



UNILASALLE
CENTRO UNIVERSITÁRIO LA SALLE



EVERTON CONCEIÇÃO DA SILVEIRA

**ESTUDO DE INDICADORES AMBIENTAIS E DE PADRÕES DE USO DO ESPAÇO
POR PEQUENOS ROEDORES SILVESTRES EM ÁREAS DE CAMPO ALTERADO
NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS: SUBSÍDIOS PARA
CONSERVAÇÃO E PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

CANOAS, 2011

EVERTON CONCEIÇÃO DA SILVEIRA

**ESTUDO DE INDICADORES AMBIENTAIS E DE PADRÕES DE USO DO ESPAÇO
POR PEQUENOS ROEDORES SILVESTRES EM ÁREAS DE CAMPO ALTERADO
NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS: SUBSÍDIOS PARA
CONSERVAÇÃO E PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Avaliação de Impactos Ambientais em Mineração do Centro Universitário La Salle - UNILASALLE, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Avaliação de Impactos Ambientais em Mineração.

Orientação: Profa. Dra. Cristina Vargas Cademartori.

CANOAS, 2011

EVERTON CONCEIÇÃO DA SILVEIRA

**ESTUDO DE INDICADORES AMBIENTAIS E DE PADRÕES DE USO DO ESPAÇO
POR PEQUENOS ROEDORES SILVESTRES EM ÁREAS DE CAMPO ALTERADO
NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS: SUBSÍDIOS PARA
CONSERVAÇÃO E PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre em Avaliação de
Impactos Ambientais em Mineração do Centro
Universitário La Salle

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Eduardo Dias Forneck
Centro Universitário La Salle

Prof. Dr. Rubens Müller Kautzmann
Centro Universitário La Salle

Prof. Dr. Thales Renato Ochotorena de Freitas
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

*Dedico esta conquista à Maria de Lourdes Souza
Baptista por todo incentivo e paciência que me
ofereceu.*

AGRADECIMENTOS

À minha família (base emocional), Maria de Lourdes, Vanda, Paulo, Marina, Sérgio, Tatiana, Larissa, Livia e Letícia.

À orientadora, Cristina Vargas Cademartori, pelos ensinamentos para o desenvolvimento deste trabalho, paciência e companhia nas expedições ao campo.

Ao amigo (*in memoriam*) e proprietário da área 1 da área de estudo, Luiz da Silva, por todo apoio dado.

Ao colega de trabalho da CIENTEC, Everson dos Santos Silveira, por todo apoio dado.

À Fundação de Ciência e Tecnologia – CIENTEC, pela disponibilização de sua infraestrutura para a realização de ensaios pertinentes ao estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e à Carbonífera Metropolitana, pela concessão de bolsa de mestrado e apoio financeiro.

Aos professores, Eduardo Dias Forneck, Rubens Müller Kautzmann, Sérgio Augusto Loreto Bordignon e Sydney Sabedot, pelos ensinamentos em suas respectivas áreas.

Aos amigos e aos bolsistas do projeto que ajudaram nas atividades de campo (Alexandre, Cristiane, Daniela, Thiago, Glenda, Daniel, Faina, Diana e Tiago).

A ignorância gera confiança com mais frequência do que o conhecimento: são aqueles que sabem pouco, e não aqueles que sabem muito, que tão positivamente afirmam que esse ou aquele problema jamais será resolvido pela ciência.

Charles Darwin

O homem está na origem dos problemas ambientais, mas é parte também das soluções. Resolver o problema da perda da biodiversidade excluindo o homem da paisagem é apenas um paliativo, e não uma solução.

Jean Paul Metzger

RESUMO

O espaço da paisagem mais frequentemente utilizado pela fauna reúne as condições ecológicas mais favoráveis, ou menos extremas, ao seu estabelecimento e manutenção. A heterogeneidade espacial e temporal dos habitats afeta os padrões faunísticos de abundância e distribuição, fazendo com que as populações explorem o espaço físico de maneira distinta. O monitoramento compõe a principal parte do controle ambiental e de estudos para conservação de seu patrimônio, e seus indicadores são componentes fundamentais à tomada de decisão, pois permitem tanto criar cenários e referenciais ambientais que apontem mudanças e condições do ambiente, quanto aferir ou acompanhar os resultados de uma decisão assumida. Avaliações periódicas do comportamento natural de elementos bióticos (fauna de pequenos mamíferos não voadores e volume fitoestrutural do habitat) e abióticos (teor de umidade do solo) foram realizadas na APA do Banhado Grande, no município de Viamão, RS, de modo que seus padrões mensais de variação, bem como o uso do habitat pela fauna permitam, respectivamente, estabelecer referenciais ambientais (RA's) locais da área de estudo e constituam-se em conhecimento técnico para subsidiar estratégias de manejo e conservação faunística. Avaliações mensais foram realizadas em áreas de campo alterado, entre setembro/2010 e agosto/2011, totalizando 12 expedições a campo. Ao longo de três transecções foram definidos 30, 15 e quatro pontos de amostragem, respectivamente, de pequenos mamíferos não voadores, teor de umidade do solo, e volume fitoestrutural do habitat. Evidenciou-se uma elevada frequência de uso faunístico de ambientes com vegetação entre 0,388 m³/4m² e 1,550 m³/4m², e teores de umidade do solo entre 9,030% e 21,747%. *Calomys cf. tener* e *Oligoryzomys flavescens* demonstraram preferência por estratos de vegetação, em média, mais baixos, e capacidade de reconhecerem uma parte da paisagem de campo como matriz herbácea. *C. cf. tener* fez, ainda, distinção entre ambientes com diferentes níveis de teor de umidade do solo, preferindo locais mais secos. *Calomys laucha* e *Deltamys kempfi* potencialmente selecionam micro-habitats, respectivamente, com baixos volumes fitoestruturais do habitat (vegetação, em média, mais baixa) e elevados teores de umidade do solo. *C. laucha* parece selecionar micro-habitats mais em decorrência da estrutura da vegetação do que devido à presença de itens que reconhecidamente compõem sua dieta alimentar. Encontrou-se, também, uma correlação positiva e significativa entre o teor de umidade do solo e o número de capturas, com moderada sensibilidade de ajuste. Evidenciou-se, assim, relação de causa e efeito entre os parâmetros avaliados, indicando que a fauna de pequenos mamíferos não voadores é influenciada pelas oscilações naturais dos percentuais de

umidade do solo. A estreita faixa de tolerância à variação no volume de vegetação, constatada para *C. laucha* e *C. cf. tener*, bem como a concentração de registros de *O. flavescens* em ambientes com menor volume de vegetação ou mais úmidos, no caso de *D. kempi*, sugerem a elevada eficiência bioindicadora dessas espécies na área. Os referenciais ambientais mensais obtidos entre set/10 e ago/11, para os parâmetros analisados, apresentaram, em avaliações de não inclusão em intervalos de confiança estabelecidos a partir de dados amostrais mensais, diferenças significativas na maior parte dos cotejos, corroborando seu potencial para uso aplicado.

Palavras-chave: Seleção de micro-habitats. Campos Sulinos. Referenciais ambientais. Pequenos mamíferos não voadores. Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande.

ABSTRACT

The space of the landscape most often utilized by fauna joins the most favorable ecological, or least extreme, conditions for its establishment and maintenance. The spatial and temporal heterogeneity of the habitats affects the faunistic patterns of abundance and distribution, prompting populations to exploit the physical space differently. Monitoring makes up the main part of environmental control and studies for the conservation of its inheritance. Its indicators are essential components in decision-making, because they allow us not only to create scenarios and reference environments that point out changes and conditions of the environment but also to measure or follow the results of a decision taken. Periodic evaluations of the natural behavior of biotic elements (fauna of small non-flying mammals and phytostructural of the habitat volume) and abiotic elements (level of soil moisture) were carried out in the Protected Environmental Area (PEA) of Banhado Grande, in the municipality of Viamão, RS, such that both monthly variations patterns and the use of habitats by fauna allow establish local environmental references (ER's) of the study area and constituted in technical knowledge to help management strategies and faunistic conservation. Monthly evaluations were carried out in areas of altered fields, between September 2010 and August 2011, totaling 12 field expeditions. Along three transects, 30, 15 and four sampling points were defined for small non-flying mammals, level of soil moisture, and phytostructural of the habitat volume, respectively. There was a high rate of faunistic use of environments with vegetation between $0.388 \text{ m}^3/4 \text{ m}^2$ and $1.550 \text{ m}^3/4 \text{ m}^2$, and levels of soil moisture between 9.030% and 21.747%. *Calomys cf. tener* and *Oligoryzomys flavescens* demonstrated a preference for lower vegetation strata, on average, and the capacity of recognizing a part of fields as a herbaceous matrix. *C. cf. tener* even made a distinction between environments with different levels of soil moisture, preferring drier places. *Calomys laucha* and *Deltamys kempfi* potentially select micro-habitats, respectively with low phytostructural of the habitat volume (lower vegetation, on average) and high levels of soil moisture. *C. laucha* appears to select micro-habitats depending more on the structure of vegetation than on the presence of items that recognizably compose its diet. We also found a positive and significant correlation between level of soil moisture and number of captures, with moderate fit of the model. Thus, a cause and effect relationship was found between the parameters evaluated, indicating that the fauna of small non-flying mammals is influenced by natural oscillations of percentages of soil moisture. The narrow range of tolerance to variation in volume of vegetation, found for *C. laucha* and *C. cf. tener*, as well as the concentration of recordings of *O. flavescens* in

environments with lower volume of vegetation, or more humid ones in the case of *D. kempi*, suggests the high bioindicator efficiency of these species in the area. The monthly environmental references obtained between September 2010 and August 2011, for the parameters analyzed showed, in evaluation of non-inclusion in confidence intervals established from monthly sampling data, significant differences in the majority of the comparisons, corroborating their potential for applied use.

Key words: Selection of micro-habitats. Southern Campos. Environmental references. Small non-flying mammals. Protected Environmental Area of Banhado Grande.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 – Localização da área de estudo ($29^{\circ}59'26,27''S$; $50^{\circ}57'44,27''O$), indicada pelo círculo branco, em relação à APA do Banhado Grande..... 33
- Figura 2 – Localização das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). Coordenadas geográficas: área 1 ($30^{\circ}00'42,95''S$; $50^{\circ}57'54,49''O$); área 2 ($29^{\circ}58'29,20''S$; $50^{\circ}57'54,07''O$)..... 34
- Figura 3 – Número total de capturas de pequenos mamíferos não voadores, por espécie, obtido na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011..... 37
- Figura 4 – Dimensão fitoestrutural do nicho ecológico efetivo das espécies de pequenos roedores registradas na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011..... 42
- Figura 5 – Dimensão hidropedológica do nicho ecológico efetivo das espécies de pequenos roedores registradas na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011..... 44
- Figura 6 – Frequências de captura das espécies de pequenos mamíferos registradas por classe da amplitude do volume fitoestrutural do habitat observada nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011..... 45
- Figura 7 – Frequências de captura das espécies de pequenos mamíferos registradas por classe da amplitude hidropedológica observada nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011..... 46
- Figura 8 – Altura fitoestrutural média do habitat de registro das espécies de pequenos roedores capturadas nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011..... 47

CAPÍTULO 2

- Figura 1 – Localização da área de estudo ($29^{\circ}59'26,27''S$; $50^{\circ}57'44,27''O$), indicada pelo círculo branco, em relação à APA do Banhado Grande..... 65
- Figura 2 – Localização das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). Coordenadas geográficas: área 1 ($30^{\circ}00'42,95''S$; $50^{\circ}57'54,49''O$); área 2 ($29^{\circ}58'29,20''S$; $50^{\circ}57'54,07''O$) 66

Figura 3 – Número total de capturas de pequenos mamíferos não voadores, por espécie, obtido na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011.....	69
Figura 4 – Somatório mensal do volume fitoestrutural do habitat e do número de capturas de pequenos mamíferos não voadores obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.....	70
Figura 5 – Somatório mensal dos teores de umidade do solo e do número de capturas de pequenos mamíferos não voadores obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.....	71
Figura 6 – Regressão linear entre teores de umidade do solo e número de capturas de pequenos mamíferos não voadores (RA's) obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.	71
Figura 7 – Dimensão fitoestrutural do nicho ecológico efetivo das espécies registradas na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, nas três transecções das áreas 1 e 2.....	76
Figura 8 – Dimensão hidropedológica do nicho ecológico efetivo das espécies registradas na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, nas três transecções das áreas 1 e 2.....	77

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela I – Espécies botânicas registradas (inventário florístico expedito) em áreas de campo alterado na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011 nas três transecções das áreas 1 e 2..... 38
- Tabela II – Frequências de uso do espaço por classe da amplitude de volume fitoestrutural do habitat registrada na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, e parâmetros estatísticos correspondentes..... 49
- Tabela III – Frequências de uso do espaço por da amplitude hidropedológica de variação do teor de umidade do solo registrada na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, e parâmetros estatísticos correspondentes..... 50

CAPÍTULO 2

- Tabela I – Referenciais ambientais (RA's) mensais construídos na APA do Banhado Grande entre setembro/2010 e agosto/2011, e seus respectivos coeficientes de variação (CV) e desvios padrões (DP)..... 72
- Tabela II – Resultados da avaliação de não inclusão dos parâmetros monitorados na APA do Banhado Grande, em cotejos entre os referenciais ambientais (RA's) mensais e um intervalo esperado para sua ocorrência (intervalos de confiança de dados amostrais), considerando-se o período de setembro/2010 e agosto/2011..... 73

SUMÁRIO

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xiii
INTRODUÇÃO GERAL	16
CAPÍTULO 1 - USO DO ESPAÇO POR ASSEMBLÉIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES (RODENTIA, SIGMODONTINAE) EM ÁREAS DE CAMPO ALTERADO NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, BRASIL	27
RESUMO	28
1. INTRODUÇÃO	29
2. MATERIAL E MÉTODOS	32
2.1. Área de estudo	32
2.2. Métodos e áreas de coleta de dados	33
2.3. Identificação taxonômica e depósito dos indivíduos coletados	35
2.4. Análise de dados	36
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4. CONCLUSÕES	51
5. AGRADECIMENTOS	51
6. REFERÊNCIAS	52
CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS EM ÁREA ÚMIDA NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, PARA USO EM PROCESSOS DE MITIGAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL	59
RESUMO	60
1. INTRODUÇÃO	61
2. MATERIAL E MÉTODOS	64
2.1. Área de estudo	64
2.2. Métodos e áreas de coleta de dados	65
2.3. Identificação taxonômica e depósito dos indivíduos coletados	67
2.4. Análise de dados	67

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
4. CONCLUSÕES.....	77
5. AGRADECIMENTOS.....	78
6. REFERÊNCIAS.....	79
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	83
REFERÊNCIAS.....	85
ANEXOS.....	90

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

A demanda qualitativa e quantitativa dos recursos naturais no planeta vem sendo incrementada em consequência do crescimento populacional e/ou do desenvolvimento cultural e econômico, associados, ainda, à ausência de uma abordagem ambiental sistêmica. Rees (1990), em alusão à dependência crescente do ser humano pelos recursos naturais, menciona que o homem paleolítico fazia uso, apenas, de animais, plantas, lenha, água e pedra; no neolítico acrescem-se as suas necessidades os solos cultiváveis e os metais; e ao atual atribui-se uma infinidade de matérias-primas. Essa dependência contemporânea estimula o surgimento de um quadro nacional e internacional de degradação de ecossistemas, que conforme citam Cademartori e Sabedot (2005), é consequência do equacionamento produtivo comercial (sociedade-indústria) impulsionado por esse crescimento populacional e tecnológico moderno.

A magnitude dos impactos ambientais depende, entre outros fatores, da forma de apropriação dos recursos naturais que, em última análise, exprime a percepção da importância do meio ambiente para a humanidade dentro de uma ampla escala de valores. Esta forma, por sua vez, tem marcado períodos históricos característicos da sociedade e descreve relações direta e inversamente proporcionais ao desenvolvimento econômico e ambiental, sendo classificada, de acordo com Raffestin (1993), como exploracionismo, preservacionismo e conservacionismo.

Raffestin (1993) e o IBGE (2004) referem-se ao conservacionismo como única forma gestora capaz de conciliar o desenvolvimento econômico e a conservação do patrimônio ambiental dos ecossistemas de interesse e manejados pela humanidade, assegurando, assim, que gerações presentes e futuras também usufruam de suas benéficas potencialidades. O IBGE revela, ainda, que dentro das práticas gestoras do conservacionismo abrangem procedimentos metodológicos de manutenção, de preservação e de restauração ou recuperação. Segundo Costa et al. (2005), o manejo da paisagem também integra essas práticas.

O IBAMA (1990) define que:

[...] a degradação de uma área ocorre quando a vegetação nativa e a fauna forem destruídas, removidas ou expulsas; a camada fértil do solo for perdida, removida ou enterrada; e a qualidade e o regime de vazão do sistema hídrico forem alterados. A degradação ambiental ocorre quando há perda de adaptação às características físicas, químicas e biológicas e é inviabilizado o desenvolvimento sócio-econômico [...].

Para Sánchez (2006), a degradação ambiental consiste em “[...] qualquer alteração adversa dos processos, funções ou componentes ambientais, ou uma alteração adversa da qualidade ambiental, correspondendo, assim, ao impacto ambiental negativo [...]”, que, segundo o mesmo autor, “[...] é a alteração da qualidade ambiental que resulta da modificação de processos naturais ou sociais provocada por ação humana [...]”. Outros autores, tais como Moreira (1992) e Canter, Bolea, Westman e Wathern apud Sánchez (2006), definem impacto ambiental (*lato sensu*) como a mudança de um parâmetro físico, químico, biológico, cultural ou sócio-econômico em um sistema ambiental, num determinado período e numa determinada área, que resulta de uma dada atividade humana, relativa às alternativas em estudo para satisfazer as necessidades de um projeto, comparada com a situação que ocorreria se essa atividade não tivesse sido iniciada.

A condição de degradação ambiental, consequência da ação dos impactos ambientais, por sua vez, motiva, em função do surgimento de uma condição de declínio da qualidade ambiental, a recuperação ambiental. Segundo Reis et al. (1999), este último é um processo em que profissionais tecnicamente competentes devem fazer uso de procedimentos para promover uma nova dinâmica da sucessão ecológica e conhecer as inter-relações existentes entre plantas e animais no intuito de estabelecer um processo contínuo de regeneração no ambiente.

Turner (1996) e Costa et al. (2005) apontam, dentre os processos que mais promovem degradação ambiental no Brasil e modificações na paisagem, a fragmentação e a perda de habitats. O processo de fragmentação e suas consequências são relativamente bem estudados em ambientes florestais (DIAMOND, 1972; NEWMARK, 1987; TAYLOR et al., 1993; BÉLISLE et al., 2001; BASCOMPTE et al., 2002; CHAFOUN et al., 2002; FAHRIG, 2002; LOVEJOY et al. apud FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007) sabendo-se que seus distintos estágios decorrem de padrões conspícuos do desenvolvimento social e econômico nacionais, regionais e locais (conforme Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2003). Para as áreas campestres, todavia, formadas por duplo estrato herbáceo a partir da co-evolução com herbívoros e a ação do fogo (CARVALHO et al., 1999 e OVERBECK et al., 2009), este e outros processos de degradação, bem como suas consequências para a diversidade biológica, ainda carecem de maiores esclarecimentos científicos. Entretanto, Behling et al. (2009), Boldrini (2009), Bustamante e Simonetti (2005), e Overbeck et al. (2009) revelam que a fragmentação tem como potenciais precursores, entre outros, principalmente a silvicultura (formação de “florestas”) de *Pinus*, devido a sua efetiva dispersão de sementes e à capacidade de germinação em vegetação aberta, podendo ser também de *Eucalyptus* ou *Acacia*, e à

ausência das pressões de pastejo (herbivoria) e/ou de queimada sobre os dois estratos típicos de campo.

Inversamente à fragmentação está a conectividade da paisagem, que conforme Tichendorf e Fahrig (2000), Metzger (2001), Forero-Medina e Vieira (2007), Goodwin apud Forero-Medina e Vieira (2007), e Metzger (2008), além de dividir-se em conectividade estrutural (vinculada aos aspectos físicos da paisagem tais como distâncias entre fragmentos e corredores) e conectividade funcional (vinculada aos aspectos interativos organismo-paisagem, considerando as respostas comportamentais dos organismos frente aos elementos dessa paisagem), equivale à capacidade da paisagem ou de suas unidades, de facilitar ou restringir o movimento dos fluxos biológicos (gênicos ou de organismos) entre seus fragmentos de habitat. Essa capacidade depende também da dependência da proximidade dos elementos do habitat, da densidade de corredores e de “stepping stones” (pontos de ligação ou trampolins ecológicos), e da permeabilidade da matriz. Sua relevância para a manutenção dos ecossistemas reside no fato de que os fluxos biológicos nos remanescentes de habitats da paisagem fragmentada (corredores e manchas ou fragmentos) e entre eles (matriz) constituem-se, segundo Zollner e Lima (1999), Gibbs (2001) e Primack apud Forero-Medina e Vieira (2007), em um dos principais fatores determinantes da dinâmica de populações em paisagens fragmentadas. Além de evitar a perda de variabilidade genética devido a endocruzamento, os fluxos biológicos possibilitam a dispersão e colonização (ou recolonização) de novos ambientes.

Em atendimento às demandas energéticas no mundo, dado os patamares elevados de consumo de energia, o setor energético vem diversificando ou aprimorando suas fontes de energia para suprir, de maneira efetiva, esta crescente demanda. Conforme Gavronski (2007), o aumento da população e o desenvolvimento da economia criam a necessidade de expansão de mais de quatro mil megawatts de energia nova por ano no Sistema Interligado Nacional (SIN). Para dar o suporte energético a essas demandas, tem-se disponíveis determinados recursos naturais para emprego como fontes geradoras, sejam eles renováveis (hídrico, eólico, solar, biogás, biomassa, geotérmica e marinho) ou não renováveis (nuclear, carvão mineral, petróleo e gás natural). Essas fontes são empregadas em proporções diferentes, de maneira estratégica e concordante com sua disponibilidade nos limites territoriais de cada nação, constituindo assim, a matriz energética.

Segundo a Agência Internacional de Energia (AIE) apud Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2008), nos anos de 1973 e 2006, respectivamente, a matriz energética mundial era composta por petróleo (46,1 e 34,4%), carvão mineral (24,5 e 26,0%), gás natural

(16,0 e 20,5%), biomassa (10,2 e 10,1%), nuclear (0,9 e 6,2%), hidráulica (2,2 e 1,8%) e por outras fontes (0,6 e 0,1%). Neste mesmo período, a geração de energia elétrica mundial resultou de diversas fontes, tais como petróleo (24,7 e 6,6%), carvão mineral (38,3 e 40,3%), gás natural (12,1 e 20,1%), nuclear (3,3 e 14,8%), hidráulica (21,0 e 16,0%), entre outras (2,3 e 0,6%). Em ambas as situações de uso de recursos como fontes para geração de energia percebe-se um aumento no emprego do carvão mineral. De acordo com a BP Global (BP) apud ANEEL (2008), o carvão mineral constitui-se no combustível fóssil mais abundante, com reservas mundiais comprovadas de 847,5 bilhões de toneladas, o suficiente para atender à demanda energética mundial atual por mais de 130 anos. Embora fontes renováveis, como biomassa, solar e eólica, venham ganhando espaço, ocupando, assim, uma maior parcela na matriz energética mundial, o carvão mineral, segundo a AIE (2010), deverá continuar sendo, por muitas décadas, o principal insumo para a geração de energia elétrica, especialmente nos países em desenvolvimento. Suas reservas no Brasil correspondem a menos de 1% do total mundial, o que equivale a aproximadamente sete bilhões de toneladas distribuídas entre os estados do Rio Grande do Sul (89,25%), Santa Catarina (10,41%), Paraná (0,32%) e São Paulo (0,02%), conforme ANEEL (2008). Ainda segundo a ANEEL, mesmo sendo pouco expressivas as reservas nacionais, com qualidade inferior de matéria-prima e possuindo restrições geopolíticas de seu uso, um plano de diversificação da matriz energética do governo federal (Plano Decenal de Expansão de Energia Elétrica - PDEE 2006/2015 – MME/EPE, 2006) foi criado para ampliar a participação do carvão mineral na geração de energia elétrica no país, que no ano de 2007 representava pouco mais de 1,8% da matriz nacional (7,900 TWh de um total de 435,680 TWh). O Plano Nacional de Energia 2030 tem o propósito de estender a capacidade de geração de energia elétrica por meio do carvão em mais 3,848 TWh, a partir da operação das usinas termelétricas já autorizadas pelo governo e em estudo de viabilidade técnico-econômica e socioambiental (ANEEL, 2008).

No Rio Grande do Sul, a bacia do Rio Gravataí possui imensos recursos em carvão mineral, tendo sido alvo de investigação quanto ao seu potencial pelo DNPM (Departamento Nacional da Produção Mineral) e CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais) nos anos de 1978 a 1982. A porção denominada Jazida de Gravataí Leste, foco de estudos de viabilidade econômica e ambiental atualmente, sofreu lavra incipiente em 1920 por poços rasos, apresentando reservas econômicas da ordem de 90 milhões de toneladas, e apesar de modesta, permite a lavra a céu aberto (SILVA et al., 1993).

Segundo Kopezinsk (2000) e Moreira (2004), mesmo sendo de grande relevância para o produto interno bruto dos países, os empreendimentos mineradores, que quase na sua

totalidade desenvolvem suas atividades com base em procedimentos operacionais que envolvem a movimentação de terras e escavações, trazem, como agravantes, entre outras consequências, alterações de corpos d'água e de níveis do lençol freático, perda de biodiversidade e de fertilidade natural do solo, e a interferência, em escala regional, sobre os recursos hídricos. Uma série de problemas ambientais está associada com a extração, transporte, beneficiamento e combustão do carvão mineral, cujo futuro de sua utilização, no Brasil, está atrelado a maiores investimentos em processos de mitigação ambiental e no desenvolvimento de tecnologias limpas (ANEEL, 2008).

No que diz respeito à legislação referente à recuperação ambiental para a conservação do meio ambiente, o decreto de lei federal N. 227 de 28/02/1967 (Código de Minas), no artigo 47º (inciso XI) exige que o titular da concessão de lavra evite a poluição atmosférica ou hídrica que possa resultar das atividades de mineração. A Lei federal N. 6.938 de 31/08/1981, da Política Nacional do Meio Ambiente, fundamentada na Constituição Brasileira, estabelece e regulamenta a recuperação de áreas degradadas por empreendimentos que se destinam à exploração de recursos minerais, obrigando-os à submissão, para apreciação do órgão ambiental, de um plano de recuperação de áreas degradadas visando à estabilidade do meio ambiente. O Ministério de Minas e Energia do Brasil, através da Portaria Interministerial N. 917 de 06/07/1982, determinou a obrigatoriedade, para as empresas mineradoras de carvão, da apresentação de projetos referentes ao tratamento dos efluentes líquidos das drenagens das minas, à disposição final e/ou parcial de subprodutos e resíduos sólidos do beneficiamento e à recuperação ambiental da área minerada. A legislação federal (Lei N. 9.605 de 12/02/1998) dispõe ainda sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e decorrentes do abandono de áreas pesquisadas ou exploradas sem a devida recuperação, com possibilidade de detenção e multa. A Lei Estadual N. 11.520 de 03/08/2000 (Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul) determina que a degradação ambiental promovida por pessoa física ou jurídica, no desenvolvimento de suas atividades, deverá ser corrigida e será alvo de fiscalização do poder público. Também faz referência à criação de estratégias para a proteção e a recuperação dos processos ecológicos essenciais para a reprodução e manutenção da vida, bem como às medidas mitigadoras a serem adotadas e ao plano de controle ambiental que deverá ser seguido em defesa do meio ambiente.

A Política Nacional do Meio Ambiente, juntamente com seu aparato legal ambiental vigente tem por objetivo a preservação, a melhoria e a recuperação da qualidade ambiental para assegurar que as gerações humanas presentes e futuras usufruam de um ambiente

propício à vida compatibilizando, contudo, o desenvolvimento sócio-econômico. Para tanto, a conservação da diversidade biológica é imprescindível, uma vez que constitui uma das propriedades fundamentais do meio ambiente e representa um recurso de real ou potencial proficuidade, fornecendo todos os insumos ou recursos naturais vitais à sustentabilidade dos diferentes sistemas econômicos de uso da terra (GARAY et al., 2001). A manutenção da qualidade ambiental, que segundo Tauk et al. (2001), é “[...] a expressão das condições e dos requisitos básicos que um ecossistema detém, de natureza física, química, biológica, social, econômica, tecnológica e política, resultantes da dinâmica dos mecanismos de adaptação e dos mecanismos de auto-superação dos ecossistemas [...]”, depende da conservação da diversidade biológica e de suas funções. A perda de biodiversidade, por conseguinte, em qualquer que seja o nível de organização considerado (molecular, taxonômico ou ecológico), bem como a interrupção de suas funções ecológicas, decorrentes de intervenções antrópicas nos ecossistemas naturais, representa um declínio da qualidade ambiental. Segundo o MMA (2003), esta perda também resulta dos processos de fragmentação e perda de habitats, causados pela ocupação e modificação dos espaços naturais para o desenvolvimento social e econômico.

O monitoramento da diversidade biológica, no Brasil, é compromisso assumido pelo país em acordos nacionais e internacionais, e condição prevista na Constituição Federal de 1988, artigo 225 caput, que afirma ser direito de todos: “[...] o meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações [...]”. A preservação e a restauração dos processos ecológicos essenciais, e o manejo ecológico de espécies e ecossistemas são as formas pelas quais se pode assegurar esse direito.

Práticas gestoras para o restabelecimento das funções ambientais e ecológicas têm sido empregadas em procedimentos de restauração ambiental (ou recuperação ambiental) que objetivam, segundo Aronson e LeFloc’h (1996), recuperar os processos naturais bióticos e abióticos de uma paisagem ou de um ecossistema, e, conforme Dobson et al. (1997), restabelecer os fluxos biológicos em paisagens fragmentadas. O sucesso desses objetivos depende do entendimento do comportamento dos elementos constituintes do sistema e das forças que regulam ou motivam esse comportamento. De acordo com Firkowski (1993), intervenções no meio ambiente devem basear-se nos processos naturais recorrentes, exigindo análise criteriosa e detalhada do habitat, e a identificação precisa dos fatores limitantes das populações de espécies de interesse para conservação, de modo a evitar equívocos. Estudos realizados por Reis et al. (1999), e Reis e Kageyama (2003) sugerem o uso de plantas, em

áreas degradadas, capazes de potencializar interações interespecíficas e, desta forma, contribuir para o estabelecimento e aceleração dos processos de restauração ambiental. Destaca-se o papel da fauna no processo de sucessão vegetal através de suas funções ecológicas (polinização e dispersão de sementes), viabilizando, assim, os objetivos dessas práticas. Bitar (1997) sugere, primeiramente, a avaliação do ambiente na etapa de pós- operação do empreendimento (ou outro impacto qualquer) para construção do cenário de degradação ambiental, partindo da identificação e da caracterização dos processos que nele estão atuando. Munn apud Bitar (1997) acrescenta a necessidade de selecionar indicadores que traduzam qualitativamente e quantitativamente o grau de degradação, e possibilitem estimar os esforços técnicos e econômicos que deverão ser alocados para alcançar os objetivos almejados. Segundo Alho et al. (2000) e Organização para a cooperação e desenvolvimento econômico (OECD, 2002), os indicadores ambientais devem apresentar, entre outras características, a possibilidade de compor um quadro representativo das condições ambientais, das pressões sobre o ambiente ou das respostas da sociedade; facilidade de monitorar, de interpretar e capacidade de revelar tendências temporais; comportamento residente por algum período do ano; sensibilidade (estenotrópica) a mudanças no ambiente; relativa abundância para que variações populacionais sejam suficientes para indicar impactos no ambiente; disponibilidade a uma relação custo/benefício razoável.

MMA (2009) define monitoramento como um “[...] procedimento destinado a verificar a variação, ao longo do tempo, das condições ambientais em função das atividades humanas [...]” e o “[...] processo de observações e medições repetidas, de um ou mais elementos ou indicadores da qualidade ambiental, de acordo com programas pré-estabelecidos, no tempo e no espaço, para testar postulados sobre o impacto das ações do homem no meio ambiente [...]”. O monitoramento compõe a principal parte do controle ambiental e de estudos para a conservação de seu patrimônio, e seus indicadores são componentes fundamentais à tomada de decisão, pois permitem tanto criar cenários e referenciais ambientais que apontem mudanças e condições do ambiente, quanto aferir ou acompanhar os resultados de uma decisão assumida. Stamm (2003) relata que o monitoramento ambiental permite verificar a eficiência das medidas mitigatórias adotada pelos empreendimentos. Santos (2004) aponta que monitorar o ambiente, fazendo-se uso de indicadores adequados, reduz consideravelmente o número de parâmetros e medidas a serem monitoradas, tornando ágil o processo de decisão e mais eficiente o emprego de recursos. A autora acrescenta que os cenários resultantes do monitoramento, construídos e sobrepostos diante de uma perspectiva temporal, permitem a interpretação da velocidade e do rumo das alterações no espaço de estudo, mostrando-se um

forte instrumento de análise, capaz de conduzir, de maneira técnica, uma reflexão sobre implicações de projetos e políticas de desenvolvimento.

Buss et al. (2003) afirmam que o monitoramento de componentes do meio biótico permite uma abordagem sistêmica das consequências dos impactos ambientais, pois bioindicadores representam descritores sinérgicos ambientais. Os mamíferos, em geral, por incluírem-se entre os animais mais atingidos pela degradação dos ambientes naturais, podem ser utilizados como eficientes bioindicadores do grau de conservação de uma dada região ou para avaliar o estado de um ecossistema após perturbação (AZEVEDO-RAMOS et al., 2003). Os pequenos mamíferos, particularmente, adéquam-se a essa finalidade, posto que suas populações são muito suscetíveis a variações nos micro-habitats (PÜTTKER et al., 2008; DALMAGRO e VIEIRA, 2005) e às alterações ambientais, inclusive, com marcada sazonalidade (CADEMARTORI et al., 2003). Estudos vêm demonstrando uma relação entre a presença ou ausência de espécies indicadoras de pequenos mamíferos e os distúrbios nos ecossistemas naturais (AVENANT, 2000). O conhecimento sobre a dinâmica das populações de pequenos mamíferos é de fundamental importância, por fornecer informações consistentes acerca da organização das comunidades naturais. Componentes comuns de todas as formações vegetais brasileiras, influenciam a distribuição e a abundância de muitas espécies vegetais e animais (dispersando sementes, controlando populações ou atraindo predadores com distintas funções ecológicas). Consequentemente, podem subsidiar a elaboração e a implementação de estratégias de manejo e conservação em áreas de interesse.

Padrões de abundância e distribuição da fauna, a estrutura e organização de suas populações e comunidades, conforme Magro et al. (1992), Campos (2004) e Prevedello et al. (2008), são afetados de modos diferentes pela heterogeneidade espacial e temporal dos habitats que ocupam e pela paisagem. Os organismos percebem a paisagem na qual estão inseridos, bem como seus componentes (fragmento ou mancha, matriz e corredores), em escalas distintas, passando a explorá-la de maneira também dessemelhante. Na relação estabelecida entre a fauna e o habitat, conforme cita Firkowski (1993), a vegetação, o sistema hídrico e a comunidade faunística devem ser considerados em monitoramentos, independentemente da finalidade do estudo, dada a sua interdependência e potencial uso como indicadores de estado ambiental. Firkowski ainda afirma que a fauna é produto do meio que a suporta, haja vista sua dependência do habitat para garantir a sobrevivência e a reprodução, uma vez que, entre outros fatores, o suprimento de alimento, juntamente com a disponibilidade de abrigo, podem limitar o tamanho de suas populações.

Avaliações periódicas do comportamento natural de elementos bióticos (fauna de pequenos mamíferos não voadores e volume fitoestrutural do habitat) e abióticos (teor de umidade do solo) foram realizadas na APA do Banhado Grande, de modo que seus padrões mensais de variação, bem como o uso do habitat pela fauna permitam, respectivamente, estabelecer referenciais ambientais (RA's) locais da área de estudo e constituam-se em conhecimento técnico para subsidiar estratégias de manejo e conservação faunística. Os padrões de uso de habitat permitem conhecer preferências faunísticas por atributos físicos do ambiente (ótimo ecológico e limites de tolerância), possibilitando a aplicação desse conhecimento em procedimentos que visem a aumentar a conectividade entre fragmentos de habitats (ou recuperar fragmentos isolados), e facilitar os fluxos biológicos no ambiente, assim como disponibilizar habitats apropriados para o estabelecimento e manutenção de populações silvestres nos ambientes manejados. Já os referenciais ambientais mensais mostram-se uma ferramenta promissora em processos de mitigação e restauração ambiental, pois possibilitam descrever o equilíbrio dinâmico de ecossistemas. Seu uso nos processos aplicados torna-se vantajoso devido à possibilidade de realizar cotejos ambientais mensais (RA's *versus* dados amostrais) e, por meio destes, conhecer, de maneira quantitativa aproximativa, a participação (natural e antrópica) de cada componente na variação de determinado parâmetro em dado cenário ambiental (na mitigação), ou saber se foram alcançados os valores-referência de um parâmetro medido (na recuperação).

Esta dissertação integra o projeto de pesquisa “Estudo de indicadores ambientais para o monitoramento da extração de carvão mineral em zonas contíguas e sob influência de empreendimento carbonífero em área de proteção ambiental (APA do Banhado Grande)”, sob a coordenação da Prof^a. Dra. Cristina Vargas Cademartori, apoiado pelo CNPq e pela empresa Carbonífera Metropolitana S/A. Aderente à linha de pesquisa “Conservação e Manejo da Biodiversidade”, este estudo se propôs a contribuir para o conhecimento das interações entre pequenos mamíferos não voadores e o meio físico (padrões faunísticos de uso de habitats) em áreas de campo alterado e para a determinação de referenciais ambientais locais que possam ser tomados como parâmetros em processos aplicados pertinentes à mineração. A dissertação está organizada na forma de dois artigos, cada um constituindo um capítulo independente, os quais se intitulam: “Uso do espaço por assembléia de pequenos mamíferos não voadores (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas de campo alterado na APA do Banhado Grande, Viamão, RS, Brasil” e “Avaliação de indicadores ambientais em área úmida na APA do Banhado Grande, Viamão, RS, para uso em processos de mitigação e restauração ambiental”, sendo que este último foi publicado nos anais do III Congresso Brasileiro de Carvão Mineral

(Gramado/RS – Agosto/2011), com dados ainda parciais, apresentando-se aqui com análises e resultados finalizados.

CAPÍTULO 1

**USO DO ESPAÇO POR ASSEMBLÉIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO
VOADORES (RODENTIA, SIGMODONTINAE) EM ÁREAS DE CAMPO
ALTERADO NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, BRASIL**

USO DO ESPAÇO POR ASSEMBLÉIA DE PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES (RODENTIA, SIGMODONTINAE) EM ÁREAS DE CAMPO ALTERADO NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, BRASIL

RESUMO

Populações faunísticas são produto do meio que as suporta, uma vez que dele dependem para suprir suas necessidades específicas de sobrevivência e reprodução. Por consequência, a heterogeneidade espacial e temporal dos habitats afeta seus padrões de abundância e distribuição, fazendo com que as populações explorem o espaço físico de maneira distinta. Avaliações dos padrões de uso do habitat por pequenos roedores silvestres em áreas de campo alterado foram realizadas na APA do Banhado Grande, no período entre setembro/2010 e agosto/2011 (12 expedições a campo), de modo a contribuir para o entendimento de suas preferências por atributos físicos da paisagem, possibilitando a aplicação desse conhecimento em procedimentos que visem à implementação de estratégias de manejo e conservação em áreas de campo no Rio Grande do Sul. Ao longo de três transecções foram definidos 30, 15 e quatro pontos de amostragem, respectivamente, de pequenos mamíferos não voadores, teor de umidade do solo e volume fitoestrutural do habitat. Evidenciou-se uma elevada frequência de uso faunístico de ambientes com vegetação entre 0,388 m³/4m² e 1,550 m³/4m², e teores de umidade do solo entre 9,030% e 21,747%. *Calomys cf. tener* e *Oligoryzomys flavescens* demonstraram preferência por estratos de vegetação, em média, mais baixos, e capacidade de reconhecer uma parte da paisagem de campo como matriz herbácea. *C. cf. tener* fez, ainda, distinção entre ambientes com diferentes níveis de teor de umidade do solo, preferindo locais mais secos. *Calomys laucha* e *Deltamys kempi* potencialmente selecionam micro-habitats, respectivamente, com baixos volumes fitoestruturais do habitat (vegetação, em média, mais baixa) e elevados teores de umidade do solo. *C. laucha* parece selecionar micro-habitats mais em decorrência da estrutura da vegetação do que devido à presença de itens que reconhecidamente compõem sua dieta alimentar. A capacidade de distinguir componentes da paisagem, bem como as regras comportamentais para uso e seleção de micro-habitats, entre outros fatores, tornam fundamentais descrições mais detalhadas acerca das preferências faunísticas, especialmente com informações quantitativas, que possam subsidiar de modo efetivo práticas conservacionistas.

Palavras-chave: Seleção de micro-habitats. Pequenos roedores silvestres. Campos Sulinos.

Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande.

1. INTRODUÇÃO

Padrões de abundância e distribuição da fauna, que repercutem na estrutura e organização de suas populações e comunidades, conforme August (1983), Magro et al. (1992), Campos (2004), Prevedello et al. (2008) e Mostajo et al. (2010), são afetados de modos diferentes pela complexidade e pela heterogeneidade espacial e temporal dos habitats que ocupam, e pela paisagem. Os organismos percebem a paisagem na qual estão inseridos, bem como seus componentes (fragmento ou mancha, matriz e corredores), em escalas distintas, passando a explorá-la de maneira também dessemelhante. Na relação estabelecida entre a fauna e o habitat, conforme Firkowski (1993), a vegetação, o sistema hídrico e a comunidade faunística devem ser considerados em monitoramentos, independentemente da finalidade do estudo, dada a sua interdependência e potencial uso como indicadores de estado ambiental. Murúa e González (1982), Firkowski (1993), Mandelik et al. (2003) e Corbalán et al. (2006) afirmam, ainda, que a fauna é produto do meio que a suporta, haja vista sua dependência do habitat para garantir a sobrevivência (minimizando riscos de predação disponibilizando micro-habitats com estrutura vegetal adequada e compatível aos requerimentos de cada espécie) e a reprodução, uma vez que, entre outros fatores, o suprimento de alimento, juntamente com a disponibilidade de abrigo, podem limitar o tamanho de suas populações.

O espaço requerido e a distribuição dos recursos (alimento, abrigo e parceiros para acasalamento) nos habitats, segundo Pough et al. (1999), determinam os agrupamentos sociais (*lato sensu*) em algumas espécies de mamíferos, uma vez que a escassez de recursos implica em aumento da competição, bem como em mudanças no uso do espaço e nas relações sociais. Macdonald (1983), Bergallo (1990; 1995) e Pough et al. (1999) mencionam que os locais onde as espécies despendem a maior parte do tempo, e encontram o alimento e o abrigo, são denominados áreas domiciliares (espaços que permitem co-habitação interespecífica ou coexistência), e que seu tamanho é influenciado pelas necessidades do indivíduo quanto à disponibilidade e distribuição dos recursos no ambiente (hipótese da dispersão). Para Ricklefs (1996), as frações de habitats nas quais as populações se estabelecem, considerando atributos distintos (estrutura, recursos alimentares, temperatura, entre outros), são os micro-habitats (dimensão física do nicho ecológico efetivo) ou sítios que reúnem as melhores condições para

sua ocorrência. M'Closkey e Fieldwick (1975), e Murúa e González (1982) denominam tais sítios como ótimos ambientais, devido a sua elevada frequência de uso. Entende-se, ainda, como área nuclear, o espaço físico (micro-habitats), conforme Bergallo (1990) e Pough et al. (1999), mais familiar aos indivíduos, ou a parte mais frequentada da área de vida, que, em geral, contém os locais mais adequados à aquisição de alimento, abrigo, espaço para reprodução, etc. Bergallo (1990) e Cunha e Vieira (2004) revelam que o estudo do espaço físico ou dimensão espacial do nicho ecológico das espécies possibilita compreender os padrões de sobreposição de áreas domiciliares (coexistência) e, por consequência, sua influência sobre as composições faunísticas locais.

Segundo Costa et al. (2005), um dos principais problemas à conservação dos pequenos mamíferos brasileiros consiste na escassez de conhecimento científico sobre taxonomia, sistemática, distribuição (incluindo uso do espaço) e história natural. Prevedello et al. (2008) ressaltam a importância deste grupo, visto que servem de modelos ecológicos para os demais mamíferos tropicais no que tange a estudos quanto ao uso do espaço. De acordo com os autores, dos 58 estudos publicados sobre o tema entre 1945 e 2007, 93% concentram-se nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, e nenhum foi realizado nos Campos Sulinos. Além disso, o conhecimento acumulado refere-se apenas a alguns poucos gêneros deste grupo (12 dos marsupiais e 33 dos roedores), sendo inexpressivo frente ao número de gêneros e espécies existentes no território nacional. De acordo com Oliveira et al. (2006), somente a ordem Rodentia soma 235 espécies distribuídas em 71 gêneros.

Turner (1996) e Costa et al. (2005) apontam, dentre os processos que mais promovem degradação ambiental no Brasil e modificações na paisagem, a fragmentação e a perda de habitats. O processo de fragmentação e suas consequências são relativamente bem estudados em ambientes florestais (DIAMOND, 1972; NEWMARK, 1987; TAYLOR et al., 1993; BÉLISLE et al., 2001; BASCOMPTE et al., 2002; CHAFOUN et al., 2002; FAHRIG, 2002; LOVEJOY et al. apud FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007), sabendo-se que seus distintos estágios decorrem de padrões conspícuos do desenvolvimento social e econômico nacionais, regionais e locais (conforme MMA, 2003). Para as áreas campestres, todavia, formadas por duplo estrato herbáceo a partir da co-evolução com herbívoros e a ação do fogo (CARVALHO et al., 1999 e OVERBECK et al., 2009), este e outros processos de degradação, bem como suas consequências para a diversidade biológica, ainda carecem de maiores esclarecimentos científicos. Entretanto, Behling et al. (2009), Boldrini (2009), Bustamante e Simonetti (2005), e Overbeck et al. (2009) revelam que a fragmentação tem como potenciais precursores, entre outros, principalmente a silvicultura (formação de

“florestas”) de *Pinus*, devido a sua efetiva dispersão de sementes e à capacidade de germinação em vegetação aberta, podendo ser também de *Eucalyptus* ou *Acacia*, e à ausência das pressões de pastejo (herbivoria) e/ou de queimada sobre os dois estratos típicos de campo.

Inversamente à fragmentação está a conectividade da paisagem, que conforme Tichendorf e Fahrig (2000), Metzger (2001), Forero-Medina e Vieira (2007), Goodwin apud Forero-Medina e Vieira (2007), e Metzger (2008), além de dividir-se em conectividade estrutural (vinculada aos aspectos físicos da paisagem, tais como distâncias entre fragmentos e corredores) e conectividade funcional (vinculada aos aspectos interativos organismo-paisagem, considerando as respostas comportamentais dos organismos frente aos elementos dessa paisagem), equivale à capacidade da paisagem ou de suas unidades em facilitar ou restringir o movimento dos fluxos biológicos (gênicos ou de organismos) entre seus fragmentos de habitat. Essa capacidade depende também da proximidade dos elementos do habitat, da densidade de corredores e de “stepping stones” (pontos de ligação ou trampolins ecológicos), e da permeabilidade da matriz. Sua relevância para a manutenção dos ecossistemas reside no fato de que os fluxos biológicos nos remanescentes de habitats da paisagem fragmentada (corredores e manchas ou fragmentos) e entre eles (matriz) constituem-se, segundo Zollner e Lima (1999), Gibbs (2001) e Primack apud Forero-Medina e Vieira (2007), em um dos principais fatores determinantes da dinâmica de populações em paisagens fragmentadas. Além de evitar a perda de variabilidade genética devido ao endocruzamento, os fluxos biológicos possibilitam a dispersão e colonização (ou recolonização) de novos ambientes.

Avaliar os padrões de uso do habitat por pequenos mamíferos não voadores em ambientes campestres permite conhecer suas preferências por atributos físicos da paisagem (dimensões físicas do nicho ecológico efetivo), possibilitando subsidiar estratégias de manejo e conservação, bem como de recuperação de áreas degradadas. Neste contexto, aumentar a conectividade entre fragmentos de habitats (ou restabelecer fragmentos isolados) e/ou disponibilizar habitats adequados para o estabelecimento de populações silvestres são aspectos fundamentais. Dados os objetivos conservacionistas dessas práticas, que segundo Costa et al. (2005), constituem-se no manejo da paisagem (aumento da conectividade e disponibilidade de habitats), fazem-se necessárias descrições mais detalhadas e particulares das preferências faunísticas de grupos bióticos ou espécies. Conforme Lima e Zollner (1996), Zollner e Lima (1998), e Forero-Medina e Vieira (2007), tais preferências estão associadas à ecologia comportamental das espécies envolvidas, a sua capacidade perceptual e à seleção de habitats, traduzidas, qualitativamente, por suas distintas percepções e interações com os

componentes da paisagem na qual estão inseridas (fragmento ou mancha, corredores e matriz) e seus atributos adjacentes. Esforços direcionados, considerando o cenário particular de perturbação e grau de conhecimento em cada área ou bioma de estudo, são fundamentais para garantir o sucesso dos objetivos dessas práticas conservacionistas.

No intuito de contribuir para o conhecimento das relações entre pequenos mamíferos não voadores e o meio físico em áreas de campo alterado da APA do Banhado Grande, buscou-se: (1) caracterizar preferências de habitat a partir do monitoramento de parâmetros bióticos (composição florística e fitoestrutural) e abiótico (teor de umidade do solo); (2) identificar os estratos herbáceos mais frequentemente utilizados pela fauna, contribuindo para diferenciar os micro-habitats da matriz em área de campo.

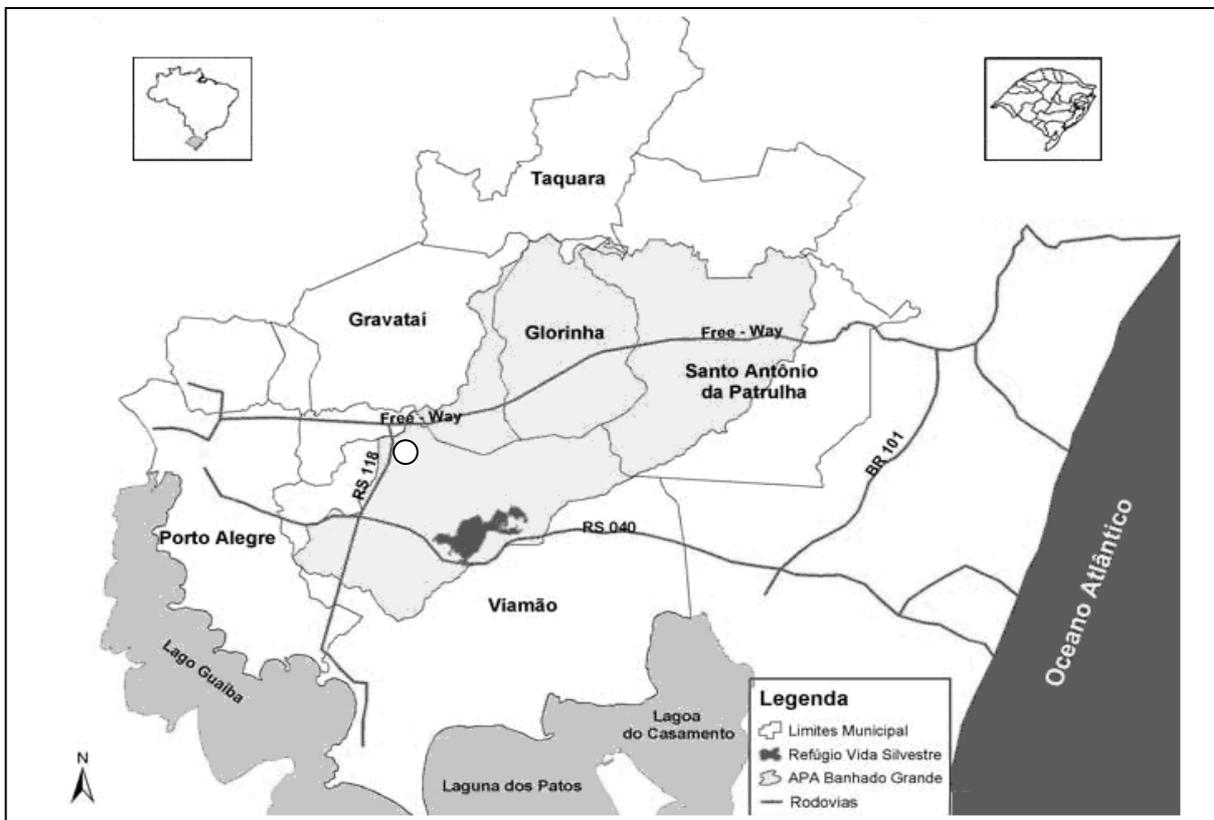
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo situa-se no município de Viamão/RS, na localidade de Estância Grande, distante cerca de 40 km de Porto Alegre (capital do Rio Grande do Sul). As amostragens foram efetuadas em áreas pertencentes à Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, junto a RS 118 (figura 1). Esta categoria de unidade de conservação de uso sustentável, criada no estado através do decreto estadual de nº 38.971/1998, permite o manejo, para fins específicos, de seu patrimônio ambiental natural, tendo por finalidade a proteção de áreas naturais com patrimônio ambiental ameaçado e servindo como área de amortecimento de impactos.

Os biomas Mata Atlântica e Pampa (Campos Sulinos) estão representados nas áreas limítrofes da APA do Banhado Grande, a qual, de acordo com os resultados do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul do ano de 2001, situa-se em uma área de tensão ecológica. A APA abrange uma área territorial de 136.935 ha, com áreas urbanas e de culturas agropecuárias, predominando o cultivo de arroz (SEMA, 2011).

Figura 1 – Localização da área de estudo ($29^{\circ}59'26,27''\text{S}$; $50^{\circ}57'44,27''\text{O}$), indicada pelo círculo branco, em relação à APA do Banhado Grande.



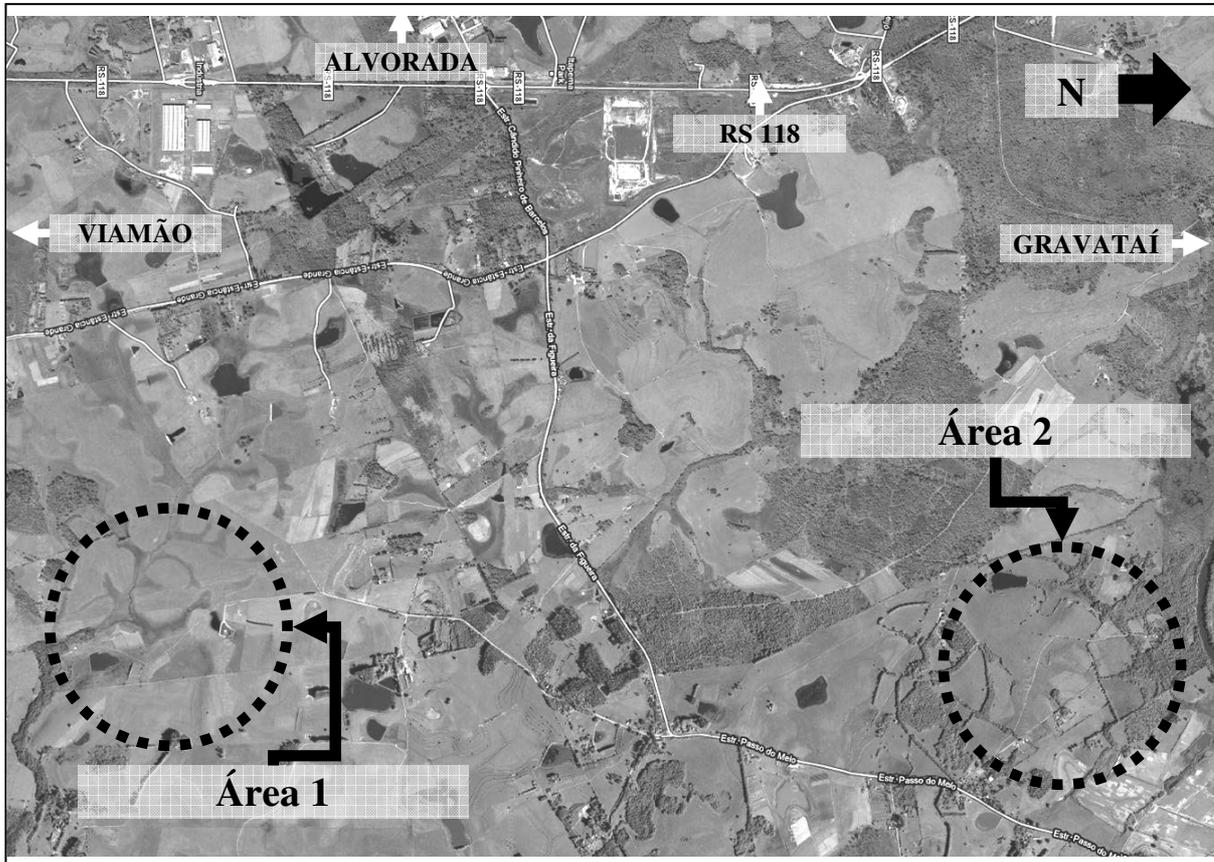
Fonte: Prefeitura Municipal de Glorinha/RS, 2009.

2.2. Métodos e áreas de coleta de dados

Considerando-se as áreas apresentadas na figura 2, as amostragens dos elementos abióticos (teor de umidade do solo) e bióticos (pequenos mamíferos não voadores e estratos verticais da vegetação) foram realizadas ao longo de duas transecções na área 1 e uma transecção na área 2, com periodicidade mensal. As expedições, com duração de quatro dias consecutivos cada uma, foram efetuadas de setembro de 2010 a agosto de 2011, de modo a abranger variações sazonais.

As três transecções foram definidas considerando-se particularidades representativas da área, tais como declividade do terreno, fitoestrutura de habitats campestres, perturbações de origem antrópica (presença de animais domésticos, cultivares, etc.) e hidropedologia (ambientes com solos úmidos e secos), de tal forma que tais componentes estivessem presentes em todas.

Figura 2 – Localização das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). Coordenadas geográficas: área 1 (30°00'42,95''S; 50°57'54,49''O); área 2 (29°58'29,20''S; 50°57'54,07''O).



Fonte: Google Earth, 2010.

Para o monitoramento dos elementos bióticos (pequenos mamíferos não voadores), utilizaram-se 90 estações de captura compostas por 90 armadilhas do tipo gaiola (dimensões de 9x9x22 cm, 14x14x30 cm e 20x20x40 cm) e 90 armadilhas de queda (volume de 20 litros) perfazendo um esforço total de captura equivalente a 5584 armadilhas-noite (calculado de acordo com STALLINGS, 1989). A cada expedição, as armadilhas foram distribuídas equitativamente ao longo das três transecções, a uma distância de 20 m entre cada estação de captura, sendo expostas por três noites consecutivas e revisadas diariamente. Nas armadilhas do tipo gaiola, fez-se uso de isca atrativa composta de uma mistura de pasta de amendoim, óleo de vísceras de peixes e essência de baunilha, em forma de pasta, adicionada a fatias de milho verde (de acordo com CADEMARTORI, 2005). Os procedimentos de coleta e manipulação respeitaram as orientações da Sociedade Americana de Mamalogistas (ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE, 1998).

Estimou-se, mensalmente, a partir do método adaptado de Braun-Blanquet, em quatro parcelas de 4m², o percentual de cobertura vegetal local (elemento biótico), de acordo com adaptações realizadas em uma categorização vertical da vegetação (estratificação vertical) proposta por Pillar (1996). Para tanto, cada parcela foi dividida em quatro partes proporcionais, de modo a possibilitar uma estimativa mais acurada e, posteriormente, obteve-se a média aritmética para cada estrato estimado, considerando os quatro valores obtidos. O volume fitoestrutural do habitat de cada parcela resultou do somatório referente a cinco estratos verticais da vegetação. Cada percentual estimado corresponde ao produto da área ocupada pela altura máxima do estrato. Esse procedimento foi realizado nas três transecções monitoradas, juntamente com um inventário florístico expedito efetuado ao longo das mesmas transecções. Também foram obtidas as alturas fitoestruturais médias dos habitats de cada parcela monitorada, extraídas da relação entre volume mensurado e a área amostrada (4m²).

Os teores de umidade do solo (elemento abiótico) também foram tomados mensalmente ao longo das mesmas transecções, a cada duas estações de captura (totalizando 45 pontos de coleta), a cada expedição, seguindo prescrições específicas de Lewis Jr. et al. (1995). A avaliação deste parâmetro foi realizada no Laboratório de Mecânica de Solos (LMS) do Depto. de Geotecnia (DEPGEO) da Fundação de Ciência e Tecnologia (CIENTEC), seguindo o método de ensaio nº DNER ME 213/1994.

2.3. Identificação taxonômica e tombamento dos indivíduos coletados

Os pequenos mamíferos capturados foram identificados quanto à espécie e ao sexo, pesados e marcados. Medidas biométricas, a idade aproximada (se adultos ou jovens) e as condições externas indicadoras do estado reprodutivo (posição dos testículos nos machos, abertura do orifício vaginal e tamanho dos mamilos nas fêmeas) foram também alvo de análise. A determinação taxonômica foi realizada com auxílio de literatura especializada. Os exemplares coletados (autorização SISBIO nº 24673-2, de 14/10/2010) foram depositados no Museu de Ciências Naturais do Centro Universitário La Salle, encontrando-se em processo de tombamento.

2.4. Análise de dados

Fez-se uso, para tabulação e sistematização dos dados obtidos, e para as análises estatísticas, dos programas Microsoft Excel 2003 e BIOESTAT versão 5.0.

Para descrever as preferências faunísticas por atributos físicos do ambiente, caracterizando, assim, os padrões de uso do espaço, fez-se uso de recursos gráficos, de modo a demonstrar as amplitudes do volume fitoestrutural dos habitats (volumes de vegetação) e hidropedológicas (teores de umidade do solo) dentro das quais cada espécie foi registrada (dimensões espaciais ou físicas do nicho ecológico efetivo). As classes de frequência de uso faunístico, para ambos os parâmetros avaliados (vegetação e umidade), foram determinadas por meio da regra de Sturges (1926).

O sucesso de captura foi mensurado de acordo com Stallings (1989).

Para evidenciar a existência de diferenças significativas quanto ao uso do espaço pelas espécies de pequenos roedores, empregou-se o teste do Qui-quadrado de Pearson (χ^2) com uma variável, juntamente com a verificação do tamanho mínimo amostral. Diferenças na frequência de uso faunístico ao longo das transecções foram avaliadas, considerando-se as amplitudes observadas quanto ao volume de vegetação (amplitude do volume fitoestrutural do habitat) e teor de umidade do solo (amplitude hidropedológica). Neste sentido, foram definidas duas classes de valores para comparação, cada uma delas correspondendo à metade da faixa de variação observada para cada espécie, que expressam intervalos de classe de maior e menor registro faunístico. Para agregar maior confiabilidade aos resultados, determinou-se o tamanho mínimo da amostra compatível com um poder do teste estatístico equivalente a 0,95 ($N_{0,95}$), mensurado com α e β igual a 0,05, com 1 grau de liberdade (gl) e valendo-se da estatística do teste χ^2 . Distinções faunísticas foram consideradas significativas na observância conjunta de $p < 0,05$ e $N_{am} \geq N_{0,95}$

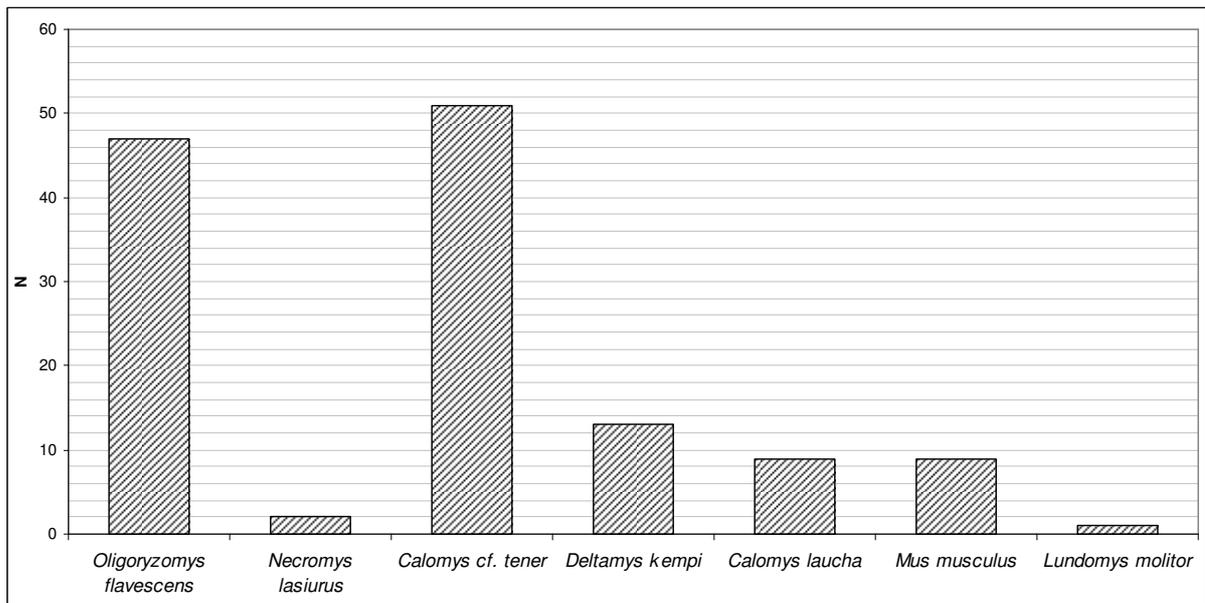
Para avaliar a similaridade florística entre as áreas de monitoramento fez-se uso do índice de Jaccard (C_j), obtido conforme Gotelli e Ellison (2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do estudo foram registrados 132 indivíduos de pequenos mamíferos não voadores pertencentes à ordem Rodentia e distribuídos em seis espécies da família Cricetidae

e uma da família Muridae, de acordo com a figura 3. O sucesso total de captura correspondeu a 2,36%, sendo comparável aos padrões encontrados em áreas abertas no Cerrado (segundo ALHO, 2005). Considerando-se as transecções 1, 2 e 3, isoladamente, os sucessos de captura, respectivamente, foram equivalentes a 4,71%, 1,98% e 0,41%.

Figura 3 – Número total de capturas de pequenos mamíferos não voadores, por espécie, obtido na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011.



Fonte: Autoria própria, 2011.

Juntas, as espécies *Calomys cf. tener* e *Oligoryzomys flavescens* respondem por 74,2% (98 indivíduos) do total de registros obtidos, revelando-se como as espécies mais frequentes na área de estudo. As demais espécies (*Deltamys kempfi*, *Calomys laucha*, *Mus musculus*, *Necromys lasiurus* e *Lundomys molitor*) somaram, conjuntamente, 25,8% (34 indivíduos) dos 132 registros obtidos, caracterizando, desta maneira, relativamente ao desenho e ao esforço amostral, populações com menores densidades locais.

No inventário florístico expedito realizado foram registradas, conforme mostra a tabela I, 109 espécies botânicas distribuídas em 26 famílias. Desses registros, em uma avaliação visualmente qualitativa, oito espécies destacaram-se na caracterização fitoestrutural dos habitats dos ambientes representativos da área de estudo.

Tabela I – Espécies botânicas registradas (inventário florístico expedito) em áreas de campo alterado na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011 nas três transecções das áreas 1 e 2. * Espécies vegetais visualmente mais representativas da área de estudo.

FAMÍLIA BOTÂNICA	ESPÉCIE BOTÂNICA	ÁREA 1	ÁREA 2
ACANTHACEAE	<i>Ruellia sp.</i>	X	X
ALLIACEAE	<i>Nothoscordum sp.</i>	X	X
AMARANTHACEAE	<i>Pfaffia tuberosa</i>	X	X
APIACEAE	<i>Centella asiática</i>	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium elegans</i> *	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium horridum</i>	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium ombrophilum</i> *	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium sp. 1</i>	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium sp. 2</i>	X	X
APIACEAE	<i>Eryngium sp. 3</i>	X	X
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle sp.</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Aspilea montevidensis</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Baccharis megapotamica</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Baccharis sp.</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Baccharis trimera</i> *	X	X
ASTERACEAE	<i>Baccharis vulneraria</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Chaptalia sinuata</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Chaptalia sp. 1</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Chaptalia sp. 2</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Chaptalia sp. 3</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Chevreulia acuminata</i>		X
ASTERACEAE	<i>Conyza chilensis</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Conyza primulifolia</i>	X	
ASTERACEAE	<i>Criscia stricta</i>	X	
ASTERACEAE	<i>Elephantopus mollis</i>		X
ASTERACEAE	<i>Elephantopus sp.</i>		X
ASTERACEAE	<i>Emilia sp.</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Facelis retusa</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Gamochaeta sp.</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Hypochaeris albiflora</i>		X
ASTERACEAE	<i>Hypochaeris sp.</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Lucilia acutifolia</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Lucilia sp.</i>	X	
ASTERACEAE	<i>Orthopappus angustifolius</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Senecio brasiliensis</i>		X
ASTERACEAE	<i>Senecio heterotrichus</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Senecio madagascariensis</i>	X	
ASTERACEAE	<i>Senecio selowii</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Senecio sp.</i>		X

TABELA I – continuação

FAMÍLIA BOTÂNICA	ESPÉCIE BOTÂNICA	ÁREA 1	ÁREA 2
ASTERACEAE	<i>Soliva pterosperma</i>		X
ASTERACEAE	<i>Soliva sessilis</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Stenachaenium sp.</i>	X	
ASTERACEAE	<i>Vernonia brevifolia</i>	X	X
ASTERACEAE	<i>Vernonia nudiflora</i>	X	X
CISTACEA	<i>Helianthemum brasiliense</i>	X	
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra sericea</i>	X	X
CONVOLVULACEAE	<i>Dichondra sp.</i>	X	X
CONVOLVULACEAE	<i>Evolvulus sp.</i>	X	X
CYPERACEAE	<i>Carex sp.</i>	X	X
CYPERACEAE	<i>Cyperus sp.</i>	X	
CYPERACEAE	<i>Rhynchospora sp.</i>	X	X
FABACEAE	<i>Desmodium adscendens</i>	X	X
FABACEAE	<i>Desmodium incanum</i>	X	X
FABACEAE	<i>Mimosa bimucronata</i>	X	
FABACEAE	<i>Pterocaulon sp.</i>	X	X
HYPERICACEAE	<i>Hypericum sp.</i>	X	X
HYPOXIDACEAE	<i>Hypoxis decumbens</i>	X	X
IRIDACEAE	<i>Herbertia lahue</i>	X	X
IRIDACEAE	<i>Sisyrinchium sp.</i>		X
LAMIACEAE	<i>Scutellaria racemosa</i>	X	X
LINACEAE	<i>Cliococca selaginoides</i>	X	X
LYTHACEA	<i>Heimia myrtifolia</i>		X
MALVACEAE	<i>Sida carpinifolia</i>	X	X
MALVACEAE	<i>Sida sp.</i>	X	X
MELASTOMATACEAE	<i>Leandra australis</i>	X	X
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina asperior</i>	X	
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina gracilis</i>	X	X
ORCHIDACEAE	<i>Ciplopogum</i>		X
OXALIDACEAE	<i>Oxalis sp. 1</i>	X	X
OXALIDACEAE	<i>Oxalis sp. 2</i>	X	X
OXALIDACEAE	<i>Oxalis sp. 3</i>	X	X
PASSIFLORACEAE	<i>Turnera sidoides</i>	X	
PLANTAGINACEAE	<i>Mecardonia montevidensis</i>	X	X
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago sp. 1</i>		X
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago sp. 2</i>	X	X
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago tomentosa</i>	X	X
POACEAE	<i>Andropogon arenarius</i> *	X	X
POACEAE	<i>Andropogon bicornis</i> *	X	X
POACEAE	<i>Andropogon lateraris</i> *	X	X
POACEAE	<i>Andropogon selloanus</i> *	X	X
POACEAE	<i>Andropogon virgatus</i>		X
POACEAE	<i>Aristida jubata</i>	X	X
POACEAE	<i>Axonopus affinis</i>	X	X

TABELA I – continuação

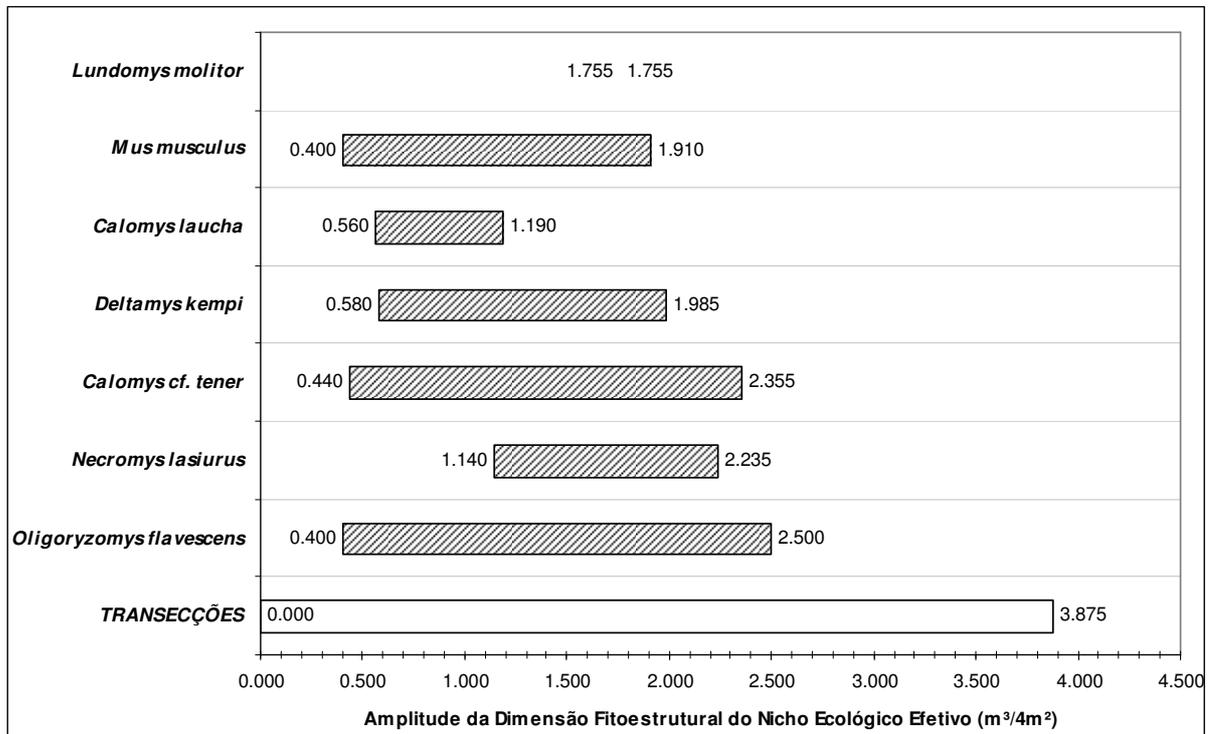
FAMÍLIA BOTÂNICA	ESPÉCIE BOTÂNICA	ÁREA 1	ÁREA 2
POACEAE	<i>Axonopus compressus</i>	X	
POACEAE	<i>Axonopus jesuiticus</i>		X
POACEAE	<i>Briza sp.</i>	X	X
POACEAE	<i>Eragrostis plana</i>	X	X
POACEAE	<i>Luziola peruviana</i>	X	X
POACEAE	<i>Paspalum notatum</i>	X	X
POACEAE	<i>Paspalum urvillei</i>	X	X
POACEAE	<i>Paspalum vaginatum</i>	X	X
POACEAE	<i>Piptochaetium montevidense</i> *	X	X
POACEAE	<i>Saccharum sp.</i>	X	
POACEAE	<i>Scchairum sp.</i>	X	X
POACEAE	<i>Schizachyrium microstachyum</i>		X
POACEAE	<i>Sporobolus indicus</i>	X	X
POLYGALACEAE	<i>Polygala brasiliensis</i>		X
POLYGALACEAE	<i>Polygala sp.</i>	X	X
RUBIACEAE	<i>Diodella apiculata</i>	X	X
RUBIACEAE	<i>Galium humile</i>		X
RUBIACEAE	<i>Galium sp.</i>	X	X
RUBIACEAE	<i>Richardia brasiliensis</i>	X	X
RUBIACEAE	<i>Spermacoce verticillata</i>	X	X
SMILACACEAE	<i>Smilax campestris</i>	X	X
SOLANACEAE	<i>Solanum commersonii</i>	X	X
SOLANACEAE	<i>Solanum diflorum</i>	X	X
SOLANACEAE	<i>Solanum sp.</i>	X	X
SOLANACEAE	<i>Solanum viarum</i>	X	X
SPHAGNACEAE	<i>Sphagnum sp.</i>	X	

Fonte: Autoria própria, 2011.

No que tange à dimensão fitoestrutural do nicho ecológico efetivo das espécies, obteve-se um elevado (120/132 indivíduos) e significativo número de registros ($\chi^2 = 88,364$; gl = 1; $p < 0,0001$) no intervalo compreendido entre 0,388-1,550m³/4m² (ou 0,10-0,39m de altura, conforme figuras 6 e 8), caracterizando sítio com as condições estruturais mais favoráveis (ou menos extremas) para estabelecimento da fauna. As espécies mais representativas, de modo geral, distribuem-se ao longo de uma faixa intermediária dessa amplitude, evitando condições extremas e tendendo a ocupar ambientes com os menores volumes fitoestruturais dos habitats (figura 4). Este padrão geral observado pode estar relacionado aos requerimentos de espécies adaptadas às condições encontradas em áreas abertas (balanço entre níveis de iluminação, estrutura da vegetação, busca de recursos e risco de predação), cuja influência sobre a fauna foi evidenciada por Murúa e González (1982), Wywiałowski (1987), Vásquez (1994), Zollner

e Lima (1998), Dalmagro e Vieira (2005), Paise e Vieira (2006), Corbalán e Debandi (2009), e Mohammadi (2010), entre outros. Neste contexto de seleção de habitats, conforme Zollner e Lima (1998), a iluminação qualifica-se como um fator fundamental à orientação e deslocamento de espécies com hábitos noturnos, pois interfere em sua capacidade perceptiva (distinção dos componentes da paisagem). Dependendo dos níveis de intensidade luminosa (e, provavelmente, da estrutura da vegetação), a capacidade perceptiva, afirmam os autores, pode chegar, em áreas florestadas, a 30 m em noites escuras e 90 m durante o crepúsculo. Os autores mencionam, ainda, a hipótese de que o pequeno roedor da América do Norte, *Peromyscus leucopus*, faz uso da estratégia “olhar agora e ir depois” no processo de busca de recursos, para evitar longos períodos de procura sob modesta iluminação, expondo-se, desta maneira, à predação. Carvalho et al. (1999) e Overbeck et al. (2009) relatam que comunidades vegetais de campos pastejados (sob pressão de herbívoros) apresentam duplo estrato herbáceo, sendo um diverso e pouco desenvolvido (com indivíduos prostrados e com elevada palatabilidade) e outro com dominância e bastante desenvolvido (com gramíneas cespitosas e indivíduos espinhosos, ambos com módica ou nenhuma palatabilidade). August (1983) e Williams et al. (2002) acrescentam que a complexidade do habitat determina a presença ou ausência de espécies em assembléias de pequenos mamíferos e a heterogeneidade espacial influencia seus padrões de riqueza, que não necessariamente estão condicionados a uma grande produtividade vegetal (biomassa). A influência da estrutura vegetal de micro-habitats na distribuição das espécies, evidenciada por Murúa e González (1982), Corbalán (2006) e Püttker et al. (2008) em estudos que tratam sobre a seleção de micro-habitats, foi também constatada nesta investigação. Diante do exposto, infere-se que ambientes com volumes fitoestruturais intermediários dos habitats, mencionados anteriormente, disponibilizam mais satisfatoriamente as condições necessárias à fauna de pequenos mamíferos devido a sua resultante diversidade florística e estrutural, ao contrário do que potencialmente sucede em pontos extremos da amplitude observada.

Figura 4 – Dimensão fitoestrutural do nicho ecológico efetivo das espécies de pequenos roedores registradas na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011.



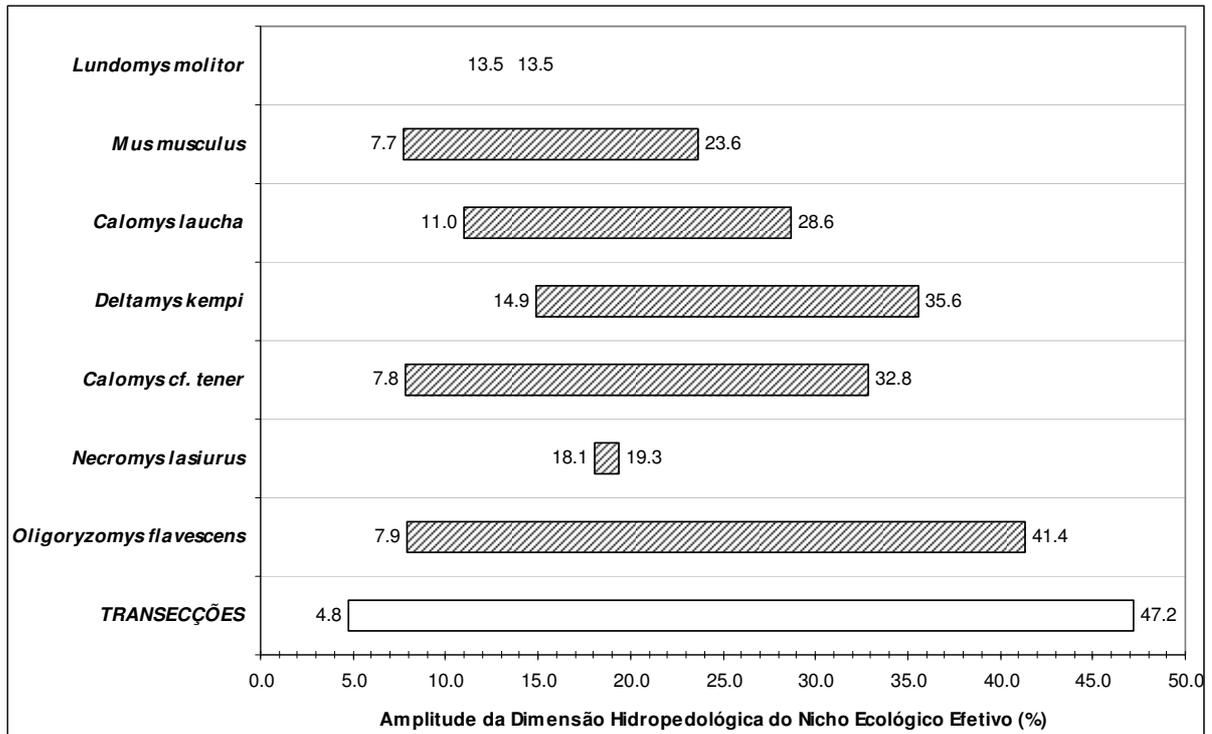
Fonte: Autoria própria, 2011.

Com aproximadamente 46% (60 indivíduos) dos registros, o gênero *Calomys*, contemplando as espécies *C. laucha* (9 indivíduos) e *C. cf. tener* (51 indivíduos), conforme as figuras 3, 4, 5 e 6, demonstra importante participação na assembléia de pequenos mamíferos e notória preferência por ambientes com menores volumes de vegetação (áreas mais abertas) e menores teores hídricos no solo. Semelhante ao que ocorre com *C. laucha*, um intervalo de ocorrência mais estreito (0,440-1,525m³/4m² ou 0,11-0,38m de altura) seria evidenciado para a espécie *C. cf. tener*, exceto pelo registro de um único indivíduo em ambiente com maior volume de vegetação (2,865m³/4m² ou 0,72m de altura), caracterizando comportamento atípico. Este gênero, entre outras características, é descrito na literatura (NOWAK, 1999; CÂMARA e MURTA, 2003; VILLAFANE, 2005) como roedores que habitam áreas de campo, estepe (com solo exposto) e capoeiras, e que possuem capacidade de viver em ambientes com pouca água (sob condições de déficit hídrico), consumindo principalmente grãos, frutos silvestres, brotos e raízes. À espécie *C. tener* atribui-se, ainda, um comportamento pioneiro (espécie capaz de colonizar ambientes modificados). Segundo Ramos (2007), e Ramos e Facure (2009), sua dieta alimentar é composta, entre outros itens, por sementes ou partes vegetais de espécies da família Poaceae e Melastomataceae. Para a

espécie *C. laucha*, Achaval et al. (2007) e Pinho et al. (2007) revelam que sua reduzida dieta alimentar (herbívora), composta de seis itens diferentes (cinco itens vegetais no período mais úmido e três no mais seco), e seu comportamento oportunista na seleção desses itens, estão mais associados ao uso de um micro-habitat específico do que à disponibilidade de alimento no ambiente. Esse comportamento seletivo foi evidenciado por Schoener (1974) para vários grupos, onde as dimensões do habitat foram frequentemente mais importantes que as do tipo alimentar no estudo, e por Mostajo (2010) para *Mus spretus*, devido a sua seleção de micro-habitats mesmo quando o alimento não impõe qualquer limitação. Duas das quatro espécies vegetais de maior frequência em análises micro-histológicas fecais de *C. laucha*, descritas por Pinho et al. (2007), *Andropogon arenarius* e *Paspalum vaginatum*, foram registradas na área de estudo (tabela I). De forma corroborante às conclusões de Pinho et al. (2007), assim como de Schoener (1974) e Mostajo (2010), os resultados deste estudo demonstram que apesar dos itens alimentares de *C. laucha* (e possivelmente para as demais espécies herbívoras aqui registradas desta fauna) distribuírem-se amplamente ao longo das transecções e seus sítios de amostragem da vegetação, a espécie tem sua distribuição restrita e concentrada em ambientes com menor estrutura vegetal volumetricamente, comportando-se como um especialista de micro-habitats (no que concerne à dimensão fitoestrutural do habitat). Segundo Alho (2005), e Seamon e Adler apud Rocha (2007), *C. tener* restringe-se a áreas de campo no Cerrado *stricto sensu*, coincidindo com o comportamento observado para *C. cf. tener* neste estudo (98,0% dos registros em ambientes com os menores volumes fitoestruturais do habitat ou alturas da vegetação). De igual forma, os resultados encontrados por Yahnke (2006) e Rocha (2007) para *C. tener*, de baixa associação desta espécie com o número e o diâmetro de árvores, e grande associação com a maior percentagem de gramíneas, ratificam esse comportamento seletivo, evidenciando, assim, sua preferência por ambientes com os menores volumes fitoestruturais do habitat. Ambas as espécies do gênero, *C. cf. tener* e *C. laucha*, concentraram seus registros (80% e 77%, respectivamente) em três classes da amplitude hidropedológica observada, com variação de umidade entre 9,030% e 21,747% (faixa de grande ocorrência também para a maior parte das espécies, conforme a figura 7), demonstrando afinidade por ambientes mais secos e potencial comportamento especialista de micro-habitats, igualmente, para este parâmetro. Ambientes com solo mais seco e predominância de gramíneas (ou seja, vegetação mais baixa), no bioma Cerrado, foram preferencialmente utilizados por *Necromys lasiurus*, de acordo com Vieira et al. (2005) e Becker et al. (2007). Este comportamento seletivo equipara-se ao de *C. cf. tener* neste estudo, demonstrando, assim, que ambientes com

solo mais seco e predominância de gramíneas potencialmente reúnem as condições requeridas para ocupação e uso de ambas as espécies.

Figura 5 – Dimensão hidropedológica do nicho ecológico efetivo das espécies de pequenos roedores registradas na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011.

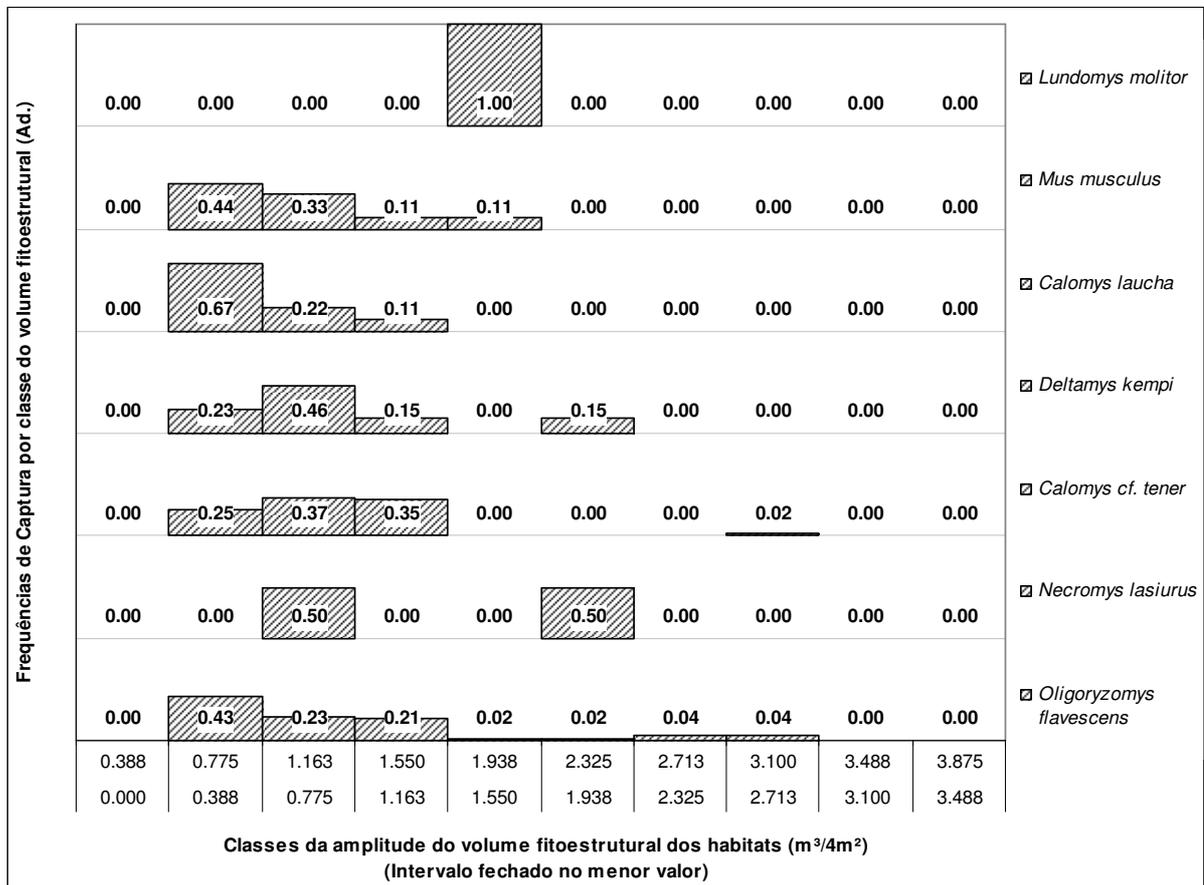


Fonte: Autoria própria, 2011.

A espécie *O. flavescens* compreendeu 35,6% (47 indivíduos) dos registros e representa o segundo táxon mais expressivo da assembléia de pequenos mamíferos. Distribuiu-se, conforme as figuras 4 e 8, em ambientes que variaram de 0,400 a 2,865 m³/4m² (0,10-0,72m de altura) de vegetação. Autores como Silva (1994), Eisenberg e Redford (1999), Villafañe (2005), Achaval et al. (2007), Bonvicino (2008) e Perini (2010) caracterizam esta espécie como roedores terrestres que vivem em capinzais, savanas, bosques com pouca densidade de vegetação e pastagens nas proximidades de banhados, lagos, córregos ou rios com margens compostas por gramíneas altas. Os autores mencionam, também, sua capacidade para colonizar ambientes modificados e perturbados (campos de cultivo, entre outros), além da dieta alimentar herbívora composta principalmente de grãos (ou, em períodos secos, de artrópodes). As características descritas fazem desta espécie uma das mais aptas a ocupar áreas de campo (áreas abertas) com porções ora mais úmidas ora mais secas. Graipel (2001), Bonvicino et al. (2002), Rosa (2002) e Langone (2007), respectivamente, registraram esta

espécie em ambiente de restinga, floresta secundária, plantações de *Pinus* e banhado, revelando, assim, sua versatilidade quanto ao uso e ocupação de habitats. Tal comportamento condiz, analogamente, ao nível de micro-habitat, com aquele evidenciado neste estudo e com a plasticidade ecológica referida por Stivanin et al. (2011), haja vista sua ampla ocorrência ao longo dos distintos gradientes registrados nas transecções (figuras 4 e 5). Contudo, ainda apresenta-se em proporções desiguais ao longo dos gradientes de vegetação e umidade do solo (figuras 6 e 7), preferindo estratos mais baixos e solos mais secos.

Figura 6 – Frequências de captura das espécies de pequenos mamíferos registradas por classe de amplitude do volume fitoestrutural do habitat observada nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011.

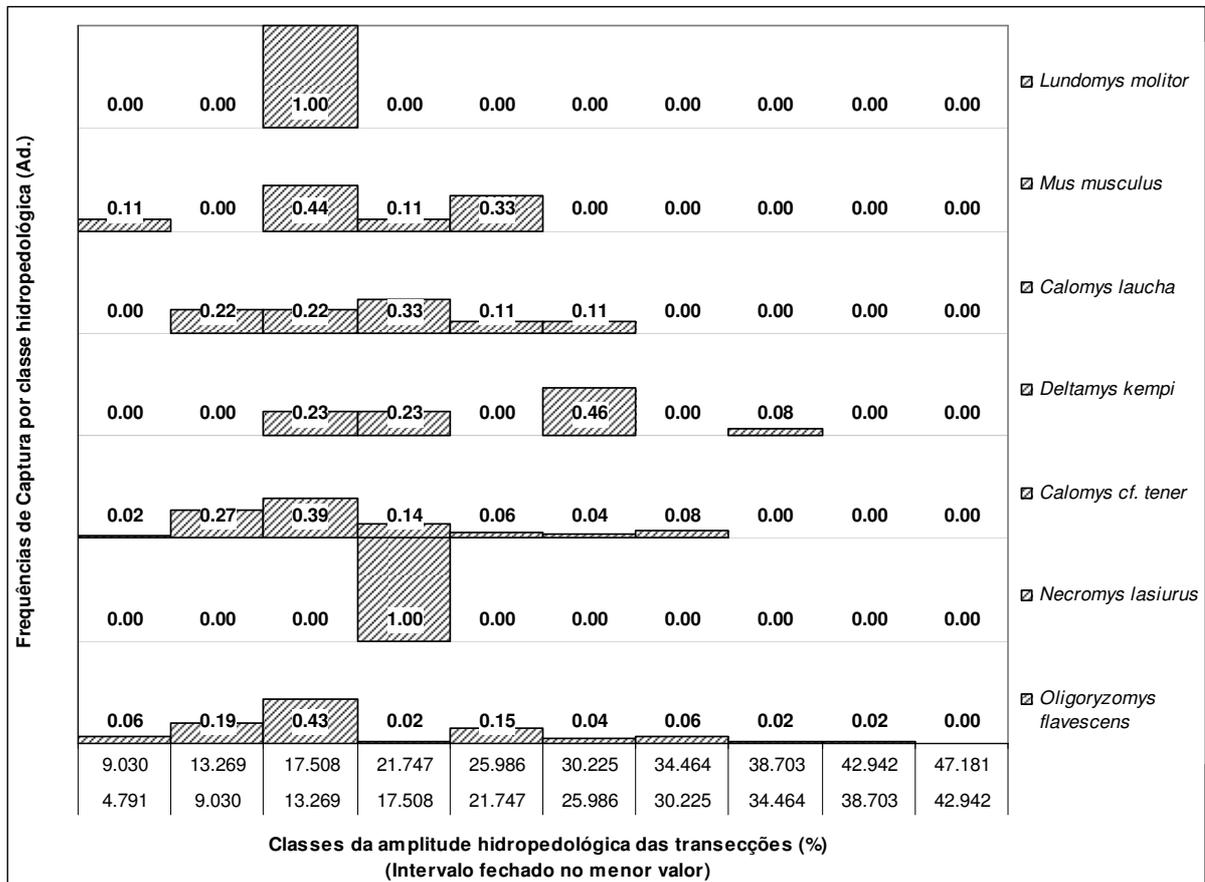


Fonte: Autoria própria, 2011.

As espécies que apresentaram um número de registros mais expressivo foram mais tolerantes às variações na dimensão hidropedológica do micro-habitat, distribuindo-se ao longo de grande parte da amplitude observada (figura 3 e 5). Excetuando *D. kempii*, demonstraram preferência por ambientes com baixos teores de umidade do solo (figura 7). No

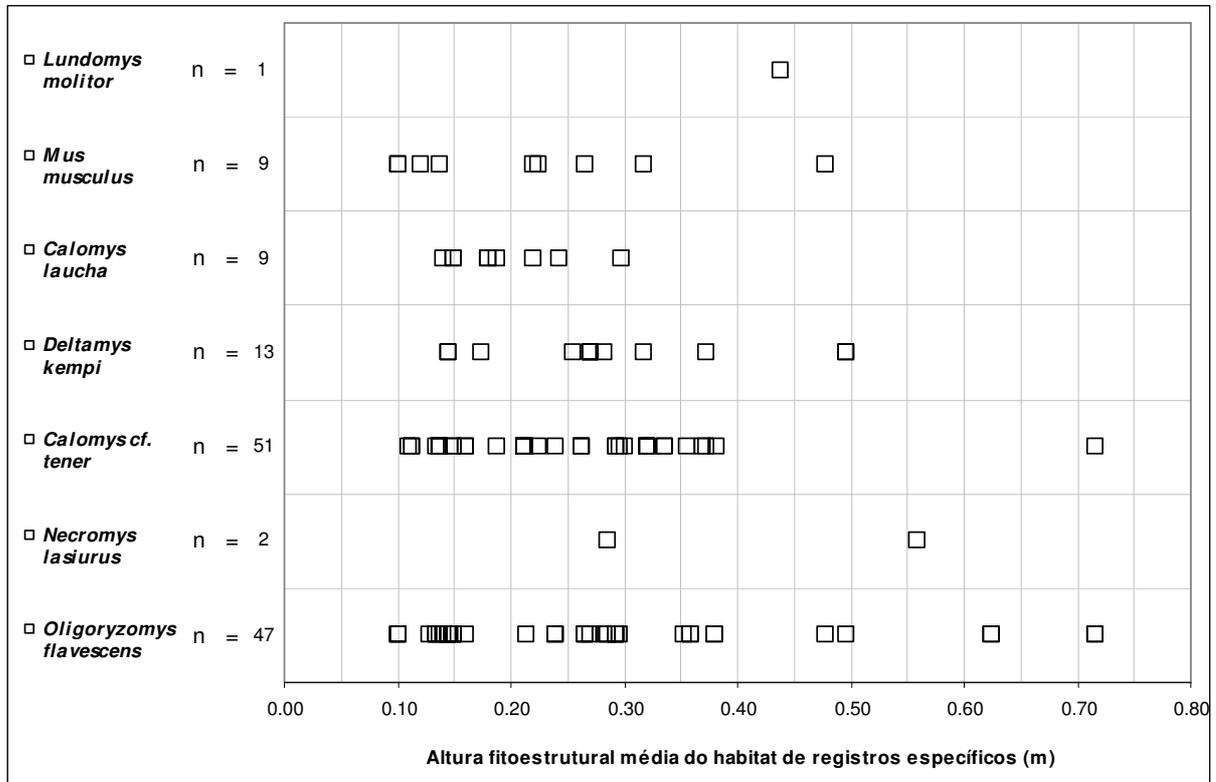
intervalo compreendido entre 9,030% e 21,747% foi obtido um elevado e significativo ($\chi^2 = 20,485$; $gl = 1$; $p < 0,0001$) número de registros (92/132 indivíduos), permitindo inferir que em sítios com esses teores de umidade estão presentes as condições ambientais mais favoráveis (ou menos extremas) à ocorrência dos pequenos roedores. O padrão concorda teoricamente com Krausman (1999) e com as observações realizadas por Langone (2007), que percebeu uma distribuição diferencial na abundância dos roedores em um fragmento de habitat em função de diferentes teores de umidade do solo entre estações chuvosa e seca (inverno e verão). Alho (2005) menciona a ocorrência de diferenças na composição da fauna de pequenos mamíferos encontrados sobre solos úmidos ou secos e a preferência de *Oxymycterus roberti* por solos moles (ou seja, úmidos). No trabalho de Langone, foi evidenciado que em épocas mais secas (verão) a fauna de pequenos mamíferos ficava restrita aos ambientes mais úmidos (mata paludosa), deixando clara a influência (direta ou indireta) deste parâmetro sobre a fauna.

Figura 7 – Frequências de captura das espécies de pequenos mamíferos registradas por classe de amplitude hidropedológica observada nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011.



Fonte: Autoria própria, 2011.

Figura 8 – Altura fitoestrutural média do habitat de registro das espécies de pequenos roedores capturadas nas transecções das áreas 1 e 2 da APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011.



Fonte: Autoria própria, 2011.

O gênero *Deltamys*, representado pela espécie *D. kemp*, ainda que não tenha alcançado, relativamente às espécies mais abundantes, um número expressivo de registros (13 indivíduos), mostra-se um potencial especialista de micro-habitat quanto à dimensão hidropedológica, devido a apresentar aproximadamente 46,2% dos registros concentrados em determinada classe de umidade do solo (26,0-30,2%), de acordo com a figura 7. Este comportamento de ocorrência concentrada (na 6ª classe hídrica da figura 7) e desvio relativo da amplitude da dimensão hidropedológica de seu nicho ecológico efetivo para direita (maior número de registros em ambientes com os maiores teores de umidade do solo) caracteriza sua grande afinidade por áreas úmidas, tal como descrito qualitativamente na literatura. A espécie é caracterizada, segundo Eisenberg e Redford (1999), Nowak (1999), González e Pardiñas (2002), Montes (2003), Villafañe (2005) e Achaval et al. (2007), entre outros aspectos, por habitar ambientes pantanosos, mesmo sem apresentar adaptações morfológicas, bordas de zonas úmidas, locais com juncos e palhas geralmente sem árvores, zonas costeiras inundáveis com gramíneas altas, campos úmidos e banhados inundáveis, possuindo uma dieta alimentar

onívora constituída por sementes, insetos e plantas verdes. Áreas úmidas, ainda segundo Eisenberg e Redford (1999), são frequentemente ocupadas por roedores mais especialistas neste tipo de habitat (e. g., *Oxymycterus delator*, conforme estudo de BECKER et al. 2007), sendo, potencialmente, o caso de *D. kempfi* (neste estudo), devido à concentração de registros em faixas mais úmidas do solo, mencionada anteriormente.

Considerando as duas classes de variação no volume de vegetação (0,000-1,938m³/4m² e 1,938-3,875m³/4m²), as espécies *O. flavescens* ($\chi^2 = 29,128$; gl = 1; p < 0,0001) e *C. cf. tener* ($\chi^2 = 47,078$; gl = 1; p < 0,0001) diferiram significativamente quanto à frequência de uso desses dois segmentos (figura 4, tabela II), utilizando predominantemente o primeiro. Isso permite inferir que estas espécies reconhecem parte da paisagem de campo como habitat (respectivamente, faixas de variação entre 0,400-1,938m³/4m² e 0,440-1,938m³/4m²) e outra como potencial matriz herbácea (respectivamente, faixas de variação entre 1,938-2,865m³/4m² e 1,938-2,865m³/4m²). Padrões de sobreposição das amplitudes dos nichos ecológicos efetivos específicos, no que tange aos parâmetros medidos, em ambas as áreas monitoradas, dietas diversificadas, bem como a similaridade florística ($C_j = 0,771$) entre as áreas, sugerem que a ausência de registros faunísticos em determinados ambientes são decorrência de aspectos da estrutura do habitat e não da restrição de recursos alimentares. Portanto, ambientes com características semelhantes às observadas nos extremos das amplitudes registradas não proporcionam as condições necessárias ao suporte da fauna de pequenos roedores que, segundo Firkowski (1993) e Pough et al. (1999), entre outras, é de suprimento alimentar juntamente com a de disponibilização de abrigos e espaços físicos adequados.

Outro aspecto relevante quantos aos padrões de uso e seleção de habitats (micro-habitat ou potencial matriz herbácea) refere-se aos níveis de permeabilidade que podem se fazer presentes na paisagem devido a sua conformação estrutural (e condições associadas), conforme Murúa e González (1982), Zollner e Lima (1999), Metzger (2001), Dalmagro e Vieira (2005), e Metzger (2006), os quais condicionam, conseqüentemente, os fluxos biológicos. Esses fluxos, de acordo com Gascon et al. (1999), quando na matriz dos habitats, são influenciados pelos distintos tipos de vegetação determinantes do tamanho dos poros, que atuam como filtros seletivos na paisagem em movimentos de indivíduos. Dalmagro e Vieira (2005) observaram uma correlação positiva entre *O. flavescens* e ambientes com maior densidade de vegetação até 1 m de altura, e Sponchiado (2011), da mesma forma, com ambientes com menor densidade de vegetação arbórea (ou completa ausência) e predomínio de gramíneas e juncos. Para *C. tener*, Rocha (2007) encontrou baixa associação com o número

e o diâmetro de árvores, e alta associação com a percentagem de gramíneas, e Briani et al. (2004) relaciona a espécie com áreas abertas e a estágios sucessionais pós-fogo (ou seja, vegetação de porte mais baixo). Os padrões de uso do espaço observados neste estudo mostram-se condizentes com os resultados obtidos por Briani et al. (2004), Dalmagro e Vieira (2005), Rocha (2007) e Sponchiado (2011), em razão do menor número de registros em ambientes com os maiores volumes fitoestruturais do habitat (potencial matriz herbácea em área de campo).

Tabela II – Frequências de uso do espaço por classe da amplitude do volume fitoestrutural do habitat registrada na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, e parâmetros estatísticos correspondentes. CL – Classe da amplitude; N_{am} – Tamanho da amostra obtida no estudo; χ^2 – Estatística do teste Qui-quadrado; p – Probabilidade de obtenção de diferenças não significativas; $N_{0,95}$ – Tamanho da amostra necessária para obter-se um poder do teste estatístico equivalente a 0,95; DF – Distinção faunística entre as classes da amplitude; S – Significativa ($p < 0,05$ e $N_{am} \geq N_{0,95}$); NS - Não significativa.

ESPÉCIE	VEGETAÇÃO				PARÂMETROS ESTATÍSTICOS				
	CL 1 (m ³ /4m ²)		CL 2 (m ³ /4m ²)		N_{am}	χ^2	p	$N_{0,95}$	DF
	Mín.	Max.	Mín.	Max.					
	0,000	1,938	1,938	3,875					
<i>Oligoryzomys flavescens</i> Waterhouse, 1837	42		5		47	29,128	< 0,0001	45	S
<i>Calomys cf. tener</i> Winge, 1887	50		1		51	47,078	< 0,0001	28	S
<i>Deltamys kempfi</i> Thomas, 1917	11		2		13	6,231	0,0126	209	NS
<i>Calomys laucha</i> Ficher, 1814	9		0		9	9,000	0,0027	144	NS
<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1766	9		0		9	9,000	0,0027	144	NS

Fonte: Autoria própria, 2011.

Considerando as duas classes de variação hidropedológica (4,791-25,986% e 25,986-47,181%), *C. cf. tener* diferiu significativamente ($\chi^2 = 29,824$; gl = 1; $p < 0,0001$) quanto ao seu uso (tabela III), apresentando 88,2% de seus registros (46 indivíduos) em ambientes com teores de umidade do solo mais baixos. Evidenciou-se, assim, sua nítida preferência por solos mais secos, ratificando-se as descrições encontradas na literatura quanto à capacidade de ocorrência em áreas com déficits hídricos. Comportamento seletivo semelhante (ora por ambientes úmidos, ora por secos) também é mencionado por Alho (2005), Becker et al.

(2007) e Langone (2007) para *Oxymycterus roberti*, *Oxymycterus delator*, *Necromys lasiurus* e para assembléia de pequenos mamíferos no que concerne a sua maior abundância. Em razão do tamanho amostral insuficiente, não foi possível determinar um padrão para as demais espécies, o que pode ser compatível, também, com comportamentos generalistas de microhabitats dessas espécies para o parâmetro em questão. Contudo, salienta-se a forte tendência apresentada por *O. flavescens* (tabela III), de uso de ambientes com teores de umidade do solo mais baixos. Já *D. kempfi*, por sua vez, mostrou-se como potencial especialista de microhabitat (concentração de registros na 6ª classe da dimensão hidropedológica na figura 7), utilizando frequentemente ambientes com solos mais úmidos.

Tabela III – Frequências de uso do espaço por classe da amplitude hidropedológica de variação do teor de umidade do solo registrada na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, e parâmetros estatísticos correspondentes. CL – Classe da amplitude; N_{am} – Tamanho da amostra obtida no estudo; χ^2 – Estatística do teste Qui-quadrado; p – Probabilidade de obtenção de diferenças não significativas; $N_{0,95}$ – Tamanho da amostra necessária para obter-se um poder do teste estatístico equivalente a 0,95; DF – Distinção faunística entre as classes da amplitude; S – Significativa ($p < 0,05$ e $N_{am} \geq N_{0,95}$); NS - Não significativa.

ESPÉCIE	UMIDADE				PARÂMETROS ESTATÍSTICOS				
	CL 1 (%)		CL 2 (%)		N_{am}	χ^2	p	$N_{0,95}$	DF
	Mín.	Max.	Mín.	Max.					
	4.791	25.991	25.991	47.191					
<i>Oligoryzomys flavescens</i> Waterhouse, 1837	40		7		47	23,170	< 0,0001	56	NS
<i>Calomys cf. tener</i> Winge, 1887	45		6		51	29,824	< 0,0001	44	S
<i>Deltamys kempfi</i> Thomas, 1917	6		7		13	0,077	0,7814	> 500	NS
<i>Calomys laucha</i> Ficher, 1814	8		1		9	5,444	0,0196	239	NS
<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1766	9		0		9	9,000	0,0027	144	NS

Fonte: Autoria própria, 2011.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos contribuíram para o entendimento da forma como os pequenos roedores silvestres de áreas de campo comportam-se no processo de seleção e uso de habitats, permitindo as seguintes conclusões:

1. Ambientes campestres com volumes fitoestruturais do habitat entre 0,388 m³/4m² e 1,550 m³/4m² (ou altura média entre 0,10m e 0,39m), e com teores de umidade do solo entre 9,030% e 21,747% reúnem as condições mais favoráveis para ocorrência e suporte de populações das espécies de pequenos roedores registradas.

2. A espécie *Calomys laucha* parece selecionar micro-habitats mais em decorrência da estrutura da vegetação do que devido à presença de itens que reconhecidamente compõem sua dieta alimentar.

3. As espécies *Calomys cf. tener* e *Oligoryzomys flavescens* selecionam micro-habitats com mais baixos volumes fitoestruturais do habitat (vegetação, em média, mais baixa) e reconhecem uma matriz herbácea dentro de área de campo.

4. A espécie *Calomys cf. tener* apresenta preferências por micro-habitats com baixos percentuais de teor de umidade do solo.

5. As espécies *Calomys laucha* e *Deltamys kempii* potencialmente selecionam seus micro-habitats, respectivamente, com mais baixos volumes fitoestruturais do habitat e mais elevados teores de umidade do solo.

5. AGRADECIMENTOS

À Carbonífera Metropolitana, pela concessão de bolsa de mestrado e apoio financeiro; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo apoio financeiro concedido; à Fundação de Ciência e Tecnologia - CIENTEC, pela disponibilização de sua infra-estrutura para a realização de ensaios pertinentes ao estudo; ao colega de trabalho da CIENTEC, Everson dos Santos Silveira, pela ajuda na realização mensal dos ensaios de teor de umidade do solo; à cônjuge, Maria de Lourdes Souza Baptista, pelas revisões textuais; ao professor Sérgio Augusto Loreto Bordignon, pela identificação dos indivíduos botânicos do inventário expedito; aos alunos de iniciação científica e aos amigos que apoiaram nas atividades de campo.

6. REFERÊNCIAS

Achaval, F.; Clara, M.; Olmos, M.C. **Mamíferos de La republica oriental Del Uruguay, guia fotográfica**. Zonalibro, Montevideo, 216 p., 2007.

Alho, C.J.R. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy cerrado landscape. **Arquivos do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v.63, n.1, p.41-48, 2005.

Animal Care and Use Committee. Guidelines for the capture, handling, and care of mammals as approved by the American Society of Mammalogists. **Journal of Mammalogy**, v. 79, n. 4, p. 1416-1431, 1998.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ME 213**: Solo: Determinação do teor de umidade. Rio de Janeiro, 3 p., 1994.

August, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, n. 64: p. 1495-1507, 1983.

Bascompte, J.; Possingham, H.; Roughgarden, J. Patchy populations in stochastic environments: critical number of patches for persistence. **American Naturalist**, n. 159, p. 128-137, 2002.

Becker, R. et al. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos e densidade de *Necromys Lasius* (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas abertas de cerrado no Brasil Central. **Mastozoología Neotropical**, v. 14, p. 157-168, 2007.

Behling, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 13-25.

Bélisle, M.; Desrochers, A.; Fortin, M.-J. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. **Ecology**, n. 82, p. 1893-1904, 2001.

Bergallo, H.G. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura**, v. 42, n. 12, p. 1067-1072, 1990.

Bergallo, H.G. **Os efeitos da disponibilidade de alimentos e dos fatores climáticos na reprodução, condição, crescimento e uso do espaço por quatro espécies de roedores no sudeste do Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 130 p., 1995.

Boldrini, I.I. A flora do Rio Grande do Sul. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 63-77.

Bonvicino, C. R.; Oliveira, J. A.; D'Andrea, P. S. **Guia dos Roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa - OPAS/OMS, 120 p., 2008.

Bonvicino, C.R.; Lindbergh, S.M.; Maroja, L.S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4B, p. 765-774, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF, MMA/SBF, 510 p., 2003.

Briani, D.C. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of Central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 5, p. 1023-1037, 2004.

Bustamante, R.O.; Simonetti, J.A. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. **Biological Invasion**, n. 7, p. 243-249, 2005.

Cademartori, C.V. Introdução aos métodos de estudo de pequenos mamíferos. **Cadernos La Salle**, Canoas, n. 2, p.183-192, 2005.

Câmara, T.; Murta, R. **Mamíferos da Serra do Cipó**. PUC-Minas, Belo Horizonte, 60 p., 2003.

Campos, Z. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia. **Embrapa Pantanal**, Corumbá-MS, n.68, p. 1-3. 2004.

Carvalho, P. C. F. et al. Ecologia do Pastejo. In: **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Porto Alegre, RS, SBZ, 1999, p. 253-268

Chalfoun, A.D.; Thompson III, F.R.; Ratnaswamy, M.J. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. **Conservation Biology**, n. 16, p. 306-318, 2002.

Corbalán, V. Microhabitat selection by murid rodents in the Monte desert of Argentina. **Journal of Arid Environments**. n. 65, p. 102-110, 2006.

Corbalán, V.; Debandi, G. Evaluating microhabitat selection by *Calomys musculinus* (Rodentia: Cricetidae) in western Argentina using luminous powders. **Mastozoología Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 205-210, 2009.

Corbalán, V.; Tabeni, S.; Ojeda, R.A. Assessment of habitat quality for four small mammal species of the Monte Desert, Argentina. **Mammalian Biology**, n. 71, p. 227-237, 2006.

Costa, L. P. et al. **Conservação de mamíferos no Brasil**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 10 p., 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/15_Costa_et_al.pdf>, Acesso em: 15 jun. 2009.

Cunha, A.A.; Vieira, M.V. Two bodies cannot occupy the same place time, or the importance of space in the ecological niche. **Bulletin of the Ecological Society of America**, n. 85, p. 25-26, 2004.

Dalmago, A.D.; Vieira, E.M. Patterns of habitat utilization of small rodents in na área of Araucária Forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, n. 30, p. 353-362, 2005.

Diamond, J.M. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences. USA**, n. 69, p. 3199-203, 1972.

Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. **Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics**. v.3. University of Chicago Press, Chicago, 609p., 1999.

Fahrig, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction treshold: a synthesis. **Ecological Applications**: v.12, n.2, p.346-353, 2002.

Firkowski, C. O habitat para a fauna: manipulações em micro escala. **Floresta**, Curitiba, v.21, n.1/2, p. 27-43, 1993.

Forero-Medina, G.; Vieira, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.4, p. 493-502. 2007.

Gascon, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, n. 91, p. 223-230, 1999.

Gibbs, J.P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, n. 100, p. 15-20, 2001.

GLORINHA (RS). Prefeitura. **Figura da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande**. Disponível em: <<http://www.glorinha.rs.gov.br/index>>. Acesso em: 27 mar. 2009.

González, E.M.; Pardiñas, U.F.J. *Deltamys kempi*. **Mammalian Species**, n. 711, p. 1-4, 2002.

Gotelli, N.J.; Ellison, A.M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 1 ed. 528p., 2011.

Graipel, M. E.; Cherem, J. J.; Ximenez, A. Mamíferos terrestres não voadores da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, v. 14, n. 2, p. 109-140, 2001.

Krausman, P.R. Some basic principles of habitat use. In: Lauchbaugh, K.L.; Sanders, K.D.; Mosley, J.C. (Editors). **Grazing behavior of Livestock and Wildlife**. Idaho forest: Wildlife and Range Experiment Station Bulletin. n. 70, 1999, p. 85-90.

Langone, P.Q. **Importância da matriz e das características do habitats sobre a assembléia de pequenos mamíferos em fragmento de Mata de Restinga no Sul do Brasil**. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 71 p., 2007.

Lewis Jr., W.M. et al. **Wetlands: characteristics and boundaries**. National Academy Press. Washington, D.C., 308 p., 1995.

Lima, S.L.; Zollner, P.A. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. **Trends in Ecology and evolution**, n. 11, p. 131-135, 1996.

Localização das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). In: PROGRAMA Google Earth. 2010.

Macdonald, D.W. The ecology of carnivore social behaviour. **Nature**, v. 301, n. 3, p. 379-384, 1983.

M'Closkey, R.T; Fieldwick, B. Ecological separation of sympatric rodents *Peromyscus* and *Microtus*. **Journal of Mammalogy**, n. 56, p. 119-129, 1975.

Magro, T.C.; Griffith, J.J.; Aspiazu, C. Habitat – uma metodologia de avaliação voltada para o planejamento. **IPEF**, n.45, p. 14-21, 1992.

Mandelik, Y.; Jones, M.; Dayan, T. Structurally complex habitat and sensory adaptations mediate the behavioural responses of a desert rodent to an indirect cue for increased predation risk. **Evolutionary Ecology Research**, n. 5, p. 501–515, 2003.

Metzger, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

Metzger, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1/2, p. 1-9, 2001.

Metzger, J.P. et al. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. In: Rodrigues, R.R. et al. (Org.). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. 1 ed. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 2008, p. 120-127

Mohammadi, S. Microhabitat Selection by Small Mammals. **Advances in Biological Research**, v. 4, n. 5, p. 283-287, 2010.

Montes, M.A. **História da ocupação da planície costeira do RS pelo roedor *Deltamys kempi*** – tentativa de reconstrução pela análise do mtDNA. Dissertação de mestrado. Genética e Biologia Molecular. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 92 p., 2003.

Mostajo, R.T. **Selección de microhábitat de micromamíferos en tres ambientes agrarios del centro peninsular: el caso de *Mus spretus***. Dissertação de mestrado. Facultad de Ciencias. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, 29 p., 2010.

Mostajo, R.T. et al. Influencia de la gestión agraria sobre la abundancia de micromamíferos en zonas de cultivo del centro peninsular. **Ecologia**, n. 23, p. 165-176, 2010.

Murúa, R.; González, L.A. Microhabitat selection in two Chilean cricetid rodents. **Oecologia**, n. 52, p. 12-15, 1982.

Newmark, W. D. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. **Nature**, 325, p. 430-432, 1987.

Nowak, R.M. **Walker's Mammals of the World**. v. 2, 6 ed. Johns Hopkins, Baltimore, 1084p., 1999.

Oliveira, J.A.; Bonvicino, C.R. Ordem Rodentia. In: Reis, N. R. dos et al. (Ed.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nélio R. dos Reis, 2006, p. 347-406.

Overbeck, G.E. et al. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009, p. 26-41.

Paise, G.; Vieira, E. M. Daily activity patterns of a neotropical sigmodontine rodent (*Oxymycterus nasutus*): seasonal changes and influence of environmental factors. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 4, p. 733-739, 2006.

Perini, A.A. **A importância da *Araucaria angustifolia* na dieta de pequenos roedores silvestres em área de floresta com araucária no Sul do Brasil**. Diversidade e Manejo de Vida Silvestre. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo, 43 p., 2010.

Pillar, V.D. **Descrição de comunidades vegetais**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 6p., 1996. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Reprints&Manuscripts/Manuscripts&Misc/4_Descricao_96Out07.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2009.

Pinho, F.F. et al. Vegetais consumidos por pequenos roedores no município do Rio Grande, RS - *Calomys laucha* Olfers 1818 (Rodentia, Cricetidae). **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu-MG, Brasil, p. 1-2, 2007.

Pough, F.H.; Heiser, J.B.; Mcfarland, W.N. **A vida dos vertebrados**. Editora Atheneu, São Paulo, 799 p., 1999.

Prevedello, J.A.; Mendonça, A.F.; Vieira, M.V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 610-625. 2008.

Püttker, T. et al. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BioMed Central Ecology**, v. 8, n. 9, p. 9, 2008.

Ramos, V.N. **Ecologia alimentar de pequenos mamíferos de áreas de cerrado no Sudeste do Brasil**. Dissertação de mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia. 77 p., 2007.

Ramos, V.N.; Facure, K.G. Ecologia alimentar de *Calomys tener* (Rodentia, Cricetidae) em áreas naturais de Cerrado. **Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia**, São Lourenço-MG, p. 1-2, 2009.

Ricklefs, R.E. **A economia da natureza**. 3 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 470 p., 1996.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande. Porto Alegre, RS: SEMA, 2011**. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=174>. Acesso em: 10 abr. 2011.

- Rocha, C.R. **Utilização de micro-habitat por três espécies de roedores cricetídeos em um cerrado do Brasil central**. Dissertação de mestrado. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, Brasília, 46 p., 2007.
- Rosa, A.O. **Comparação da diversidade de mamíferos não-voadores em áreas de floresta de restinga e áreas reflorestadas com *Pinus elliottii* no sul do Brasil, São Leopoldo**. Dissertação de mestrado. Diversidade e Manejo de Vida Silvestre. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 47 p., 2002.
- Schoener, T.W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v. 185, n. 4145, p. 27-39. 1974.
- Silva, F. **Mamíferos silvestres: Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: FZBRS, 244p., 1994.
- Sponchiado, J. **Estrutura das comunidades de pequenos mamíferos de duas unidades de conservação (Taim e Espinilho) do bioma Pampa, Sul do Brasil**. Dissertação de mestrado. Biodiversidade Animal. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 75 p., 2011.
- Stallings, J.R. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. **Bulletin of the Florida State Museum**, v. 34, n. 4, p.153-200, 1989.
- Stivanin, M.; Dariva, G.; Marinho, J.R. Uso do habitat e área de vida de pequenos mamíferos no Parque Estadual do Papagaio-Charão no município de Sarandi/RS. **Anais do X Congresso de Ecologia do Brasil**, São Lourenço-MG, Brasil, p. 1-2, 2011.
- Sturges, H. The choice of a class-interval. **Jornal of the American Statistical Association**, n. 21, p. 65-66, 1926.
- Taylor, P.D.L. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.
- Tischendorf, L.; Fahrig, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape ecology**, n. 15, p. 633-641, 2000.
- Turner, I.M. Species loss in fragments of tropical rain Forest: a review of the evidence. **Jornal of Applied Ecology**, n. 33, p. 200-209. 1996.
- Vásquez, R.A. Assessment of predation risk via illumination level: facultative central place foraging in the cricetid rodent *Phyllotis darwini*. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, n. 34, p. 375-381, 1994.
- Vieira, E.M. et al. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. **Mammalian Biology**, n. 70, p. 359-365, 2005.
- Villafañe, G.I.E. et al. **Guia de Roedores de la Provincia de Buenos Aires**. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina, 100 p., 2005.
- Williams, S.E.; Marsh, H.; Winter J. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: small mammals in australian tropical rain forest. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1317-1329, 2002.

Wywiałowski, A.P. Habitat structure and predators: choices and consequences for rodent habitat specialists and generalists. **Oecologia**, n. 72, p. 39-45, 1987.

Yahnke, C.J. Habitat use and natural history of small mammals in the central Paraguayan Chaco. **Mastozoología Neotropical**, v. 13, n 1, p. 103-116, 2006.

Zollner, P.A.; Lima, S.L. Illumination and the perception of remote habitat patches by white-footed mice. **Animal Behaviour**, n. 58, p. 489-500, 1998.

Zollner, P.A.; Lima, S.L. Search strategies for landscape-level inter-patch movements. **Ecology**, n. 80, p. 1019-1030, 1999.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS EM ÁREA ÚMIDA NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, PARA USO EM PROCESSOS DE MITIGAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS EM ÁREA ÚMIDA NA APA DO BANHADO GRANDE, VIAMÃO, RS, PARA USO EM PROCESSOS DE MITIGAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

RESUMO

Avaliações periódicas do comportamento natural de elementos abióticos e bióticos foram realizadas na APA do Banhado Grande, de modo que seus padrões de variação permitissem estabelecer referenciais ambientais (RA's) locais da área. Pretende-se que o conhecimento produzido possa ser aplicado em procedimentos técnicos para o monitoramento e conservação do meio ambiente, pois mostra-se uma ferramenta promissora em processos de mitigação e restauração ambiental. Ao longo de três transecções foram definidos 30, 15 e quatro pontos de amostragem, respectivamente, de pequenos mamíferos não voadores, teor de umidade do solo e volume fitoestrutural do habitat. As amostragens transcorreram mensalmente, de setembro/2010 a agosto/2011. Encontrou-se uma correlação positiva e significativa entre o teor de umidade do solo e o número de capturas, com moderada sensibilidade de ajuste. Evidenciou-se, assim, relação de causa e efeito entre os parâmetros avaliados, indicando que a fauna de pequenos mamíferos não voadores é influenciada pelas oscilações naturais dos percentuais de umidade do solo. Constatou-se, também, que algumas espécies apresentam estreita faixa de tolerância à variação no volume de vegetação (*Calomys laucha* e *Calomys cf. tener*) ou concentraram seus registros em ambientes com menor volume de vegetação (*Oligoryzomys flavescens*) ou mais úmidos (*Deltamys kempfi*), sugerindo elevada eficiência bioindicadora na área. Os referenciais ambientais mensais obtidos entre set/10 e ago/11, para cada parâmetro analisado, apresentaram, em avaliações de não inclusão em intervalos de confiança estabelecidos a partir de dados amostrais mensais, diferenças significativas na maior parte dos cotejos, corroborando seu potencial para uso aplicado. A construção de cenários e referenciais ambientais a partir de avaliações periódicas permite o entendimento do comportamento indicador dos elementos monitorados e pode subsidiar tomadores de decisão (planejadores ambientais) no acompanhamento do desempenho ambiental, quando se objetiva o retorno às condições básicas do ambiente natural em processos de restauração ambiental.

Palavras-chave: Indicadores ambientais. Monitoramento ambiental. Pequenos mamíferos não voadores. Referenciais ambientais. Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande.

1. INTRODUÇÃO

A humanidade atingiu um patamar de consumo de energia elétrica que exige um grande empenho do setor energético, seja diversificando ou aprimorando suas fontes de energia para suprir, de maneira efetiva, esta crescente demanda. Neste sentido, conforme cita Gavronski (2007), o aumento da população e o desenvolvimento da economia criam a necessidade de expansão de mais de quatro mil megawatts de energia nova por ano no Sistema Interligado Nacional (SIN).

O carvão mineral, de acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2005), é o mais abundante dos combustíveis fósseis, com reservas comprovadas da ordem de um trilhão de toneladas, o suficiente para atender à demanda energética mundial atual por mais de 200 anos. Embora fontes renováveis, como biomassa, solar e eólica, venham a ocupar maior parcela na matriz energética mundial, o carvão mineral, segundo a Agência Internacional de Energia (AIE, 2010), deverá continuar sendo, por muitas décadas, o principal insumo para a geração de energia elétrica, especialmente nos países em desenvolvimento.

Segundo Moreira (2004), empreendimentos mineradores, quase na sua totalidade, desenvolvem suas atividades com base em procedimentos operacionais que envolvem a movimentação de terras e escavações, que, por sua vez, conforme cita Kopezinsk (2000), entre outras consequências, promovem alterações em corpos d'água e em níveis do lençol freático. Ainda consoante a Moreira, embora as atividades de extração mineral sejam de grande relevância para o produto interno bruto do país, trazem, como agravantes, perda de biodiversidade, perda da fertilidade natural do solo e a interferência nos recursos hídricos da região.

A Bacia do Rio Gravataí possui imensos recursos em carvão mineral, tendo sido alvo de investigação quanto ao seu potencial pelo DNPM (Departamento Nacional da Produção Mineral) e CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais) nos anos de 1978 a 1982. A porção denominada Jazida de Gravataí Leste, foco de estudos de viabilidade econômica e ambiental, sofreu lavra incipiente em 1920 por poços rasos, apresentando reservas econômicas da ordem de 90 milhões de toneladas, que apesar de modesta, permite a lavra a céu aberto (SILVA et al., 1993).

No Brasil, de acordo com Costa et al. (2005), uma das principais causas, na atualidade, da perda de biodiversidade, bem como da interrupção das benéficas funções ecológicas e ambientais prestadas pela natureza, são os impactos negativos (descaracterização, fragmentação e perda de habitats) decorrentes de intervenções antrópicas nos ecossistemas

naturais, seja para uso ou consumo dos recursos renováveis ou não renováveis ali existentes, ou simplesmente pela ocupação e modificação dos espaços naturais para o desenvolvimento social (urbano) e econômico (rural).

A diversidade biológica constitui uma das propriedades fundamentais do meio ambiente e representa um recurso de real ou potencial proficuidade, fornecendo todos os insumos ou recursos naturais vitais à sustentabilidade dos diferentes sistemas econômicos de uso da terra (GARAY et al., 2001). Torna-se imprescindível, portanto, para seu contínuo funcionamento, a manutenção da qualidade ambiental, de modo que não haja o comprometimento futuro do uso comum do meio ambiente. A perda de biodiversidade, por conseguinte, em qualquer que seja o nível de organização considerado (população, comunidade ou ecossistema), representa um declínio da qualidade ambiental, e compromete a manutenção do equilíbrio ecológico e de suas funções.

O monitoramento da diversidade biológica, no Brasil, é compromisso assumido pelo país em acordos nacionais e internacionais, e condição prevista na Constituição Federal de 1988, artigo 225 caput, que afirma ser direito de todos: “o meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. A preservação e a restauração dos processos ecológicos essenciais, e o manejo ecológico de espécies e ecossistemas são as formas pelas quais se pode assegurar esse direito.

Práticas gestoras para o restabelecimento das funções ambientais e ecológicas têm sido empregadas em procedimentos de restauração ambiental que objetivam, segundo Aronson e LeFloc’h (1996), recuperar os processos naturais bióticos e abióticos de uma paisagem ou de um ecossistema, e, conforme Dobson et al. (1997), restabelecer os fluxos biológicos em paisagens fragmentadas. O sucesso desses objetivos depende do entendimento do comportamento dos elementos constituintes do sistema e das forças que regulam ou motivam este comportamento. Estudos realizados por Reis et al. (1999), e Reis e Kageyama (2003) sugerem o uso de plantas, em áreas degradadas, capazes de potencializar interações interespecíficas e, desta forma, contribuir para o estabelecimento e aceleração dos processos de restauração ambiental. Destaca-se o papel da fauna no processo de sucessão vegetal através de suas funções ecológicas (polinização e dispersão de sementes), viabilizando, assim, os objetivos dessas práticas.

O monitoramento compõe a principal parte do controle de impacto ambiental e seus indicadores são componentes fundamentais à tomada de decisão, pois permitem tanto criar cenários e referenciais ambientais que apontem mudanças e condições do ambiente, quanto

aferir ou acompanhar os resultados de uma decisão assumida. Neste sentido, Buss et al. (2003) afirmam que monitorar componentes do meio biótico (indicadores bióticos) permite uma visão sistêmica dos problemas causados pelos impactos ambientais advindos da fase de operação de empreendimentos, pois estes representam descritores sinérgicos ambientais. Stamm (2003) relata que o monitoramento ambiental permite verificar a eficiência das medidas mitigatórias elaboradas e colocadas em prática pelos empreendimentos. Monitorar o ambiente, fazendo-se uso de indicadores adequados, segundo Santos (2004), reduz consideravelmente o número de parâmetros e medidas a serem monitoradas, tornando ágil o processo de decisão e mais eficiente o emprego de recursos. A autora acrescenta que os cenários resultantes do monitoramento, construídos e sobrepostos diante de uma perspectiva temporal, permitem a interpretação da velocidade e do rumo das alterações no espaço de estudo, mostrando-se um forte instrumento de análise, capaz de conduzir, de maneira técnica, uma reflexão sobre implicações de projetos e políticas de desenvolvimento.

Os mamíferos, em geral, por incluírem-se entre os animais mais atingidos pela degradação dos ambientes naturais, podem ser utilizados como eficientes bioindicadores do grau de conservação de uma dada região ou para avaliar o estado de um ecossistema após perturbação (AZEVEDO-RAMOS et al., 2003). Os pequenos mamíferos, particularmente, adéquam-se a essa finalidade, posto que suas populações são muito suscetíveis a variações nos micro-habitats (PÜTTKER et al., 2008; DALMAGRO e VIEIRA, 2005) e às alterações ambientais, inclusive, com marcada sazonalidade (CADEMARTORI et al., 2003). Estudos vêm demonstrando uma relação entre a presença ou ausência de espécies indicadoras de pequenos mamíferos e os distúrbios no ecossistema natural (AVENANT, 2000). O conhecimento sobre a dinâmica das populações de pequenos mamíferos é de fundamental importância, por fornecer informações consistentes acerca da organização das comunidades naturais. Componentes comuns de todas as formações vegetais brasileiras, influenciam a distribuição e a abundância de muitas espécies vegetais e animais (dispersando sementes, controlando populações ou atraindo predadores com distintas funções ecológicas). Conseqüentemente, podem subsidiar a elaboração e a implementação de estratégias de manejo e conservação em áreas de interesse.

Avaliações periódicas do comportamento natural de elementos abióticos (teor de umidade do solo) e bióticos (fauna de pequenos mamíferos não voadores e volume fitoestrutural do habitat) foram realizadas na APA do Banhado Grande, de modo que seus padrões mensais de variação permitissem estabelecer referenciais ambientais (RA's) locais da área. Os referenciais ambientais mostram-se uma ferramenta promissora em processos de

mitigação e restauração ambiental, pois possibilitam descrever o equilíbrio dinâmico de ecossistemas. Sua aplicação em procedimentos técnicos para a conservação do meio ambiente implica em caracterizações espaciais e temporais quali-quantitativas dos componentes naturais desses ambientes e de suas interações (abiótica-biótica e biótica-biótica).

Com a pretensão de subsidiar tecnicamente processos de tomada de decisão no contexto da avaliação ambiental em áreas de campo alterado da APA do Banhado Grande, procurou-se: (1) estabelecer RA's mensais para a área por meio de simulações numéricas experimentais; (2) ressaltar as espécies com potencial uso para indicação ambiental.

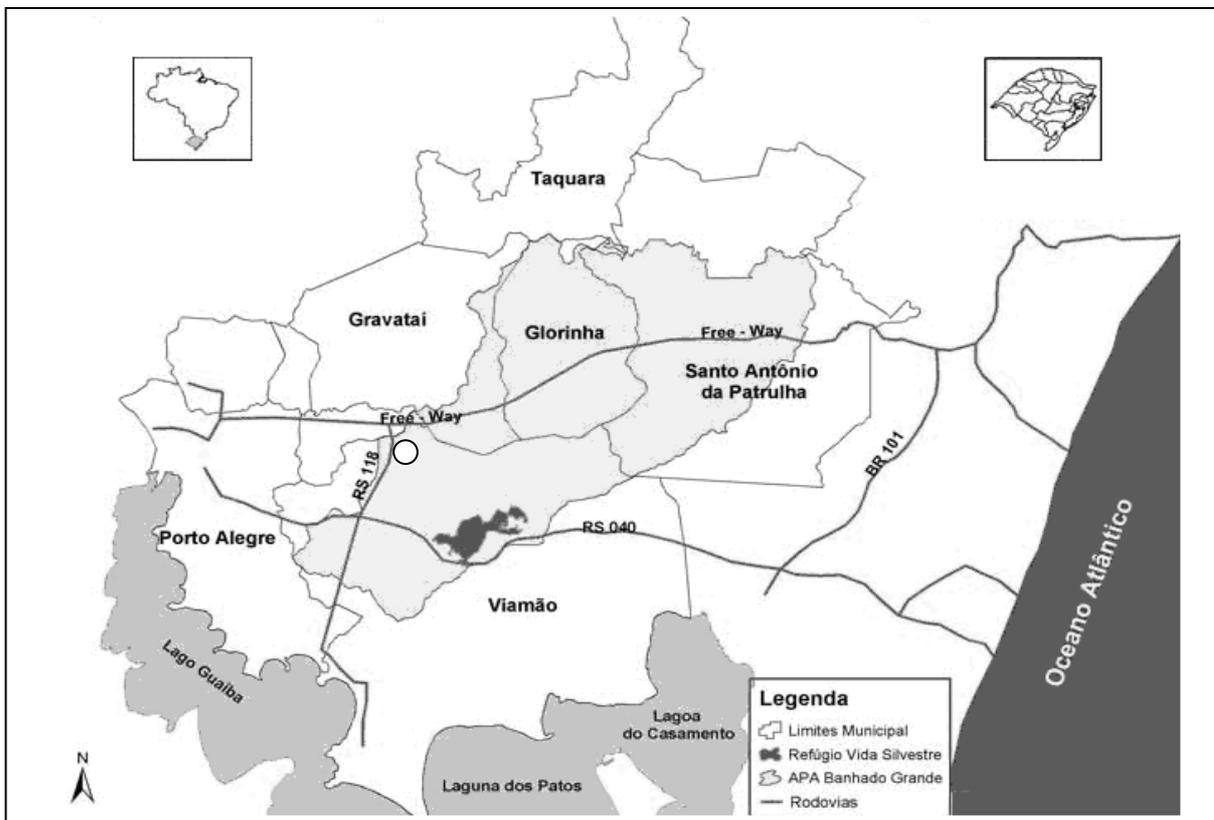
2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo situa-se no município de Viamão/RS, na localidade de Estância Grande, distante cerca de 40 km de Porto Alegre (capital do Rio Grande do Sul). As amostragens foram efetuadas em áreas pertencentes à Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, junto a RS 118 (figura 1). Este tipo de unidade de conservação de uso sustentável, criada no estado através do decreto estadual de nº 38.971/1998, permite o manejo, para fins específicos, de seu patrimônio ambiental natural, tendo por finalidade a proteção de áreas naturais com patrimônio ambiental ameaçado e servindo como área de amortecimento de impactos.

Os biomas Mata Atlântica e Pampa (Campos Sulinos) estão representados nas áreas limítrofes da APA do Banhado Grande, a qual, de acordo com os resultados do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul do ano de 2001, situa-se em uma área de tensão ecológica. A APA abrange uma área territorial de 136.935 ha, com áreas urbanas e de culturas agropecuárias, predominando o cultivo de arroz (SEMA, 2011).

Figura 1 – Localização da área de estudo ($29^{\circ}59'26,27''\text{S}$; $50^{\circ}57'44,27''\text{O}$), indicada pelo círculo branco, em relação à APA do Banhado Grande.



Fonte: Prefeitura Municipal de Glorinha/RS, 2009.

2.2. Métodos e áreas de coleta de dados

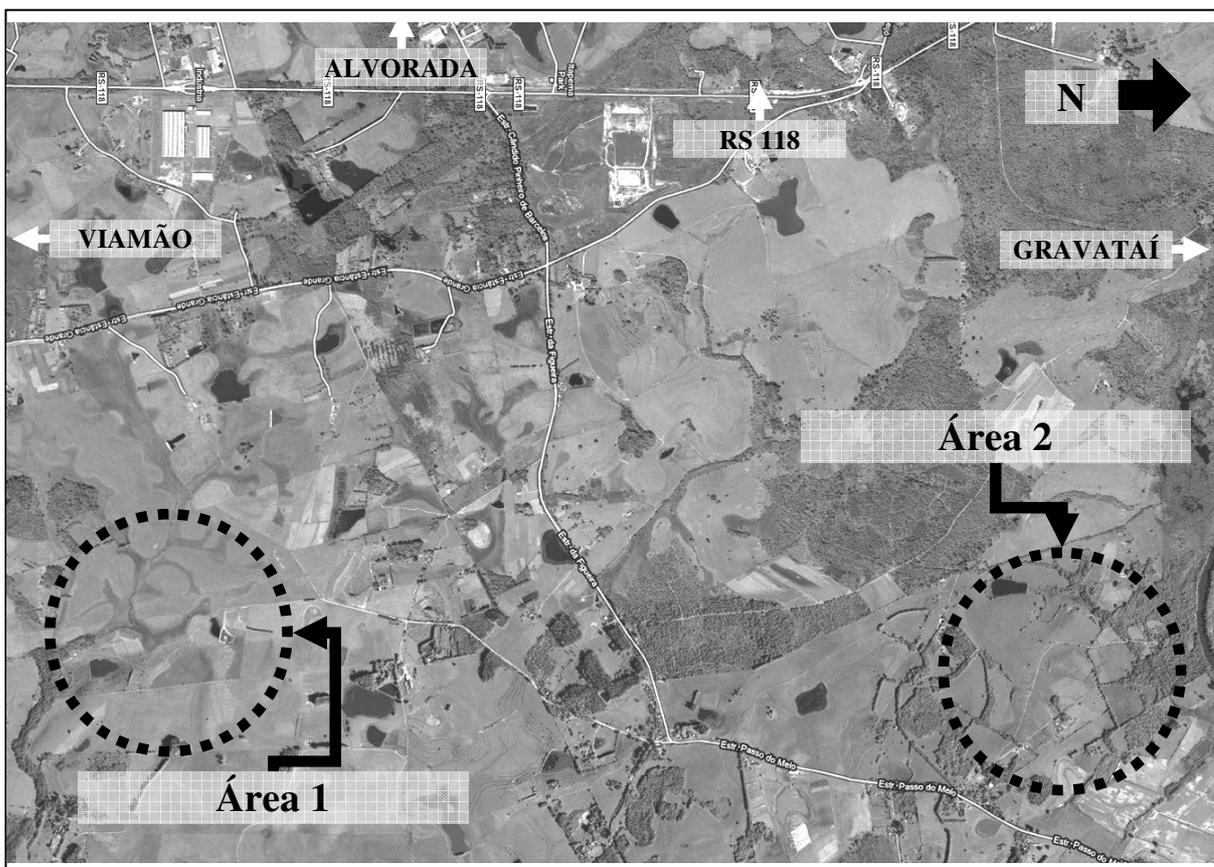
Considerando-se as áreas apresentadas na figura 2, as amostragens dos elementos abióticos (teor de umidade do solo) e bióticos (pequenos mamíferos não voadores e estratos verticais da vegetação) foram realizadas ao longo de duas transecções na área 1 e uma transecção na área 2, com periodicidade mensal. As expedições, com duração de quatro dias consecutivos cada uma, foram efetuadas de setembro de 2010 a agosto de 2011, de modo a abranger variações sazonais.

As três transecções foram definidas considerando-se particularidades representativas da área, tais como declividade do terreno, fitoestrutura dos habitats campestres, perturbações de origem antrópica (presença de animais domésticos, cultivares, etc.) e hidropedologia (ambientes com solos úmidos e secos), de tal forma que tais componentes estivessem presentes em todas.

Para o monitoramento dos elementos bióticos (pequenos mamíferos não voadores),

utilizaram-se 90 estações de captura compostas por 90 armadilhas do tipo gaiola (dimensões de 9x9x22 cm, 14x14x30 cm e 20x20x40 cm) e 90 armadilhas de queda (volume de 20 litros) perfazendo um esforço total de captura equivalente a 5584 armadilhas-noite (calculado de acordo com STALLINGS, 1989). Ambos os tipos não comprometem a integridade física do animal (são armadilhas de “captura viva”). A cada expedição, as armadilhas foram distribuídas equitativamente ao longo das três transecções, a uma distância de 20 m entre cada estação de captura, sendo expostas por três noites consecutivas e revisadas diariamente. Nas armadilhas do tipo gaiola, fez-se uso de isca atrativa composta de uma mistura de pasta de amendoim, óleo de vísceras de peixes e essência de baunilha, em forma de pasta, adicionada a fatias de milho verde (de acordo com CADEMARTORI, 2005).

Figura 2 – Localização das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). Coordenadas geográficas: área 1 (30°00'42,95''S; 50°57'54,49''O); área 2 (29°58'29,20''S; 50°57'54,07''O).



Fonte: Google Earth, 2010.

Estimou-se, mensalmente, a partir do método adaptado de Braun-Blanquet, em quatro parcelas de 4 m², o percentual de cobertura vegetal local (elemento biótico), de acordo com

adaptações realizadas em uma categorização vertical da vegetação (estratificação vertical) proposta por Pillar (1996). Para tanto, cada parcela foi dividida em quatro partes proporcionais, de modo a possibilitar uma estimativa mais acurada e, posteriormente, obteve-se a média aritmética para cada estrato estimado, considerando os quatro valores obtidos. O volume fitoestrutural do habitat de cada parcela resultou do somatório referente a cinco estratos verticais da vegetação. Cada percentual estimado corresponde ao produto da área ocupada pela altura máxima do estrato. Esse procedimento foi realizado nas três transecções monitoradas.

Os teores de umidade do solo (elemento abiótico) também foram tomados ao longo das mesmas transecções, a cada duas estações de captura (totalizando 45 pontos de coleta), a cada expedição, seguindo prescrições específicas de Lewis Jr. et al. (1995). A avaliação deste parâmetro foi realizada no Laboratório de Mecânica de Solos (LMS) do Depto. de Geotecnia (DEPGEO) da Fundação de Ciência e Tecnologia (CIENTEC), seguindo o método de ensaio nº DNER ME 213/1994.

2.3. Identificação taxonômica e depósito dos indivíduos coletados

Os pequenos mamíferos capturados foram identificados quanto à espécie e ao sexo, pesados e marcados. Medidas biométricas, a idade aproximada (se adultos ou jovens) e as condições externas indicadoras do estado reprodutivo (posição dos testículos nos machos, abertura do orifício vaginal e tamanho dos mamilos nas fêmeas) foram também alvo de análise. A determinação taxonômica foi realizada com auxílio de literatura especializada. Todos os exemplares coletados (autorização SISBIO nº 24673-2, de 14/10/2011) foram depositados no Museu de Ciências Naturais do Centro Universitário La Salle, encontrando-se em processo de tombamento.

2.4. Análise de dados

Fez-se uso, para tabulação e sistematização dos dados obtidos, e para as análises estatísticas, dos programas Microsoft Excel 2003 e BIOESTAT versão 5.0.

Os Referenciais Ambientais (RA's) mensais dos elementos abióticos (teor de umidade do solo) e bióticos (fauna de pequenos mamíferos não voadores e volume fitoestrutural do

habitat) monitorados foram estabelecidos com base nos resultados obtidos na transecção 1 (área 1), em razão do maior sucesso de capturas atingido nessa transecção. Para a definição dos RA's mensais, admitiu-se que o somatório mensal dos teores de umidade do solo, de capturas da fauna de pequenos mamíferos não voadores e o dos volumes fitoestruturais do habitat (resultantes da ponderação do valor de cada parcela em relação às 30 estações de captura), são valores médios populacionais (μ), e que seus coeficientes de variação (CV's), utilizados para obtenção dos respectivos desvios padrões populacionais (σ), não excedem os CV's descritos e aceitos para dados ambientais em literaturas especializadas. No que se refere à fauna, por se tratar de variável discreta e para evitar desvios padrões inferiores a 1, multiplicou-se o total mensal de capturas por 10, uma vez que em alguns meses o número de capturas foi inferior a cinco. Segundo Krebs (1999) e Pollock et al. (1990), em estudos ecológicos admite-se, como medida de precisão, um CV máximo de 20% em estimativas do tamanho populacional da fauna, uma vez que a probabilidade de captura dos indivíduos se mantém relativamente elevada (aproximadamente 40-90%), dependendo do tamanho da população e de sua taxa de mortalidade. Para a vegetação, tomou-se como referência um CV de 7,5% obtido por Nunes (2010) a partir de estimativa do percentual de cobertura vegetal em área de campo. Com respeito à umidade, assumiu-se como referência um CV equivalente a 5,0%, devido a sua mais alta frequência em estudo realizado por Costa et al. (2008), que classifica os CV's encontrados em 61 publicações resultantes de experimentos agrícolas.

Para evidenciar diferenças significativas entre os 12 RA's mensais estabelecidos para cada elemento monitorado, validando-os, avaliaram-se, por meio de simulações numéricas experimentais, suas não inclusões em intervalos de confiança esperados para suas ocorrências (cotejos entre RA's e os intervalos). Os limites dos intervalos (inferior e superior) foram determinados, conforme Pagano e Gauvreau (2008), para cada variável medida (teor de umidade do solo, número de capturas dos pequenos mamíferos não voadores e volume fitoestrutural do habitat), assumindo-se que tais variáveis possuem distribuição normal padrão e admitindo-se que suas frequências mensais (somatório mensal) representam médias mensais ora populacionais (RA's) ora amostrais (intervalos), e que os respectivos desvios padrões são parâmetros populacionais. Para determinação destes intervalos consideraram-se, ainda, um nível de significância (α) de 0,05 e as frequências mensais amostrais como dados amostrais (x) com tamanho equivalente a 1 ($n=1$). Cada RA mensal foi cotejado 11 vezes, onde quantificou-se, para cada grupo de RA's, o percentil total de ocorrências de não inclusão como resultado desses cotejos e assumiu-se, como resultado satisfatório para validação dos

três grupos, a percepção de valores superiores a 50%. Nesses cotejos, os resultados de não inclusão evidenciam diferenças significativas entre as frequências mensais envolvidas (populacionais e amostrais) ao nível de confiança 0,05 empregado nos intervalos.

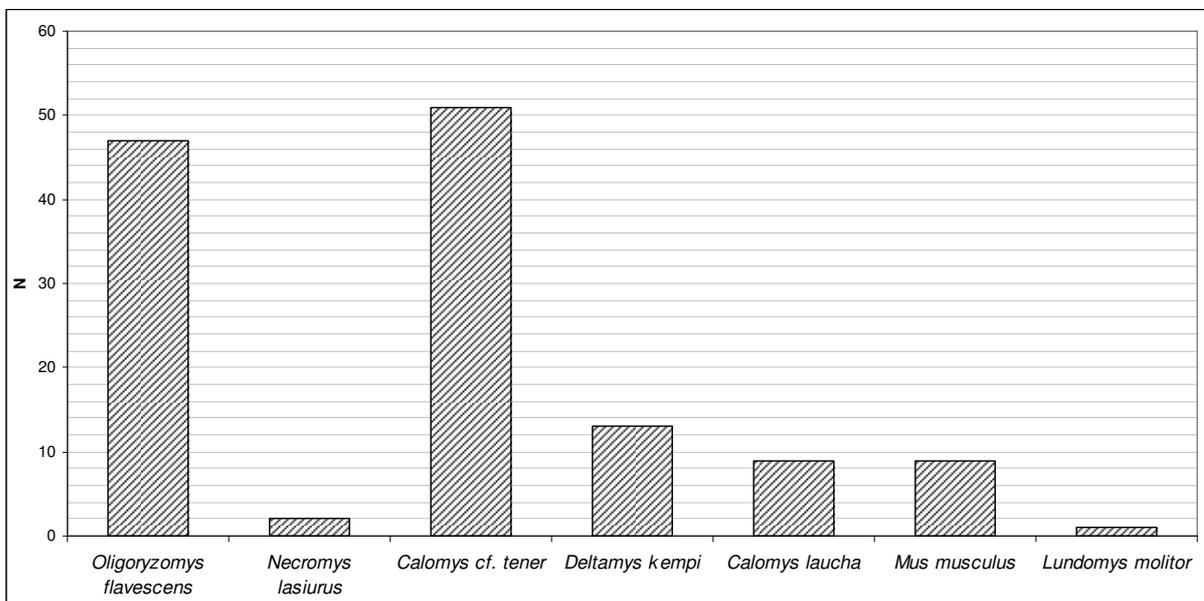
Buscando evidenciar possíveis relações de causa e efeito entre a fauna de pequenos mamíferos não voadores e os demais parâmetros avaliados, indicando, assim, que oscilações naturais ocorridas em tais parâmetros promovem variações na fauna, fez-se uso de medidas do grau de associação entre variáveis, tais como o coeficiente de correlação de Pearson (r) e o coeficiente de determinação (r^2), para medir a sensibilidade do ajuste.

Para evidenciar comportamento estenotrópico e/ou marcada preferência ambiental faunística (preferências por atributos do meio), fez-se uso de recursos gráficos, de modo a demonstrar as amplitudes hidropedológicas e do volume fitoestrutural do habitat de registro das espécies, e ressaltar as espécies com potencial uso para indicação ambiental.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período compreendido entre os meses de setembro/2010 e agosto/2011 foram registrados, ao longo das três transecções, 132 indivíduos da fauna de pequenos mamíferos não voadores pertencentes à ordem Rodentia e distribuídos em seis espécies da família Cricetidae e uma da família Muridae, de acordo com a figura 3.

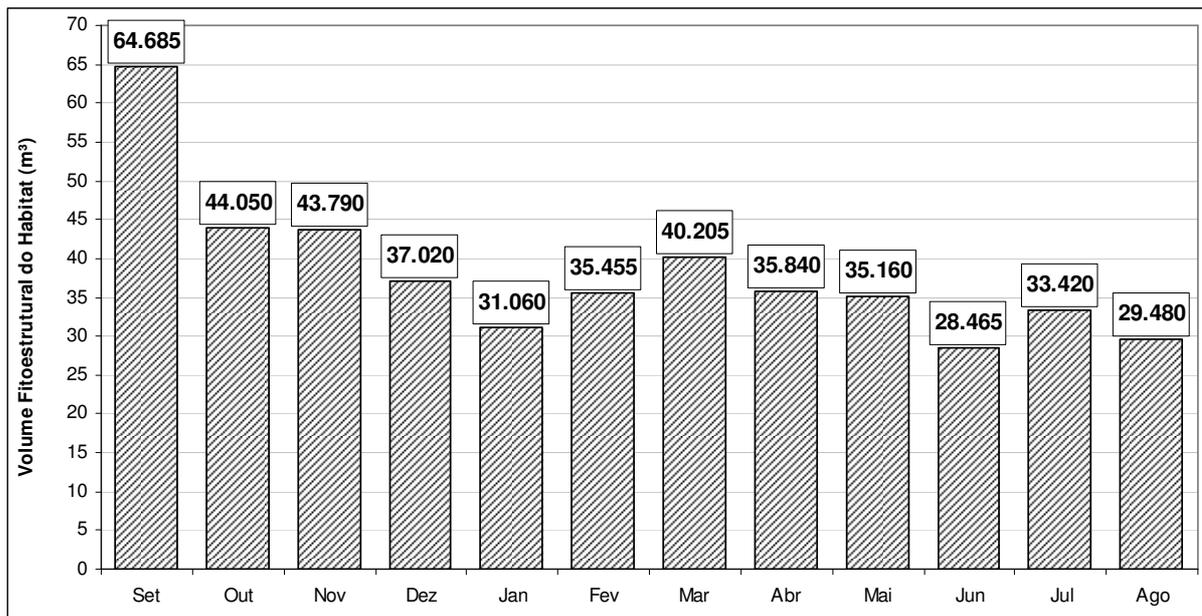
Figura 3 – Número total de capturas de pequenos mamíferos não voadores, por espécie, obtido na APA do Banhado Grande, RS, de setembro/2010 a agosto/2011.



Fonte: Aatoria própria, 2011.

As figuras 4 e 5 apresentam os dados brutos obtidos a partir do monitoramento da fauna de pequenos mamíferos, do volume da vegetação e do teor de umidade do solo, denotando variações, ao longo dos meses, nesses três componentes do ecossistema. Entre os meses de maio e agosto de 2011 observou-se um elevado número de capturas coincidindo com período de elevados teores de umidade do solo.

Figura 4 – Somatório mensal do volume fitoestrutural do habitat obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.

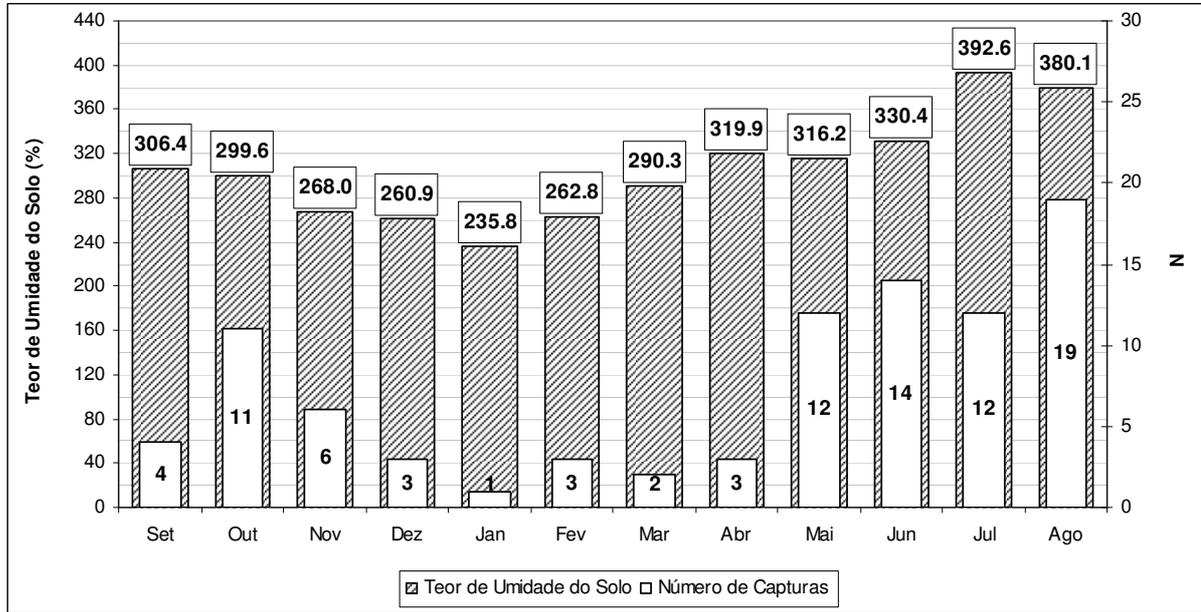


Fonte: Autoria própria, 2011.

Encontrou-se correlação positiva e significativa entre o teor de umidade do solo e o número de capturas ($r = 0,7787$; $p = 0,0028$), com moderada sensibilidade de ajuste ($r^2 = 0,6064$, conforme figura 6). Evidenciou-se, assim, relação de causa e efeito entre os parâmetros avaliados, indicando que a fauna de pequenos mamíferos não voadores é influenciada pelas oscilações naturais deste parâmetro (percentuais de umidade do solo).

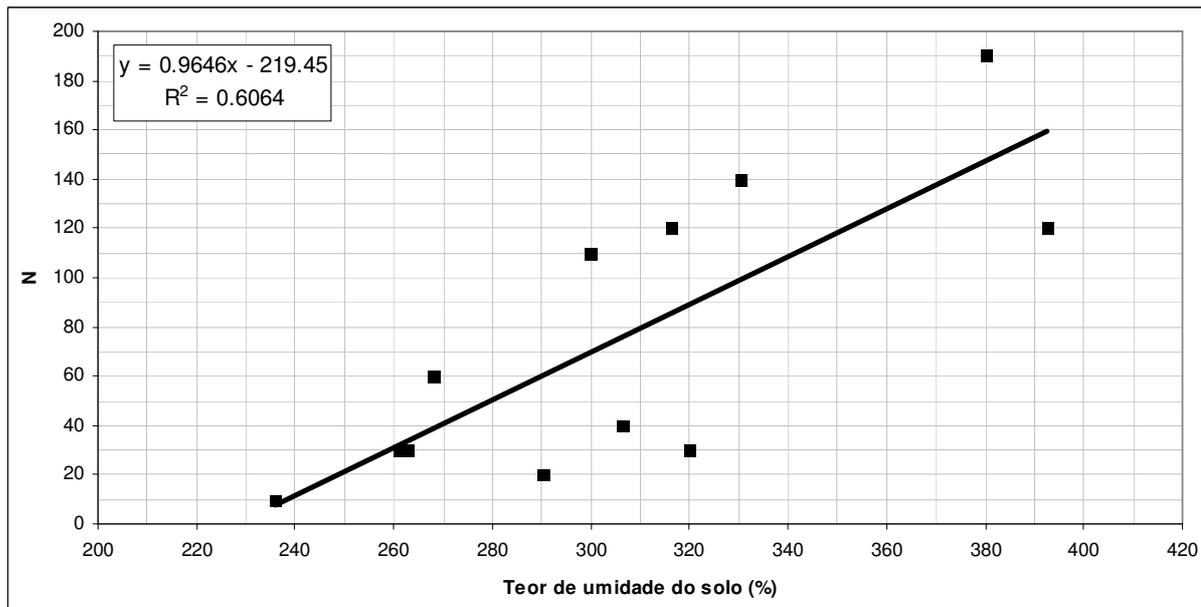
A tabela I mostra os referenciais ambientais (RA's) mensais construídos a partir dos elementos monitorados na APA do Banhado Grande entre setembro/2010 e agosto/2011, os coeficientes de variação (CV's) assumidos e seus respectivos desvios padrões populacionais (σ) constituindo-se, assim, na primeira série histórica de dados ambientais da área para os três parâmetros monitorados.

Figura 5 – Somatório mensal dos teores de umidade do solo e do número de capturas de pequenos mamíferos não voadores obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.



Fonte: Autoria própria, 2011.

Figura 6 – Regressão linear entre teores de umidade do solo e número de capturas de pequenos mamíferos não voadores (RA's) obtidos de setembro/2010 a agosto/2011 na transecção 1 da área 1, na APA do Banhado Grande, RS.



Fonte: Autoria própria, 2011.

Os referenciais ambientais mensais obtidos entre set/10 e ago/11, para cada parâmetro analisado, apresentaram, em avaliações de não inclusão em intervalos de confiança estabelecidos a partir de dados amostrais mensais (tabela II), diferenças significativas ($p = 0,05$) em 66,7% dos cotejos da vegetação, 75,8% da fauna e 71,2% da umidade.

Tabela I – Referenciais ambientais (RA's) mensais obtidos na APA do Banhado Grande entre setembro/2010 e agosto/2011, e seus respectivos coeficientes de variação (CV) e desvios padrões (DP).

REFERENCIAIS AMBIENTAIS (RA's)	VEGETAÇÃO			FAUNA			UMIDADE		
	RA's (m ³)	CV (%)	DP (m ³)	RA's (uni.)	CV (%)	DP (uni.)	RA's (%)	CV (%)	DP (%)
Setembro/2010	64,685	7,5	4,851	40	20,0	8	306,4	5,0	15,320
Outubro/2010	44,050	7,5	3,304	110	20,0	22	299,6	5,0	14,980
Novembro/2010	43,790	7,5	3,284	60	20,0	12	268,0	5,0	13,400
Dezembro/2010	37,020	7,5	2,777	30	20,0	6	260,9	5,0	13,044
Janeiro/2011	31,060	7,5	2,330	10	20,0	2	235,8	5,0	11,790
Fevereiro/2011	35,455	7,5	2,659	30	20,0	6	262,8	5,0	13,139
Março/2011	40,205	7,5	3,015	20	20,0	4	290,3	5,0	14,517
Abril/2011	*	*	*	30	20,0	6	319,9	5,0	15,994
Mai/2011	*	*	*	120	20,0	24	316,2	5,0	15,812
Junho/2011	*	*	*	140	20,0	28	330,4	5,0	16,522
Julho/2011	*	*	*	120	20,0	24	392,6	5,0	19,630
Agosto/2011	*	*	*	190	20,0	38	380,1	5,0	19,004

* Período de supressão da vegetação para limpeza do campo e/ou para o plantio.

Fonte: Autoria própria, 2011.

Dos cotejos realizados com os RA's referentes à vegetação e à umidade, respectivamente 33,3% e 28,8% não apresentaram resultados satisfatórios. Isto pode estar associado, no que diz respeito à vegetação, ao baixo número de pontos de amostragem para estimativa dos percentuais de cobertura vegetal (quatro por transecção) e, certamente, com a supressão da vegetação para a limpeza do campo e/ou para o plantio. Os resultados da umidade, por sua vez, podem ter sido influenciados pela obtenção das amostras em dias atípicos em relação ao comportamento do mês (dias de maior ou menor pluviosidade). Por consequência, em ambos os casos, limitações do método podem ter conduzido à minimização das diferenças mensais entre as estimativas do volume fitoestrutural do habitat e dos teores de umidade do solo.

Tabela II – Resultados da avaliação de não inclusão dos parâmetros monitorados na APA do Banhado Grande, em cotejos entre os referenciais ambientais (RA's) mensais e um intervalo esperado para sua ocorrência (intervalos de confiança de dados amostrais), considerando-se o período de setembro/2010 a agosto/2011. Inc. – Incluso; Ñ Inc. – Não Incluso.

REFERÊNCIAS AMBIENTAIS	INTERVALO ESPERADO PARA OCORRÊNCIA DOS RA's												
	(DADOS AMOSTRAIS – n=1)												
	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	
VEGETAÇÃO	Set	-	Ñ Inc.	*	*	*	*	*					
	Out	Ñ Inc.	-	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	*	*	*	*	*
	Nov	Ñ Inc.	Inc.	-	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	*	*	*	*	*
	Dez	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	*	*	*	*	*
	Jan	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Inc.	Ñ Inc.	*	*	*	*	*
	Fev	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	-	Inc.	*	*	*	*	*
	Mar	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Inc.	-	*	*	*	*	*
	Abr	*	*	*	*	*	*	*	-	*	*	*	*
	Mai	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*	*	*
	Jun	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*	*
	Jul	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*
	Ago	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-
FAUNA	Set	-	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.
	Out	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.					
	Nov	Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.								
	Dez	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.
	Jan	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.						
	Fev	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	-	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.
	Mar	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.									
	Abr	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	-	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.
	Mai	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Inc.	Inc.	Ñ Inc.
	Jun	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	-	Inc.	Inc.
	Jul	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	-	Ñ Inc.
	Ago	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	-							
UMIDADE	Set	-	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	
	Out	Inc.	-	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	
	Nov	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	
	Dez	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	-	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	
	Jan	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.						
	Fev	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	-	Ñ Inc.					
	Mar	Inc.	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	-	Ñ Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	
	Abr	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	-	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	
	Mai	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	-	Inc.	Ñ Inc.	
	Jun	Inc.	Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Ñ Inc.	Inc.	Inc.	-	Ñ Inc.	
	Jul	Ñ Inc.	-										
	Ago	Ñ Inc.	Inc.										

* Período de supressão da vegetação para limpeza do campo e/ou para o plantio.

Fonte: Autoria própria, 2011.

Evidencia-se que os RA's referentes à fauna de pequenos mamíferos não voadores, por possuírem suscetibilidade às alterações ambientais naturais (conforme CADEMARTORI, 2003), respondem às variações no sistema. Estes apresentaram, dentro do período de estudo, padrões de abundância mensais distintos, ratificados por meio da obtenção de módicos percentuais (24,2% dos cotejos) de resultados não satisfatórios (resultados de inclusão nos intervalos de dados amostrais).

Respectivamente, um percentual maior de resultados satisfatórios nos cotejos realizados com os referenciais ambientais mensais do grupo da vegetação e da umidade passa a ser observado (76,2-78,8%) quando se aumenta o número de réplicas ($n=2$), na transecção, para a determinação dos intervalos de confiança dos dados amostrais. Os resultados satisfatórios oriundos da avaliação de não inclusão dos três grupos de RA's revelam, portanto, uma elevada sensibilidade ao tamanho da amostra (n), excetuando cotejos (RA/intervalo esperado de dados amostrais) em que os RA's possuam valores equivalentes aos dados amostrais (e. g. cotejos do grupo da fauna dos meses de Dez/Fev e Fev/Dez).

A caracterização de variações no comportamento natural de cada elemento monitorado, em uma escala temporal, torna-se importante, pois evidencia que esses elementos respondem às alterações no sistema, possibilitando seu uso como referencial ambiental. Da mesma forma, também permite, juntamente com seus RA's, em determinado momento, perceber o quanto uma dada perturbação antrópica torna-se um impacto de maior significância ao sistema ambiental, comparativamente a suas variações naturais, justificando sua relevância em processos de uso aplicado.

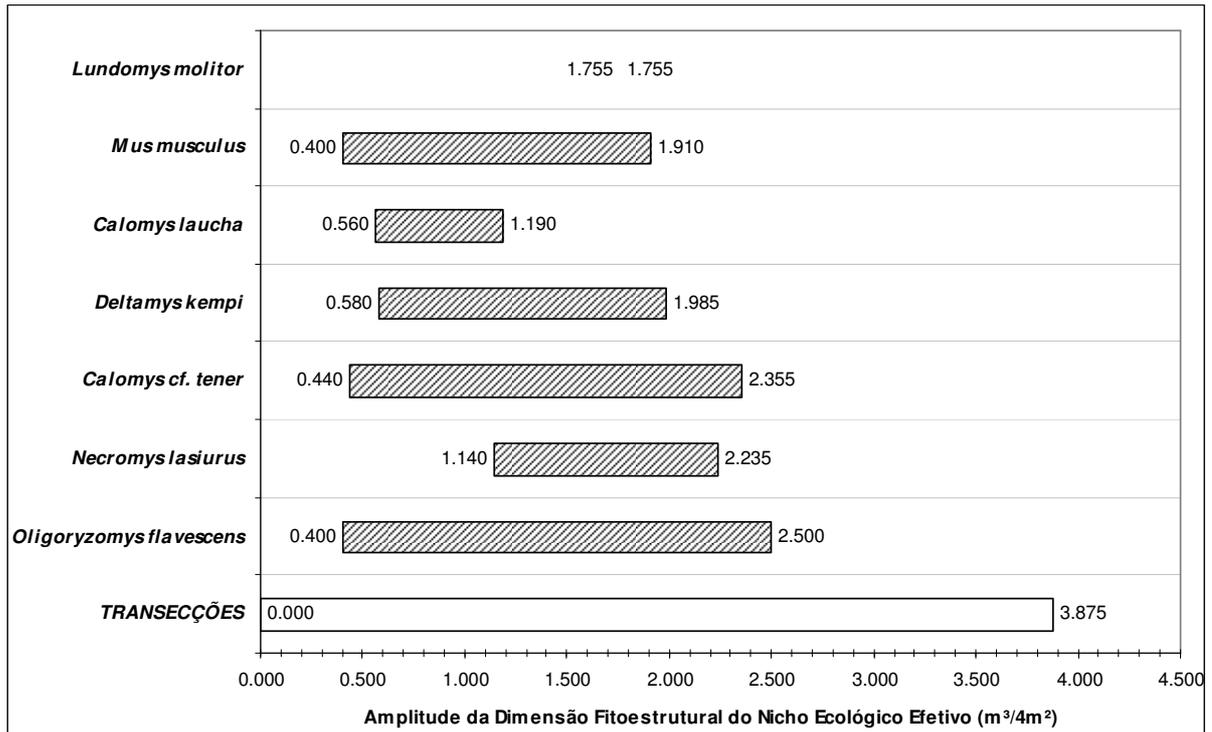
No que tange as preferências faunísticas, o gênero *Calomys*, representado pelas espécies *C. laucha* e *C. cf. tener*, conforme as figuras 3, 7 e 8, demonstra importante participação na assembléia de pequenos mamíferos e notória preferência por ambientes com os mais baixos volumes de vegetação (59 registros em ambientes com até $1,938\text{m}^3/4\text{m}^2$) e teores hídricos no solo (53 registros em ambientes com até 25,991%). Semelhante ao que ocorre com *C. laucha*, um intervalo de ocorrência mais estreito ($0,440\text{-}1,525\text{m}^3/4\text{m}^2$) seria evidenciado para a espécie *C. cf. tener*, exceto pelo registro de um único indivíduo em ambiente com maior volume de vegetação ($2,865\text{m}^3/4\text{m}^2$), caracterizando comportamento atípico. Este gênero, entre outras características, é descrito na literatura (NOWAK, 1999; CÂMARA e MURTA, 2003; VILLAFANE, 2005) como roedores característicos de formações abertas, e que possuem capacidade de viver em ambientes com pouca água (sob condições de déficit hídrico), consumindo principalmente grãos, frutos silvestres, brotos e raízes. À espécie *Calomys tener* atribui-se, ainda, um comportamento pioneiro (espécie capaz de colonizar

ambientes modificados). Devido à preferência destas espécies por ambientes com menores volumes de vegetação e a sua elevada abundância, comparativamente a espécies de outros gêneros, é indicada sua utilização em procedimentos restaurativos de áreas degradadas. O manejo direcionado da paisagem pode aumentar a probabilidade de sucesso de estabelecimento de populações de interesse e acelerar o processo de recuperação desde que sejam observadas suas preferências por componentes do habitat. Outra característica importante para o uso aplicado das espécies do gênero *Calomys* reside no fato de apresentarem, relativamente, amplos intervalos hidropedológicos e capacidade de viver em ambientes com estresse hídrico. Desta forma, mesmo em anos mais severos, de restrição de recursos alimentares causada por regimes de chuvas menores, e a despeito de sua estratégia herbívora, que pode ser desvantajosa nesses períodos, provavelmente ainda serão capazes de manter suas populações e suas respectivas funções no biosistema. Neste sentido, a investigação de aspectos ecológicos (micro-habitat, dieta alimentar, período reprodutivo, etc.) dos componentes mais abundantes de comunidades naturais, em ecossistemas específicos, torna-se o ponto chave para descrições da dinâmica ambiental dessas áreas e do uso aplicado desse conhecimento. Segundo Grime apud Avenant (2000), estudos realizados em áreas degradadas a um ponto em que populações de organismos anteriormente dominantes foram eliminadas ou debilitadas, têm mostrado uma relação causal entre a perda de biodiversidade e o declínio de funções no ecossistema. Esses aspectos, quando caracterizados de maneira prévia, em processos de restauração de ambientes perturbados podem tornar o processo economicamente mais viável devido à utilização do próprio potencial da natureza local para tanto (BRIETZ, 2007).

A espécie *O. flavescens* compreendeu 35,6% (47 indivíduos) dos registros e representa o segundo táxon mais expressivo da assembléia de pequenos mamíferos. Distribuiu-se, conforme as figuras 3 e 7, em ambientes que variaram de 0,400 a 2,865 m³/4m² de vegetação preferindo baixos volumes de vegetação (42 registros em ambientes com até 1,938m³/4m²) e baixos teores de umidade do solo (40 registros em ambientes com até 25,911%). Silva (1994), Eisenberg e Redford (1999), Villafañe (2005), Achaval et al. (2007), Bonvicino (2008) e Perini (2010) caracterizam esta espécie como roedores de formações abertas e por vezes associadas a corpos hídricos. Os autores mencionam, também, sua capacidade para colonizar ambientes modificados e perturbados (campos de cultivo, entre outros), além da dieta alimentar herbívora composta principalmente de grãos (ou, em períodos secos, de artrópodes). As características descritas fazem desta espécie uma das mais aptas a ocupar áreas de campo (áreas abertas) com porções ora mais úmidas ora mais secas. Do mesmo modo que *C. laucha*

e *C. cf. tener*, esta espécie apresenta potencial para uso aplicado devido as suas preferências e sua representatividade na assembléia.

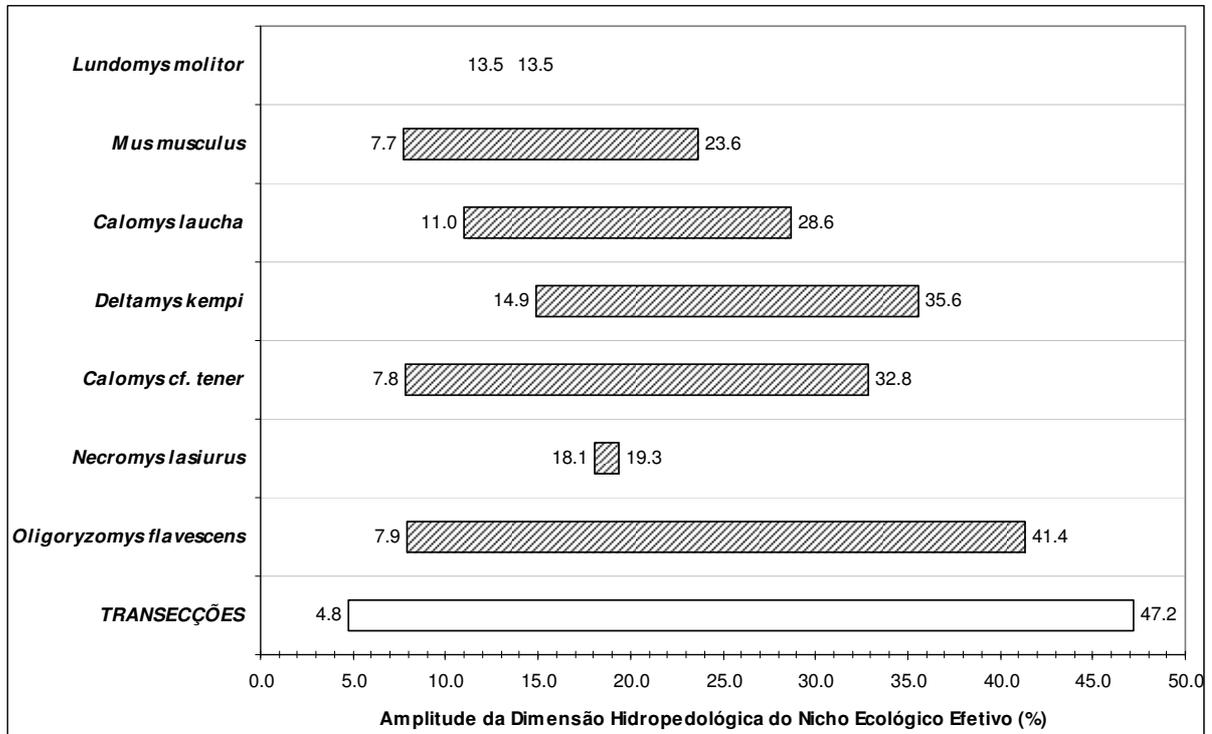
Figura 7 – Dimensão fitoestrutural do nicho ecológico efetivo das espécies registradas na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, nas três transecções das áreas 1 e 2.



Fonte: Autoria própria, 2011.

O gênero *Deltamys*, representado pela espécie *D. kempfi*, embora com um número menos expressivo de registros (13 indivíduos), relativamente às espécies mais abundantes, mostra-se um elemento natural biótico com potencial uso para indicação (bioindicador) de perturbações antrópicas no sistema hidrológico dos ambientes, devido a apresentar aproximadamente 46,2% dos registros concentrados em determinado intervalo de umidade do solo (26,0-30,2%). Este comportamento de ocorrência concentrada e desvio relativo da amplitude da dimensão hidropedológica de seu nicho ecológico efetivo para direita, conforme figura 8 (maior número de registros em ambientes com os maiores teores de umidade do solo), caracteriza sua grande afinidade por áreas úmidas, tal como descrito qualitativamente na literatura (EISENBERG e REDFORD, 1999; NOWAK, 1999; GONZÁLEZ e PARDIÑAS, 2002; MONTES, 2003; VILLAFANE, 2005; e ACHAVAL et al., 2007).

Figura 8 – Dimensão hidropedológica do nicho ecológico efetivo das espécies registradas na APA do Banhado Grande, RS, entre setembro/2010 e agosto/2011, nas três transecções das áreas 1 e 2.



Fonte: Autoria própria, 2011.

Um monitoramento direcionado para espécies que tendem a ser mais seletivas quanto a características do habitat, tal como *D. kempfi*, pode possibilitar um controle mais eficaz dos efeitos danosos ocorrentes em áreas adjacentes àquelas que estão sendo modificadas e perturbadas por ações antrópicas, dado que poderão servir, no futuro, como áreas fonte para o repovoamento de ambientes degradados. Também, segundo Avenant (2000), é um método relativamente rápido e barato de indicação da saúde das funções dos ecossistemas. Desta forma, o emprego dos referenciais apresentados (RA's e a descrição de preferências da fauna), em qualquer processo que vise à conservação do meio ambiente, eleva sua probabilidade de sucesso, dado o comportamento sistêmico e o potencial de uso ecológico destes parâmetros.

4. CONCLUSÕES

Os referenciais ambientais mensais, de maneira proporcional ao esforço e ao método empregado para obtenção da série de dados brutos, mostram-se ferramentas promissoras, uma

vez que os resultados da avaliação de não inclusão revelam a sensibilidade desses RA's mensais a mudanças naturais no sistema. Por consequência, apresentam potencial para uso aplicado nos processos de mitigação e/ou de restauração ambiental, atuando como indicadores ou índices ambientais *in situ* ou de áreas adjacentes equivalentes. Contudo, devido às limitações metodológicas conhecidas, inerentes ao processo de aquisição e análise de dados quantitativos, seu emprego na gestão ambiental condiciona-se à obtenção de séries de dados amostrais suficientes, que assegurem uma representatividade espacial e estatística. Salienta-se, ainda, a necessidade de averiguação experimental de reconhecidas características indicadoras ambientais nos parâmetros monitorados, tais como as sensibilidades e os tempos de resposta às perturbações antrópicas, entre outras. Da mesma forma, o conhecimento sobre os requerimentos ecológicos de espécies que estabelecem estreitas relações com componentes do habitat, assim como daquelas com relativa abundância na assembléia, tais como *Calomys* spp., *Oligoryzomys flavescens* e/ou *Deltamys kempfi*, pode fornecer importantes evidências sobre o comportamento sistêmico dos ambientes naturais, bem como de possíveis alterações que venham a sofrer, representando, de modo análogo aos RA's mensais, outra promissora ferramenta de uso aplicado. Além disso, tais relações faunísticas estreitas (estenotropia), em determinadas situações, podem subsidiar práticas de manejo da paisagem em prol de biosistemas, permitindo reproduzir condições ambientais mais favoráveis às espécies de interesse e com determinada importância ecológica.

O processo de tomada de decisão, no âmbito das questões ambientais, deve ser subsidiado por conhecimento técnico e científico que permita, eficazmente, o alcance de condições apropriadas ao estabelecimento de uma sucessão ecológica que sustente os sistemas ambientais manejados. Neste processo de manejo, a construção ou estabelecimento de cenários e referenciais ambientais, bem como o conhecimento de requerimentos ecológicos de espécies com reconhecida importância ambiental, a partir de avaliações periódicas, permitem tanto o entendimento do comportamento indicador dos elementos monitorados, quanto disponibilizam, aos gestores, material essencial para o acompanhamento do desempenho ambiental, especialmente quando se objetiva o retorno às condições essenciais de manutenção do ambiente natural.

5. AGRADECIMENTOS

À Carbonífera Metropolitana, pela concessão de bolsa de mestrado e apoio financeiro;

ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo apoio financeiro concedido; à Fundação de Ciência e Tecnologia - CIENTEC, pela dispensa das atividades laborais para realização das expedições mensais a campo e pela disponibilização de sua infra-estrutura para a realização de ensaios pertinentes ao estudo; ao colega de trabalho da CIENTEC, Everson dos Santos Silveira, pelo incentivo e ajuda na realização mensal dos ensaios de teor de umidade do solo; aos alunos de iniciação científica e aos amigos que apoiaram nas atividades de campo.

6. REFERÊNCIAS

Agência Internacional de Energia. **Perspectivas em tecnologias energéticas 2010** – Cenários e estratégias para 2050. Paris, França: AIE, 24 p., 2010.

Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília, DF: ANEEL, 243 p., 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ME 213**: Solo: Determinação do teor de umidade. Rio de Janeiro, 3 p., 1994.

Aronson, J.; Le Floch, E. Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. **Restoration Ecology**, n. 4, p.377-387, 1996.

Avenant, N.L. Small mammal's community characteristics as indicators of ecological disturbance in the Willem Pretorius Nature Reserve, Free State, South Africa. **South African Journal of Wildlife Research.**, n. 30, p.26-33, 2000.

Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr., O.; Nasi, R. **Animal indicators**: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests? IPAM, Belém-Brasil, 68 p., 2003.

BRASIL. Constituição, de 05 de outubro de 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, Senado Federal, 47 p., 2010.

Brietz, R.M. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da floresta com araucária no Estado do Paraná. Pesquisa **Florestal Brasileira**, n. 55, p.37-43, 2007.

Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

Cademartori, C.V. Introdução aos métodos de estudo de pequenos mamíferos. **Cadernos La Salle**, Canoas, n. 2, p.183-192, 2005.

Cademartori, C.V.; Marques, R.V.; Pacheco, S.M. Contribuição ao conhecimento de roedores ocorrentes em Florestas com Araucárias. **Divul. Mus. Ciênc. Tecnol.** - UBEA/PUCRS, n. 8, p. 23-30, 2003.

Câmara, T.; Murta, R. **Mamíferos da Serra do Cipó**. PUC-Minas, Belo Horizonte, 60 p., 2003.

Costa, F.M. et al. **Classificação do coeficiente de variação da umidade do solo em experimentação agrícola**. UFU/FAMAT, Uberlândia-MG, 8 p., 2008.

Costa, L.P. et al. **Conservação de mamíferos no Brasil**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 10 p., 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/15_Costa_et_al.pdf>, Acesso em: 15 jun. 2009.

Dalmago, A.D.; Vieira, E.M. Patterns of habitat utilization of small rodents in na área of Araucária Forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, n. 30, p.353-362, 2005.

Dobson, A.P.; Bradshaw, A.D.; Baker, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, 277, p.515-522, 1997.

Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. **Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics**. v.3. University of Chicago Press, Chicago, 609 p., 1999.

Garay, I.E.G.; Dias, B.F.S. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e novas metodologias de avaliação de monitoramento**. Vozes, Petrópolis, 430 p., 2001.

Gavronski, J.D. **Carvão mineral e as energias renováveis no Brasil**. Tese de Doutorado. Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 290 p., 2006.

GLORINHA (RS). Prefeitura. **Figura da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande**. Disponível em: <<http://www.glorinha.rs.gov.br/index>>. Acesso em: 27 mar. 2009.

LOCALIZAÇÃO das áreas de amostragem na área de estudo (APA do Banhado Grande). In: PROGRAMA Google Earth. 2010.

Kopezinski, I. **Mineração X Meio Ambiente: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores**. Porto Alegre: UFRGS, v. 1. 121 p., 2000.

Krebs, C.J. **Ecological Methodology**. 2 ed. Benjamin Cummings, Menlo Park-California, 620p., 1999.

Lewis Jr., W.M et al. **Wetlands: characteristics and boundaries**. National Academy Press. Washington, D.C., 308 p., 1995.

Moreira, P.R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas á recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG**. Tese de Doutorado. Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, 139 p., 2004.

Nowak, R.M. **Walker's Mammals of the World**. v. 2, 6 ed. Johns Hopkins, Baltimore, 1084p., 1999.

Nunes, A. **Análise comparativa da humidade do solo sob diferentes usos e cobertos vegetais**. Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, Coimbra-Portugal, 16 p., 2010.

Pagano, M.; Gauvreau, K. **Princípios de bioestatística**. São Paulo: Cengage Learning, 506p., 2008.

Pillar, V.D. **Descrição de comunidades vegetais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 6p., 1996. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Reprints&Manuscripts/Manuscripts&Misc/4_Descricao_96Out07.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2009.

Pinho, F.F. et al. Vegetais consumidos por pequenos roedores no município do Rio Grande, RS - *Calomys laucha* Olfers 1818 (Rodentia, Cricetidae). **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, p.1-2, Caxambu-MG, Brasil, 2007.

Pollock, K.H. et al. **Statistical inference for capture-recapture experiments**. Wildlife Monographs, n. 107, 97 p., 1990.

Püttker, T. et al. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BioMed Central Ecology**, v. 8, n. 9, p. 9, 2008.

Reis, A.; Kageyama, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama et al. (Editores). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, SP: Fepaf, 2003. p. 91-110.

Reis, A. et al. **A nucleação aplicada à restauração ambiental**. UFSC, Florianópolis-SC, 14p., 2006.

Reis, A.; Zambonin R.M.; Nakazono E.M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 42p., 1999. (Série Cadernos de Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 14).

Ricklefs, R.E. **A economia da natureza**. 3 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 470p., 1996.

Rio Grande do Sul (Estado). Decreto n. 38.971, de 23 de outubro de 1998. Dispõe sobre criação da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande e dá outras providências. **Lex: Coletânea de Legislação e Jurisprudência**, Porto Alegre, 3p., 1998.

Santos, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. Oficina de Textos, São Paulo, 184p., 2004.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande**. Porto Alegre, RS: SEMA, 2011. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=174>. Acesso em: 10 abr. 2011.

Silva, M.V.M. et al. **Bacia do Rio Gravataí**: jazidas carboníferas e aspectos ambientais de seu eventual aproveitamento. Porto Alegre: Metroplan, 111 p., 1993.

Stallings, J.R. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. **Bulletin of the Florida State Museum**, v. 34, n. 4, p. 153-200, 1989.

Stamm, H.R. **Método para avaliação de impacto ambiental (AIA) em projetos de grande porte: estudo de caso de uma usina termelétrica**. 2003. Tese de Doutorado. Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 265p., 2003.

Universidade Federal de Santa Maria. **Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul**. Santa Maria, RS: UFSM, 90p., 2011. Disponível em: <http://coralx.ufsm.br/ifcrs/Cap_II_Descri%E7%E3o%20Geral.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2011.

Villafañe, G.I.E. et al. **Guia de Roedores de la Provincia de Buenos Aires**. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina, 100 p., 2005.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em áreas de campo alterado da APA do Banhado Grande, os padrões faunísticos de uso do espaço por pequenos roedores silvestres evidenciaram as distintas percepções existentes dentro de um mesmo grupo biótico na escala de micro-habitats, no que tange às dimensões fitoestrutural do habitat e hidropedológica dos ambientes investigados.

De modo geral, à exceção de *Deltamys kempi*, devido a sua preferência por ambientes úmidos, os espaços campestres frequentemente ocupados foram aqueles que reuniram os menores volumes fitoestruturais do habitat (em média, com estratos mais baixos de vegetação) e teores de umidade do solo. Portanto, o manejo da paisagem para conservação desta assembléia e das funções ecológicas que desempenham deve nortear-se por estes resultados, o que contribuirá para otimizar esforços e potencializar o êxito dos objetivos planejados.

Calomys laucha e *Calomys cf. tener*, comportaram-se como especialistas ao nível de micro-habitat, preferindo ambientes com volumes fitoestruturais do habitat baixos. *Oligoryzomys flavescens* potencialmente apresentou-se como especialista de micro-habitat no que se refere à dimensão fitoestrutural do habitat da área de estudo, uma vez que, frequentemente, utiliza ambientes com os menores volumes de vegetação, revelando, deste modo, a grande influência dos métodos de amostragem e da escala de análise dos dados que o classificam como generalista na literatura corrente.

Calomys cf. tener e *Oligoryzomys flavescens* reconhecem, ainda, uma matriz herbácea dentro de área de campo. Este comportamento sugere que o adensamento da vegetação em suas áreas de ocorrências, pode resultar em isolamentos populacionais e inviabilizar os fluxos biológicos nessas condições.

De modo ainda preliminar, quando avaliados sob perspectiva de uso aplicado, os padrões mensais de variação dos parâmetros monitorados (fauna de pequenos roedores silvestres, volume fitoestrutural do habitat e teor de umidade do solo) apresentaram comportamento satisfatório. As variações mensais foram predominantemente significativas, o que justifica a construção de referenciais mensais para área. Entretanto, são necessários, ainda, estudos experimentais comprobatórios que evidenciem os limites de uso, a sensibilidade quanto aos estímulos antrópicos e o tempo de resposta de cada tipo de RA ante as perturbações e impactos.

Por fim, ratifica-se que parâmetros e avaliações quantitativas ressaltam diferenças muitas vezes imperceptíveis quanto ao uso do espaço, comparativamente a estudos

conduzidos exclusivamente com parâmetros qualitativos, haja vista seu maior poder explanatório. Provavelmente, também, no que se refere à abordagem quantitativa, o maior grau de precisão das informações resultantes aumentam sua possibilidade de uso por gestores ambientais e tomadores de decisão em práticas conservacionistas.

REFERÊNCIAS

- Agência Internacional de Energia. **Perspectivas em tecnologias energéticas 2010 - Cenários e estratégias para 2050**. Paris, França: AIE, 24 p., 2010.
- Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília, DF: ANEEL, 236 p., 2008.
- Alho, C.J.R.; Strüssmann, C.; Vasconcellos, L.A.S. Indicadores da magnitude da diversidade e abundância de vertebrados silvestres do pantanal num mosaico de habitats sazonais. In: Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal: Desafios do novo milênio. 3., 2000, Corumbá, MS. **Anais...** Brasília: EMBRAPA, 2000. p. 1-54.
- Aronson, J.; Le Floch, E. Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. **Restoration Ecology**, n. 4, p. 377-387, 1996.
- Avenant, N.L. Small mammal's community characteristics as indicators of ecological disturbance in the Willem Pretorius Nature Reserve, Free State, South Africa. **South African Journal of Wildlife Research.**, n. 30, p. 26-33, 2000.
- Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr., O.; Nasi, R. **Animal indicators: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests?** IPAM, Belém-Brasil, 68 p., 2003.
- Bascompte, J.; Possingham, H.; Roughgarden, J. Patchy populations in stochastic environments: critical number of patches for persistence. **American Naturalist**, n. 159, p.128-137, 2002.
- Behling, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 13-25.
- Bélisle, M.; Desrochers, A.; Fortin, M.-J. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. **Ecology**, n. 82, p. 1893-1904, 2001.
- Bitar, O.Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na região metropolitana de São Paulo**. Tese de Doutorado em Engenharia Mineral. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 184 p. 1997.
- Boldrini, I.I. A flora do Rio Grande do Sul. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 63-77.
- BRASIL. Constituição, de 05 de outubro de 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, Senado Federal, 47 p., 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **A Convenção sobre a Diversidade Biológica**. Brasília, DF, MMA, 32 p., 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, DF, MMA/SBF, 510p., 2003.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de Capacitação de Gestores Ambientais**: caderno de licenciamento ambiental. Brasília, DF, MMA, 90 p., 2009.

Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

Bustamante, R.O.; Simonetti, J.A. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. **Biological Invasion**, n. 7, p. 243-249, 2005.

Cademartori, C.V.; Marques, R.V.; Pacheco, S.M. Contribuição ao conhecimento de roedores ocorrentes em Florestas com Araucárias. **Divul. Mus. Ciênc. Tecnol.** - UBEA/PUCRS, n. 8, p.23-30, 2003.

Cademartori, C.V.; Sabedot, S. Sustentabilidade ambiental: um olhar sobre a presença humana em áreas protegidas. **Diálogo**, Canoas. n. 7. p. 57-75, 2005.

Campos, Z. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia. **Embrapa Pantanal**, Corumbá-MS, n.68, p. 1-3. 2004.

Carvalho, P. C. F. et al. Ecologia do Pastejo. In: **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Porto Alegre, RS, SBZ, 1999, p. 253-268

Chalfoun, A.D.; Thompson III, F.R.; Ratnaswamy, M.J. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. **Conservation Biology**, n. 16, p. 306-318, 2002.

Costa, L.P. et al. **Conservação de mamíferos no Brasil**. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 10 p., 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/15_Costa_et_al.pdf>, Acesso em: 15 jun. 2009.

Dalmago, A.D.; Vieira, E.M. Patterns of habitat utilization of small rodents in na área of Araucária Forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, n. 30, p. 353-362, 2005.

Diamond, J.M. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. USA, n. 69, p. 3199-203, 1972.

Dobson, A.P.; Bradshaw, A.D.; Baker, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, n. 277, p. 515-522, 1997.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Conceitos de manejo de fauna, população problema e o exemplo da Capivara**. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 23 p., 2005.

Fahrig, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v.12, n.2, p.346-353, 2002.

Firkowski, C. O habitat para a fauna: manipulações em micro escala. **Floresta**, Curitiba, v.21, n.1/2, p. 27-43, 1993.

Forero-Medina, G.; Vieira, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.4, p. 493-502. 2007.

Garay, I.E.G.; Dias, B.F.S. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e novas metodologias de avaliação de monitoramento**. Vozes, Petrópolis, 430 p., 2001.

Gavrinski, J.D. **Carvão mineral e as energias renováveis no Brasil**. Tese de Doutorado. Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 290 p., 2007.

Gibbs, J.P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, n. 100, p. 15-20, 2001.

Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 96 p., 1990.

Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. **Conceito de conservacionismo**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/ibgeteen/datas/solo/conservacionismo.html>>. Acesso em: 18 jul. 2011.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. Rio de Janeiro: IBGE, 332 p., 2004.

Kopezinski, I. **Mineração X Meio Ambiente: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores**. Porto Alegre: UFRGS, v. 1. 121 p., 2000.

Magro, T.C.; Griffith, J.J.; Aspiazu, C. Habitat – uma metodologia de avaliação voltada para o planejamento. **IPEF**, n.45, p. 14-21, 1992.

Metzger, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

Metzger, J.P. et al. Uso de índices de paisagem para a definição de ações de conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo. In: Rodrigues, R.R. et al. (Org.). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. 1 ed. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, 2008, p. 120-127

Moreira, I.V.D. **Vocabulário básico do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Serviço de comunicação social da Petrobrás. Fundação estadual de engenharia e meio ambiente. 244 p. 1992.

Moreira, P.R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas à recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG**. Tese de Doutorado. Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, 139 p., 2004.

Newmark, W.D., A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks, **Nature**, n. 325, p. 430-432, 1987.

Organização para a cooperação e desenvolvimento econômico (OECD). **Rumo a um desenvolvimento sustentável: indicadores ambientais**. Tradução: Ana Maria S.F. Teles. Salvador, Série Cadernos de referência ambiental; v. 9, 244 p., 2002.

Overbeck, G.E. et al. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: Pillar et al. (Editores). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009, p. 26-41.

Prevedello, J.A.; Mendonça, A.F.; Vieira, M.V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 610-625. 2008.

Püttker, T.; Pardini, R.; Meyer-Lucht, Y.; Sommer, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BioMed Central Ecology**, v. 8, n. 9, p. 9, 2008.

Raffestin, C. **Por uma geografia do poder**. São Paulo: Ática, 251 p., 1993.

Rees, J. **Natural resource: allocation, economics and policy**. London: Routledge, 499p.,1990.

Reis, A.; Kageyama, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama et al. (Editores). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, SP: Fepaf, 2003. p. 91-110.

Reis, A.; Zambonin R.M.; Nakazono E.M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 42 p., 1999.

Sánchez, L.E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de textos, 184 p., 2006.

Santos, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. Oficina de Textos, São Paulo, 184 p., 2004.

Schoener, T.W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v. 185, n. 4145, p.27-39. 1974.

Silva, M.V.M. et al. **Bacia do Rio Gravataí: jazidas carboníferas e aspectos ambientais de seu eventual aproveitamento**. Porto Alegre: Metroplan, 111 p., 1993.

Stamm, H.R. **Método para avaliação de impacto ambiental (AIA) em projetos de grande porte: estudo de caso de uma usina termelétrica**. 2003. Tese de Doutorado. Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 265 p., 2003.

Tauk, S.M.; Gobbi, N.; Fowler, H.G. **Análise ambiental: uma visão multidisciplinar**. São Paulo: Editora Unesp, 206 p., 2001.

Taylor, P.D.L. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

Tischendorf, L.; Fahrig, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape ecology**, n. 15, p. 633-641, 2000.

Turner, I.M. Species loss in fragments of tropical rain Forest: a review of the evidence. **Jornal of Applied Ecology**, n. 33, p. 200-209. 1996.

Zollner, P.A.; Lima, S.L. Search strategies for landscape-level inter-patch movements. **Ecology**, n. 80, p. 1019-1030, 1999.

ANEXOS

ANEXO A - Fotos ilustrativas das fitoestruturas dos habitats da área de estudo.

Anexo A - Fotos ilustrativas das fitoestruturas dos habitats da área de estudo. 1 – Vista parcial da transecção 1, vegetação herbácea em áreas mais secas (sítios elevados) e mais úmidas (sítios na baixada); 2 – Vista parcial da transecção 3, com área de campo e trecho de mata ao fundo; 3 – Detalhe da vegetação predominante em áreas mais úmidas das transecções.



Fonte: Autoria própria, 2011.

ANEXO B - Fotos ilustrativas das espécies faunísticas mais representativas da área de estudo.

Anexo B - Fotos ilustrativas das espécies faunísticas mais representativas da área de estudo.

1 – *Deltamys kemp*; 2 – *Calomys cf. tener*; 3 – *Oligoryzomys flavescens*.



Fonte: Autoria própria, 2011.