, observa-se que na época úmida, o número total de capturas foi muito superior, tornando a distribuição dos indivíduos capturados mais ampla, abrangendo outros tipos de ambientes além do campo úmido, como, por exemplo, o cerrado. Durante a época seca, os indivíduos desta espécie foram capturados apenas em áreas de campo úmido (Figura 50). Este padrão está relacionado ao aumento do número de indivíduos e, provavelmente, está associado à disponibilidade de recursos na época chuvosa e ao comportamento de dispersão dos jovens, que foram mais abundantes durante este período. Padrão diferente foi encontrado para O. megacephalus, uma espécie de mata (Figura 51), que apesar da excessiva redução no número de indivíduos presentes durante a época seca, utilizou praticamente o mesmo número de ambientes que na época chuvosa.

Comparando-se as relações entre a diversidade de uso dos hábitats e o número de indivíduos capturados, observa-se que nem sempre estas variáveis estão relacionadas, como no caso de M. domestica ($r_s = 0.58$; n = 6; P > 0.20)



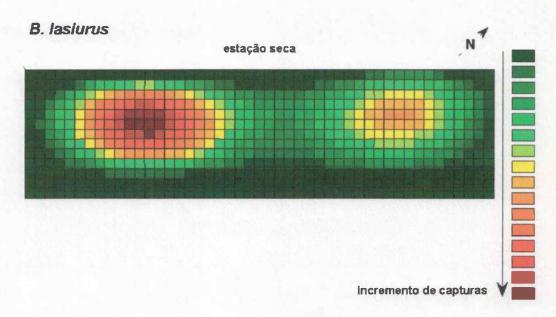


Figura 50. Mapa da distribuição de *B.lasiurus* durante a estação chuvosa e a estação seca. A legenda indica a freqüência de capturas baseada nos dados reais de acordo com a função *least square*.

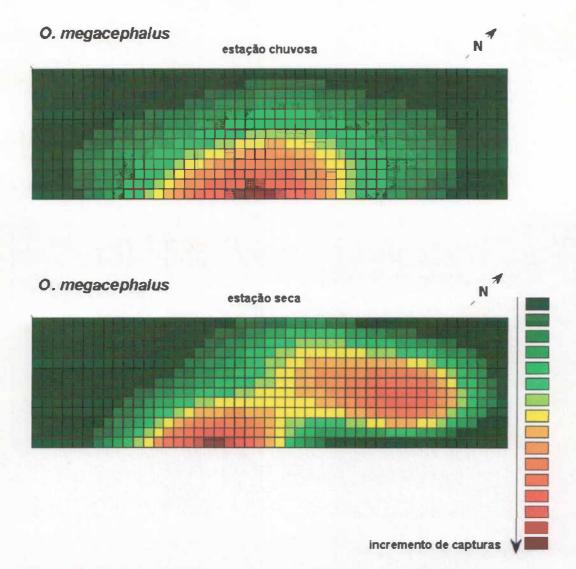


Figura 51. Mapa da distribuição de *O. megacephalus* durante a estação chuvosa e a estação seca. A legenda indica a freqüência de capturas baseada nos dados reais de acordo com a função *least square*.

(Figura 52). Isto sugere que existam restrições a mudanças de hábitats e que as diferenças são importantes, limitando os padrões de utilização do espaço. O número de indivíduos capturados de B. lasiurus e a diversidade de ambientes utilizada por esta espécie ao longo do ano estão relacionados significativamente $(r_s = 0.81; n = 9; P < 0.01)$. Considerando-se a trajetória das variáveis ao longo do ano (Figura 52) fica evidente que, pelo menos em alguns períodos, o incremento do número de capturas está relacionado a uma maior diversidade de uso da área. No entanto, quando o número de indivíduos é mais elevado, há evidências de restrições de uso de novos hábitats. O mesmo foi observado para T. apereoides $(r_s = 0.88; n = 12; P < 0.001)$ (Figura 52). O. megacephalus, uma espécie mais associada às formações arbóreas, apresentou um padrão diferenciado. Não houve tendências significativas na trajetória de ambas as variáveis quando consideradas conjuntamente ($r_s = 0.05$; n = 7; P > 0.90) (Figura 52). P. roberti, outra espécie associada às áreas de floresta, apresentou padrão semelhante (r_s = 0,52; n = 7; P > 0,20) (Figura 52). G. agilis evidenciou relações significativas ($r_s =$ 0.82; n = 8; P > 0.02) entre os parâmetros analisados (Figura 52). No entanto, como observado anteriormente, quando o número de indivíduos é elevado, o número de hábitats utilizados permanece constante. Isso sugere restrições de dispersão para hábitats que poderiam ser considerados secundários (STREILEIN, 1982c).

O efeito da sazonalidade associado à perturbação ocorrida na região, interferiu, principalmente, na abundância das espécies no gradeado. Por isso, quando as diferentes estações do ano foram analisadas em relação à seletividade de hábitats, postulou-se que a densidade das espécies poderia estar interferindo no padrão obtido. É esperado que as populações ocupem hábitats preferidos ou

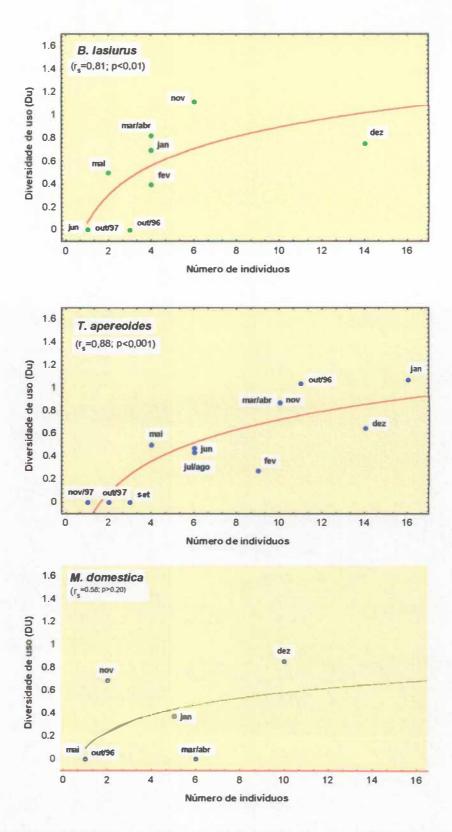


Figura 52. Correlação entre a diversidade de uso dos hábitats e o número de indivíduos capturados em cada período de avaliação para as seis espécies mais abundantes na área de estudo. Entre parênteses o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) e seu nível de significância. A curva representa a tendência das relações.

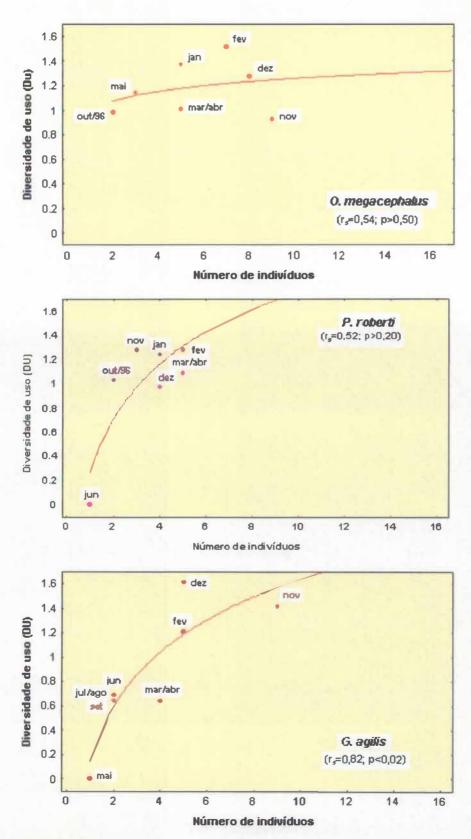


Figura 52 . Continuação

ótimos, guando a densidade encontra-se baixa. À medida que a densidade aumenta, é natural que os indivíduos dispersem para ambientes secundários, mais pobres em recursos (PULLIAM & DANIELSON, 1991; MORRIS, 1996; LINZEY & KESNER, 1997a). No início do presente trabalho, a densidade no gradeado encontrava-se elevada. Consequentemente, o número de hábitats utilizado pelas espécies foi superior nesse período. À medida que o número de indivíduos decresceu, a diversidade de uso de hábitas apresentou uma redução, sugerindo uma tendência no sentido de compactação em hábitats preferenciais pelos indivíduos das diferentes espécies. A hipótese de que os indivíduos utilizariam um maior número de hábitats de maneira associada ao incremento na densidade, nem sempre é verdadeira. Isso pode ser explicado por vários fatores: (1) as espécies podem ser hábitat-especialistas (ocupam apenas um tipo de hábitat) na região; (2) as espécies podem ser hábitat-generalistas (selecionam mais de um tipo de hábitat) mesmo em baixas densidades; (3) as densidades não foram suficientemente altas para que os indivíduos se dispersassem; ou (4) a interação entre as espécies impede a colonização de novos hábitats (LINZEY & KESNER, 1997a). Os resultados evidenciam que O. megacephalus e P. roberti, estariam comportando-se como hábitat-generalistas dado que ocupam diferentes classes de formações fechadas, independentemente do número de indivíduos presentes. M. domestica, porém, poderia estar sendo restrita quanto ao uso de outros hábitats devido a interações com outras espécies. No entanto, T. apereoides, B. lasiurus e G. agilis utilizaram um maior número de hábitats quando o número de indivíduos presentes no gradeado aumentou, corroborando a hipótese de que a densidade é um fator que regula a ocupação de novos hábitats.

Como a variabilidade interna das formações arbóreas é mais acentuada

quando comparada com as áreas abertas, aparentemente as espécies que habitam áreas florestais alcançaram uma maior diversidade de uso (O. megacephalus $D_u = 1,51$; P.roberti $D_u = 1,28$ e G. agilis $D_u = 1,61$), quando comparadas com espécies associadas às formações abertas (B. lasiurus D., = 1,14; T. apereoides D_u = 1,07 e M. domestica D_u = 0,86). Os hábitats mésicos e secos produzem efeitos dramaticamente diferentes na preferência de hábitats e na regulação espacial dos pequenos mamíferos (MORRIS, 1996), como na área de estudo. As formações florestais (mata de galeria, mata seca e taguaral), ao mesmo tempo que foram classificadas como sendo hábitats diferentes, pois diferem estruturalmente entre si, apresentaram grande semelhança em relação às suas composições específicas quanto à fauna de pequenos mamíferos. Apesar das espécies apresentarem diferentes preferências entre estas formações, não há fortes restrições de uso entre elas. Consequentemente, a proporção de hábitats utilizados por espécies que habitam áreas florestais é, naturalmente, superior quando comparada à de espécies de áreas abertas. As áreas abertas (cerrado e campo úmido), pelo contrário, diferem entre si tanto estruturalmente como também em relação às espécies que as selecionam. As espécies de áreas abertas apresentaram uma diversidade de uso relativamente baixa. A variação na proporção de hábitats utilizados esteve associada à densidade.

Observando a proporção dos hábitats que foram inundados com a chegada da água ao gradeado (cerrado = 15,91%; campo úmido = 35,96%; mata galeria = 18,61% e mata seca = 11,11%; transição e taquaral não foram inundados durante o período de estudo) e, considerando que as armadilhas translocadas em conseqüência da inundação foram instaladas apenas em área de cerrado, houve redução da área amostrada de campo úmido, mata galeria e mata seca.

Comparando a proporção de hábitats utilizados pelas espécies no período anterior e posterior à chegada da água no gradeado (Tabela 8), não há evidências de que as espécies tenham se dispersado para novos hábitats. Pelo contrário, a maioria das espécies apresentou uma redução em relação aos hábitats utilizados no período posterior à inundação. Apenas duas espécies, *O. megacephalus* e *G. agilis*, apresentaram uma tendência de aumento em relação à proporção de hábitats utilizados. Entretanto, estes hábitats não foram diferentes dos utilizados no período anterior, já que a proporção de uso da área, considerando-se o total de hábitats disponíveis, foi inferior para todas as espécies.

Tabela 8. Proporção de uso da área (Pu) pelas espécies considerando os hábitats

utilizados dentro do gradeado.

Espécies	P _u no período anterior à inundação	P _u no período posterior à inundação
Thrichomys apereoides	0,57	0,39
Oryzomys megacephalus	0,78	0,83
Bolomys lasiurus	0,55	0,31
Gracilinanus agilis	0,87	0,95
Proechimys roberti	0,87	0,00
Monodelphis domestica	0,45	0,00

Em ambientes inundados periodicamente, a seletividade de hábitats relaciona-se à inundação sazonal. *Zygodontomys brevicauda*, por exemplo, que habita os lhanos na Venezuela, muda de hábitat sazonalmente (O'CONNELL, 1989). *Clethrionomys glareolus*, em uma área que também sofre alagamentos periódicos refugia-se em hábitats mais densos e transicionais durante o período cheio. No entanto, quando esta situação prolonga-se, o número destes roedores diminui (FLOWERDEW *et al.*, 1977). O padrão diferenciado encontrado no presente estudo certamente relaciona-se à imprevisibilidade da inundação. As espécies podem não estar adaptadas a certos tipos de instabilidade ambiental

(GILLER, 1984; KREBS, 1994). A fidelidade encontrada em relação aos hábitats ocupados é reflexo desta situação.

As espécies mais associadas às matas de galeria, por ser esta linear e normalmente situada em cotas de altitude mais baixas do que as formações abertas adjacentes, estariam mais sujeitas a perturbações decorrentes do processo de inundação da região. No entanto, não há evidências neste sentido. Uma proporção relativamente grande de campo úmido, cerrado e mata seca também foi inundada, além da mata de galeria. Portanto, as espécies em geral apresentaram respostas semelhantes. Pode-se dizer que as espécies não modificaram seus padrões de distribuição espacial, visto que não há evidências de que tenham se dispersado para novos hábitats e nem se redistribuído nos hábitats restantes. A grande fidelidade das espécies aos hábitats ocupados pode, portanto, ter afetado a viabilidade das populações em zonas adjacentes às áreas de impacto, mesmo havendo hábitats disponíveis e potencialmente adequados.

LIMA et al. (1998) encontraram forte interação entre a variabilidade das condições ambientais e da estrutura espacial na determinação do tempo de persistência de espécies de pequenos mamíferos numa região. Como as espécies de pequenos mamíferos respondem rapidamente a mudanças no ambiente, a redução na disponibilidade de recursos tais como alimento e hábitat favorável, pode resultar num rápido declínio de suas densidades populacionais (LINZEY & KESNER, 1997b). Portanto, a destruição dos hábitats naturais refletese diretamente na extinção local das espécies (SOUZA, 1984; LIAO et al., 1988; SILVA & DOWNING, 1994). Na área de estudo isto causou uma queda significativa no número de indivíduos das populações estudadas, não sendo, no entanto, o único fator responsável pelo decréscimo da densidade.

ÁREAS DE VIDA E PADRÕES DE DESLOCAMENTO

5.1. INTRODUÇÃO

O conceito de área de vida (ou *home range*) foi introduzido por Seton em 1909, como sendo a região de residência do animal, pois acreditava que "nenhum animal anda ao acaso e que cada um possui sua região domiciliar, a qual é proporcional ao tamanho do indivíduo" (BURT, 1943). BURT (1943) foi quem primeiro esclareceu esta definição: "Área de vida é a área percorrida pelo indivíduo em busca de alimento, parceiros e onde cuida da prole; rotas exploratórias não são consideradas como parte da área de vida".

Como estas definições são um tanto subjetivas, outros conceitos podem ser confundidos com o de área de vida, como é o caso do conceito de território. Noble, em 1939, definiu território como sendo qualquer área defendida. Portanto, o conceito de área de vida é totalmente diferente do de territorialidade, mesmo que estejam associados. Como já disse Seton: "na idéia de área de vida está o germe dos direitos territoriais, pois território é a parte protegida da área de vida" (BURT, 1943). O espaço em que um animal vive e como ele o utiliza pode, então, ser caracterizado pela área de vida, território e área nuclear deste, sendo esta última definida pela área onde o animal é encontrado mais freqüentemente (BERGALLO, 1990).

O conceito de área de vida, no entanto, vem sendo modificado desde a sua introdução. As definições tradicionais foram substituídas por definições probabilísticas baseadas em funções de Distribuição de Utilização (DU). O conceito de Distribuição de Utilização foi introduzido por HAYNE (1949) e

CALHOUN & CASBY trabalhado por (1958),mas somente definido estatisticamente por JENNRICH & TURNER (1969): "Área de vida é uma porção específica da área de utilização total e constitui a área da menor região que inclui 95% da utilização do hábitat pelo indivíduo". A definição e os termos empregados para referir-se a este parâmetro (home range, área ou centro de atividade, região domiciliar, etc) variam de acordo com a metodologia empregada para seu cálculo. A definição e os termos usados neste trabalho são, portanto, dependentes da metodologia.

Sabe-se que os indivíduos são limitados a um pequeno setor do ambiente, tanto por restrições morfológicas e fisiológicas como por fatores sociais e de risco que restringem suas atividades (FORD & KRUMME, 1979; KREBS, 1994). O padrão de utilização do espaço dos organismos é, portanto, influenciado pela presença ou ausência de outros indivíduos (BROWN & ORIANS, 1970; AUGUST & FLEMING, 1984), pela distribuição de recursos alimentares e pela presença de hábitat adequado para sua sobrevivência (PAULA, 1983; GILLER, 1984; GONZÁLEZ et al., 1989; KREBS, 1994). A determinação da área de vida é importante na análise do efeito dos fatores acima citados pois, quando esta medida permite comparações, pode-se detectar mudanças na dimensão das áreas devido à competição intra e interespecífica, à variação na disponibilidade de recursos, na densidade populacional, e no próprio comportamento dos animais (SOUTHWOOD, 1978).

Neste estudo pretendeu-se estimar o tamanho das áreas de vida dos indivíduos capturados e verificar modificações neste parâmetro e na disposição das áreas dentro do gradeado ao longo do período de estudo.

5.2. METODOLOGIA

Para a descrição do padrão de uso do espaço de um indivíduo, a sua posição deve ser registrada sucessivamente durante um determinado período de tempo. Informações a respeito da localização podem ser obtidas através de vários métodos como observação direta, radiotelemetria, rastreamento de isótopo radiativo, captura, entre outros (FORD & KRUMME, 1979; WHITE et al., 1982; HARRIS et al., 1990; WILSON et al., 1996). No presente trabalho foi utilizado o método de capturas para obter os dados de localização dos pequenos mamíferos na região amostrada. Este método permite o acompanhamento de vários indivíduos simultaneamente por um longo período de tempo (O'FARREL et al., 1977). Além disso, comparações quantitativas do tamanho de áreas de vida de pequenos mamíferos com idade e sexo diferentes, e que vivem em áreas ou hábitats distintos, são mais adequadas quando esta técnica é empregada (SLADE & RUSSEL, 1998). Apesar de suas limitações quanto à disposição das armadilhas (transecções, gradeados, etc), esta técnica tem permitido o desenvolvimento de conceitos básicos sobre o comportamento de animais no campo (STICKEL, 1968), sendo a mais usada em estudos com pequenos mamíferos (FORD & KRUMME, 1979). A técnica de radiotelemetria, por exemplo, dá informações mais precisas sobre a localização do indivíduo, mas o número de indivíduos estudados é limitado pelo custo do equipamento empregado (JONES, 1983) e também pelo tempo gasto na localização dos animais (BRANDER & COCHRAN, 1971).

5.2.1. Método de Capturas

O método de capturas consiste, basicamente, em distribuir armadilhas ao acaso ou de acordo com algum sistema de amostragem (gradeado, transecções paralelas ou perpendiculares entre si, transecções concêntricas, etc) na área de estudo para, posteriormente, obter informações sobre a localização dos animais capturados (HAYNE, 1949; WILSON et al., 1996). Para utilização deste método no cálculo das áreas de vida é preciso fazer dois pressupostos: 1- o animal é capturado pelo menos nas partes da área de vida biologicamente importantes e, 2- onde não foi capturado, não estava presente. Estas premissas, porém, podem não ser verdadeiras e isso compromete os resultados. Há, por exemplo, evidências de que pequenos mamíferos presentes no local de amostragem podem não ser capturados pelas armadilhas por certo tempo (HAYNE, 1949). Por outro lado, sabe-se que a probabilidade de captura de um indivíduo é refletida pela atividade deste em cair nas armadilhas. Cada armadilha, então, tem uma probabilidade de captura, que é dada pela frequência média do aparecimento de animais na mesma (HAUGEN, 1942). Diferentes números de captura traduzem diferentes índices de atividade do indivíduo ou da espécie (BLAIR, 1942). Contudo, se somente alguns pontos de atividade do animal são selecionados pelas armadilhas, resta a questão se estarão esses dentro da área de vida normal do indivíduo. A técnica de capturas pode, além disso, interferir na medida da área de vida de várias maneiras. Por exemplo, mantendo os animais próximos a regiões domiciliares tendo como consegüência uma subestimativa das áreas de vida, ou mantendo os vizinhos presos às armadilhas fazendo com que os animais transitem livremente em áreas normalmente fora de seus domínios, tendo como consequência uma superestimativa das áreas de vida (STICKEL, 1968). Os indivíduos podem, ainda, ajustar suas áreas devido à proteção e/ou alimento facilmente encontrado nas armadilhas, seguindo as linhas de armadilhas (os animais nem sempre caminham em linha reta) e, como consequência, levar a uma subestimativa significativa de suas áreas de vida (DAVIS, 1953; STICKEL, 1954, 1968). Adicionalmente, há também dúvidas a respeito da distância que os animais percorrem além das linhas de armadilhas. MOHR & STUMPF (1966) citam que acrescentando-se metade da distância existente entre as armadilhas ao redor das localizações obtidas, aumenta-se a chance do valor de área de vida obtido estar próximo do valor real. Outro fator a ser considerado, é que as áreas de vida raramente apresentam um desenho geométrico conveniente (são geralmente amebóides). Por isso, a área de vida de um animal não necessariamente coincide com a distribuição das armadilhas (HAYNE, 1950). O espaçamento entre as armadilhas também influencia o tamanho das áreas obtidas. Em estudos onde utilizaram-se armadilhas muito próximas umas das outras, a área de vida teve seu valor subestimado. No entanto, quando as armadilhas são amplamente espaçadas, pode haver uma superestimativa deste parâmetro (STICKEL, 1954). Além disso, há o problema da linearidade; não se pode estimar áreas onde os pontos de captura se dispõem em linha reta. Este problema pode ser resolvido aumentando o espaçamento entre as armadilhas. No presente estudo, o espaçamento utilizado foi de 12 metros, embora haja um espaçamento certamente mais adequado para cada espécie (HAYNE, 1950; MOHR & STUMPF, 1966; TEW et al., 1994).

O tamanho da amostra (n) também é extremamente importante para se obter um resultado acurado da área de vida (STICKEL, 1954; JENNRICH &

TURNER, 1969; SCHOENER, 1981; SWIHART & SLADE, 1985). Os métodos de observação direta e radiotelemetria têm sido considerados superiores quando comparados ao método de capturas levando-se em conta o tamanho das amostras (ADAMS & DAVIS, 1967; SWIHART & SLADE, 1985), pois a estimativa das áreas de vida, utilizando-se um pequeno número amostral, pode induzir a erro, visto que poucas localizações podem aumentar a variância e, conseqüentemente, afetar o valor da estimativa (JONES, 1983). A suficiência das capturas pode ser avaliada quando o tamanho da área de vida não aumenta com capturas sucessivas e torna-se "estável". No entanto, isso pode não ser adequado pois resultados semelhantes podem ser encontrados devido à própria mecânica do método de capturas (HAYNE, 1949).

Visando solucionar alguns dos problemas citados acima foi utilizado o sistema de amostragem de gradeado para obter informações a respeito do uso do espaço na área estudada. Não se sabe se o padrão de amostragem do tipo gradeado também altera a área de vida dos animais, visto que as armadilhas estão dispostas em quatro direções (MOHR & STUMPF, 1966), nem o quanto as armadilhas interferem nas atividades normais dos indivíduos (STICKEL, 1968). No entanto, há evidências de que as áreas reveladas pelos gradeados de armadilhas são significativamente relacionadas com a área de vida natural (HAYNE, 1949). Como exposto acima, existem muitos problemas em se relacionar as informações obtidas num gradeado de armadilhas com as áreas de vida dos indivíduos. Os pequenos mamíferos, porém, são difíceis de serem observados diretamente por um período de tempo considerável. Raramente podemos seguir suas pegadas e "sinais" individuais são difíceis de se reconhecer, pois são animais relativamente abundantes. As armadilhas são, portanto, uma forte ferramenta para ser usada

nas investigações (HAYNE, 1949; STICKEL, 1968).

5.2.2. Métodos de Análise

Há uma vasta metodologia disponível para medir áreas de vida (HAYNE, 1949; DAVIS, 1953; STICKEL, 1954; JENNRICH & TURNER, 1969; BURGE & JORGENSEN, 1973; VAN WINKLE, 1975; KOEPPL et al., 1977; SOUTHWOOD, 1978; FORD & KRUMME, 1979; DIXON & CHAPMAN, 1980; ANDERSON, 1982; SAMUEL & GARTON; 1985; WORTON, 1987, 1989; BOULANGER & WHITE, 1990; SWIHART, 1992; SLADE & RUSSEL, 1998). Os modelos de área de vida descritos originaram-se a partir do interesse de se conhecer o tamanho e a forma das áreas de atividade dos indivíduos e de tentar compreender os efeitos de fatores ambientais e demográficos sobre esta medida. O objetivo principal desses modelos é fornecer técnicas estatísticas que encorajem extrapolações, além da estimativa da área em si, e permitam avaliações de como os movimentos dos animais são afetados por variáveis físicas e biológicas (SANDERSON, 1966). Os modelos diferem, basicamente, quanto à definição de área de vida empregada e na escolha das características do hábitat e do comportamento dos indivíduos que são relevantes (VAN WINKLE, 1975).

Como o objetivo deste trabalho consiste em estudar o uso de áreas específicas amostradas dentro do gradeado e também comparar os movimentos dos animais de acordo com categorias predefinidas (classe etária, sexo, hábitat e estação do ano), utilizou-se tanto estimativas de tamanho e localização das áreas de vida, como também índices de movimento. De acordo com SLADE & RUSSEL (1998), índices de movimento são preferíveis aos estimadores de área quando se

deseja comparações entre categorias de indivíduos. Estimativas de área são aplicáveis quando o intuito é padronizar as atividades em regiões específicas da área amostrada. As medidas lineares (índices de movimento), ou de área utilizadas para estimar o tamanho das áreas de vida, assumem que os indivíduos utilizam o espaço de maneira uniforme. Contudo, provou-se que o centro da área de vida é mais utilizado do que a periferia (MYTON, 1974). O uso desigual do espaço passou, então, a ser definido não só pelo conceito de centro de atividade descrito por HAYNE (1949), mas pela função probabilística de densidade, definida por CALHOUN & CASBY (1958) e JORGENSEN & TANNER (1963). A partir daí, a análise do padrão de uso espacial passou a exigir medidas de tendências centrais para se descrever o uso da área de vida quantitativamente (LAIR, 1987).

5.2.2.1. Índices de Distância

Qualquer medida de área de vida permite a comparação entre grupos de indivíduos. Contudo, como os dados deste estudo foram obtidos através da técnica de capturas, o número de recapturas conseguido por indivíduo foi, geralmente, baixo. Portanto, o uso de medidas lineares (distâncias) apresenta grande vantagem em relação aos estimadores de áreas, já que podem ser utilizadas com dados de animais com pelo menos 2 capturas em curtos períodos de tempo (SLADE & SWIHART, 1983; SLADE & RUSSEL, 1998). Além disso, o uso dessas medidas possui uma série de vantagens que tornaram seu uso imprescindível neste trabalho: são simples de calcular, livres de premissas a respeito da distribuição dos pontos de captura, podem ser somados para estimar a média de uma categoria, e são facilmente adaptáveis para comparações entre

classes de indivíduos (SLADE & SWIHART, 1983; SLADE & RUSSEL, 1998). Preferiu-se, também, utilizar modelos não-estatísticos (ou índices) para calcular as áreas de vida, visto que não assumem independência dos dados (SWIHART & SLADE, 1985). Apesar destes índices não estimarem a área, o tamanho das áreas de vida estão correlacionados com medidas que caracterizam as mesmas (SLADE & RUSSEL, 1998). Foi, então, utilizado um índice de medida linear para se estimar a distância percorrida pelos animais estudados:

• distância média entre pontos de captura sucessivos. Este índice foi escolhido porque previne que os resultados sejam desviados de acordo com um ponto original de captura aberrante, como no caso da distância máxima entre dois pontos de captura, e diminui as distorções devido a mudanças na área de vida. Além disso, os valores obtidos podem representar o índice médio da espécie ou da população estudada (DAVIS, 1953; SLADE & SWIHART, 1983).

5.2.2.2. Estimadores de Área

Existem dois grupos de métodos para avaliar as áreas de vida: os métodos não-estatísticos e os modelos estatísticos. Estes últimos assumem uma distribuição probabilística dos valores. Dentre os modelos estatísticos, aqueles que estimam a Distribuição de Utilização – proporção específica da área de utilização total - são considerados superiores aos que assumem uma distribuição univariada (que só considera a posição do animal em relação ao centro de atividade) ou bivariada (que leva também em conta a direção dos indivíduos, mas a restringem), pois fornecem informação não só a respeito do tamanho e da forma da área de vida, como também sobre a maneira como os animais fazem uso do

espaço (VAN WINKLE, 1975; ANDERSON, 1982; SAMUEL & GARTON, 1985). Estes modelos de Distribuição de Utilização, no entanto, não foram utilizados no presente estudo pois, além de requerem muitas recapturas por indivíduo (SLADE & SWIHART, 1983), poderiam gerar estimativas distorcidas obscurecendo a realidade do fenômeno biológico quando as premissas da forma e da distribuição das áreas de vida são violadas. Preferiu-se, então, utilizar um método não-estatístico para estimar as áreas de vida dos indivíduos amostrados: o método do Mínimo Polígono Convexo.

• O método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) é um dos mais simplificados para estimativas da área de vida e se baseia em desenhar o menor polígono convexo no qual estejam contidos todos os pontos de captura do indivíduo em estudo, ou seja, uma linha poligonal é traçada entre todos os pontos de captura formando apenas ângulos internos obtusos. Este método assume que a forma das áreas de vida se assemelha a polígonos convexos, uma suposição não muito conveniente (ANDERSON, 1982). Apesar disso, e de ser dependente do tamanho amostral e, ocasionalmente, incluir áreas que o animal não utiliza (HARVEY & HARBOUR, 1965), este índice foi escolhido pois é graficamente simples e apresenta uma boa estabilidade estatística, isto é, a variância relativa é pequena, além de conter informações úteis a respeito da dispersão das localizações (SWIHART, 1992). O método já foi utilizado em vários trabalhos permitindo comparações (JENNRICH & TURNER, 1969; BERGALLO, 1995).

5.2.3. Análise dos Dados

Somente as espécies com número de captura e recaptura superior a 70

foram consideradas. Aquelas com número inferior não foram consideradas com tamanho amostral suficiente para serem analisadas. Mesmo as espécies mais abundantes (n > 70) apresentaram problemas devido ao pequeno tamanho amostral das categorias estudadas. Entre as espécies consideradas encontramse: *Thrichomys apereoides* (n = 214), *Oryzomys megacephalus* (n = 159), *Bolomys lasiurus* (n = 131) e *Proechimys roberti* (n = 75).

As estimativas das áreas de vida dos indivíduos de cada espécie, com no mínimo cinco capturas (FERNANDEZ et al., 1996; PIRES & FERNANDEZ, 1999), foram calculadas utilizando-se o programa HOME RANGE (LEBAN, 1990) e TRACKER (CAMPONOTUS, 1994), considerando o método do Mínimo Polígono Convexo (MPC). Através do programa TRACKER foi possível observar a ocorrência de sobreposição entre as áreas estimadas utilizando indivíduos capturados pelo menos três vezes durante o período de estudo. Os centros de atividade dos indivíduos com, no mínimo, duas capturas foram calculados através da média aritmética dos eixos do gradeado. O centro de atividade da população foi calculado através da média aritmética dos centros de atividade dos indivíduos. As médias das distâncias entre pontos de capturas sucessivos foram utilizadas para avaliar as distâncias percorridas pelos indivíduos no gradeado durante e entre as avaliações. Este índice foi calculado utilizando os programas HOME RANGE e TRACKER citados anteriormente. Calculou-se. adicionalmente. as distâncias de deslocamento dos centros de atividade dos indivíduos e da população. A partir das distâncias encontradas entre centros de atividade consecutivos foi possível obter a direção e o ângulo de deslocamento dos indivíduos e da população dentro do gradeado.

A significância dos padrões direcionais de deslocamento dos centros de

atividades dos indivíduos e da população foram avaliadas pelo teste de Rayleigh (ZAR, 1996) via a equação

$$r = \sqrt{X^2 + Y^2}$$

onde $X = 1/n \sum sen \theta_i$, sendo $sen \theta_i$ os senos dos ângulos obtidos pela resultante do deslocamento em relação ao eixo mais longo do gradeado - que coincide com a orientação da mata de galeria - e $Y = 1/n \sum cos \theta_i$, sendo $cos \theta_i$ os co-senos dos ângulos obtidos e r a resultante média dos deslocamentos dos centros de atividade e constitui uma expressão da variância do conjunto de ângulos obtidos. O ângulo médio (a) foi calculado através do sen a = Y / r e cos a = X / r. A equação

$$z = n \times r^2$$

evidencia o tamanho razoável da amostra para indicar, com confiança, uma distribuição não-uniforme da população. A significância de z é interpretada como um movimento direcional significativo do conjunto de indivíduos observados, sugerindo um padrão direcional de deslocamentos. Este teste foi utilizado pois apesar do gradeado ser retangular (não haveria a mesma probabilidade de deslocamento em todas as direções), os indivíduos das diferentes espécies deslocaram-se em todas as direções ao longo dos hábitats selecionados. Os deslocamentos foram independentes da configuração do gradeado dado que acompanharam as características da vegetação. Como o gradeado abrangeu amostras significativas dos diferentes hábitats presentes na região, neste caso o teste circular passa a ser válido.

As estimativas das áreas de vida, o número de sobreposição entre estas áreas, as distâncias percorridas, e a direção dos deslocamentos dos indivíduos

foram utilizadas para avaliar os possíveis efeitos das perturbações resultantes da redução direcional dos hábitats disponíveis para cada espécie. Além das comparações entre os períodos de amostragem, os dados foram agrupados em trimestres e comparados entre si para averiguar possíveis mudanças. Como o Cerrado é um ambiente que apresenta duas estações anuais bem demarcadas (período das chuvas e período seco), foram comparados os dados obtidos entre esses períodos. Foram ainda realizadas comparações entre categorias de indivíduos de sexo e classe etária diferentes, por espécie, com o intuito de avaliar a ocorrência de diferenças significativas entre o tamanho das áreas de vida e as distâncias percorridas por indivíduos de sexo e classe etária distintos ao longo do período estudado.

As amostras, dadas suas independências e não-pareamento, foram comparadas através do teste não-paramétrico de Mann-Whitney (*U*) pois, mesmo quando os dados apresentaram distribuição normal e variância semelhante, os tamanhos amostrais eram diferentes e não proporcionais entre as categorias e os períodos estudados, além de serem geralmente pequenos demais para que um teste paramétrico fosse aplicado (ZAR, 1996). As amostras foram também comparadas através de análises de variância (one way ANOVA), aplicando-se a versão não-paramétrica do teste Kruskal-Wallis. A ANOVA two way não foi utilizada na comparação entre dados de indivíduos de sexo e classe diferentes pois não apresenta uma versão não-paramétrica, reduzindo sua aplicabilidade e robustez. Optou-se, portanto, por analisar estes dados separadamente através dos testes já citados (ZAR, 1996). Quando o tamanho das amostras foi inferior a *n* = 3, os testes não foram aplicados. As análises estatísticas foram realizadas via o programa SIGMASTAT (JANDEL CORPORATION, 1995) e os gráficos foram

confeccionados via o programa STATISTICA (STATSOFT, 1995).

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1. Áreas de vida

5.3.1.1. Thrichomys apereoides

Foram capturados 36 indivíduos desta espécie durante os 12 períodos de amostragem (Tabela 9). Obteve-se um número médio de 5,9 capturas por indivíduo (um número relativamente baixo para estudos de área de vida). Dentre os 36 indivíduos capturados foi possível calcular o tamanho das áreas de vida para 16 deles, sendo o número médio de capturas por indivíduo de 11,2. O tamanho da área de vida destes indivíduos variou de 216 m² até 6192 m² (Tabela 10).

Quanto ao sexo, não foram observadas diferenças significativas entre o tamanho das áreas dos machos (mediana = 1008 m^2) (n = 7) e das fêmeas (mediana = 648 m^2) (n = 9) (U; P = 0,169), embora a mediana das estimativas das áreas de vida dos indivíduos machos tenha sido 1,6 vezes superior à das fêmeas. Entre as classes etárias dos adultos (mediana = 648 m^2) (n = 7) e subadultos (mediana = 792 m^2) (n = 8), a diferença encontrada entre as estimativas também não foi significativa (U; P = 0,694). Porém, os indivíduos subadultos apresentaram maior dispersão nas medidas em relação aos adultos. Os dados relativos aos indivíduos jovens não foram analisados devido ao pequeno tamanho da amostra (n = 2). (Figura 53).

Tabela 9. Número de indivíduos capturados de *T. apereoides* ao longo do ano de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura.

	JOVEM (até 90g)	SUBADULTO (90-180g)	ADULTO (180-300g)
MACHOS (21)	04	09	11
FÊMEAS (14)	04	05	10
TOTAL (36)	08	11	17

Tabela 10. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de *T. apereoides* capturados e recapturados pelo menos cinco vezes.

Estimativas das áreas de	Número de captura total
vida em m²	
216	7
360	8
360	14
576	16
576	8
648	17
648	11
720	9
720	5
864	10
864	5
1008	19
1008	14
1152	8
1224	13
6192	15

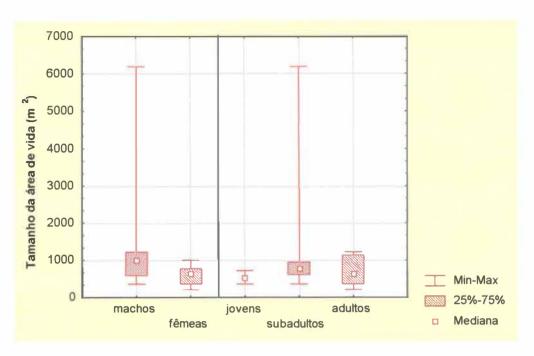


Figura 53. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *T. apereoides* capturados durante o período total de estudo divididos por sexo e classe etária.

Na análise temporal, somente os dados referentes aos dois primeiros trimestres puderam ser utilizados (n = 5 e 7), visto que durante os períodos de amostragem isoladamente, e ao longo do segundo semestre de amostragem, não foi capturado um número suficiente de indivíduos para análise. Os dados referentes às duas estações do ano também não foram avaliados pois apenas uma estimativa de área de vida foi obtida durante a estação seca (216 m²). O tamanho mediano das áreas de vida dos indivíduos amostrados ao longo de um ano manteve-se dentro de um limite não muito variável entre os períodos analisados (mediana = 648 m²; n = 5 e 432 m²; n = 7, do primeiro para o segundo trimestre) (U; P = 0,755) (Figura 54).

Não foi encontrada diferença significativa (K-W; P = 0,253) (Figura 55) entre o tamanho das áreas de vida mensais (n = 10) (mediana = 612 m²), trimestrais (n = 12) (mediana = 540 m²) e sazonais (n = 10) (mediana = 864 m²),

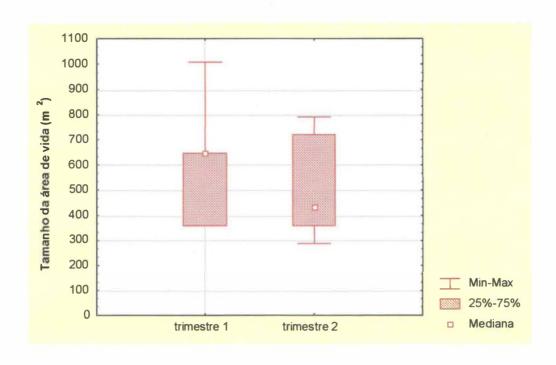


Figura 54. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *T. aper*eoides capturados durante o primeiro e o segundo trimestre de avaliação.

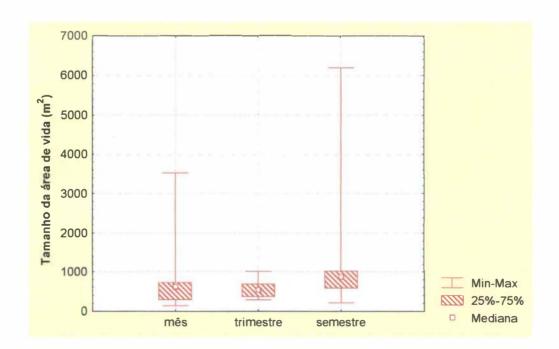


Figura 55. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *T. apereoides* capturados durante os meses, trimestres e as estações do ano.

indicando que o tamanho das áreas permaneceu estável durante o período estudado.

Apesar do tamanho das áreas de vida dos indivíduos capturados não ter variado de maneira significativa ao longo do ano, elas apresentaram diferentes padrões de configuração dentro do gradeado, ocorrendo sobreposições em cada período definido. As sobreposições ocorreram nos meses de Dezembro/96 e Janeiro/97, ou seja, quando a densidade de indivíduos foi também maior (Figura 56 a e b), tanto entre machos como também entre machos e fêmeas, e entre as classes etárias dos subadultos e adultos. Nos dois primeiros trimestres, onde o n também foi maior, com 6 e 7 indivíduos respectivamente, várias áreas de vida se sobrepuseram. As sobreposições ocorreram entre indivíduos de diferentes classes etárias e ambos os sexos, principalmente entre indivíduos subadultos e adultos (Figuras 56c e 56d). No terceiro trimestre não foi observada sobreposição entre as áreas de vida. Na época chuvosa, onde o número de indivíduos também foi bem mais elevado (n = 10), ocorreram várias sobreposições, entre todas as classes etárias e ambos os sexos, com exceção de fêmeas adultas (Figura 56e). Não foram capturados indivíduos em número suficiente durante o segundo semestre. Os dados, ao longo das avaliações, evidenciam uma forte relação (r = 0,82; P = 0,001) entre o número de indivíduos presentes no gradeado e a ocorrência de sobreposição entre as suas áreas de vida.

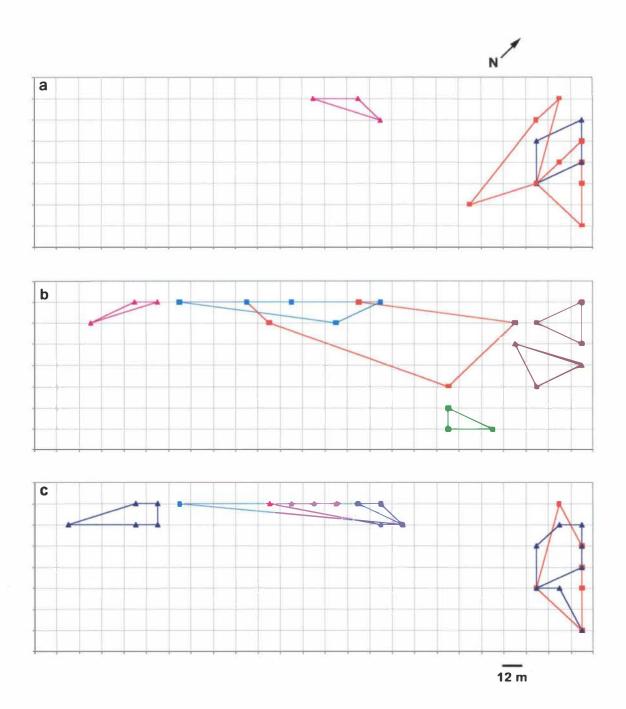


Figura 56. Sobreposição entre as áreas de vida de indivíduos de T. apereoides estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 (n = 4) e (b) Janeiro/97 (n = 6). Áreas trimestrais: (c) 1° trimestre (n = 6) e (d) 2° trimestre (n = 7). Áreas durante a estação chuvosa (e) (n = 11). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo.

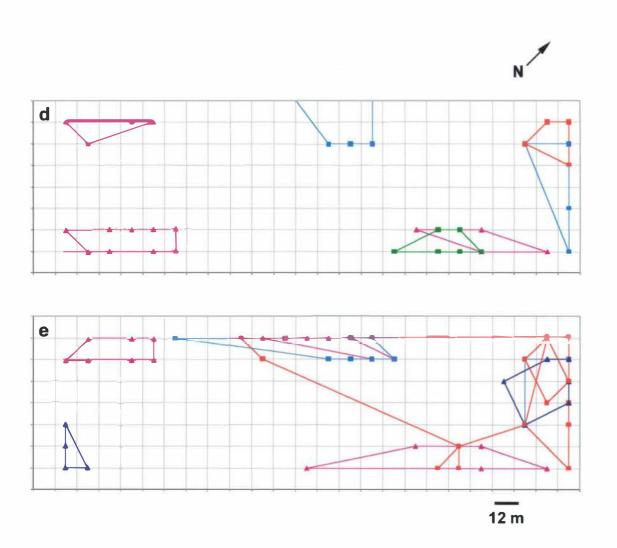


Figura 56. Continuação

5.3.1.2. Oryzomys megacephalus

Foram capturados 32 indivíduos de *Oryzomys megacephalus* durante o período de estudo, obtendo-se um número médio de 5,0 capturas por indivíduo (Tabela 11). Para somente 11 indivíduos foi possível estimar o tamanho das áreas de vida, sendo que o tamanho dessas variou de 216 m² a 5580 m², com um número médio de 10,5 capturas por indivíduo (Tabela 12).

Tabela 11. Número de indivíduos de *O. megacephalus* capturados de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura.

	JOVEM	SUBADULTO	ADULTO
	(até 30g)	(30-55g)	(55-80g)
MACHO (19)	07	10	05
FÊMEA (13)	04	07	03
TOTAL (32)	11	14	07

Tabela 12. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de *O. megacephalus* capturados e recapturados pelo menos cinco vezes.

Estimativas das áreas de	Número de captura total
vida em m²	
216	6
468	7
504	6
576	6
720	7
900	5
1008	13
1008	7
1512	22
3672	17
5580	20

Quanto ao sexo e às classes etárias, não foram observadas diferenças significativas entre o tamanho das áreas dos machos (mediana = 720 m^2) (n = 7) e das fêmeas (mediana = 1008 m^2) (n = 4) (U; P = 0,571) e nem entre os adultos (mediana = 954 m^2) (n = 4) e subadultos (mediana = 576 m^2) (n = 7) (u; P = 0,508) (Figura 57). Não foi possível estimar as áreas de vida para os indivíduos jovens devido ao pequeno número de recapturas obtido para esta categoria. Os subadultos, assim como na espécie T. apereoides, também apresentaram maior dispersão nas medidas quando comparado aos adultos.

O tamanho mediano das áreas de vida ao longo dos meses amostrados (mediana = 360 m^2 ; 576 m^2 ; 576 m^2 , do primeiro ao último período analisado) (n =3, 3 e 3, respectivamente) não se modificou significativamente (K-W; P = 0,787) (Figura 58), assim como o tamanho mediano das áreas entre o primeiro (n = 4, mediana = 954 m²) e o segundo trimestre de amostragem (n = 4, 1.836 m²) (U; P = 0,312) (Figura 59), apesar do valor mediano encontrado durante o segundo trimestre ter sido 1,9 vezes superior ao obtido no primeiro. Não foram obtidos dados referentes aos demais trimestres. Os dados obtidos por estação do ano não puderam ser analisados pois apenas um indivíduo foi capturado por mais de três meses consecutivos (5580 m²). Observando os dados agrupados mensalmente e trimestralmente, nota-se que a diferença entre estes períodos foi significativa (U; P = 0,034). As áreas de vida com os dados agrupados trimestralmente (mediana = 1.188 m²) são maiores do que os agrupados mensalmente (mediana = 576 m²) (Figura 60). A ocorrência de mudanças nos centros de atividades dos indivíduos (n = 5; mediana da distância entre centros = 44,47 m) entre os períodos de amostragem (Figura 61), é uma evidência de que as áreas são realmente maiores e não apenas artefato do tamanho da amostra.

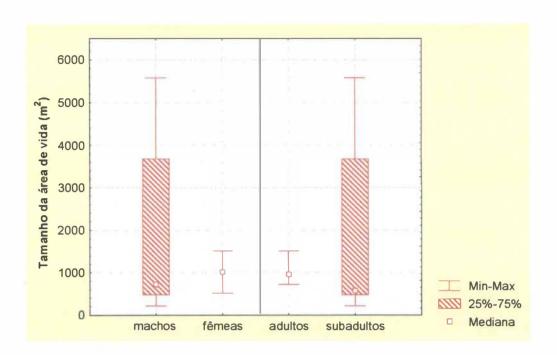


Figura 57. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *O. megacephalus* capturados durante o período total de estudo divididos por sexo e classe etária.

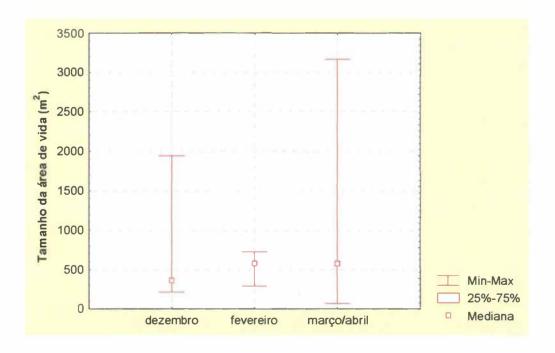


Figura 58. Tamanho das áreas de vida dos indivíduos de *O. megacephalus* capturados durante cada período de avaliação.

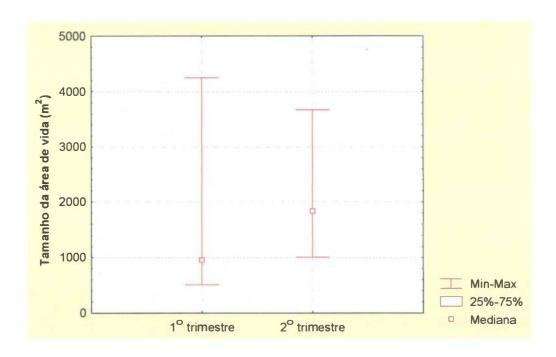


Figura 59. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *O. megacephalus* capturados durante o primeiro e o segundo trimestre de avaliação.

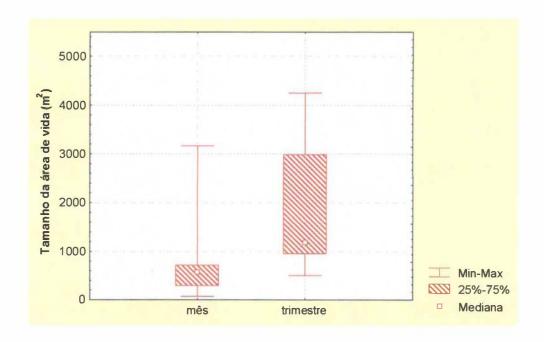


Figura 60. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *O. megacephalus* capturados durante os períodos de avaliação e durante os trimestres.

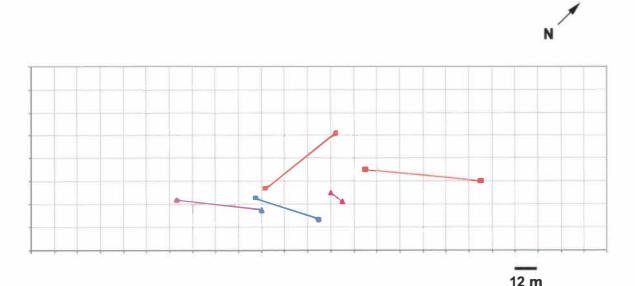


Figura 61. Resultante da distância percorrida pelos indivíduos (n=5) de O. megacephalus entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo.

Através das configurações das áreas de vida de indivíduos capturados em cada período (Figura 62) foi observado que nas avaliações onde há um número maior de indivíduos presentes, as áreas de vida apresentaram grande sobreposição (r = 0,87; P < 0,050), da mesma maneira como observado para *T. apereoides*. Tanto machos e fêmeas quanto indivíduos pertencentes às diferentes classes etárias reconhecidas apresentaram sobreposição. A maioria das sobreposições ocorreu entre fêmeas adultas e subadultas e machos subadultos.

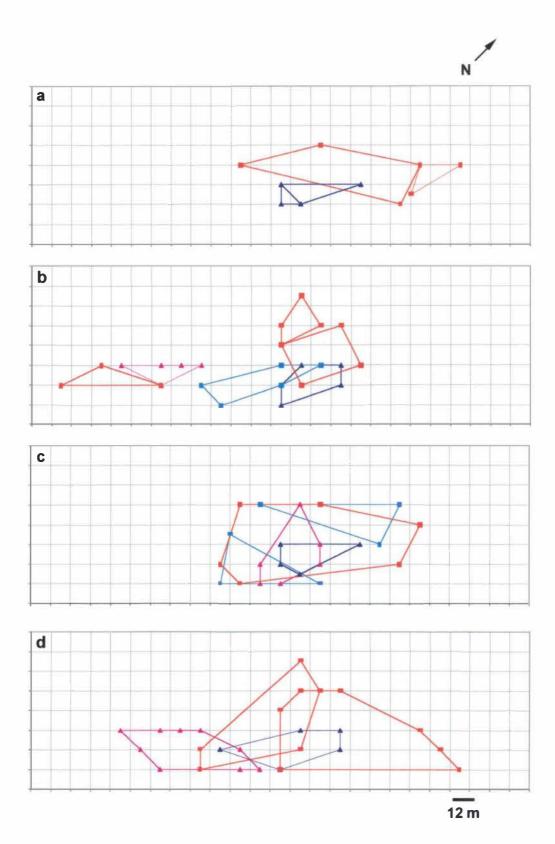


Figura 62. Sobreposição entre as áreas de vida de indivíduos de *O. megacephalus* estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 (n=4) e (b) Fevereiro/97 (n=6). Áreas trimestrais: (c) 1° trimestre (n=5) e (d) 2° trimestre (n=4). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo.

5.3.1.3. Bolomys lasiurus

Foram capturados 31 indivíduos desta espécie (Tabela 13). No entanto, somente foi possível obter estimativas do tamanho da área de vida para 9 destes. O tamanho da área de vida estimado foi de 144 m² a 4392 m² com um número médio de 9,6 capturas por indivíduo (Tabela 14).

Quanto ao sexo e às classes etárias, não foram observadas diferenças significativas entre o tamanho das áreas dos machos (mediana = 1656 m^2) (n = 4) e das fêmeas (mediana = 720 m^2) (n = 5) (U; P = 0,806) (Figura 63), embora os machos tenham apresentado um valor mediano de área de vida 2,3 vezes superior ao das fêmeas. Não foi possível comparar os dados entre as classes etárias, pois somente os indivíduos adultos (n = 7) (mediana = 2520m^2) apresentaram um número de recapturas suficiente para que suas áreas de vida fossem estimadas e analisadas estatisticamente.

Os dados das estimativas não foram analisados dentro de cada período escolhido (meses, trimestres e semestres) devido ao pequeno tamanho das amostras. No entanto, a análise entre os dados obtidos mensalmente (mediana = 792) (n = 11) e trimestralmente (mediana = 3600) (n = 3) apresentaram diferenças significativas (U; P = 0,036) (Figura 64). Os dados obtidos por estação do ano também não foram analisados pois apenas dois indivíduos foram capturados por mais de três meses consecutivos (2520 e 4392 m²). As mudanças nas posições dos centros de atividade dos indivíduos capturados (n = 4, mediana da distância entre centros = 124 m) constituem fortes evidências de deslocamento das áreas entre períodos de avaliação (Figura 65).

Tabela 13. Número de indivíduos de *B. lasiurus* capturados de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha separa os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura.

	JOVEM (até 20g)	SUBADULTO (20-45a)	ADULTO (45-70a)
MACHO (18)	05	06	08
FÊMEA (13)	03	01	09
TOTAL (31)	08	07	16

Tabela 14. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de *B. lasiurus* capturados e recapturados pelo menos cinco vezes.

Estimativas das áreas de	Número de captura total
vida em m²	
144	6
288	5
432	7
720	7
792	6
2520	10
3456	13
3888	15
4392	17

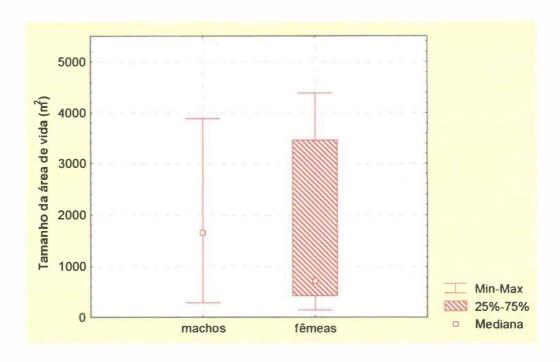


Figura 63. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *B. lasiurus* capturados durante o período total de estudo divididos por sexo.

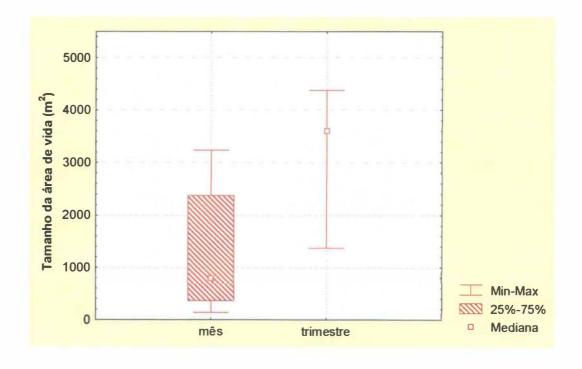


Figura 64. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *B. lasiurus* capturados durante os períodos de avaliação e durante os trimestres.

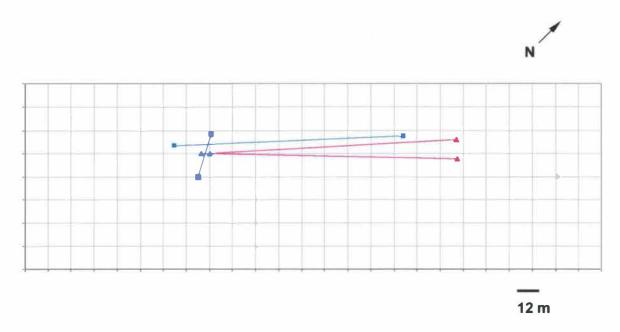


Figura 65. Resultante da distância percorrida pelos indivíduos (*n* = 4) de *B. lasiurus* entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo.

Analisando-se as configurações das áreas de vida ao longo dos períodos de avaliação, observa-se a ocorrência de sobreposição entre as áreas dos indivíduos presentes no gradeado (Figura 66a - e). As sobreposições ocorreram entre indivíduos de ambos os sexos e classes etárias. Porém, o maior número ocorreu entre fêmeas e machos adultos. Como o tamanho das amostras para cada período analisado foi pequeno, não foi possível confirmar se a densidade influenciou a disposição das áreas de vida encontradas para esta espécie.

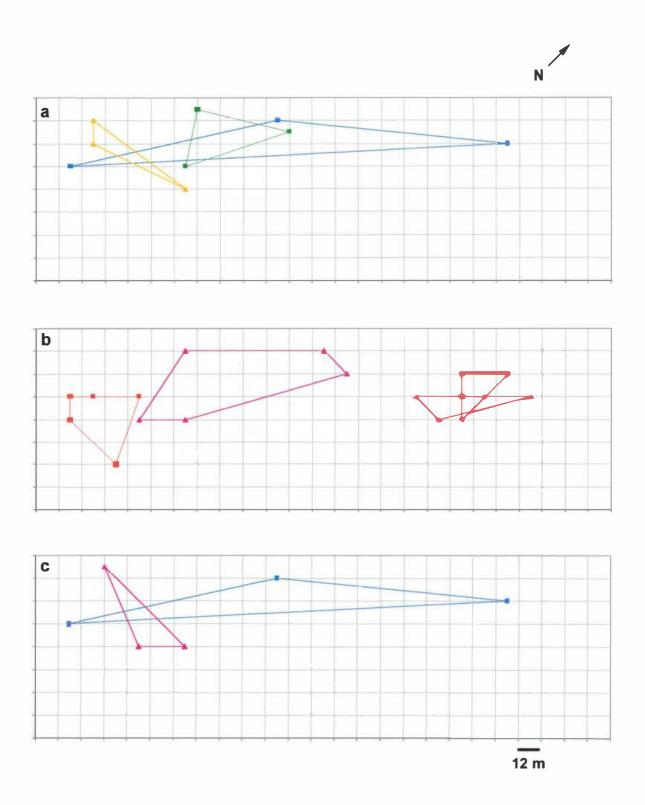


Figura 66. Sobreposição entre as áreas de vida estimadas para alguns indivíduos de B. lasiurus em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Dezembro/96 (n=3) e (b) Janeiro/97 (n=4). Áreas trimestrais: (c) 1° trimestre (n=2) e (d) 2° trimestre (n=3). Áreas durante a estação chuvosa: (e) (n=2). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo.

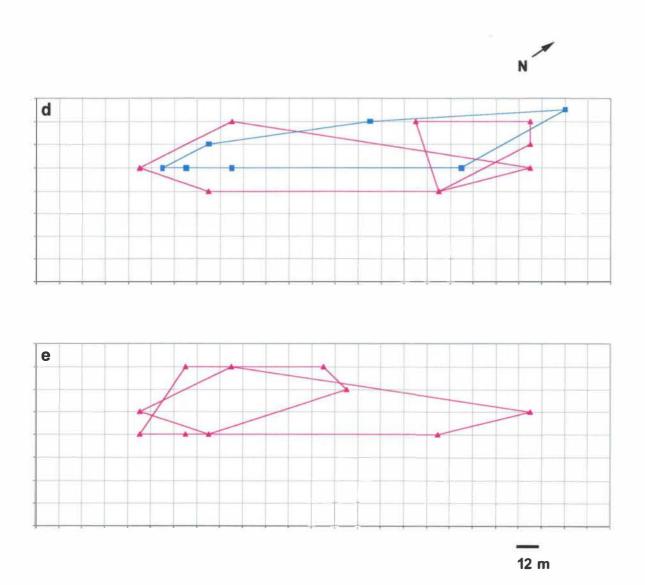


Figura 66. Continuação

5.3.1.4. Proechimys roberti

Foram capturados 16 indivíduos de *Proechimys roberti* durante o período de amostragem, sendo o número médio de 4,7 capturas por indivíduo (Tabela 15). Foi possível estimar a área de vida para somente 4 indivíduos, os quais apresentaram um número médio de 13 capturas. As estimativas das áreas de vida variaram de 216 m² a 2520 m² (Tabela 16).

Tabela 15. Número de indivíduos capturados de *P. roberti* de acordo com o sexo e as classes etárias. A última linha lista os indivíduos de acordo com a sua categoria na primeira captura.

	JOVEM (até 100g)	SUBADULTO (100-200g)	ADULTO (mais de 200g)
MACHO (8)	04	02	03
FÊMEA (8)	02	04	02
TOTAL (16)	06	05	05

Tabela 16. Valor das áreas de vida estimadas para os indivíduos de *P. roberti* capturados e recapturados pelo menos cinco vezes.

Estimativas das áreas de	Número de captura total	
vida em m²		
216	8	
936	8	
1944	16	
2520	20	

Não foi possível comparar os dados entre os sexos e as classes etárias, pois somente quatro indivíduos apresentaram um número de recapturas suficiente para que suas áreas de vida fossem estimadas.

Os dados das estimativas não foram analisados dentro de cada período escolhido (meses, trimestres e semestres) devido ao pequeno tamanho das amostras. No entanto, a análise entre os dados obtidos mensalmente (mediana = 1080) (n = 4) e trimestralmente (mediana = 1296) (n = 6) não apresentaram diferenças significativas (U; P = 0,749) (Figura 67). Somente dois indivíduos foram capturados por mais de três períodos consecutivos, não sendo possível maiores inferências (1944 e 2520 m²). Considerando os centros de atividade dos indivíduos capturados em cada período de avaliação é possível evidenciar uma variação na posição destes centros ao longo do período de estudo (n = 4, mediana da distância entre centros = 34,66 m) (Figura 68), sendo um indício de que as áreas de vida tenham variado devido à mudanças nos centros de atividade desses indivíduos

As configurações das áreas de vida dos indivíduos presentes no gradeado durante cada período analisado estão ilustradas na Figura 69a - d. As sobreposições observadas ocorreram apenas entre dois indivíduos: um macho subadulto e uma fêmea adulta. Os outros três indivíduos não apresentaram sobreposição entre suas áreas de vida.

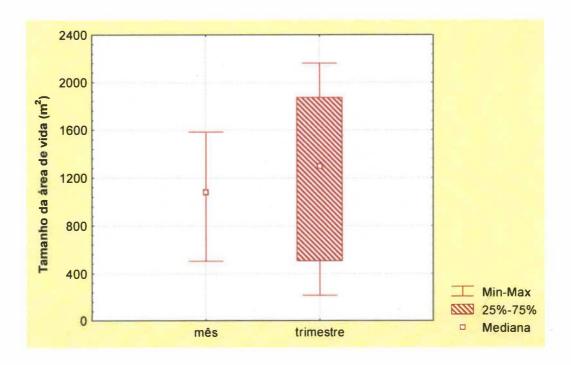


Figura 67. Tamanho das áreas de vida de indivíduos de *P. roberti* capturados durante os períodos de avaliação e durante os trimestres.

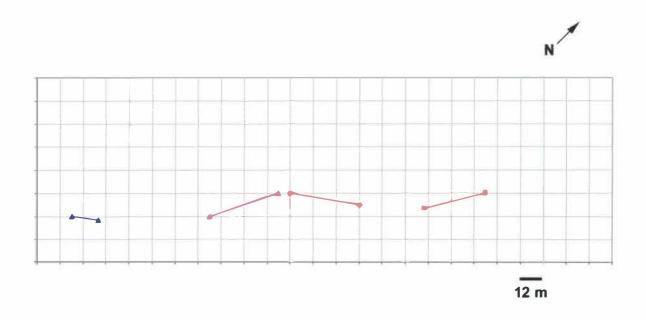


Figura 68. Resultante da distância percorrida pelos indivíduos de (n = 4) *P. roberti* entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo.

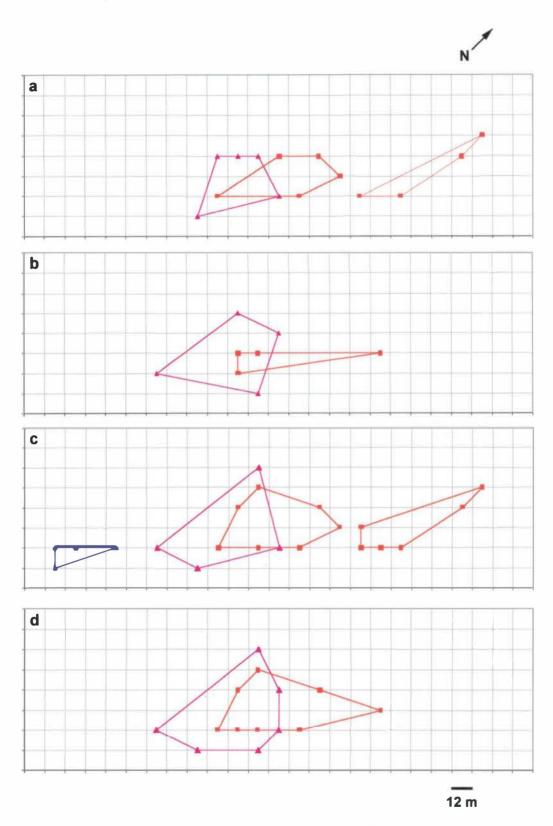


Figura 69: Sobreposição entre as áreas de vida de *P. roberti* estimadas em cada período analisado. Áreas mensais: (a) Fevereiro/97 (n = 3). Áreas trimestrais: (b) 1° trimestre (n = 2) e (c) 2° trimestre (n = 4). Áreas durante a estação chuvosa (n = 2). Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos – quadrado azul claro; machos subadultos – quadrado vermelho; machos jovens – quadrado verde; fêmeas adultas – triângulo lilás; fêmeas subadultas – triângulo azul marinho e fêmeas jovens – triângulo amarelo.

5.3.2. Padrões de deslocamento

5.3.2.1. Thrichomys apereoides

Visando avaliar possíveis modificações no padrão de deslocamento dos indivíduos ao longo do ano, foram analisadas as distâncias médias entre pontos de captura sucessivos. As distâncias médias percorridas por indivíduos de T. apereoides entre pontos de captura sucessivos durante o período de estudo variaram de 0 a 216,33 m (n=24). Os machos, apesar dos grandes deslocamentos (até 216,33 m), apresentaram uma distância média (n=14) (mediana = 25,54 m) semelhante à das fêmeas (n=10) (mediana = 27,76 m) (U; P=0,930). O deslocamento dos jovens (n=3) (mediana = 23,66 m), subadultos (n=9) (mediana = 24,25 m) e adultos (n=12) (mediana = 28,78 m) também não mostrou diferenças significativas (K-W; P=0,052) (Figura 70).

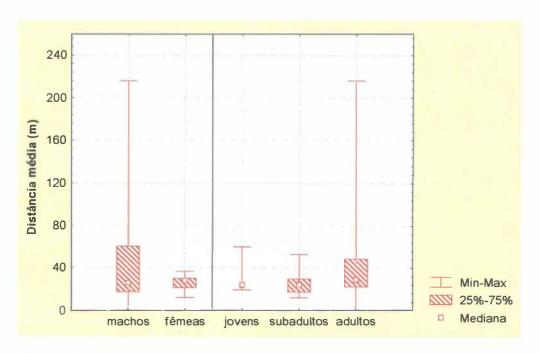


Figura 70. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *T. apereoides* capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classes etárias.

Não foram observadas diferenças significativas entre cada período de avaliação (K-W; P = 0,310) (mediana = 23,66 m; 29,20 m; 27,40 m; 17,47 m; 29,30 m; 24,00 m; 20,26 m e 20,15 m, do primeiro para o último período analisado) (n = 5, 3, 7, 10, 6, 5, 3 e 3 respectivamente) (Figura 71). Os dados agrupados por trimestre (n = 7, mediana = 24,1 m; n = 7, mediana = 25,7 m; n = 4, mediana = 27,1 m, do primeiro para o terceiro trimestre) não evidenciaram, da mesma maneira, diferenças significativas (K-W; P = 0,946) (Figura 72). Entre as estações do ano, a estação chuvosa (n = 12, mediana = 28,51 m) apresentou valores superiores em relação à estação seca (n = 2, mediana = 19,28 m), embora estes dados não tenham sido testados estatisticamente. As distâncias médias percorridas entre cada período analisado não foram diferentes significativamente (K-W; P = 0,345), revelando que o padrão de deslocamento dos indivíduos capturados não se modificou ao longo do período estudado (mediana = 24,0 m mensal, n = 45; 24,1 m trimestral, n = 19; 25,98 m sazonal, n = 14) (Figura 73).

A resultante da distância entre os centros de atividade evidencia esse mesmo padrão. A maioria dos indivíduos apresentou deslocamentos pequenos em relação aos centros de atividade iniciais (n = 13, mediana da distância entre centros = 17,01 m), indicando que permaneceram na mesma área durante o período de estudo (Figura 74).

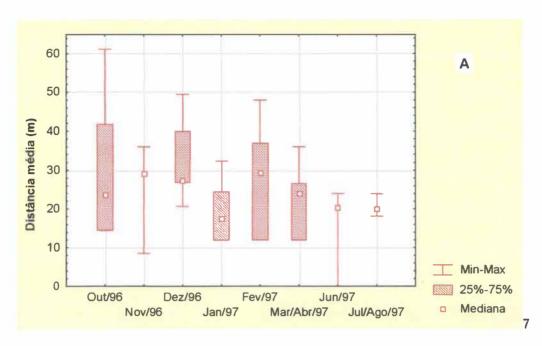


Figura 71. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *T. apereoides* em cada período de avaliação.

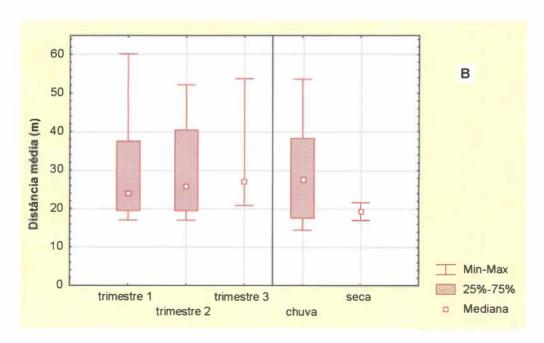


Figura 72. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *T. apereoides* em cada trimestre de avaliação.

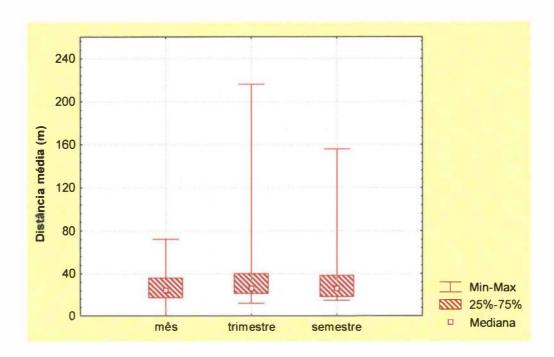


Figura 73. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *T. apereoides* capturados mensalmente, trimestralmente e por estação do ano.

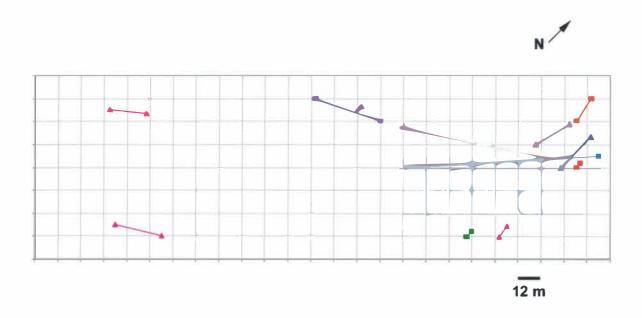


Figura 74. Resultante da distância percorrida por alguns indivíduos (n=13) de T. apereoides entre centros de atividade consecutivos. Os indivíduos foram marcados com cores e símbolos diferentes de acordo com o sexo e a classe etária: machos adultos — quadrado azul claro; machos subadultos — quadrado vermelho; machos jovens — quadrado verde; fêmeas adultas — triângulo lilás; fêmeas subadultas — triângulo azul marinho e fêmeas jovens — triângulo amarelo.

Quanto à direção de deslocamento apresentada pelos indivíduos de T. apereoides entre períodos de avaliação consecutivos, encontrou-se um ângulo médio de 239,30 graus. Os indivíduos, porém, não apresentaram uma direção preferencial de deslocamento (teste de Rayleigh; z = 0.453, $z_{(0.05, 13)} = 2.937$; P > 0,50) (Figura 75a). A análise populacional também não evidenciou uma direção preferencial de deslocamento ao longo dos meses amostrados. O ângulo médio de deslocamento foi de 111,48 graus (z = 0,1297, $z_{(0.05,07)}$ = 2,8; P > 0,50) (Figura 75b). O ângulo médio, considerando os trimestres, foi de 112,58 graus, não tendo sido, no entanto, avaliada a distribuição dos mesmos em consequência do pequeno tamanho da amostra (Figura 75c). Apesar de não haver uma direção preferencial de deslocamento, os ângulos médios apresentados pela população entre os períodos de avaliação (Figura 75b), entre os trimestres (Figura 75c) e entre as diferentes estações do ano (Figura 75d), apresentaram direção contrária à direção de aproximação da água. Levando-se em conta o tamanho dos vetores, percebe-se que os maiores deslocamentos também ocorreram na direção contrária à inundação nos primeiros dois meses de amostragem e nos períodos onde a água já havia alcançado o gradeado, sugerindo a influência deste fenômeno no padrão de disposição espacial de *T. apereoides*.

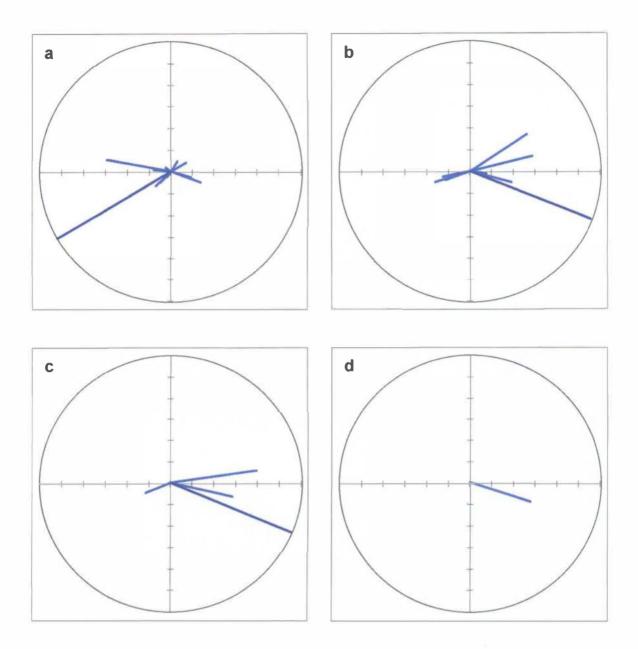


Figura 75. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de *T. apereoides* durante o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b), entre os trimestres (c) e entre as estações do ano (d). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m).

5.3.2.2. Oryzomys megacephalus

A distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de O. megacephalus variou de O a 55,32 m (n=19) ao longo do período de estudo. A distância percorrida foi independente do sexo (U; P=0,342; n=11, mediana=24,06 para os machos e n=8, mediana=23,83 m para as fêmeas) e das classes etárias (K-W; P=0,723; n=3, mediana=36 m; n=12, mediana=24,49 m e n=4, mediana=23,53 m para jovens, subadultos e adultos respectivamente) (Figura 76), apesar dos indivíduos jovens terem apresentado O0 um deslocamento O1,5 vezes O1,5 vezes O2 maior do que o das outras classes etárias.

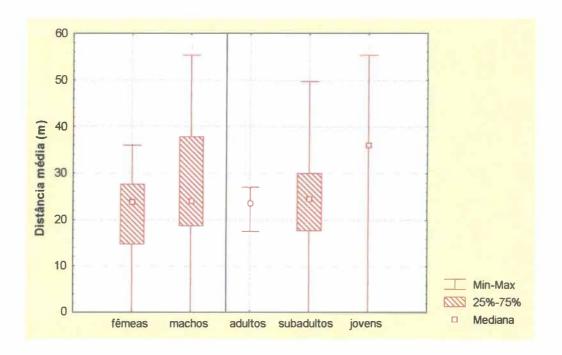
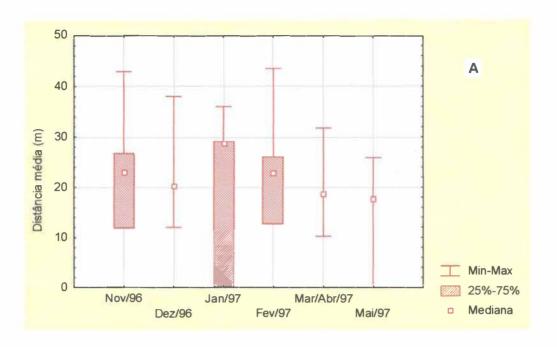


Figura 76. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *O. megacephalus* capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classe etária.

Quanto ao padrão de deslocamento em cada período avaliado, os indivíduos desta espécie não apresentaram diferença significativa na distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos durante cada período de avaliação (K-W; P = 0,935; mediana = 23,09 m 20,26 m; 28,78 m; 22,80 m; 18,75 m; 17,66 m, do primeiro ao último período analisado) (n = 5, 4, 5, 6, 3 = 3,respectivamente) (Figura 77A). As comparações entre os trimestres foram limitadas devido ao tamanho das amostras. No entanto, os indivíduos não evidenciaram mudanças acentuadas nas distâncias percorridas durante o primeiro e o segundo trimestre (n = 7, mediana = 28,22 m e n = 2, mediana = 22,36 m; primeiro segundo trimestre respectivamente), embora não testados estatisticamente (Figura 77B). Não foi possível analisar os dados por estação do ano, pois não foram capturados indivíduos neste período. Comparando os dados agrupados por mês e os dados agrupados por trimestre, não foi evidenciada diferença significativa entre estes períodos (U; P = 0,196; mediana = 23,04 m, n = 28 para os dados mensais e 24,85 m, n = 9 para os trimestrais) (Figura 78).

O ângulo médio de deslocamento obtido para os cinco indivíduos analisados de *O. megacephalus* foi de 88,08 graus, ou seja, deslocaram-se, em média, na direção contrária à inundação. No entanto, devido ao pequeno tamanho da amostra (n = 5), não foi possível avaliar se estes indivíduos deslocaram-se em uma direção preferencial (Figura 79a). A análise da população apresentou um ângulo médio de deslocamento de 35,76 graus, não havendo evidências de movimentos com direção preferencial (z = 1,228, $z_{(0,05,6)} = 2,865$; z = 1,220) (Figura 79b). Entre os trimestres, somente foi possível obter os centros de atividade para a população durante o primeiro e o segundo (Figura 79c).



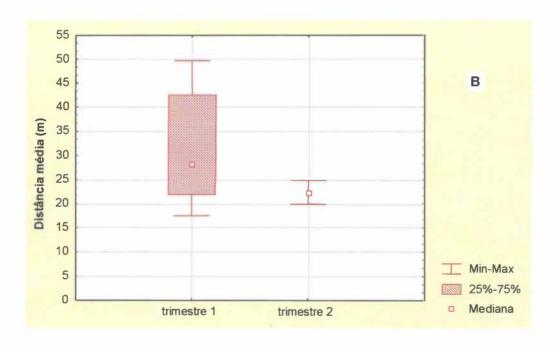


Figura 77. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *O. megacephalus* em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B).

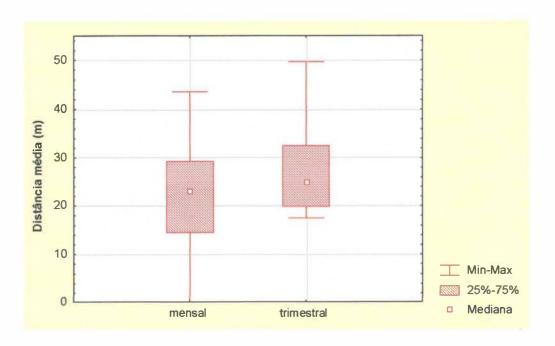


Figura 78. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *O. megacephalus* capturados mensalmente e trimestralmente.

Neste período, os indivíduos de *O. megacephalus* moveram-se 18,95 m em uma direção de 272,9 graus, ou seja, andaram paralelamente à mata de galeria em direção ao Rio Tocantins. Este resultado assemelha-se ao obtido pela população de *T. apereoides*, que também apresentou um deslocamento na direção do alagamento entre os dois primeiros trimestres. No entanto, a população de *T. apereoides* modificou este padrão de deslocamento no semestre seguinte, sugerindo que a resposta desta espécie frente ao processo de inundação foi lenta. Para *O. megacephalus*, porém, não foi possível verificar o padrão de deslocamento após o segundo trimestre de amostragem, pois somente foram capturados indivíduos até o mês de maio.

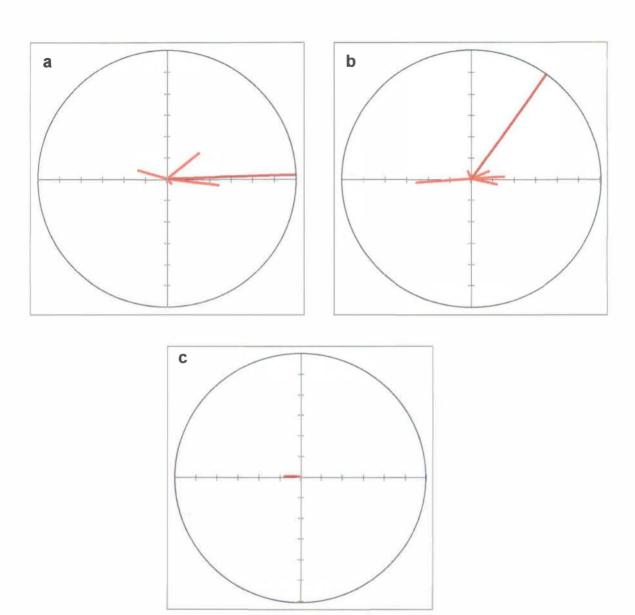


Figura 79. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de O. megacephalus durante o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m).

5.3.2.3. Bolomys lasiurus

A movimentação desta espécie, avaliada através da distância média percorrida por indivíduos de B. Iasiurus entre pontos de captura sucessivos, variou de 0 a 142,38 m (n = 21). Esta medida não apresentou diferença significativa entre os sexos (n = 11, mediana = 30,59 m para os machos e n = 10, mediana = 31,77 m para as fêmeas) (U; P = 0,622) e nem entre as classes etárias (n = 13, mediana = 34,85 m para os adultos, n = 4, mediana = 23,72 m para os subadultos e n = 4, mediana = 35,19 m para os jovens) (K-W; P = 0,166) (Figura 80).

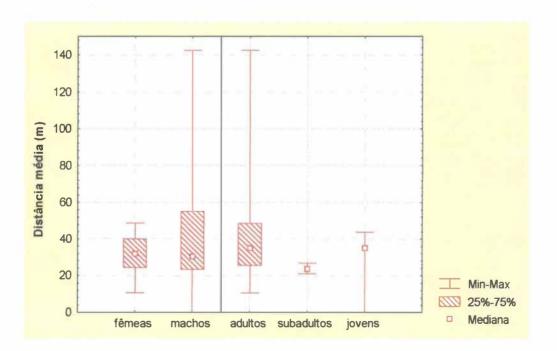
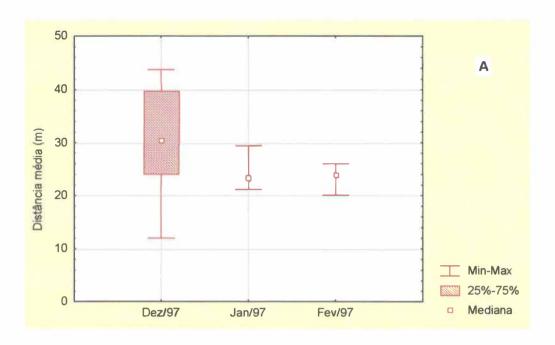


Figura 80. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *B. lasiurus* capturados durante o período de estudo divididos por sexo e classes etárias.

Analisando os dados temporalmente, não foram observadas diferenças significativas entre as distâncias percorridas em cada período de avaliação (mediana = 30,59 m; 23,44 m e 24,00 m do primeiro ao último período analisado) (n = 7, 3 = 3 respectivamente) (K-W; P = 0,255) (Figura 81A). Entre os trimestres de amostragem (n = 2, mediana = 41,72 m e n = 3, mediana = 37,12 m para o primeiro e segundo trimestre respectivamente) não encontrou-se diferenças acentuadas, não sendo possível, no entanto, avaliar a significância das mesmas (Figura 81B). Não foram obtidos dados durante os demais trimestres e nem durante a estação seca, não sendo possível, portanto, comparar os deslocamentos entre as diferentes estações do ano. No entanto, quando estes períodos foram comparados entre si, as distâncias percorridas entre pontos de captura sucessivos para indivíduos, dentro do mesmo período de avaliação (mediana = 25,13 m, n = 20), foram significativamente diferentes das distâncias percorridas para os capturados ao longo de um trimestre (mediana = 37,12 m, n =5) (U; P = 0,010). Durante as estações do ano, apenas dois indivíduos foram analisados (mediana = 43,89 m), apresentando um valor diferenciado em relação aos períodos anteriores (Figura 82). Estes dados corroboram as análises das áreas de vida e dos deslocamentos dos centros de atividade, evidenciando que os indivíduos aumentaram as distâncias percorridas, e, consequentemente suas áreas de vida, à medida que deslocaram seus centros de atividade ao longo do período de estudo.

Os indivíduos desta espécie apresentaram um ângulo médio de 287,81 graus de deslocamento ao longo do período de estudo. Devido ao pequeno tamanho da amostra (n = 4) não foi possível avaliar se estes indivíduos deslocaram-se em uma direção preferencial. Porém, três dos quatro indivíduos



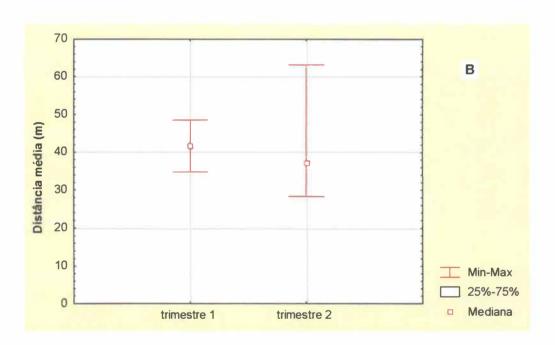


Figura 81. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *B. lasiurus* em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B).

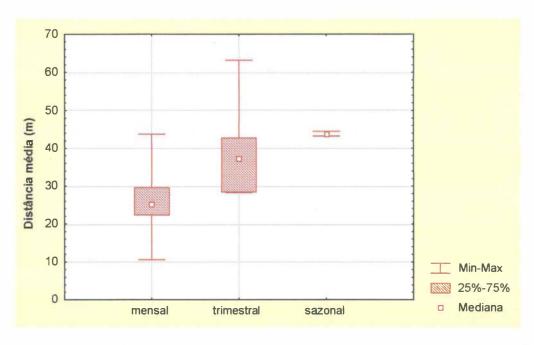


Figura 82. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por *B. lasiurus* capturados mensalmente, trimestralmente e por semestre.

capturados utilizaram as duas manchas de campo úmido presentes no gradeado e deslocaram-se da segunda para a primeira mancha, esta última mais próxima da área do gradeado que foi inundada posteriormente (Figura 83a). A população, em conjunto, apresentou um ângulo médio de deslocamento de 52,53 graus entre os períodos de avaliação, não sendo possível avaliar a existência de uma direção preferencial de deslocamento devido ao tamanho da amostra (n = 4) (Figura 83b). Porém, a população deslocou-se 103,53 m a 86,5 graus entre o primeiro e o segundo trimestre de amostragem (Figura 83c), indicando um padrão totalmente diferente do obtido pelos indivíduos analisados anteriormente, ou seja, a população deslocou-se no sentido contrário à área inundada do gradeado durante este período. Não foram obtidos dados suficientes para a análise entre os outros trimestres e entre as estações do ano.

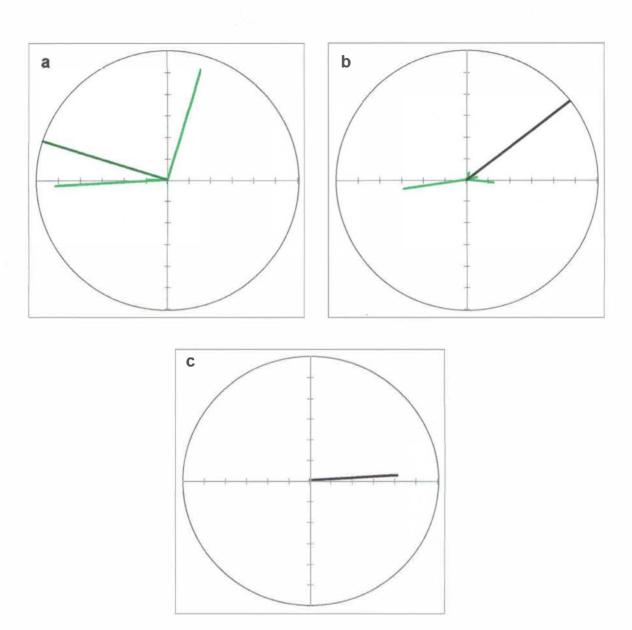


Figura 83. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de *B. lasiurus* durante o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m).

5.3.2.4. Proechimys roberti

A distância média entre pontos de captura sucessivos variou de 0 a 96 m (n = 11) para os indivíduos de P. roberti capturados durante o período de estudo. Os machos (n = 6, mediana = 23,27 m) não apresentaram diferença significativa em relação às fêmeas (n = 5, mediana = 12,99 m) (U; P =0,411) apesar da mediana da distância percorrida pelos machos ter sido 1,8 vezes superior à das fêmeas. Os indivíduos adultos (n = 4, mediana = 25,21 m), subadultos (n = 4, mediana = 23,27 m) e jovens (n = 3, mediana = 12 m) (K-W; P = 0,259), também não diferiram significativamente quanto à distância média percorrida (Figura 84), embora os jovens tenham se deslocado menos.

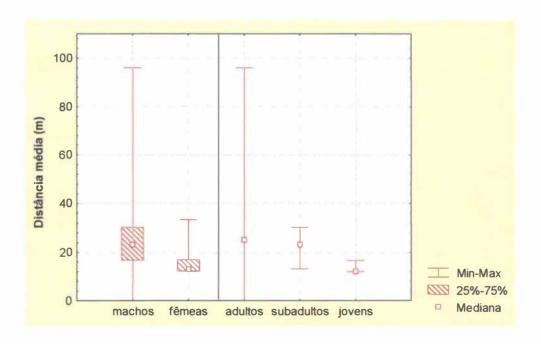
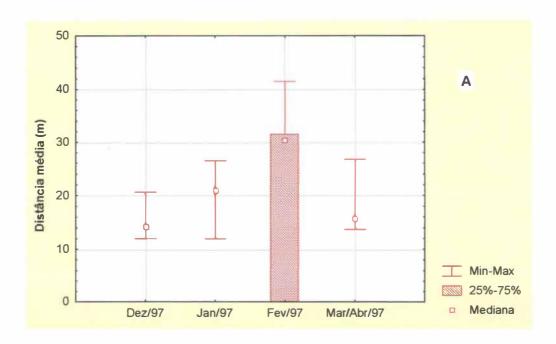


Figura 84. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *P. roberti* capturados durante o período de estudo, divididos por sexo e classes etárias.

Analisando estes dados para cada período de avaliação separadamente, a distância média percorrida entre pontos de captura não variou significativamente (mediana = 14,32 m; 20,94 m; 30,37 m e 15,73 m do primeiro para o último período analisado) (n = 4, 3, 5 e 4, respectivamente) (K-W; P = 0,795) (Figura 85A). Os dados agrupados por trimestre (primeiro: n = 2, mediana = 29,53 m e segundo: n = 4, mediana = 30,65 m) não variaram de maneira acentuada, não sendo possível, no entanto, avaliar a significância das diferenças (Figura 85B). Não foram obtidos dados suficientes para a avaliação das distâncias para os demais períodos. Comparando-se os dados obtidos mensalmente com os dados obtidos por trimestre, não foi encontrada diferença significativa entre estes (U; P = 0,128) (mediana = 16,97 m, n = 20 e 30,22 m, n = 6, respectivamente), apesar da distância média percorrida entre cada período de avaliação ter sido inferior à distância média percorrida entre os trimestres. Os valores encontrados para os semestres corrobora os trimestrais (mediana = 31,51 m, n = 2) (Figura 86).

Os indivíduos apresentaram um ângulo médio de deslocamento de 348,95 graus durante o período estudado. Porém, da mesma maneira como para O. megacephalus e B. lasiurus, devido ao pequeno tamanho da amostra (n=4), não foi possível verificar a existência de uma direção preferencial de deslocamento (Figura 87a). Os indivíduos deslocaram-se paralelamente à mata de galeria, em ambas as direções. A análise populacional apresentou um ângulo médio de 112,27 graus entre os períodos de avaliação, ou seja, deslocou-se na direção contrária ao alagamento. No entanto, para a população, da mesma maneira não foi possível avaliar a direção devido ao tamanho da amostra (n=5) (Figura 87b). Entre o primeiro e o segundo trimestres de amostragem, a população deslocou-se



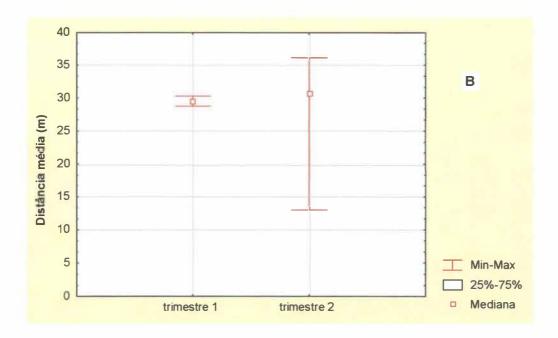


Figura 85. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por indivíduos de *P. roberti* em cada período de avaliação (A) e em cada trimestre (B).

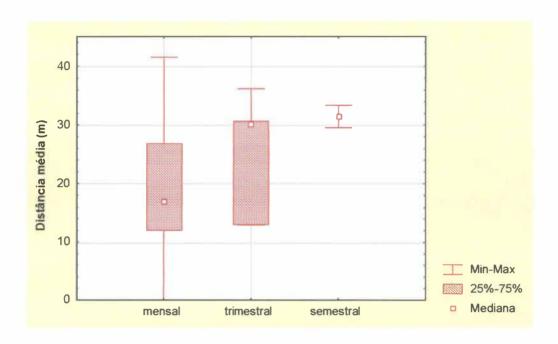


Figura 86. Distância média percorrida entre pontos de captura sucessivos por *P. roberti* capturados mensalmente, trimestralmente e por semestre.

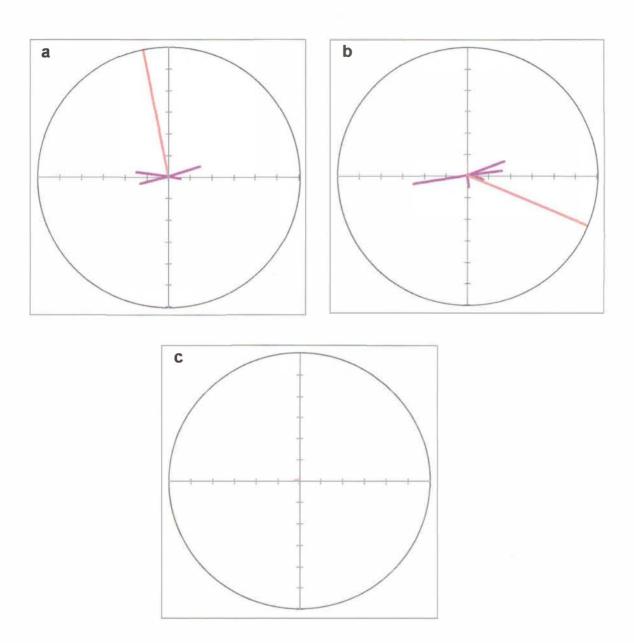
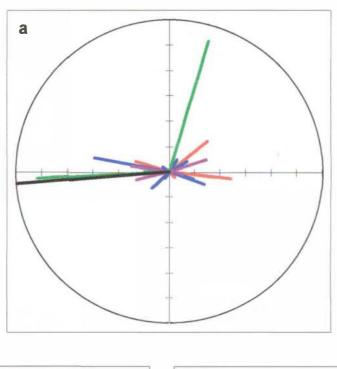


Figura 87. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de *P. roberti* durante o período de permanência no gradeado (a) e pela população entre os períodos de avaliação (b) e entre o primeiro e o segundo trimestre de estudo (c). O ângulo médio está representado arbitrariamente no tamanho do raio do círculo (150 m).

apenas 4,88 m a 275,7 graus (Figura 87c), ou seja, apresentou evidências de que permaneceu estável espacialmente durante o primeiro semestre, mantendo, inclusive, a posição de seus centros de atividade. De maneira similar a *T. apereoides* e *O. megacephalus*, *P. roberti* parece não ter respondido ao fenômeno do alagamento neste período, contrastando com *B. lasiurus*, a única espécie que evidenciou deslocamento contrário à inundação durante o primeiro semestre.

5.3.2.5. Espécies em conjunto

Analisando os indivíduos de todas as espécies em conjunto (Figura 88a), percebe-se que não apresentaram uma direção preferencial de deslocamento durante o período de estudo (z = 0,248, z_(0,05,26) = 2,967; P > 0,50). O ângulo médio de deslocamento foi de 280,24 graus. Separando os indivíduos capturados durante o primeiro semestre (período anterior à chegada de água no gradeado) (Figura 88b), dos indivíduos capturados durante o segundo semestre de avaliação (período posterior à chegada de água) (Figura 88c), não há evidências de uma direção preferencial de deslocamento para os períodos citados (1º semestre: z = 0,070, z_(0,05,24) = 2,964; P > 0,50 e 2º semestre: z = 0,691, z_(0,05,8) = 2,899; P > 0,50). No primeiro semestre, o ângulo médio de deslocamento foi de 219,7 graus e no segundo de 294,7 graus. Isto evidencia um padrão de distribuição uniforme dos deslocamentos destes indivíduos ao longo do período de estudo, sugerindo que a pressão de inundação na área de estudo não resultou em um deslocamento unidirecional e contrário ao alagamento por parte dos indivíduos analisados.



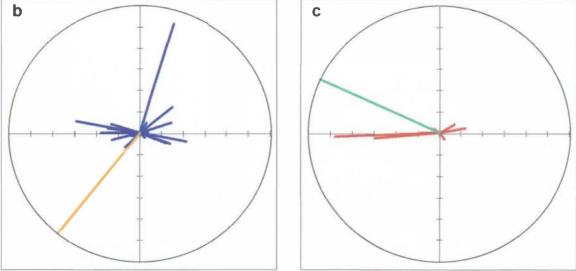


Figura 88. Direções e distância de deslocamento apresentadas por indivíduos de *T. apereoides*, *O. megacephalus*, *B. lasiurus* e *P. roberti* durante o período de permanência no gradeado (a) e divididos por semestre de amostragem: (b) primeiro semestre e (c) segundo semestre. O ângulo médio está representado arbitrariamente de cor diferente e no tamanho do raio do círculo (150 m).

5.3.3. Considerações finais

5.3.3.1. Áreas de vida

As estimativas das áreas de vida podem ser muito influenciadas pelo número de capturas obtido por indivíduo (MARES *et al.*, 1980; ADLER *et al.*, 1997). Como este número variou demasiadamente durante o período de estudo, o tamanho estimado das áreas apresentou uma enorme dispersão de valores. Para cada espécie estudada, no máximo 45% dos indivíduos capturados durante o período de estudo participaram das análises, dado que para os restantes não obteve-se um número de capturas suficiente (*n* > 4) para que as áreas fossem estimadas. O pequeno número de indivíduos analisado por espécie e a grande variação nas estimativas certamente prejudicaram o resultado das análises estatísticas na medida em que podem ter obscurecido diferenças significativas.

As duas espécies de equimídeos apresentaram um número superior de capturas por indivíduo. *P. roberti*, com apenas 4 indivíduos disponíveis para análise, apresentou um número médio de 13,0 capturas por indivíduo. Este foi o maior dentre as quatro espécies estudadas. Ao contrário, o sigmodontíneo *B. lasiurus*, apresentou somente 9,6 capturas. Os sigmodontíneos foram capturados muitas vezes em um curto período de tempo; os equimídeos foram capturados poucas vezes, mas durante um intervalo de tempo maior. As duas espécies de sigmodontíneos estudadas (*B. lasiurus* e *O. megacephalus*) apresentaram um período de permanência no gradeado de 3 a 4 meses. Ao contrário, *T. apereoides* e *P. roberti* permaneceram no gradeado durante 5 a 10 meses. BERGALLO (1995) obteve resultados semelhantes em um estudo comparativo entre duas

espécies de roedores: *Proechimys iheringi* e *Oryzomys intermedius*. Este fato parece estar associado a características evolutivas, já que os equimídeos possuem uma estratégia de sobrevivência diferente da dos sigmodontíneos. Os equimídeos apresentam características reprodutivas únicas, tais como um período de gestação longo, filhotes precoces, tamanho de ninhada moderado, além de apresentarem diferenças em relação ao tamanho corporal, tempo de crescimento e longevidade, quando comparados aos sigmodontíneos (KLEIMAN *et al.*, 1979; LACHER & MARES, 1986; BERGALLO, 1995).

P. roberti apresentou a menor estimativa de área de vida (216 a 2.520 m²): B. lasiurus revelou ocupar uma área um pouco maior (144 a 4.392 m²) e O. megacephalus e T. apereoides apresentaram áreas de dimensões superiores (216 a 6.192 m²). A variação encontrada entre as estimativas de área obtidas para as diferentes espécies pode estar relacionada a vários fatores tais como, peso, metabólicos. nível trófico. social e densidade requerimentos estrutura populacional das espécies, bem como a disponibilidade de alimento na área de estudo (BERGALLO, 1990). Como as espécies diferem bastante quanto ao tamanho corporal, esta variação poderia ter apresentado relações com este parâmetro, visto que, à medida que o animal aumenta de peso, reduz a disponibilidade relativa de recursos, aumentando a probabilidade de encontrar manchas improdutivas dentro de sua área de vida (SWIHART et al., 1988; BERGALLO, 1990). No entanto, o peso dos indivíduos aparentemente não se relacionou positivamente às estimativas de áreas de vida obtidas. Porém, a qualidade do hábitat, relacionada à disponibilidade de recursos, certamente pode ter influenciado essas estimativas (LACHER & MARES, 1996; SLADE et al., 1997), dado que as espécies apresentaram diferenças quanto à seletividade de hábitats na área de estudo. Os ambientes florestais apresentaram uma área disponível para ocupação bem menor quando comparados às áreas abertas. As espécies florestais, *O. megacephalus* e *P. roberti*, no entanto, apresentaram estimativas de áreas de vida bastante diferentes. *O. megacephalus*, inclusive, apresentou estimativas próximas às da espécie de ambiente aberto *T. apereoides*. No entanto, para *B. lasiurus*, a grande dimensão de suas áreas pode ser explicada devido à presença de duas manchas de campo úmido, seu hábitat preferido, e destas estarem dispostas relativamente distantes entre si. Como a maioria dos indivíduos desta espécie utilizou os dois ambientes, a dimensão de suas áreas apresentou valores superiores.

Os valores revelam uma enorme variação individual encontrada na estimativa deste parâmetro para cada espécie. Sabe-se que a variação individual está presente em todos os cálculos de área de vida, sendo o fator de variação mais significativo e incontrolável nas estimativas deste parâmetro (MARES et al., 1980). Razões biológicas como peso, comportamento e genética das populações, e ecológicas como a qualidade dos hábitats, podem explicar esta variação (MARES et al., 1980). A mesma pode estar intimamente ligada à disponibilidade de recursos, visto que a distribuição de determinado tipo de alimento influencia a disposição espacial dos animais (LACHER & MARES, 1996; ADLER et al., 1997). A variação individual, apesar de ser bastante significativa neste estudo, certamente não foi o único fator a influenciar as estimativas de áreas. Vários são os fatores que podem ter afetado este parâmetro: a localização do centro de atividade, a variação na disponibilidade de alimento (sazonalidade), a distribuição de refúgios, as relações com outros indivíduos (variação na densidade), o clima, as modificações no hábitat (inundação), entre outros (STICKEL, 1968; SOUZA & ALHO, 1980). Neste trabalho foi possível averiguar apenas alguns destes fatores, entre eles, a influência da sazonalidade, do processo de inundação, da densidade e da disposição dos centros de atividade dos indivíduos durante o período de estudo.

Adicionalmente, foram avaliadas as diferenças no tamanho das áreas de acordo com o sexo e as classes etárias dos indivíduos capturados, um dado bastante comum em trabalhos a respeito de áreas de vida de pequenos mamíferos. No presente estudo, dados considerando-se o período total foram avaliados. *T. apereoides* não apresentou diferenças significativas no tamanho das áreas quanto às categorias citadas, a não ser pelo fato dos machos subadultos apresentarem maior dispersão nas estimativas. As outras espécies apresentaram resultados semelhantes. Indivíduos machos e subadultos de *O. megacephalus* apresentaram áreas superiores em relação às outras categorias consideradas. Para *B. lasiurus*, os machos adultos apresentaram áreas maiores. Para *P. roberti*, no entanto, as fêmeas adultas apresentaram as maiores estimativas. Porém, somente alguns dados apresentaram resultados estatisticamente significativos, visto que nem todos puderam ser avaliados devido ao pequeno tamanho das amostras.

Entre os mamíferos, os machos geralmente apresentam áreas de vida maiores do que as das fêmeas (BONAVENTURA et al., 1992; SWIHART, 1992; FERNANDEZ et al., 1996; ADLER et al., 1997). A diferença no padrão do uso do espaço entre os sexos pode ser explicada através das estratégias reprodutivas. Como a reprodução é mais dispendiosa energeticamente para as fêmeas, o sucesso reprodutivo deste sexo está fortemente relacionado à disponibilidade de alimento. Portanto, o uso do espaço pelas fêmeas relaciona-se à abundância e à

dispersão dos recursos. A disposição espacial dos machos relaciona-se mais à aguisição de parceiras (SLADE & SWIHART, 1983; BONAVENTURA et al., 1992; SLADE et al., 1997). No entanto, há estudos que relatam que as características do hábitat são também importantes no uso do espaço pelos machos, e a disponibilidade de alimento não é o determinante primário para o comportamento espacial das fêmeas (FORTIER & TAMARIN, 1998). O resultado obtido neste estudo pode ser uma evidência de que a população de T. apereoides seja monogâmica, já que as estimativas das áreas são semelhantes entre os sexos. O. megacephalus e B. lasiurus comportam-se como populações poligâmicas, visto que os machos apresentaram áreas de vida maiores, certamente competindo entre si pelas fêmeas. O resultado obtido para P. roberti pode ter sido influenciado pelo pequeno tamanho da amostra, dado que apenas um macho e uma fêmea adultos foram capturados. No entanto, o tamanho relativo das áreas de vida entre sexos não está necessariamente correlacionado com o sistema reprodutivo prevalecente (SWIHART & SLADE, 1989; ADLER et al., 1997). Adicionalmente, as diferenças nas estimativas de área entre sexos são mais evidentes durante o período reprodutivo (HAWES, 1977; FERNANDEZ et al., 1996). Como este período não foi analisado separadamente, isto pode ter mascarado as diferenças entre estas estimativas.

Em relação às classes etárias, indivíduos transeuntes são, geralmente, machos subadultos. Estes apresentam áreas de vida de dimensão superior dado que exploram o ambiente para tentar se estabelecer (MYTON, 1974; SOUZA & ALHO, 1980). Os indivíduos subadultos de *T. apereoides* e *O. megacephalus* provavelmente eram transeuntes em busca de área para estabelecimento. Os adultos, por outro lado, permanecem numa mesma área durante toda a sua vida e

são os primeiros a perceber mudanças no ambiente, podendo realizar viagens exploratórias fora de suas rotas habituais com o intuito de aumentar suas áreas de vida (STICKEL, 1968). Isto provavelmente foi o que aconteceu aos indivíduos adultos de *B. lasiurus* e *P. roberti*, já que as maiores estimativas foram obtidas por esta classe etária.

As áreas de vida estimadas, considerando os dados dentro de cada período de avaliação, somente puderam ser analisadas para O. megacephalus. Os indivíduos desta espécie não apresentaram diferenças entre estes períodos. No início do período de estudo, os indivíduos de B. lasiurus utilizavam praticamente uma das manchas de campo úmido. Com o decorrer do tempo, passaram a usar ambas as manchas. É esperado que habitantes de ambientes sazonais modifiquem suas áreas de vida sazonalmente (BERGALLO, 1990) dado que estas regiões apresentam grande variação na sua produção primária (EITEN, 1982, 1994; EMMONS, 1984) e em outros fatores associados. Como o tamanho da área de vida está estreitamente relacionado à disponibilidade de alimento (MARES & LACHER, 1987), a tendência natural dos indivíduos é aumentar a área de vida na procura de recursos (STICKEL, 1968). No Cerrado os recursos são bem mais escassos durante a estação seca (ALHO & PEREIRA, 1985; FRANCISCO et al., 1995). No entanto, B. lasiurus parece ter aumentado sua área no final da estação chuvosa, sugerindo que os recursos disponíveis para esta espécie encontravam-se reduzidos nesta época. Isto pode ser uma evidência de que os comedores de sementes provavelmente respondem mais rápido às mudanças na qualidade do ambiente, como sugerido por SOUZA & ALHO (1980). As áreas de indivíduos de O. megacephalus aumentaram do primeiro para o segundo trimestre, assim como as áreas de indivíduos de B. lasiurus. Dado que o

primeiro semestre de amostragem ocorreu durante o período úmido, provavelmente houve uma redução dos recursos disponíveis na região devido ao influxo de indivíduos de áreas adjacentes A isto somou-se a entrada de jovens na população devido ao recrutamento, adiantando o período de escassez de recursos e fazendo com que as áreas aumentassem durante este período. Os indivíduos de *T. apereoides* e *P. roberti* não modificaram o tamanho de suas áreas nestes períodos. No entanto, os dados para o terceiro trimestre são escassos (somente para *T. apereoides*) e para o quarto trimestre inexistentes, não sendo possível avaliar em que sentido as áreas de vida modificaram-se posteriormente. Em relação às estações do ano, somente foram obtidos dados relativos ao período chuvoso, portanto não sendo possível avaliar como os indivíduos comportaram-se durante a estação seca, a não ser por um exemplar de *T. apereoides* que apresentou uma área de vida muito reduzida.

Os dados revelam, ainda, que os indivíduos modificaram a posição dos seus centros de atividade durante o período de estudo. Uma das conseqüências deste comportamento foi o aumento das áreas de vida estimadas em períodos mais longos, ou seja, se em cada período de avaliação os indivíduos utilizaram sítios diferentes, a área de vida estimada por trimestre ou semestre passou a englobar várias subáreas. Justamente por isso, foi difícil a obtenção de um tamanho de área de vida estável e que não aumentasse de acordo com o número de capturas. Como os indivíduos deslocaram-se na área de estudo, quanto maior o número de capturas, maior foi a estimativa da área. Apenas *T. apereoides* não comportou-se desta maneira. Seus centros de atividade permaneceram praticamente nos mesmos locais, fazendo com que as estimativas das áreas não variassem em grandes proporções, alcançando uma estabilidade com um número

menor de capturas por indivíduo (n = 8). Áreas de vida estáveis como as de T. apereoides poderiam ser explicadas devido à territorialidade. Os indivíduos não modificariam suas áreas para não entrarem em contato com áreas de vida de outros indivíduos (WOLFF, 1985). No entanto, a densidade populacional e o estado reprodutivo dos indivíduos podem influenciar o comportamento territorial na medida em que modificam o tamanho das áreas de vida (ABRAMSKY & TRACY, 1980; MCSHEA, 1989; PIRES & FERNANDEZ, 1999). Em densidades baixas, indivíduos apresentam áreas de vida exclusivas, evitando seus vizinhos. Quando a densidade aumenta, observa-se uma redução desta área exclusiva, mas não devido às áreas de vida menores, mas sim devido ao aumento de sobreposição entre áreas de indivíduos diferentes (HAWES, 1977; WOLFF, 1985). Na época reprodutiva também aumenta a sobreposição, principalmente entre áreas de adultos (SOUZA & ALHO, 1980). No presente estudo encontrou-se sobreposição entre áreas de indivíduos de ambos os sexos e classes etárias dentre as espécies estudadas, principalmente durante os períodos de maior densidade populacional, concordando com os trabalhos citados anteriormente. Apenas para T. apereoides não foi observado sobreposição entre as áreas de fêmeas, sendo um indício de que as fêmeas possam ter exibido territorialismo em relação a outras fêmeas e não em relação aos machos, como acontece em algumas espécies já estudadas (HAWES, 1977; BONAVENTURA et al., 1992; BERGALLO, 1995; PIRES & FERNANDEZ, 1999).

Para as outras espécies que apresentaram mudança na disposição de seus centros de atividade durante o período de estudo, a abundância de recursos pode ter sido o fator determinante do tamanho de suas áreas de vidas dado que a maioria dos pequenos mamíferos tolera alto grau de sobreposição com

coespecíficos (MARES & LACHER, 1987; ADLER et al., 1997). A densidade elevada no gradeado durante o início do período de estudo pode ter causado redução não apenas dos recursos alimentares, mas, principalmente, de locais favoráveis para abrigos. FLOWERDEW et al. (1977), estudando roedores em uma área periodicamente alagada relacionaram a sobrevivência das espécies de pequenos roedores durante o alagamento à habilidade destas em encontrar refúgios. Como determinadas espécies apresentam preferência por hábitats que são utilizados como locais de refúgio e para cuidado da prole, apesar de serem mais pobres em recursos alimentares (FRIDELI & LITVAITIS, 1991), este tipo de recurso torna-se essencial para a sobrevivência, acabando por influenciar significativamente a posição do centro de atividade dos indivíduos.

5.3.3.2. Padrões de deslocamento

A distância média entre pontos de captura sucessivos apresentou medidas diferentes para as quatro espécies estudadas, variando de 0 a 21,33 m durante o período de estudo. As espécies de área aberta, *T. apereoides e B. lasiurus*, apresentaram deslocamentos maiores quando comparadas às espécies florestais. Isto pode estar relacionado ao tamanho da área disponível, já que as áreas abertas apresentaram maior representatividade no gradeado do presente estudo do que os ambientes florestais. Como este índice utiliza pelo menos duas capturas por indivíduo, o tamanho das amostras aumentou, otimizando as análises estatísticas (SLADE & RUSSEL, 1998). Ainda assim, este índice não revelou diferenças em relação ao sexo e às classes etárias dos indivíduos capturados. Pode-se dizer, no entanto, que os indivíduos jovens de *O. megacephalus* e *B. lasiurus* percorreram uma distância superior quando

comparados às outras classes etárias. Adicionalmente, os indivíduos jovens quase não foram recapturados, sugerindo movimentos de dispersão na área de estudo. Isto pode explicar o fato da permanência destes indivíduos ter sido menor do que a dos adultos e subadultos no gradeado, evidenciando que tanto a mortalidade como a emigração apresentaram valores mais altos para esta classe etária (MYTON, 1974), dado que a dispersão reduz a sobrevivência dos indivíduos (PRICE et al., 1994).

As distâncias percorridas em cada período de avaliação não modificaramse significativamente, assim como as distâncias percorridas em cada trimestre. Para as diferentes estações do ano, somente foram obtidos dados para T. apereoides, onde os dois indivíduos capturados durante o período seco apresentaram distâncias inferiores à dos indivíduos capturados durante o período úmido. Ao contrário do ocorrido com as áreas de vida, as distâncias médias percorridas mensalmente somente foram diferentes das medidas obtidas trimestralmente, e por semestre, para B. lasiurus, apesar de P. roberti evidenciar tendências neste sentido. A maioria dos indivíduos, apesar de modificar a posição do centro de atividade e, conseqüentemente, a área de vida, permaneceu na mesma região durante o período de estudo. Os indivíduos de B. lasiurus, porém, parecem ter-se deslocado mais, sendo provável que tenha ocorrido dispersão desta espécie para fora da área estudada. Isto pode ser explicado pela seletividade de hábitats e pela distribuição descontínua do hábitat campo úmido na região. Ao contrário das matas de galeria, que são estreitas mas contínuas ao longo da rede hidrográfica, e do cerrado, que é o tipo de vegetação mais abundante na região, constituindo a matriz, os campos úmidos formam pequenas ilhas de vegetação isoladas por outros tipos de hábitats. Para a colonização

dessas manchas de vegetação, os indivíduos necessitam atravessar extensas áreas de cerrado, sendo provável que essa espécie esteja mais habituada a realizar grandes deslocamentos, já que são abundantes nesse tipo de hábitat. No entanto, segundo LIDICKER (1975), a dispersão caracteriza-se por movimentos longos, de risco, em áreas não-familiares. Movimentos curtos, em área familiar, onde há mudança apenas do centro de atividade, ocorrendo sobreposição com a área de vida antiga, não são considerados movimentos de dispersão. No presente estudo, portanto, não foram encontradas evidências de dispersão (com exceção dos movimentos naturalmente realizados por alguns indivíduos jovens). Este fato pode ser explicado devido ao alto custo da dispersão: animais que estão se dispersando correm riscos maiores e diminuem suas chances de sobrevivência, pois a dispersão aumenta a exposição a predadores (JONES, 1989; PRICE et al., 1994). Estes riscos podem diminuir se os movimentos de dispersão forem precedidos por excursões exploratórias (JONES, 1989; PRICE et al., 1994). Geralmente os indivíduos aumentam a taxa de exploração do ambiente à medida que este se torna restrito de alguma maneira (falta de espaço, alimento, abrigo e parceiros para se reproduzir) (STICKEL, 1968; CITTADINO et al., 1998). Posteriormente passa a ocorrer, então, um balanço entre as tendências exploratórias e as atividades cotidianas, as quais variam entre indivíduos e de acordo com o ambiente (SOUZA & ALHO, 1980). Portanto, a variação na densidade e na disponibilidade de recursos pode influenciar os movimentos de dispersão na área de estudo. Em ambientes saturados, os jovens ou indivíduos subordinados se dispersam devido ao aumento da competição (JONES, 1989; CITTADINO et al., 1998). Como a dispersão raramente leva a um estabelecimento com sucesso, o fato de não haver indivíduos dispersando-se na

área de estudo seria devido à baixa probabilidade de sobrevivência destes, sendo, portanto, difícil encontrar estes movimentos longos na população (JONES, 1989). O aumento na densidade, por outro lado, pode causar, ainda, redução nos movimentos, pois diminui a quantidade e a qualidade de alimento disponível quando a competição aumenta (FORTIER & TAMARIN, 1998). No entanto, no presente trabalho, não obteve-se indícios neste sentido. Há evidências contrárias: indivíduos de *T. apereoides* restringiram seus movimentos na época de menor densidade.

Movimentos longos aumentam a probabilidade de um indivíduo encontrar locais favoráveis para sobrevivência em um ambiente instável (SHEPPE, 1972; FLOWERDEW et al., 1977). No entanto, os pequenos mamíferos caracterizam-se por apresentar pouca mobilidade quando comparados aos mamíferos de grande porte. Este fato, somado ao curto período de vida e ao período reprodutivo altamente sazonal, certamente aumenta a mortalidade destes animais em ambientes desfavoráveis (SHEPPE, 1972). Adicionalmente, a dinâmica de uma população que habita um mosaico de vegetação é muito influenciada pela seleção de hábitats dado que a disponibilidade destes afeta a taxa de crescimento e a probabilidade de persistência de uma metapopulação. A ausência de dispersão na área de estudo pode ser explicada pelo fato de movimentos não regulados pela densidade resultarem em grande custo, especialmente para indivíduos que habitam áreas cercadas por ambientes desfavoráveis, visto que as espécies evitam se fixar em ambientes não-satisfatórios (PRICE et al., 1994). Por outro lado, mudanças no hábitat podem ter intensificado o padrão de deslocamento dos indivíduos. Sabe-se que alagamentos produzem mudanças profundas na composição, abundância relativa e na distribuição local de pequenos mamíferos.

De acordo com a dimensão deste fenômeno, os indivíduos podem apenas se deslocar de seus hábitats preferidos ou podem ocorrer deslocamentos de comunidades como um todo em até 15 km de distância (SHEPPE, 1972; BORCHERT & HANSEN, 1983). Como não há indícios do uso de hábitats diferentes, e nem de aumento na distância percorrida pelos indivíduos no decorrer do presente estudo, as evidências suportam a primeira hipótese, onde as espécies evitariam realizar movimentos independentes da densidade em áreas cercadas por ambientes desfavoráveis.

Mudanças nas posições dos centros de atividade, que representam a posição média dos indivíduos na área, podem evidenciar movimentos relacionados com as variações nas características dos hábitats ou com fatores resultantes da pressão de alagamento, indicando direções preferenciais de deslocamento. No entanto, a posição dos centros de atividade dos indivíduos e da população das espécies analisadas em períodos de avaliação consecutivos, indicam que não há uma direção preferida de deslocamento, ou melhor, os indivíduos parecem movimentar-se em qualquer direção. Alguns indivíduos apresentaram tendências de deslocamento no sentido da inundação. Estes podem estar à procura de locais menos estressantes - por exemplo, onde há menor estresse hídrico - que seriam as áreas próximas à represa (a partir da avaliação de Março/Abril a água começa a se aproximar do gradeado e inicia-se o período seco). O fato de algumas espécies apresentarem deslocamento na direção do alagamento, durante o primeiro semestre, sugere que este fenômeno não tenha influenciado negativamente o deslocamento destas espécies durante este período. No entanto, T. apereoides (única espécie com dados para o período posterior) apresentou mudanças neste padrão, passando a deslocar-se no sentido

contrário à inundação durante o segundo semestre, evidenciando uma resposta tardia desses mamíferos ao processo de alagamento.

O padrão de dispersão de espécies que habitam ambientes variáveis tanto no espaço como no tempo, depende do efeito combinado de vários fatores, tais como a dinâmica populacional, a história de vida e a variabilidade do ambiente que dita a disponibilidade de locais vagos para colonização (CITTADINO et al., 1998). No presente estudo, a maioria dos indivíduos estudados não modificou o tamanho de suas áreas de vida e nem a distância percorrida entre pontos de captura sucessivos. Quando o fizeram, realizaram movimentos em área familiar, modificando apenas a posição dos centros de atividade, mas sobrepondo-se às áreas de vida antigas, sugerindo ausência de dispersão. Os deslocamentos, sem uma direção preferencial, evidenciaram ausência de uma pressão unidirecional de dispersão, o que seria de se esperar se os indivíduos estivessem reagindo à pressão do alagamento. Por outro lado, a permanência dos indivíduos no gradeado foi pequena, levando a crer que a mortalidade tenha sido relativamente grande, e responsável, provavelmente, pelo desaparecimento dos indivíduos da área. Uma reação tardia às condições adversas pode ter sido responsável pelo evidente declínio das populações de pequenos mamíferos. A dispersão desempenha um papel muito importante na dinâmica populacional das espécies na medida em que contribui para o estabelecimento de indivíduos novos nas populações locais, elevando a persistência de metapopulações (HARRISON, 1991; LIMA et al., 1998). A extinção local dos pequenos mamíferos na área de estudo certamente foi influenciada pela ausência da entrada de indivíduos novos nas populações. Ausência de dispersão, devido à grande fidelidade em relação aos hábitats ocupados, ou falta de colonizadores e dificuldade de estabelecimento e passagem por ambientes não favoráveis, podem ter sido decisivos para a viabilidade das populações.

6. DISCUSSÃO

6.1. Impacto

A resposta de uma espécie a flutuações no ambiente depende de vários fatores, tais como: a previsibilidade e intensidade das flutuações, sua biologia populacional, grau de especialização nos recursos, e presença ou ausência de competidores (KREBS, 1994). O retorno a situações favoráveis depende do tamanho da perturbação e da velocidade de reação das espécies às mudanças, através da habilidade de dispersão e de suas características genotípicas (HARRISON, 1991; CITTADINO et al., 1998; LIMA et al., 1998). O que parece ter ocorrido na área estudada foi um retardo na resposta das espécies ao fenômeno da inundação, já que os indivíduos capturados não apresentaram modificação significativa no padrão de ocupação espacial. Como as espécies são pequenas e, de certa forma, restritas ao ambiente ocupado, dado que percorrem pequenas distâncias, provavelmente perceberam as mudanças na área de maneira abrupta, no momento em que os fatores perturbadores já influenciariam excessivamente seu hábitat. Certamente pequenos deslocamentos não colocariam os indivíduos em melhores condições visto que, para alcançarem ambientes ainda não perturbados, teriam que percorrer distâncias significativas. Adicionalmente, há uma resistência muito grande em relação à mudança de área, pois os indivíduos encontram-se familiarizados com as condições de seu ambiente na área de vida, conhecem os abrigos, as fontes de alimento, os predadores e seus coespecíficos. A mudança constitui um risco muito grande, que pode ter um valor significativo na

mortalidade dos indivíduos. Adicionalmente, se a estrutura dos hábitats é relevante na estabilidade local da população, no momento de mudança de área, devido às condições resultantes da perturbação, a nova situação pode incrementar as chances de extinção local. O deslocamento em direções múltiplas encontrado na área de estudo sugere, ainda, uma desagregação da estrutura da população devido a "uma situação de estresse", dado que há fortes evidências das relações das espécies com as classes de hábitats identificadas. Sob uma perspectiva das comunidades locais, o processo de inundação da região foi totalmente imprevisível, não sendo possível para os indivíduos aliviarem seus efeitos desfavoráveis resultando na extinção das populações de pequenos mamíferos da área estudada.

6.2. Conservação

A intensidade das perturbações ambientais é um fator crucial na resposta das espécies frente às modificações nos hábitats e na estrutura da paisagem. Uma maneira de minimizar o impacto em áreas adjacentes aos reservatórios de usinas hidrelétricas seria a redução da superfície de alagamento. A escolha da área, bem como o planejamento para a instalação de novas usinas, adquire grande importância na conservação da biodiversidade dado à política de expansão do setor energético visando o desenvolvimento econômico do país (JUNK & MELLO, 1990; FEARNSIDE & BARBOSA, 1996; MÜLLER, 1996). Áreas que proporcionem um elevado potencial hidrelétrico (grande vazão de água, dependente do volume e do desnível do rio) e apresentem uma área de

alagamento reduzida devem ser preferidas.

Outras medidas já propostas, que visam atenuar este forte impacto, implicam na preservação de áreas representativas dos ecossistemas com riscos de alteração (MÜLLER, 1996). Entre estas, é crucial o estabelecimento de uma legislação protetora, reguladora e rigorosa nas áreas adjacentes aos reservatórios, que impeça a exploração indiscriminada dos recursos naturais tornados de fácil acesso aos moradores locais, e a construção de hidrelétricas menores e concentradas em poucas bacias hidrográficas apropriadas, visando concentrar os impactos ecológicos e reduzir os efeitos negativos para o meio ambiente (JUNK & MELLO, 1990).

O resgate da fauna, visto em vários projetos como alternativa de preservação, mesmo quando realizado em grande escala, não minimiza os impactos causados pela construção de uma barragem. Animais transportados para áreas adjacentes certamente competem com as populações residentes, ocasionando em mortalidade de indivíduos, tão significativa quanto o alagamento (FEARNSIDE & BARBOSA, 1996), sendo que os princípios básicos da capacidade de suporte dos hábitats são francamente desconsiderados. O presente estudo vem confirmar estes resultados, na medida em que evidencia o desaparecimento de pequenos mamíferos em áreas adjacentes ao reservatório. Tal fato evidencia que estes ambientes nem sempre são favoráveis para a ocupação das populações residentes, quanto mais para indivíduos deslocados em decorrência da extinção dos hábitats.

É urgente a implementação de mecanismos que visem garantir que as preocupações ambientais estejam refletidas nas decisões de desenvolvimento do

país (FEARNSIDE & BARBOSA, 1996). O enorme potencial hidrelétrico do Brasil e o entusiasmo justificado sobre a impressionante capacidade tecnológica nacional não deveriam resultar numa aceitação total e indiscriminada de todos os conceitos tecnocráticos e na construção precipitada de qualquer reservatório tecnicamente viável. Em muitos casos, os custos ecológicos e, a longo prazo, também os custos econômicos, não são diretamente relacionados com os benefícios (JUNK & MELLO, 1990).

7. CONCLUSÕES

7.1. Diversidade

O esforço de captura e a utilização de metodologias de captura complementares, bem como a amostragem dos vários tipos de hábitats representativos da região, reduziram o tempo de amostragem e possibilitaram um levantamento eficiente da comunidade de pequenos mamíferos local. Comparada a outras áreas de Cerrado, e até mesmo a ambientes florestais, os dados de riqueza específica desta comunidade revelaram-se bastante elevados. Este fato contraria o senso comum segundo o qual o Cerrado não comporta um elevado número de espécies, e evidencia a falta de conhecimento a respeito dos padrões locais. Os valores de abundância relativa indicaram, ainda, que a raridade é um fenômeno marcante nesta comunidade, sugerindo que várias espécies sejam suscetíveis ao processo de extinção devido a mudanças não previsíveis no ambiente, dado que apresentam baixas densidades populacionais.

7.2. Seleção de hábitats

As espécies estudadas apresentaram grande fidelidade aos hábitats ocupados, sugerindo que possam existir restrições a mudanças e que as diferenças entre os hábitats são muito importantes e condicionantes dos padrões de utilização do espaço, principalmente entre os ambientes florestais e abertos. Estes ambientes produziram efeitos dramaticamente diferentes na preferência de hábitats das espécies de pequenos mamíferos estudadas. As formações florestais

apresentaram grande semelhança em relação às suas composições específicas. Não há restrições de uso entre elas e, conseqüentemente, a proporção de hábitats utilizados por espécies que habitam áreas florestais é superior quando comparada à de espécies de áreas abertas. As áreas abertas, no entanto, diferem entre si tanto estruturalmente como também em relação às espécies que as selecionam. Quando estas espécies aumentaram a proporção de hábitats utilizados, esse aumento esteve associado à densidade.

7.3. Áreas de vida e padrões de deslocamento

As áreas de vida e as distâncias percorridas pelos indivíduos das diferentes espécies analisadas não apresentaram diferenças significativas em relação ao sexo e às classes etárias. A maioria dos indivíduos estudados não modificou o tamanho de suas áreas e nem a distância percorrida entre pontos de captura sucessivos ao longo do período de estudo. Quando o fizeram, realizaram movimentos em área familiar, modificando apenas a posição dos centros de atividade, mas sobrepondo-se às áreas de vida antigas, evidenciando ausência de dispersão. Adicionalmente, a posição dos centros de atividade dos indivíduos e da população das espécies analisadas em períodos de avaliação consecutivos, indicam que não há uma direção preferencial de deslocamento. Os indivíduos deslocaram-se de maneira aleatória evidenciando ausência de uma pressão unidirecional.

7.4. Variação temporal

Os parâmetros estudados (sucesso de captura, riqueza específica, abundância e densidade populacional) apresentaram valores superiores durante a estação chuvosa (primeiro semestre) em relação à estação seca. Posteriormente, houve um decréscimo abrupto destes parâmetros no decorrer do segundo semestre de avaliação, abrangendo também o início da estação chuvosa seguinte. Há evidências no sentido de que a disponibilidade de recursos e o influxo de indivíduos de áreas adjacentes, no início do trabalho, tenham sido responsáveis pelo aumento destes parâmetros durante a estação chuvosa. O posterior decréscimo pode ter sido resultado da redução de hábitats favoráveis juntamente com as condições mais severas da estação seca. A inundação da área de estudo foi um fator tão importante quanto a sazonalidade na medida em que influenciou a disponibilidade de hábitats na região. No entanto, os resultados sincrônicos evidenciam uma causa comum para a redução drástica nos parâmetros. Como estes não apresentaram nenhum acréscimo durante o início da estação chuvosa seguinte, a sazonalidade adquire importância menor quando comparada ao fator perturbador (inundação). Portanto, há evidências de que o alagamento da região foi responsável em grande parte pela queda na abundância e riqueza das espécies, culminando com a extinção local dos pequenos mamíferos da área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAMSKY, Z. and C. R. TRACY, 1980, Relation between home range size and regulation of population size in *Microtus ochrogaster*. *Oikos*, 34: 347-355.
- ADAMS, L. and S. D. DAVIS, 1967, The internal anatomy of home range. *J. Mammal.* 48: 529-536.
- ADLER, G. H., 1985, Habitat selection and species interactions: an experimental analysis with small mammal populations. *Oikos*, 45: 380-390.
- ADLER, G. H.; M. ENDRIES and S. PIOTTER, 1997, Spacing patterns within populations of a tropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*, on five Panamanian islands. *J. Zool., Lond.*, 241: 43-53.
- ALHO, C. J. R., 1979, The application of a technique to survey small mammal populations under ecological circumstances. *Ver. Brasil. Biol.*, 39 (3): 597-600.
- ALHO, C. J. R., 1981, Small mammal populations of Brazilian cerrado: The dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Rev. Brasil. Biol.*, 41: 223-30.
- ALHO, C. J. R., 1982, Brazilian rodents: their habitats and habits. Pp. 143-166, in Mares M. A. and H. H. Genoways (eds), *Mammalian Biology in South America*, Vol.6. Special Publication Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh. 539pp.
- ALHO, C. J. R. and L. A. PEREIRA, 1985. Population ecology of a cerrado rodent community in central Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 45: 597-607.
- ALHO, C. J. R., L. A. PEREIRA and A. C. PAULA, 1986, Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50: 447-460.
- ALHO, C. J. R., T. E. LACHER Jr., Z. M. S. CAMPOS and H. GONÇALVES, 1988, Mamíferos da fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, pantanal do Mato Grosso do Sul: levantamento preliminar de espécies. *Ver. Brasil. Biol.*, 48(2):213-225.
- ANDERSON, D. J., 1982, The home range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology*, 63: 103-112.
- AUGUST, P. V., 1983, The role of habitat complexity and heterogeneity in

- structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.
- AUGUST, P. V. and T. H. FLEMING, 1984, Competition in Neotropical small mammals. *Acta Zool. Fennica*, 172: 33-36.
- BARNETT, A. A. and A. C. da CUNHA, 1998, Small mammals of the Ilha de Maracá, Pp. 189-210, in Milliken, W. and J. Ratter (eds), *Maracá The biodiversity and environment of an Amazonian rainforest*. John Wiley and Sons. 508pp.
- BERGALLO, H. G., 1990, Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. *Ciência e Cultura S.B.P.C.*, 42: 1067-1072.
- BERGALLO, H. G., 1994, Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in Southeastern Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*, 29(4): 197-217.
- BERGALLO, H. G., 1995, Comparative life-history characteristics of two species of rats, *Proechimys ihering* and *Oryzomys intermedius*, in an Atlantic forest of Brazil. *Mammalia*, 59(1): 51-64.
- BLAIR, W. F., 1942, Size of home range and notes on the life history of the woodland deer-mouse and eastern chipmunk in northern Michigan. *J. Mammal.* 23: 27-36.
- BONAVENTURA, S. M., F. O. KRAVETZ and O. V. SUAREZ, 1992, The relationship between food availability, space use and territoriality in *Akodon azarae* (Rodentia, Cricetidae). *Mammalia*, 56(3): 407-416.
- BONVICINO, C. R., R. CERQUEIRA and V. A. SOARES, 1996, Habitat use by small mammals of upper Araguaia river. *Rev. Bras. Biol.*, 56: 761-767.
- BONVICINO, C. R., A. LANGGUTH, S. M. LINDBERGH and A. C. DE PAULA, 1997, An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia*, 61(4): 547-560.
- BOONSTRA, R. and C. J. KREBS, 1978, Pitfall trapping of *Microtus townsendii*. *J. Mammal.*, 59: 136-148.
- BORCHERT, M. and R. L. HANSEN, 1983, Effects of flooding and wildfire on valley side wet campo rodents in Central Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 43: 229-240.
- BOULANGER, J. G. and G. C. WHITE, 1990, A comparison of home range estimators using Monte Carlo simulation. *J. Wildl. Mgmt.*, 4: 310-315.

- BOURLIÈRE, F., 1975, Mammals, small and large: the ecological implications of size, Pp.1-8, in Golley, F. B., K. Petrusewicz and L. Ryszkowski (eds), *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Cambridge Univ. Press, London. 451pp.
- BRANDER, R. B. and W. W. COCHRAN, 1971, in Giles Jr., R. H. (ed), *Wildlife Management Techniques*. The Wildlife Society.
- BROWN, L. J. and G. H. ORIANS, 1970, Spacing patterns in mobile animals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 1: 239-262.
- BURGE, J. R. and C. D. JORGENSEN, 1973, Home range of small mammals: a reliable estimate. *J. Mammal.*, 54: 483-488.
- BURT, W. H., 1943, Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *J. Mammal.*, 24: 346-352.
- BUSCH & KRAVETZ, 1992, Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *Calomys musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two habitat system. II. Effects of species removal. *Mammalia*, 56 (4): 541-554.
- CALHOUN, J. B. and J. U. CASBY, 1958, Calculation of home range and density of small mammals. U. S. Public Health Serv. Public Health Monogr., 55. 24pp.
- CAMPONOTUS, AB, 1994, TRACKER for Windows, Version 1.1.
- CARVALHO, B. A., L. F. B. OLIVEIRA, A. P. NUNES and M. S. MATTEVI, 199_a, (T₂AG₃)_n telomeric sequence hibridization suggestive of centric fusion in karyotype marsupials evolution. *Hereditas*, Suécia (submet.).
- CARVALHO, A. B., L. F. B. OLIVEIRA, A. P. NUNES, A. DEMCZUK and M. S. MATTEVI. 199_b. Karyotypes characterization of 17 marsupial species from Brazil. *Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutionsforschung* (a ser submet.).
- CERQUEIRA, R., 1992, Diversidade da Amazônia: um mito? *Ciência Hoje*, 14 (81): 5.
- CHARLES-DOMINIQUE, P., 1983, Ecology and social adaptations in didelphid marsupials: Comparison with eutherians of similar ecology. Pp. 395-422, in Estrada, A., J. F. Eisenberg and D. G. Kleinman (eds), *Advances in the study of mammalian behavior*. The American Society of Mammalogists,

- Shippensburg, Pennsylvania. 753pp.
- CHESSER, R. T. and S. J. HACKETT, 1992, Mammalian diversity in South America. *Science*, 256: 1502-1504.
- CHILLS, J. E.; J. N. MILLS and G. E. GLASS, 1995, Rodent-borne hemorrhagic fever viruses: a special risk for mammalogists ?. *J. Mammal.*, 76(3): 664-680.
- CITTADINO, E. A., M. BUSCH and F. O. KRAVETZ, 1998, Population abundance and dispersal in *Akodon azarae* (pampean grassland mouse) in Argentina. *Can. J. Zool.*, 76: 1011-1018.
- COLE, F. R., D. M. REEDER and D. E. WILSON, 1994, A synopsis of distribution patterns and the conservation of mammal species. *J. Mammal.*, 75(2):266-276.
- COLWELL, R. K. and E. R. FUENTES, 1975, Experimental studies of the niche. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 6: 281-310.
- COUTINHO, L. M., 1982, Ecological effects of fire in Brazilian cerrado, in Huntley, B.J. and B. H. Walker (eds). *Ecology of tropical savannas*, in *Ecological Studies*, no 42, Berlim, Springer-Verlag. 669pp.
- DAVIS, D. E., 1953, Analysis of home range from recapture data. *J. Mammal.*, 34: 352-358.
- DIETZ, J. M., 1983, Notes on the natural history of some small mammals in central Brazil. *J. Mammal.*, 64: 521-523.
- DIXON, K. R. and J. A. CHAPMAN, 1980, Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology*, 61: 1040-1044.
- DUESER, R. D. and J. G. HALLET, 1980, Competition and habitat selection in a forest-floor small mammal fauna. *Oikos*, 35: 293-297.
- EAST, K., 1965, Marking small rodents and the difficulties of using leg rings. *J. Zool.*, 147: 224-228.
- EISENBERG, J. F., 1989, *Mammals of the Neotropics the northern neotropics*Vol.1. The University of Chicago Press, Ltd., London. 449pp.
- EISENBERG, J. F., 1990, Neotropical mammal communities, Pp. 358-368, in Gentry, A. H. (ed), *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press. 627pp.

- EITEN, G., 1982, Brazilian "Savannas" Pp. 25-47, in Ecological Studies v.42: *Ecology of Tropical Savannas*, Huntley, B.J. and B.H. Walker (eds). Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York. 669pp.
- EITEN, G., 1994, Vegetação do Cerrado, Pp. 17-73, in Pinto, M. N. (org.), Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília, DF. Ed. UnB/SEMATEC. 681pp.
- ELIAS, D. J. and D. VALENCIA, 1984, La Agricultura Latinoamericana y los Vertebrados Plaga. *Interciencia*, 9: 223 229.
- EMBRAPA, 1997, Centro Nacional de Pesquisa de Recursos Genéticos e Biotecnologia. Área de Exploração Botânica e Coleta de Germoplasma. (Brasília, DF). Resgate de Germoplasma e levantamento florístico no reservatório e na área de influência do AHE Serra da Mesa: relatório anual de 1996. 173pp. (Elaborado por Walter, B. M. T. e A. B. Sampaio).
- EMMONS, L. H., 1984, Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16(3): 210-222.
- EMMONS, L. H. and F. FEER, 1997, *Neotropical rainforest mammals A field guide*, Second edition. The University of Chicago Press. 307pp.
- ERNEST, K. A. and M. A. MARES, 1986, Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behavior. *J. Zool.*, 210: 599-612.
- FEARNSIDE, P. M. and R. I. BARBOSA, 1996, Political benefits as barriers to assessment of environmental costs in Brazil's Amazonian development planning: the example of the Jatapu Dam in Roraima. *Environmental Management*, 20(5): 615-630.
- FERNANDEZ, F. A. S., 1995, Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. *Oecologia Brasiliensis*, 2: 01-26.
- FERNANDEZ, F. A. S., P. R. EVANS and N. DUNSTONE, 1996, Population dynamics of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia:Muridae) in a Sitka spruce successional mosaic. *J. Zool., Lond.*, 239: 717-730.
- FERRI, M. G., 1980, *Vegetação Brasileira*. Belo Horizonte: Itatiaia/São Paulo: EDUSP. 157pp. (Reconquista do Brasil. Nova Série, 26).
- FERREIRA, E. J. G., 1993, Composição, distribuição e aspectos ecológicos da

- ictiofauna de um trecho do Rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 23(supl.): 1-89.
- FLEMING, T. H., 1970, Notes on the rodent faunas of two Panamanian forests. *J. Mammal.*, 51: 473-490.
- FLEMING, T. H., 1973, The number of rodent species in two Costa Rican forests. *J. Mammal.*, 54: 518-521.
- FLEMING, T. H., 1975, The role of small mammals in tropical ecosystems, Pp. 269-268, in Golley, F.B., K. Petrusewicz and L. Ryszkowski (eds), *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Cambridge Univ. Press, London. 451pp.
- FLOWERDEW, J. R., S. J. G. HALL and J. CLEVEDON-BROWN, 1977, Small rodents, their habitats, and the effects of flooding at Wicken Fen., Cambridgeshire. *J. Zool.*, 182: 323-343.
- FONSECA, G. A. B. and K. H. REDFORD, 1984, The mammals of IBGE's ecological reserve, Brasília, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. *Rev.Brasil.Biol.*, 44: 517-523.
- FORD, R. G. and D. W. KRUMME, 1979, The analysis of space use patterns. *J.Theor. Biol.*, 76: 125-155.
- FORTIER, G. M. and R. H. TAMARIN, 1998, Movement of meadow voles in response to food and density manipulations: a test of the food-defense and pup-defense hypotheses. *J. Mammal.*, 79: 337-345.
- FOX, B. J. and G. M. McKAY, 1981, Small mammal responses to pyric successional changes in eucalypt forest. *Australian Journal of Ecology*, 6: 29-41.
- FRAMSTAD, E. and N. C. STENSETH, 1984, Habitat selection and competitive interactions: review of some ecological and evolutionary models with data pertaining to small rodents. *Acta Zool. Fennica*, 172: 75-78.
- FRANCISCO, A. de L., W. E. MAGNUSSON and T. M. SANAIOTTI, 1995, Variation in growth and reproduction of *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 419-428.
- FRIDELI, R. A. and J. A. LITVAITIS, 1991, Influence of resource distribution and

- abundance on home range characteristics of southern flying squirrels. *Can. J. Zool.*, 69: 2589-2593.
- GARDNER, A. L., 1993, Order Didelphimorphia. Pp. 15-23, in Wilson, D. E. and D.
 M. Reeder (eds), *Mammal species of the world a taxonomic and geographic reference*. Second edition. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 1207pp.
- GETTINGER, D. and K. A. ERNEST, 1995, Small-mammal community structure and the specificity of ectoparasite associations in central Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 55: 331-341.
- GILLER, P. S., 1984, Community structure and the niche. Chapman and Hall. 176pp.
- GONZÁLES-M. A. and M. ALBERICO, 1993, Seleccion de habitat en una comunidad de mamiferos pequeños en la costa pacifica de Colombia. *Caldasia* 17(2): 313-324.
- GONZÁLES L., R. MURÚA and C. JOFRÉ, 1989, The effect of seed availability on population density of *Oryzomys* in southern Chile. *J. Mammal.*, 70(2): 401-403.
- GRAHAM, R. W., 1986, Response of mammalian communities to environmental changes during the late quaternary. Pp. 300-313, in Diamond, J. and T. J. Case (eds), *Community ecology*. Harper and Row, New York, USA. 665pp.
- HALLETT, J. G., 1982, Habitat selection and the community matrix of a desert small-mammal fauna. *Ecology*, 63(5): 1400-1410.
- HALLET, J. G., M. A. O'CONNELL and R. L. HONEYCUTT, 1983, Competition and habitat selection: test of a theory using small mammals. *Oikos*, 40: 175-181.
- HANDLEY, C. O., Jr. and E. K. V. KALKO, 1993, A short history of pitfall trapping in America, with a review of methods currently used for small mammals. *Va. J. Sci.*, 44: 19-26.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W. J., FORDE, P. G., TREWHELLA, W. J., WOOLARD, T. and WRAY, S., 1990, Home-range analysis using radio-tracking data- a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 20: 97-123.
- HARRISON, S., 1991, Local extinction in a metapopulation context: an empirical

- evaluation. Biol. J. Linnean Society, 42: 73-88.
- HARVEY, M. J. and R. W. BARBOUR, 1965, Home range of *Microtus ochrogaster* as determined by a modified minimum area method. *J. Mammal.*, 46: 398-402.
- HAUGEN, A. O., 1942, Home range of cottontail rabbit. *Ecology*, 23: 354-367.
- HAWES, M. L., 1977, Home range, territoriality, and ecological separation in sympatric shrews, *Sorex vagrans* and *Sorex obscurus*. *J. Mammal.*, 58: 354-367.
- HAYNE, D. W., 1949, Calculation of size of home range. J. Mammal., 30: 1-17.
- HAYNE, D. W., 1950, Apparent home range of *Microtus* in relation to distance between traps. *J. Mammal.*, 31: 26-39.
- HENRIQUES, R. P. B. and C. J. R. ALHO, 1991, Microhabitat selection by two rodent species in the cerrado of Central Brazil. *Mammalia*, 55(1): 50-56.
- HERSHKOVITZ, P., 1972, The recent mammals of the Neotropical region: A zoogeographic and ecological review. Pp. 311-341, in Keast, A., F.C. Erk and B. Glass (eds), *Evolution, mammals and southern continents*. State University of New York Press, Albany. 543pp.
- HUNSAKER II, D., 1977, Ecology of New World marsupials. Pp. 95-158, in Hunsaker II, D. (ed.), *The biology of marsupials*. Academic Press. 537pp.
- IZOR, R. J. and R. H. PINE, 1987, Notes on the black-shouldered opossum, Caluromysiops irrupta. Fieldiana: Zoology, new ser., 39: 117-124.
- JACOBS, L. L. and E. H. LINDSAY, 1984, Holartic radiation of neogene muroid rodents and the origin of South American cricetids. *Journal of Vertebrate Paleontology* 4(2): 265-272.
- JANDEL CORPORATION, Access Sofek, Inc., 1995, SIGMASTAT for Windows Version 2.0.
- JANSON, C. H. and L. H. EMMONS, 1990, Ecological structure of the nonflying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru. Pp. 314-338, in Gentry H. A. (ed.), *Four Neotropical rainforests*. New Haven, CT: Yale University Press.
- JENNRICH, R. I. and F. B. TURNER, 1969, Measurement of non-circular home range. *J. Theor. Biol.*, 22: 227-237.
- JONES, E. N., 1983, A comparison of meadow vole home ranges derived from

- grid trapping and radiotelemetry. J. Wildl. Mgmt., 47: 558-561.
- JONES, W. T., 1989, Dispersal distance and the range of nightly movements in Merriam's kangaroo rats. *J. Mammal.*, 70(1): 27-34.
- JORGENSEN, C. D. and W. W. TANNER, 1963, The application of the density probability function to determine the home range of *Uta stansburiana* stansburiana and *Cnemidophorus tigris tigris*. *Herpetologica*, 19: 105-115.
- JUNK, W. J. and J. A. S. N. de MELLO, 1990, Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. Estudos Avançados, 4(8): 126-143.
- KALKO, E. K. V. and C. O., HANDLEY Jr., 1993, Comparative studies of small mammal populations with transects of snap traps and pitfall arrays in Southwest Virginia. *Va. J. Sci.*, 44: 3-18.
- KAUFMAN, M. D., 1995, Diversity of New World mammals: universality of the latitudinal gradients of species and bauplans, *J. Mammal.*, 76 (2): 322-334.
- KINCAID, W. B. and E. H. BRYANT, 1983, A geometric method for evaluating the null hypotheses of random habitat utilization. *Ecology* 64(6): 1463-1470.
- KINCAID, W. B., G. N. CAMERON and B. A. CARNES, 1983, Patterns of habitat utilization in sympatric rodents on the Texas coastal prairie. *Ecology* 64(6): 1471-1480.
- KIRSCH, J. A. W., 1977, The classification of marsupials. Pp. 19-23, in Hunsaker II, D. (ed.), *The biology of marsupials*. Academic Press. 537pp.
- KLEIMAN, D. G., J. F. EISENBERG and E. MALINIAK, 1979, Reproductive parameters and productivity of caviomorph rodents. Pp. 173-183, in Eisenberg, J. F. (ed.), *Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics*. Smithsonian Institution Press. 271pp.
- KLOPFER, P. H. and R. MacARTHUR, 1960, Niche size and faunal diversity. *Amer. Nat.*, 94: 293-300.
- KOEPPL, J. W., N. A. SLADE, K. S. HARRIS and R. S. HOFFMANN, 1977, A three-dimensional home range model. *J. Mammal.*, 58: 213-220.
- KREBS, C. J., 1966, Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs*, 36: 239-273.
- KREBS, C. J., 1989, *Ecological Methodology*. Harper and Row, New York. 654pp.
- KREBS, C. J., 1994, Ecology. HarperCollins College Publishers. 801pp.

- KREBS, C. J., M. S. GAINES, B. L. KELLER, J. H. MYERS, and R. H. TAMARIN, 1973, Population cycles in small rodents. *Science*, 179: 35-41.
- LACHER, T. E, Jr. and M. A. MARES, 1986, The structure of Neotropical mammal communities: an appraisal of current knowledge. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 59: 121-134.
- LACHER, T. E., Jr. and C. J. R. ALHO, 1989, Microhabitat use among small mammals in the Brazilian Pantanal. *J. Mammal.*, 70(2): 396-401.
- LACHER, T. E, Jr. and M. A. MARES, 1996, Availability of resources and use of space in eastern chipmunks, *Tamias striatus*. *J. Mammal.*, 77: 833-849.
- LACHER, T. E., M. A. MARES and C. J. R. ALHO, 1989, The structure of a small mammal community in a Central Brazilian savanna. Pp. 137-162, in Redford, K. H. and J. F. Eisenberg (eds), *Advances in Neotropical Mammalogy*. The Sandhill Crane Press. Gainesville. 614 pp.
- LAIR, H., 1987, Estimating the location of the focal center in red squirrel home ranges. *Ecology*, 68: 1092-1101.
- LAURANCE, W. F., 1992, Abundance estimates of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. *Wildl. Res.*, 19: 651-655.
- LEBAN, A. F., 1990, HOME RANGE Package, Version 1.02.
- LE BOULENGÉ-NGUYEN, P. Y. and LE BOULENGÉ, E., 1986, A new ear-tag for small mammals. *J. Zool.*, 209: 302-304.
- LIAO, W., D. S. BHARGAVA and J. DAS, 1988, Some effects of dams on wildlife. *Environmental Conservation*, 15(1): 68-70.
- LIDICKER, W. Z., Jr., 1975, The role of dispersal in the demography of small mammals. Pp. 103-128, in Golley, F. B., K. Petrusewicz and L. Ryszkowski (eds), *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Cambridge Univ. Press, London. 451pp.
- LIMA, M. and F. M. JAKSIC, 1999, Population dynamics of three Neotropical small mammals: Time series models and the role of delayed density-dependence in population irruption's. *Australian J. Ecol.*, 24: 25-34.
- LIMA, M., P. A. MARQUET, F. M. JAKSIC, 1998, Population extinction risks of three Neotropical small mammal species. *Oecologia*, 115: 120-126.
- LINZEY, A. V. and M. D. KESNER, 1997a, Small mammals of a woodland-

- savannah ecosystem in Zimbabwe. I. Density and habitat occupancy patterns. *J. Zool.*, *Lond.* 243: 137-152.
- LINZEY, A. V. and M. D. KESNER, 1997b, Small mammals of a woodland-savannah ecosystem in Zimbabwe. II. Community structure. *J. Zool.*, *Lond*. 243: 153-162.
- LUDWIG, J. A. and J. F. REYNOLDS, 1988, Statistical Ecology: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons. New York. 337pp.
- MAGNUSSON, W. E., A. de L. FRANCISCO and T. M. SANAIOTTI, 1995, Homerange size and territoriality in *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 179-188.
- MAGURRAN, A. E., 1988, *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 179 pp.
- MALCOLM, J. R., 1991, *The small mammals of amazonian forest fragments:* pattern and process. Dissertation presented to the graduate school of the University of Florida. 217pp.
- MARES, M. A., 1992a, Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science*, 255: 976-979.
- MARES, M. A., 1992b, Response to Chesser and Hackett. *Science*, 256: 1504-1505.
- MARES, M. A. and T. E. LACHER, Jr., 1987, Social spacing in small mammals: patterns of individual variation. *Am. Zool.*, 27: 293-306.
- MARES, M. A. and K. A. ERNEST, 1995, Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *J. Mammal.*, 76: 750-768.
- MARES, M. A., M. R. WILLIG and N. A. BITAR, 1980, Home range size in eastern chipmunks, *Tamias striatus*, as a function of number of captures: statistical biases of inadequate sampling. *J. Mammal.*, 61: 661-669.
- MARES, M. A., K. A. ERNEST. and D. GETTINGER, 1986, Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 2: 289-300.
- MARES, M. A., J. K. BRAUN and D. GETTINGER, 1989, Observations on the distribution and ecology of the mammals of the Cerrado grasslands of

- central Brazil. Ann. Carnegie Mus., 58: 1-60.
- MARINHO-FILHO, J., M. L. REIS, P. S. de OLIVEIRA, E. M. VIEIRA and M. N. PAES, 1994, Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the Cerrado biodiversity. *An. Acad. Bras. Ci.*, 66: 149-157.
- MARSHALL, L. G., 1977, Lestodelphis halli. Mammalian Species 81: 1-3.
- MARSHALL, L. G., 1978, Glironia venusta. Mammalian Species 107: 1-3.
- MARSHALL, L. G., 1979, A model for paleobiogeography of South American cricetine rodents. *Paleobiology*, 5(2): 126-132.
- MARTIN, T. E., 1988, Resource partitioning and the structure of animal communities. Pp. 20-24, in *ISI Atlas of Science: Animal and plant sciences*.
- MAURER, B. A., J. H. BROWN and R. D. RUSLER, 1992, The micro and macro in body size evolution. *Evolution*, 46(4): 939-953.
- MAY, R. M., 1992, How many species inhabit the Earth? *Scientific American*, 10: 18-24.
- MCCRAVY, K. W. and R. K. ROSE, 1992, An analysis of external features as predictors of reproductive status in small mammals. *J. Mammal.* 73(1): 151-159.
- M'CLOSKEY, R. T., 1976, Community structure in sympatric rodents. *Ecology*, 57: 728-739.
- MCSHEA, W. J., 1989, Reproductive synchrony and home range size in a territorial microtine. *Oikos*, 56: 182-186.
- MELO, D. A.,1980, Estudo populacional de algumas espécies de roedores do cerrado (norte do município de Formosa, Goiás). Rev. Brasil. Biol., 40: 843-860.
- MESERVE, P. L., 1977, Three-dimensional home ranges of cricetid rodents. *J. Mammal.*, 58: 549-558.
- MESERVE, P. L. and E. R. LE BOULENGÉ, 1987, Population dynamics and ecology of small mammals in the northern Chilean semiarid region. *Fieldiana: Zoology*, new ser.,39: 413-431.
- MILLS, J. N., J. E. CHILDS, T. G. KSIAZEK and C. J. PETERS, 1998, Métodos para trampeo y muestreo de pequenos mamíferos para estudios virológicos. A.N.L.I.S. "Dr. Carlos G. Malbran". Il Reunión Nacional y el I Encuentro Internacional sobre Sindrome Pulmonar por Hantavirus. 66 pp.

- MOHR, C. O. and W. A. STUMPF, 1966, Comparison of methods for calculating areas of animal activity. *J. Wildl. Mgmt.* 30: 293-304.
- MORRIS, D. W., 1989, Habitat-dependent estimates of competitive interactions. *Oikos*, 55: 111-120.
- MORRIS, D. W., 1996, Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology*, 77: 2352-2364.
- MÜLLER, A. C., 1996, *Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento*. MAKRON *Books* do Brasil Editora Ltda e Editora McGraw-Hill Ltda. São Paulo. 412pp.
- MURÚA, R. and L. A. GONZALÉZ, 1985, A cycling population of *Akodon olivaceus* (Cricetidae) in a temperate rain forest in Chile. *Acta Zool. Fennica*, 173: 77-79.
- MURÚA, R., L. A. GONZÁLEZ, P. L. MESERVE, 1986, Population ecology of Oryzomys longicaudatus philippii (Rodentia:Cricetidae) in southern Chile. J. Anim. Ecol., 55: 281-293.
- MURÚA, R., P. L. MESERVE, L. A. GONZÁLEZ and C. JOFRÉ, 1987, The small mammal community of a Chilean temperate rain forest: lack of evidence of competition between dominant species. *J. Mammal.*, 68(4): 729-738.
- MUSSER, G. G. and M. D. CARLETON, 1993, Subfamily Sigmodontinae. Pp. 687-752, in Wilson, D. E. and D. M. Reeder (eds) *Mammal species of the world* a taxonomic and geographic reference. Second edition. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 1207pp.
- MUSSER, G. G., M. D. CARLETON, E. M. BROTHERS and A. L. GARDNER, 1998, Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): Diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys* "capito". Bulletin of the American Museum of Natural History 236:1-376.
- MYTON, B., 1974, Utilization of space by *Peromyscus leucopus* and other small mammals. *Ecology*, 55: 277-290.
- NEPSTAD, D. C., C. A. KLINK, C. UHL, I. C. VIEIRA, P. LEFEBVRE, M. PEDLOWSKI, E. MATRICARDI, G. NEGREIROS, I. F. BROWN, E. AMARAL, A. HOMMA and R. WALKER, 1997, Land-use in Amazonia and the Cerrado of Brazil. *Ciência e Cultura*, 49(1/2): 73-86.
- NITIKMAN, L. Z. and M. A. MARES, 1987, Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Ann. Carnegie Mus.*, 30: 75-95.

- O'CONNELL, M. A., 1982, Population biology of North and South American grassland rodents. Pp. 167-185, in Mares, M. A. and H. H. Genoways (eds), *Mammalian Biology in South America*, Vol.6, Special Publication Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh. 539pp.
- O'CONNELL, M. A., 1989, Population dynamics of neotropical small mammals in seasonal habitats. *J. Mammal.*, 70(3): 532-548.
- O'FARREL, M. J., D. W. KAUFMAN and D. W. LUNDAHL, 1977, Use of live-trapping with the assessment line method for density estimation. *J. Mammal.*, 58: 575-582.
- OLIVEIRA, A. E. de, 1992, O homem e a preservação da natureza. *Ciência Hoje*, 14 (81): 34-40.
- OLIVEIRA, J. A. de, R. E. STRAUSS and S. F. dos REIS, 1998, Assessing relative age and age structure in natural populations of *Bolomys lasiurus* (Rodentia: Sigmodontinae) in northeastern Brazil. *J. Mammal.*, 79(4): 1170-1183.
- PALMER, M. A., P. ARENSBURGER, A. P. MARTIN and D. W. DENMAN, 1996, Disturbance and patch-specific responses: The interactive effects of woody debris and floods on lotic invertebrates. *Oecologia (Berlim)*, 105(2): 247-257.
- PAULA, A. C., 1983, Relações espaciais de pequenos mamíferos em uma comunidade de mata de galeria do Parque Nacional de Brasília. Tese de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. 72pp.
- PELIKAN, J., 1968, The edge effect on the trapping area in estimates of numbers of small mammals. *Zool. Listy*, 17: 97-108.
- PEREIRA, L. A., 1982, Uso ecológico do espaço de *Zygodontomys Iasiurus* (Rodentia, Cricetinae) em hábitat natural de cerrado do Brasil Central. Tese de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. 130 pp.
- PIMM, S. L. and J. L. GITTLEMAN, 1992, Biological diversity: where is it? *Science*, 255: 940.
- PIRES, A. S. and F. A. S. FERNANDEZ, 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.
- POLLOCK, K. H., 1982, A capture-recapture design robust to unequal probability

- of capture. J. Wildl. Mgmt., 46: 752-757.
- PORTO, L. A., L. SILVEIRA and R. M. SILVA, 1992, Levantamento da Mastofauna na área de influência da U.H.E. Serra da Mesa, Goiás. *Res. XIX Congr. Brasil. Zool.* p.165.
- PRICE, M. V., P. A. KELLY and R. L. GOLDINGAY, 1994, Distances moved by Stephen's kangaroo rat (*Dipodomys stephensi* Merriam) and implications for conservation. *J. Mammal.*, 75: 929-939.
- PULLIAM, H. R. and B. J. DANIELSON, 1991, Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *The American Naturalist*, 137: S50-S66.
- RATTER, J. A., 1991, Guia para a vegetação da Fazenda Água limpa (Brasília, DF): com uma chave para os gêneros lenhosos de dicotiledônias do Cerrado. Brasília: Ed. da UnB, 137 pp. Coleção Textos Universitários.
- RATTER, J. A., S. BRIDGEWATER, R. ATKINSON and J. F. RIBEIRO, 1996, Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany*, 53 (2): 153-180.
- REDFORD, K. H. and G. A. B. FONSECA, 1986, The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica*, 18: 126-135.
- REDFORD, K. H. and J. F. EISENBERG, 1992, *Mammals of the Neotropics The southern cone*. Vol.2. The University Chicago Press. 430pp.
- REIG, O. A., 1984, Distribuição geográfica e história evolutiva dos roedores muroideos sulamericanos (Cricetidae: Sigmodontinae). *Revista Brasileira de Genética*, 7: 333-365.
- REIG, O. A., 1986, Diversity patterns and differentiation of high Andean rodents.
 Pp. 404-440, in Vuilleumier, F. and M. Monasterio (eds), *High altitude tropical biogeography*. Oxford University Press, New York, 649 pp.
- RIBEIRO, J. F. and B. M. T. WALTER, Fitofisionomias do bioma Cerrado, 1998, Pp. 89-166, in Sano, S. M. and S. P. Almeida (eds), *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA CPAC.
- RICKLEFS, R. E, 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, 235:167-171.

- ROSA, C. A. V. L., M. H. HUTZ, L. F. B. OLIVEIRA, J. A. MIRANDA, M. S. MATTEVI. 199_. Heterologous amplification of microsatellite loci from mice and rat in Oryzomyini rodents (Sigmodontinae). *Biochemical Genetics* (submet.).
- ROSENZWEIG, M. L., 1981, A theory of habitat selection. *Ecology*, 62(2): 32-335.
- RUGGIERO, A., 1994, Latitudinal correlates of the sizes of mammalian geographical ranges in South America. *Journal of Biogeography*, 21: 545-559.
- SALLES L. O.; G. S. CARVALHO; M. WEKSLER; F. L. SICURO; F. ABREU; A. R. CAMARDELLA; P. GUEDES; L. S. AVILLA; E. A. P. ABRANTES; V. SAHATE and I. A. COSTA, 1999, Fauna de Mamíferos do Quaternário de Serra da Mesa (Goiás, Brasil). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, 78: 1-15.
- SAMUEL, M. D. and E. O. GARTON, 1985, Home range: a weighted normal estimate and tests of underlying assumptions. *J. Wildl. Mngt.*, 49: 513-519.
- SANDERSON, G. C., 1966, The study of mammal movements-a review. *J. Wildl. Mngt.*, 30: 215-235.
- SCHOENER, T. W., 1981, An empirically based estimate of home range.

 Theoretical Population Biology 13:72-98.
- SEBER, G. A. F., 1986, A review of estimating animal abundance. *Biometrics*, 42: 267-292.
- SEVERO, J. B.; L. F. B. OLIVEIRA; A. R. LANGGUTH; N. I. ZANCHIN; A. P. NUNES; J. A. MIRANDA; I. J. SBALQUEIRO; and M. S. MATTEVI. 199_. Chromosomal characterization of Brazilian echimyid species (Echimyidae, Rodentia). Zeitschrift für Säugetierkunde (submet.).
- SHEPPE, W., 1972, The annual cycle of small mammal populations on a Zambian flood plain. *J. Mammal.*, 53: 445-460.
- SIEGEL, S., 1979, Estatística não paramétrica para ciências do comportamento. Ed. McGraw - Hill do Brasil, Ltda. 350pp.
- SILVA Jr., N. J., 1995, Planejamento e implantação da operação resgate de fauna da área sob influência da AHE Serra da Mesa. Nacional Energética S. A.
- SILVA, M and J. A. DOWNING, 1994, Allometric scaling of minimal mammal densities. *Conservation Biology*, 8(3): 732-743.

- SLADE, N. A. and L. A. RUSSEL, 1998, Distances as indices to movements and home-range size from trapping records of small mammals. *J. Mammal.*, 79: 346-351.
- SLADE, N. A. and R. K. SWIHART, 1983, Home range indices for the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*) in northeastern Kansas. *J. Mammal.*, 64(4): 580-590.
- SLADE, N. A., L. A. RUSSEL and T. J. DOONAM, 1997, The impact of supplemental food on movements of prairie voles (*Microtus ochrogaster*). *J. Mammal.*, 78: 1149-1155.
- SLAUGHTER, B. H. and J. E. UBELAKER, 1984, Relationship of South American cricetines to rodents of North America and the old world. *Journal of Vertebrate Paleontology* 4(2): 255-264.
- SMITH, M. H., J. B. GENTRY and J. PINDER, 1974, Annual fluctuations in small mammal populations in an eastern hardwood forest. *J. Mammal.*, 55: 231-234.
- SMITH, M. H., R. H. GARDNER, J. B. GENTRY, D. W. KAUFMAN and M. H. O'FARRELL, 1975, Density estimations of small mammal populations, Pp. 25-33, in Golley, F. B., K. Petrusewicz and L. Ryszkowski (eds), Small mammals: their productivity and population dynamics. Cambridge Univ. Press, London. 451pp.
- SNEATH, P. H. A. and R. R. SOKAL,1973. *Numerical Taxonomy. The principles and practice of numerical classification*. W. H. Freeman & Co., San Francisco. 573pp.
- SOKAL, R. R. and F. J. ROHLF, 1995, *Biometry*. (3rd edition). W. H. Freeman & Co., New York. 887pp.
- SOUTHWOOD, T. R. E., 1978, *Ecological Methods with particular reference to the study of Insect populations*. (2nd edition). Chapman and Hall, London and New York. 524pp.
- SOUZA, M. J. and C. J. R. ALHO, 1980, Distribuição espacial do roedor silvestre Zygodontomys lasiurus em hábitat natural do Cerrado. Bras. Flor., 44: 31-74.
- SOUZA, W. P., 1984, The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 353-391.

- STALLINGS, J. R., 1989, Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. Bull. Florida State Mus., Biol. Sci., 34: 153-200.
- STATSOFT, INC., 1995, *STATISTICA for Windows*. [Computer program manual] Tulsa, OK.
- STEPPAN, S. J., 1995, Revision of the tribe Phyllotini (Rodentia: Sigmodontinae), with a phylogenetic hypothesis for the Sigmodontinae. *Fieldiana*: *Zoology*, new ser., 80.
- STEVENS, S. M. and T. P. HUSBAND, 1998, The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biol. Conserv.*, 85: 1-8.
- STICKEL, L. F., 1954, A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. *J. Mammal.*, 35:1-15.
- STICKEL, L. F., 1968, Home range and travels, Pp. 373-411, in King, J. A. (ed.), Biology of Peromyscus (rodentia). Special Publication n°2, The American Society of Mammalogists.
- STREILEIN, K. E., 1982a, Behavior, ecology, and distribuition of South American marsupials. Pp. 231-250, in Mares, M. A. and H. H. Genoways (eds), *Mammalian Biology in South America*, Vol. 6, Special Publication Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh. 539pp.
- STREILEIN, K. E., 1982b, The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. III. Reproductive biology and population ecology. *Ann. Carnegie Mus.*, 51: 251-269.
- STREILEIN, K. E., 1982c, The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian Caatinga. IV. Habitat selection. *Ann. Carnegie Mus.*, 51: 331-343.
- SWIHART, R. K., 1992, Home range attributes and spatial structure of woodchuck populations. *J. Mammal.*, 73(3): 604-618.
- SWIHART, R. K. and N. A. SLADE, 1985, Influence of sampling interval on estimates of home range size. *J. Wildl. Mgmt.*, 49: 1019-1025.
- SWIHART, R. K. and N. A. SLADE, 1989, Differences in home-range size between sexes of *Microtus ochrogaster*. *J. Mammal.*, 70: 816-820.
- SWIHART, R. K., N. A. SLADE and B. J. BERGSTROM, 1988, Relating body size to the rate of home range use in mammals. *Ecology*, 69: 393-399.
- SZALAY, F. S., 1994, in Pp. 407-428, Evolutionary history of the marsupials and

- an analysis of osteological characters. Cambridge University Press. 481pp.
- TERBORGH, J., 1992, Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292.
- TEW, T. E., I. A. TODD and D. W. MACDONALD, 1994, The effects of trap spacing on population estimation of small mammals. *J. Zool.*, 233: 340-344.
- VAN WINKLE, W., Jr., 1975, Comparison of several probabilistic home range models. *J. Wildl. Mgmt.*, 39: 118-123.
- VIEIRA, M. V., 1997, Dynamics of a rodent assemblage in a cerrado of southeast Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, 57(1): 99-107.
- VIEIRA, E. M. and L. C. BAUMGARTEN, 1995, Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 255-262.
- VOSS, R. S. and EMMONS, L. H., 1996, Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, no 230.
- WALTER, H., 1986, Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global. São Paulo, EPU. 325pp.
- WALTER, B. M. T., 1995, Distribuição espacial de espécies perenes em uma mata de galeria inundável no Distrito Federal: florística e fitossociologia.

 Brasília: UnB Departamento de Ecologia, 200 pp. Tese de Mestrado.
- WHITE, G. C., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM and D. L. OTIS, 1982, Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, New Mexico. 235pp.
- WIGER, R., 1979, Demography of a cyclic population of the bank vole Clethrionomys glareolus. Oikos, 33: 373-385.
- WILLIAMS, D. F. and S. E. BRAUN, 1983, Comparison of pitfall and conventional traps for sampling small mammal populations. *J. Wildl. Mgmt.*, 47: 841-845.
- WILSON, D. E. and D. M. REEDER, 1993, *Mammal species of the world a taxonomic and geographic reference*, Second edition. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 1207pp.
- WILSON, D. E., F. R. COLE, J. D. NICHOLS, R. RUDRAN and M. S. FOSTER, 1996, Measuring and monitoring biological diversity - Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 409pp.

- WOLEK, J., 1997, Scientific investigations in the Czorsztyn-Niedzica and Sromowce Wyzne water reservoirs complex and in their surroundings (Pieniny Mts., Southern Poland). *Botaniczne Wiadomosci*, 41(1): 27-36.
- WOLFF, J. O., 1985, The effects of density, food, and interspecific interference on home range size in *Peromyscus leucopus* and *Peromyscus maniculatus*. *Can. J. Zool.*, 63: 2657-2662.
- WOOD, M. D. and N. A. SLADE, 1990, Comparison of ear-tagging and toe-clipping in prairie voles, *Microtus ochrogaster. J. Mammal.* 71(2): 252-255.
- WOODMAN, N., R. M. TIMM, N. A. SLADE and T. J. DOONAN, 1996, Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. *J. Mammal.*, 77: 274-281.
- WOODS, C. A., 1993, Suborder Hystricognathi. Pp. 771-806, in Wilson, D. E. and D. M. Reeder (eds), Mammal species of the world a taxonomic and geographic reference, Second edition. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 1207 pp.
- WORTON, B. J., 1987, A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Model.*, 38: 277-298.
- WORTON, B. J., 1989, Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164-168.
- YACOUBI, M., K. and C. BOTIN, 1997, Impact of an hydroelectric reservoir on the interstitial biotopes and the distribution of the interstitial fauna of a river. *Memoires de Biospeologie*, 24(0): 191-206.
- ZAR, J. H., 1996, *Biostatistical Analysis*. Third edition, Pren Hall, New Jersey. 662pp.