



PARQUE NATURAL MUNICIPAL DE SERTÃO

Carla D. Tedesco
Noeli Zanella
(Orgs.)



UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO

José Carlos Carles de Souza

Reitor

Rosani Sgari

Vice-Reitora de Graduação

Leonardo José Gil Barcellos

Vice-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação

Bernadete Maria Dalmolin

Vice-Reitora de Extensão e Assuntos Comunitários

Agenor Dias de Meira Junior

Vice-Reitor Administrativo

UPF Editora

Karen Beltrame Becker Fritz

Editora

CONSELHO EDITORIAL

Alvaro Della Bona

Carme Regina Schons

Cleci Teresinha Werner da Rosa

Denize Grzybowski

Elci Lotar Dickel

Giovani Corralo

João Carlos Tedesco

Jurema Schons

Leonardo José Gil Barcellos

Luciane Maria Colla

Paulo Roberto Reichert

Rosimar Serena Siqueira Esquinsani

Telisa Furlanetto Graeff

CORPO FUNCIONAL

Cinara Sabadin Dagneze

Revisora-chefe

Daniela Cardoso

Revisora de textos

Graziela Thais Baggio Pivetta

Revisora de textos

Sirlete Regina da Silva

Designer gráfico

Rubia Bedin Rizzi

Diagramadora

Carlos Gabriel Scheleder

Auxiliar administrativo

Carla D. Tedesco
Noeli Zanella
(Orgs.)

PARQUE NATURAL MUNICIPAL DE SERTÃO

2014

Copyright© das autoras

Cinara Sabadin Dagneze

Daniela Cardoso

Graziela Thais Baggio Pivetta

Revisão de textos e revisão de emendas

Sirlete Regina da Silva

Projeto gráfico e produção da capa

Rubia Bedin Rizzi

Diagramação

Este livro, no todo ou em parte, conforme determinação legal, não pode ser reproduzido por qualquer meio sem autorização expressa e por escrito do(s) autor(es). A exatidão das informações e dos conceitos e as opiniões emitidas, as imagens, as tabelas, os quadros e as figuras são de exclusiva responsabilidade do(s) autor(es).

CIP – Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

P257 Parque natural municipal de Sertão [recurso eletrônico] / Carla D. Tedesco, Noeli Zanella (Org.). – Passo Fundo: Ed. Universidade de Passo Fundo, 2014.
1541 Kb ; PDF.

Modo de acesso gratuito: <www.upf.br/editora>.

Inclui bibliografia.

ISBN 978-85-7515-865-4

1. Parques – Sertão (RS). 2. Proteção ambiental. 3. Política ambiental.. I. Tedesco, Carla Denise, coord. II. Zanella, Noeli, coord.

CDU: 504

Bibliotecária responsável Angela Saadi Machado - CRB 10/1857

UPF EDITORA

Campus I, BR 285 - Km 292 - Bairro São José

Fone/Fax: (54) 3316-8374

CEP 99052-900 - Passo Fundo - RS - Brasil

Home-page: www.upf.br/editora

E-mail: editora@upf.br

Editora UPF afiliada à



Associação Brasileira
das Editoras Universitárias

Agradecimentos

À Universidade de Passo Fundo (UPF), pelo apoio aos projetos de pesquisa e extensão dos professores e pelo investimento na formação de seus alunos por meio da concessão de bolsas FUPF e Pibic. Também pela disponibilização de toda infraestrutura de laboratórios e de campo.

Aos estagiários do laboratório de Ecologia e Herpetologia e acadêmicos do curso de Ciências Biológicas da Universidade de Passo Fundo, pelo apoio nas atividades de campo.

À Prefeitura Municipal de Sertão, que, em diferentes gestões, tem investido nas atividades desenvolvidas no Parque Natural Municipal de Sertão.

À comunidade do Engler, especialmente ao Sr. Jose Lopes que nos guiou, sempre com muita disponibilidade em antigas trilhas. Ao Sr. Oldemar e Dona Chica pelo uso da propriedade nos acampamentos da equipe de herpetologia e que sempre nos receberam com carinho.

Ao Conselho de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq), pelo auxílio financeiro nos estudos da herpetofauna (processo n. 475796/2007-1), e pela bolsa de produtividade em pesquisa concedida a R.L Cansian.

Ao Ibama/Sisbio, pelas licenças concedidas para os estudos da herpetofauna (n. 14543-1/2009 e n. 26826-1/2011) e dos mamíferos (n. 20110-1).

À Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI-Erechim), pelo apoio financeiro e logístico ao de-

envolvimento de projetos que envolvem a floresta, por meio do Programa de Pós-Graduação em Ecologia. J. C. Budke agradece à Fapergs e ao CNPq.

Ao Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (Comdema) do município de Sertão, que entendeu a iniciativa da publicação deste livro, subsidiando-a.

Sumário

Apresentação	10
--------------------	----

CAPÍTULO 1

Criação do Parque Natural Municipal de Sertão	13
Introdução	13
Caracterização geral da área	14
Histórico de criação e dispositivos legais.....	16
Agrovila Incra	16
Mudanças no nome da UC	18
Parcerias na busca pela preservação ambiental.....	22
O papel do Ministério Público na gestão da UC	24
Perspectivas para a conservação	25
Referências	26

CAPÍTULO 2

Conservação, uso público e potencial de impacto econômico no Parque Natural Municipal de Sertão: um desafio que envolve a comunidade.....	28
Introdução	28
Material e métodos	30
Potencial de visitação: capacidade de carga das trilhas	30
Potencial de impacto econômico local relacionado à visitação	32
Participação comunitária	32
Resultados e discussão	32
Potencial de visitação do Parque.....	32
Potencial de impacto econômico local.....	34
Participação comunitária	35
Perspectivas para conservação	38
Referências	39

CAPÍTULO 3

As florestas do Parque Natural Municipal de Sertão	41
Introdução	41
Material e métodos.....	43
Coleta e análise dos dados.....	43
Resultados	46
Composição florística e estruturação florestal	46
Variações no gradiente borda-interior.....	53
Discussão.....	57
Composição florística e estruturação florestal	57
Variações no gradiente borda-interior.....	60
Perspectivas para conservação	64
Referências	65

CAPÍTULO 4

Anfíbios anuros do Parque Natural Municipal de Sertão	69
Introdução	69
Material e métodos.....	71
Amostragem.....	71
Análise de dados.....	71
Resultados e discussão	72
Perspectivas para a conservação	78
Referências	79

CAPÍTULO 5

Répteis do Parque Natural Municipal de Sertão	82
Introdução	82
Material e métodos.....	83
Análise de dados.....	84
Resultados e discussão	84
Perspectivas para a conservação	87
Referências	88

CAPÍTULO 6

Avifauna do Parque Natural Municipal de Sertão	90
Introdução	90
Material e métodos.....	91
Resultados e discussão	92
Perspectivas para conservação	99
Referências	100

CAPÍTULO 7

Diversidade β de roedores e a conservação de remanescentes florestais do Rio Grande do Sul.....	102
Introdução	102
Material e métodos.....	104
Análise de dados.....	106
Resultados e discussões	107
Perspectivas para a conservação	114
Referências	117

CAPÍTULO 8

Mamíferos do Parque Natural Municipal de Sertão	122
Introdução	122
Materiais e métodos.....	123
Amostragem	123
Resultados e discussão	124
Perspectivas para conservação	129
Referências	130

Apresentação

[...] Isso nós sabemos. Todas as coisas são conectadas como o sangue que une uma família. O que acontecer com a terra acontecerá com os filhos e filhas da terra. O homem não teceu a teia da vida, ele é dela apenas um fio [...].

(Versão de carta atribuída a um cacique indígena Seattle, para o presidente dos EUA)

Unidades de conservação (UCs) são áreas naturais passíveis de proteção por suas características especiais – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), lei n. 9.985/2000. As UCs têm a função de proteger populações, habitats e ecossistemas ecologicamente viáveis do território nacional, preservando o patrimônio biológico existente. Também, garantem usos indiretos e sustentáveis dos recursos naturais de forma racional e ainda propiciam o desenvolvimento de outras atividades econômicas às comunidades do entorno.

O Parque Natural Municipal de Sertão, com seus 570 ha, é uma das maiores Unidades de conservação do norte do estado do Rio Grande do Sul e contribui para a preservação de um grande número de espécies animais e vegetais pertencentes ao bioma Mata Atlântica. Entretanto, unidades de conservação, para alguns setores da sociedade, foram associadas à ideia de locais improdutivos, desprovidos de valor monetário. No entanto há valores indiretos, provenientes da conservação do território e das espécies relacionadas àquele ambiente e seu entorno, que, nesse momento, são incomensuráveis. Podemos citar casos como a preservação das nascentes e da qualidade da água, o

controle climático e a manutenção da biodiversidade, os quais vão muito além da valoração econômica e ambiental.

O Parque é o patrimônio abordado nesta obra, está sob a gestão do município de Sertão e apresenta desafios e possibilidades, os quais ousamos apresentar e discutir.

Os capítulos que integram este livro não devem ser vistos de forma isolada, pois apresentam um conjunto de resultados e de informações que contribuem para o conhecimento da flora, da fauna e da gestão. A obra apresenta também aspectos históricos da criação do Parque, aspectos relacionados ao uso público e ao seu potencial de impacto econômico, procurando oferecer uma reflexão a respeito da biodiversidade. Além disso, aponta perspectivas para a conservação da biodiversidade com respeito e ética.

No primeiro capítulo, o Parque é situado no contexto da região e do município, registrando os diferentes momentos da sua história, assim como o importante envolvimento e compromisso de entidades regionais.

No capítulo seguinte, são abordados aspectos de uso indireto, como a visitação e o envolvimento da comunidade, os quais são valorizados sem, no entanto, que seja preterida a conservação do Parque.

O terceiro capítulo destaca a vegetação arbórea, apresentando informações a respeito do seu potencial de regeneração. O texto avalia a composição da flora, a estrutura florestal e as diferenciações que ocorrem ao longo do gradiente borda-interior da vegetação arbórea, procurando verificar se a floresta reflete as alterações advindas do efeito de borda.

A diversidade da fauna é outro assunto abordado em vários capítulos, nos quais são ressaltadas informações importantes de espécies associadas à floresta de araucária.

Do quarto ao oitavo capítulo são apresentados os grupos da fauna, dentre os quais estão os anfíbios anuros, os répteis, as aves, os roedores e os mamíferos.

É importante salientar que esta produção não tem a pretensão de apresentar todas as espécies presentes no Parque, e foram utilizadas diferentes metodologias para cada estudo.

Desejamos que este livro contribua com a conservação da biodiversidade e que possamos ter outros olhares em relação aos remanescentes de nossos ambientes naturais, por isso, a todos, uma boa leitura.

Carla D. Tedesco e Noeli Zanella
Organizadoras

CAPÍTULO 1

Criação do Parque Natural Municipal de Sertão

*Laura Benetti Slaviero**

Introdução

A história do Parque Natural Municipal de Sertão se confunde e se entrelaça com a história do Município de Sertão e, antes ainda, com a chegada da estrada de ferro à região do Planalto Médio. Junto com os trilhos de ferro, vieram os imigrantes europeus que fundaram a Seção Sertão, um povoado que pertencia ao distrito de coxilha, município de Passo Fundo. A partir de então, a exploração madeireira foi adentrando nas vastas áreas de mata ainda existentes nesse local, primeiramente como uma necessidade básica de abertura de terras para moradias e pequenas lavouras, e depois, movimentada pelo comércio madeireiro instalado na região.

No início da década de 1960, os moradores da Seção Sertão organizaram-se com o objetivo de emancipar o local por meio de um plebiscito. Foi em 5 de novembro de 1963, conforme a lei n. 4.597, que o então governador do estado, Sr. Ildo Meneghetti, reconheceu Sertão como município. Nessa época, a região ain-

* Bióloga. Mestre em Ecologia. Licenciadora Ambiental da Prefeitura Municipal de Sertão - RS.

da era coberta por extensas matas de pinheiros, as quais foram, nos primeiros tempos de povoamento, a principal fonte de riqueza de seus habitantes. Entre essas áreas, duas destacavam-se pelo tamanho e pela exuberância, despertando o interesse de muitos, tanto no sentido de comércio, quanto de preservação.

Tempos depois, com a organização da Agrovila Incra e com o crescente interesse da administração municipal da época pela preservação ambiental, houve a doação desses dois fragmentos, por parte da União, para que o município ficasse responsável por sua gestão. Desde então, o Parque Natural Municipal de Sertão passou por vários momentos, os quais serão, brevemente, relatados neste capítulo.

Caracterização geral da área

O Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS) (Figura 1), caracteriza-se como pertencente à formação florestal do tipo Floresta Ombrófila Mista, integrante do bioma Mata Atlântica (Oliveira-Filho et al., 2006), conforme aprofundamento apresentado no terceiro capítulo. É constituído de duas áreas florestadas que totalizam 590,80 ha, localizados na divisa entre as regiões do Alto Uruguai e do Planalto Médio, ambas no norte do Rio Grande do Sul (coordenada central da área maior 28°02'31" S, 52°13'28" W) (Figura 2). Sua área está inserida na Bacia Hidrográfica dos rios Apuaê-Inhandava, muito próxima à divisa com a Bacia Hidrográfica do rio Passo Fundo. O Parque representa a maior área de mata nativa e a segunda maior UC do norte do estado, perdendo em extensão apenas para a Flona de Passo Fundo, localizada no município de Mato Castelhano. A área apresenta relevo ondulado com uma altitude aproximada de 650 m. O solo é uma associação predominante de Latossolo Vermelho Distrófico Típico e Latossolo Vermelho Aluminoférrico, ou seja, solos profundos, homogêneos e altamente intemperizados, com Neossolo

Regolítico Eutrófico caracterizado como um solo mais novo, pouco desenvolvido (Streck et al., 2008). O clima apresenta temperatura média anual de 17,5 °C, com precipitação média anual de 1.800 mm, em regime de chuvas bem distribuídas durante o ano. A área tornou-se um remanescente florestal isolado com a ocupação da área de entorno pela exploração madeireira e pelo preparo do solo para cultivo agrícola, fato que aconteceu no decorrer da década de 1960.

À primeira vista, as florestas com pinheiros manifestam-se em sua máxima pureza, em forma de dois grandes fragmentos. Percebe-se a divisão inconfundível em dois andares de floresta, o inferior de árvores de meia altura e algumas mais altas, e o superior dominado pela *Araucaria angustifolia* Bertol Kuntze. Em um olhar mais próximo, podem ser avistadas diversas espécies de aves, pequenos e médios mamíferos e vários outros grupos de animais que compõem a fauna nativa local, a qual será brevemente descrita nos capítulos que seguem.



Fonte: Laura B. Slaviero.

Figura 1 – Vista lateral do Parque Natural Municipal de Sertão.



Fonte: Relatório Preliminar do Plano de Manejo do PNMS, Florestal Alto Uruguai, 2014.

Figura 2 – Mapa de Localização do Município de Sertão e do Parque Natural Municipal de Sertão.

Histórico de criação e dispositivos legais

Agrovila Inkra

Próximo à sede do município de Sertão, às margens da RS 135, existia uma estação experimental da Embrapa, bem como um escritório do Instituto Nacional de Colonização e

Reforma Agrária (Incrá). Nesse mesmo local, e no entorno, o Incra possuía uma grande área de terras e de matos que estavam sem uso definido.

Conforme relatos dos atuais moradores locais, na década de 1970, com a construção da barragem Passo Real, em Cruz Alta, atual município de Fortaleza dos Valos, surgiu a possibilidade de utilização dessas terras para assentar algumas das famílias que seriam desalojadas das margens dessa barragem. Então, no dia 24 de novembro de 1973, 29 famílias (entre elas Budke, Matos, Dos Santos Nunes, Geier e Lauxen) foram levadas até o entorno do escritório do Incra, ficando ali acampadas por cerca de sessenta dias. Nesse período, uma das famílias desistiu e mudou-se por conta para outro local. Finalmente, em 1974, foram sorteados os lotes para todas as famílias, surgindo a Agrovila Incra. Cada lote era composto de terra aberta e área de mato, e havia algumas áreas em comum: uma área central destinada à comunidade como um todo, e duas áreas de reserva florestal, conhecidas na época como Projeto Integrado de Colonização Sarandi – Reserva Ronda Alta.

Após a divisão dos lotes, formaram-se grupos de quatro a cinco famílias para a distribuição de máquinas agrícolas vindas da Sagraisa. Para cada grupo, o Incra entregou um trator, um arado, uma grade, um carroção e, mais tarde, uma plantadeira. Todos plantavam, colhiam juntos e entregavam o produto na cooperativa municipal para que então, os coordenadores do Incra fizessem o balanço e dividissem os lucros entre todos igualmente. Essa coordenação, realizada pelo Incra, durou cinco anos. Com o tempo, os agricultores foram deixando os grupos e conseguindo adquirir suas próprias máquinas, alguns mudaram-se para outros locais e outros continuaram nesse mesmo sistema ainda por algum tempo.

Na época, incentivados a cultivar a terra, os moradores da Agrovila Incra conseguiam, com o Ibama de Passo Fundo, licenças para retirada do mato. A madeira era vendida às serrarias do município e a terra transformada em lavoura. Com o passar

dos anos e vendo que a atividade agrícola rendia bons lucros, algumas invasões começaram a ocorrer. A estação experimental da Embrapa foi invadida pelos moradores que ocuparam inclusive suas construções, as quais hoje pertencem ao município. Nas duas áreas de reserva, outras invasões ocorreram, para implantação de pequenas lavouras e cultivo de hortaliças. Atualmente, restaram na região poucas famílias vindas da barragem Passo Real e muitos lotes foram vendidos a outros produtores rurais.

Mudanças no nome da UC

No ano de 1996, após contatos com o Incra, foi outorgado ao município de Sertão, por meio do Termo de Doação/Incra/DFT/n. 15/96, de 8 de agosto de 1996, os imóveis de reserva denominada lote número 8 – A, com 513,1078 ha e lote número 1 – A, com 77,7776 ha, totalizando uma área de 590,88 ha, devidamente identificada e com lotes delimitados por esse Termo de Doação (Figura 3). Dois anos depois, a Câmara Municipal de Vereadores aprovou e, o então prefeito municipal, Dr. Jorge A. F. Hermann sancionou a lei municipal n. 1.170/98, criando o Parque Natural Municipal de Sertão (lote 1 – A) e a Floresta Municipal (lote 8 – A). Desde sua criação, o cargo de Chefe da Reserva Florestal foi ocupado por várias pessoas.



Fonte: Alos, 2006.

Figura 3 – Imagem de satélite do Parque Natural Municipal de Sertão. 1 - lote número 8 – A (513,1078 ha); 2 - lote número 1 – A (77,7776 ha); losango vermelho – Agrovila Inkra.

Com a publicação da lei federal n. 9.985, de 18 de julho de 2000, conhecida como Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), uma equipe de professores e de pesquisadores da Universidade de Passo Fundo (UPF), iniciaram um movimento de auxílio ao, então, Parque e Floresta Municipal de Sertão.

Ainda no ano de 2000, a UPF, juntamente com o Grupo Ecológico Sentinela dos Pampas (Gesp) e a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater/Ascar) firmaram-se como instituições parceiras do município na elaboração de um projeto para implantação do Parque Municipal de Sertão, com o intuito de obter recursos do Fundo Nacional de Meio Ambiente (FNMA) para a realização do plano de manejo da UC. Com esse auxílio, nos primeiros meses de 2000, o município assinou

o Convênio MMA/FNMA n. 20/2000, conquistando cerca de R\$70.000,00 que deveriam ser gastos para colocar em prática esse projeto. Esse foi um ano de grandes conquistas, mas também de grandes decepções. Pelo termo de convênio, as instituições parceiras não poderiam realizar o plano de manejo e a administração municipal viu-se de mãos amarradas. Mesmo utilizando grande esforço em outras universidades da região e buscando empresas particulares capacitadas para a elaboração de um plano de manejo com esses recursos, ninguém se dispôs a realizá-lo. Numa tentativa de conseguir mais tempo para atender ao convênio, foi firmado um termo aditivo que prorrogava o prazo para o final de 2001. Porém, como a situação manteve-se a mesma, os recursos foram devolvidos ao FNMA e nada foi, efetivamente, realizado para a implantação do Parque.

Em 2002, um novo projeto de elaboração do plano de manejo do Parque Municipal de Sertão foi apresentado ao FNMA, mas não foi obtido êxito na liberação de novos recursos. Nesse momento, já estavam ocorrendo algumas pequenas invasões na área do Parque e da Floresta municipal. Os próprios lindeiros, moradores da Agrovila Incra, utilizavam-se da área para cultivo de pequenas hortas e lavouras. Pessoas de outras regiões também retiravam, ilegalmente, madeira e subprodutos florestais, além de caçar no entorno e no interior da floresta.

A crescente evolução do cultivo agrícola da região, com destaque para lavouras de soja, milho e trigo fez aumentar as pressões antrópicas nas bordas da UC. Além das bordas, as duas estradas que cortavam o lote 8 – A serviram de rota para outras pequenas invasões e para retiradas clandestinas de madeira.

Em 2006, o município, sob nova administração, procurou destinar mais atenção à UC, realizando adequações administrativas importantes. Em janeiro desse mesmo ano, foi realizado o registro de toda a área no cartório de imóveis, contendo todas as confrontações e as medidas de acordo com o Termo de Doação do Incra. Mais tarde, foi sancionada a lei municipal

n. 1.733/2006, que unificou a nomenclatura das duas áreas para Parque Municipal de Sertão. A mudança de nome também foi importante para adequação ao SNUC, bem como para fortalecer a forma de proteger os dois fragmentos integrantes da UC, uma vez que a denominação Floresta Municipal permitia usos mais intensos, quando comparados à categoria Parque.

Além disso, para que o Parque Municipal de Sertão entrasse oficialmente no cenário da conservação ambiental do estado, em 2007, foi realizado o cadastro da UC no Sistema de Unidades de Conservação Estaduais (Seuc). A participação nesse cadastro fez com que o parque fosse reconhecido em todo o estado e pudesse participar de demandas por recursos financeiros que objetivassem a preservação do meio ambiente.

Em 2009, a fim de dar mais visibilidade ao Parque, foram colocadas placas indicativas de localização e de identificação do Parque, placas de proibição à caça e placas informativas, as quais cientificam ao visitante que se trata de uma unidade de conservação. Em julho desse mesmo ano, foi realizada audiência pública com a presença de muitos lindeiros, dos professores e dos alunos da Universidade de Passo Fundo que explanaram os trabalhos realizados na UC, na qual a Patrulha Ambiental e o Ministério Público informaram a situação de algumas invasões e como seria a fiscalização das áreas do Parque dessa data em diante. Essas ações foram fruto de um Termo de Compromisso Ajustamento de Conduta Parcial assinado pelo município com o Ministério Público, o qual será melhor descrito adiante.

Com o passar do tempo, surgiu a necessidade de nova adequação da nomenclatura da UC, estando de acordo com o SNUC e por solicitação para cadastramento do Parque no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Foi sancionada, então, a lei municipal n. 1.974/2011 que permanece vigente até hoje, mudando o nome para Parque Natural Municipal de Sertão.

Parcerias na busca pela preservação ambiental

O Parque Natural Municipal de Sertão tem recebido atenção de várias instituições, principalmente por seu uso potencial para conservação ambiental, ensino e pesquisa. Uma das primeiras parceiras da UC foi a Associação Amigos do Meio Ambiente (AMA), que prestou auxílio do ponto de vista técnico ainda na época de doação da área pelo Incra.

A Universidade de Passo Fundo (UPF) tem se constituído em grande e incansável parceira do Parque na luta pela conservação dessa área. Após a publicação da lei federal n. 9985/2000, – o Instituto de Ciências Biológicas representado, na época, por um grupo de biólogos, auxiliou na primeira tentativa de criação do conselho gestor para o Parque, mobilizando entidades públicas e privadas locais. Infelizmente, por vários motivos, esse trabalho não se concretizou.

Conforme já descrito, na busca por recursos, a UPF forneceu todo apoio técnico e científico disponível na expectativa de efetivação da área por meio de um plano de manejo. Além disso, desde a criação da UC, a UPF tem realizado pesquisa em diversas áreas de ensino, evidenciando a importância e o potencial local para a preservação da biodiversidade. Foram realizados trabalhos na área de biodiversidade de anfíbios e répteis (Zanella et al., 2013), encontrando, inclusive, exemplares ameaçados de extinção (Paula et al., 2009; Zanella et al., 2009), além do primeiro registro do anuro *Melanophryniscus devincenzii* no Brasil (Zanella et al., 2007) e nova ocorrência de *Taeniophallus affinis* (Günther, 1858) (Squamata, Serpentes, Dipsadidae) (Paula et al., 2011). Em relação à fauna de mamíferos foram realizados vários estudos (Luza et al., 2013), até mesmo atropelamentos causados pela proximidade da UC com a RS 135 (Mamíferos silvestre atropelados na rodovia RS 135, norte do Estado do Rio Grande do Sul”) (Hegel et al., 2012). Na área de educação ambiental foram realizados trabalhos integrados a um Programa de

apoio ao uso público em unidades de conservação e em áreas de preservação, sobre a capacidade de carga turística para trilhas sugeridas para o Parque Natural Municipal de Sertão (ver Capítulo 3).

A Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Campus de Erechim, também tem realizado alguns trabalhos na área do Parque, principalmente relacionado à flora (Capítulo 2). Foram realizados estudos de epífitas, efeito de borda na regeneração florestal e na vegetação adulta, além de estudos de variabilidade genética de uma espécie de sub-bosque (*Trichilia elegans* A. Juss.).

No ano de 2013, o Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus de Sertão assinou convênio de cooperação, incluindo estudos no Parque Natural Municipal de Sertão como objeto desse. Além disso, outra parceira recente é a ONG Conservar, de Passo Fundo, que tem auxiliado nas buscas mais recentes por recursos para o plano de manejo.

No município de Sertão, além do IFRS, há a Emaer/Ascar que sempre auxilia o município em iniciativas para a valorização do Parque. Da mesma forma, todas as instituições integrantes do Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (Comdema) atuam na conservação da UC.

Outro fato importante que fez e está fazendo a diferença para a gestão do Parque Natural Municipal de Sertão é a integração na Rede de Unidades de Conservação do norte do Rio Grande do Sul. Essa participação iniciou em 2010, quando foi esclarecido o objetivo do projeto da Rede, a saber, integrar e fortalecer as UCs do norte do estado, por meio de encontros, de trocas de experiências e de momentos de capacitação para gestores e funcionários, e, ainda, proporcionar maior articulação com instituições públicas e sociedade civil organizada. A proposta era reunir todos que estivessem dispostos a contribuir com a preservação da natureza de forma regional. Dois anos mais tarde, uma das reuniões

da Rede de UCs foi realizada em Sertão, com apresentação do Parque Natural Municipal de Sertão aos colegas de outras UCs, que sempre se mostraram prontos a auxiliar na busca por recursos para iniciar o plano de manejo e a efetiva implantação da área.

Recentemente, após muitos contatos com o ICMBio e com a empresa Transmissora Sul Brasileira de Energia (TSBE), foi conquistado um recurso de compensação ambiental proveniente da instalação de uma linha de transmissão de energia pela região. A formalização do repasse ainda está em andamento, mas há grande expectativa para que, enfim se consiga efetivar o plano de manejo do Parque.

O papel do Ministério Público na gestão da UC

Diante de algumas situações, no ano de 2005, foi despertada a atenção do Ministério Público (MP) para as duas áreas do PNMS. Foi aberto o inquérito civil n. 41/2005, solicitando informações a respeito da gestão dessas duas áreas, então, pertencentes ao município. Dentro dos limites contextuais, as solicitações feitas pelo Ministério Público foram atendidas e o inquérito civil continuou a tramitar.

Com o passar do tempo e após várias trocas de correspondências oficiais entre MP e município, em 2009, foi assinado um Termo de Compromisso Ajustamento de Conduta Parcial, comprometendo o gestor a zelar pela conservação e pela preservação do Parque por meio de atitudes concretas, as quais eram atendidas conforme os prazos estabelecidos. Entre essas atitudes, já citadas, a colocação de placas indicativas de localização e identificação do Parque, entre outras.

Fruto desse termo, foi realizada uma audiência pública em julho de 2009 com a presença de muitos lindeiros, professores e alunos da UPF que explanaram os trabalhos realizados na UC. Nessa ocasião, a Patrulha Ambiental (Patram) e o Ministério Público informaram sobre a situação de algumas invasões e acerca

de como seria a fiscalização das áreas do Parque dessa data em diante. Essa reunião foi um marco para a conservação da UC, pois, praticamente todos os lindeiros entraram em acordo com a administração municipal, o Ministério Público e a Patram para retirarem-se da área e cessarem as injúrias à floresta. A partir disso, foram recuperadas várias pequenas clareiras do interior da UC, que serviam de horta ou de lavoura, nas quais, além da regeneração natural, foi realizado adensamento com mudas nativas, provenientes de reposições florestais de alvarás de corte liberados para a área urbana de Sertão. A grande maioria dos lindeiros tornou-se parceiro do Parque, denunciando práticas ilegais para a Patram e a prefeitura municipal.

Em 2011, dando continuidade às ações previstas no Termo assinado com o MP, foram abertas valas para impedir a entrada de pessoas não autorizadas em entradas clandestinas das duas áreas do Parque. Evitou-se também, dessa forma, a retirada de outros produtos do interior da floresta.

Perspectivas para a conservação

Parte da história do Parque ocorreu em torno da busca de recursos externos para que sua gestão e estruturação fossem efetivadas. Sabe-se que a gestão pública tem inúmeras demandas e, em geral, a preservação ambiental não tem lugar privilegiado entre essas. Os agentes ligados às UCs são forçados a buscarem o auxílio externo e a articulação com os diversos setores da sociedade e com entidades que se mostrem parceiras. Além do que já foi citado, há uma aprovação por parte da Câmara Estadual de Compensação Ambiental (Ceca), de um pedido de recursos para o Parque, cujo repasse está condicionado à instalação de uma grande empresa, que possa encaminhar esses recursos à UC.

Existem alguns lindeiros que não aceitam a existência de uma unidade de conservação próxima de suas propriedades, o que é apenas um exemplo dos vários desafios a serem, ainda,

enfrentados. Sabe-se que existem algumas regras a serem seguidas no entorno de UCs, como por exemplo, a não utilização de agrotóxicos nas lavouras próximas. Esse, claramente, será um dos maiores desafios a serem enfrentados também durante a implantação do plano de manejo e efetiva gestão do PNMS.

Assim, como em outras esferas públicas de gestão de unidades de conservação, e na área ambiental como um todo, o ritmo dos acontecimentos é diverso. É preciso ter paciência e persistência para fazer as coisas acontecerem. Nesse sentido, existe a expectativa de que, para os próximos dois anos, consiga-se concluir o plano de manejo da área, uma vez que já existem recursos destinados para tal. Espera-se também contar com a colaboração das instituições parceiras, bem como conquistar novos interessados em conservar um dos poucos grandes remanescentes florestais que ainda restam na região.

Pelos estudos já realizados no local, que serão descritos nos capítulos seguintes, percebe-se a grande potencialidade da área para a preservação da biodiversidade regional. O turismo, as atividades de ensino e de pesquisa são áreas que ainda podem ser muito exploradas nessa UC. Certamente, ainda há muito a ser descoberto em termos de diversidade de espécies, processos ecológicos e contribuições do Parque Natural Municipal de Sertão para o ecossistema regional como um todo.

Referências

PAULA, A. et al. Biodiversidade de anfíbios e répteis na Floresta Ombrófila Mista, no Planalto Médio, Rio Grande do Sul, Brasil. In: MOSTRA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – PESQUISA, INOVAÇÃO E TECNOLOGIA UPF, 19. *Anais...* Passo Fundo, 2009.

PAULA, A.; ZANELLA, N.; GUARAGNI, S. A. *Taeniophallus affinis* (Günther, 1858) (Squamata, Serpentes, Dipsadidae): distribution extension. Rio Grande do Sul, Brazil. *CheckList*, [S. l.], v. 7, n. 3, p. 85-286, maio 2011.

HEGEL, C. G. Z.; CONSALLER, G. C.; ZANELLA, N. Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135, norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Biotemas*, Florianópolis - SC, v. 2, n. 25, p. 165-170, jun. 2012.

LUZA, A.; ZANELLA, N.; CRISTHOFF, A.; BARRETO-LIMA, A. F. Relação entre fatores exógenos e a abundância de roedores em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* (Online), v. 11, n. 3, p. 263-268, 2013. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2431/120>. Acesso em: 09 jan. 2014.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern south america based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Eds.). *Neotropical Savannas and Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. CRC Press, Boca Raton, p. 159-192, 2006.

STRECK, E. V. et al. *Solos do Rio Grande do Sul*. 2. ed. Porto Alegre: Emater/RS, 2008.

ZANELLA, N. et al. Notes on geographic distribution. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: First record for Brazil. *CheckList*, [S. l.], v. 2, n. 3, p. 104, maio 2007.

ZANELLA, N. et al. Herpetofauna de três fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande Do Sul, Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9, *Anais...* São Lourenço - MG, 2009.

ZANELLA, N. et al. Herpetofauna do Parque Natural Municipal de Sertão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.*, São Paulo - SP, v. 13, n. 4, p. 290-298, out./dez. 2013.

CAPÍTULO 2

Conservação, uso público e potencial de impacto econômico no Parque Natural Municipal de Sertão: um desafio que envolve a comunidade

*Carla Denise Tedesco**
*Paula Dall’Agnol de Oliveira**

Introdução

Uso público é o conjunto de atividades em ambientes naturais que envolvem recreação, educação e interpretação ambiental. Essas atividades devem estar em conformidade com os objetivos das Unidades de Conservação (Brasil, 2000), além de promover e estimular a conservação da biodiversidade, a educação ambiental e a conscientização da importância de se manter áreas naturais preservadas (MMA, 2006).

Para Parques Naturais Municipais são permitidas, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, lei que rege essas áreas protegidas, as atividades de visitação pública, as quais estão sujeitas às normas e às restrições estabelecidas no plano de manejo da unidade e às normas do órgão responsável por sua administração (Brasil, 2006).

* Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Universidade de Passo Fundo (UPF).

De acordo com essas regras, o turismo pode gerar renda para manutenção da unidade e comunidades do entorno. Além disso, a experiência de visitar e conhecer a área natural pode acabar sensibilizando moradores e turistas que virão a ajudar na preservação (Nelson, 2012).

Áreas protegidas são, em geral, cercadas por produtores rurais, e a cooperação desses nos esforços de conservação torna-se essencial. Uma forma de envolver esse segmento é por meio da geração de renda alternativa, da recreação, da educação ambiental e da alimentação. Com o desenvolvimento de um programa de uso público da unidade, é possível que os vizinhos entendam e sensibilizem-se com a área preservada (Santos et al., 2011).

Observando as características regionais pode-se direcionar um manejo para se usufruir do ecoturismo em uma área protegida, respeitando o meio ambiente e apoiando ações de desenvolvimento das comunidades do entorno. Dessa maneira, é necessário organizar uma cadeia produtiva (Santos et al., 2011). Essas atividades relacionam-se e interagem em uma rede de negócios composta por serviços de hospedagem, de alimentação e de transporte turístico, entre outros (Brasil, 2011).

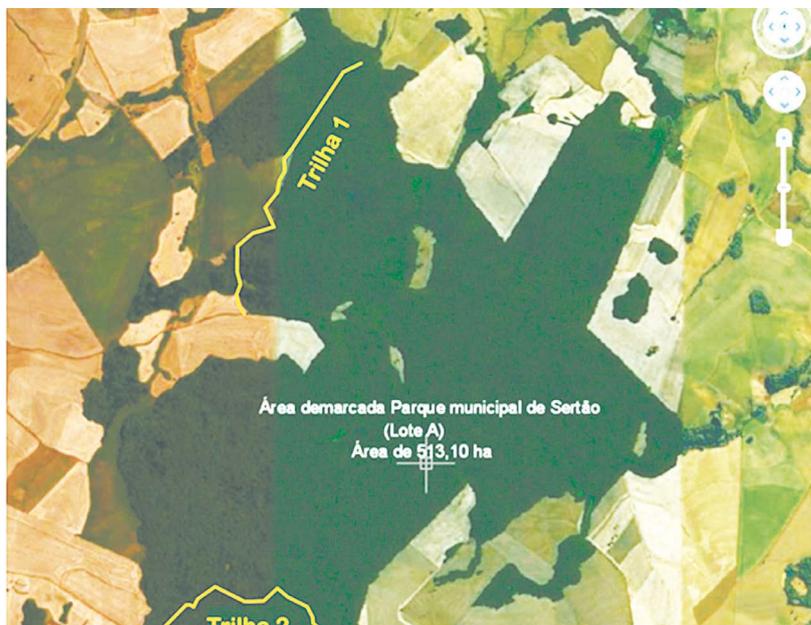
A comunidade local não deve ser excluída desse processo, pois está intimamente ligada à cadeia produtiva e deve estar inserida, desde o início do planejamento, atuando na sua implementação e colhendo os resultados. Se a comunidade integrar será possível um sistema de troca que gere oportunidades para a própria comunidade (Santos et al., 2011) bem como para o Parque.

Esse capítulo objetiva incentivar uma articulação entre a comunidade, em especial a do entorno (lindeira), e o Parque Natural Municipal de Sertão, a fim de criar uma cadeia produtiva local, visando acima de tudo a conservação desse que é o maior fragmento de Mata Atlântica do norte do Rio Grande do Sul.

Material e métodos

Potencial de visitação: capacidade de carga das trilhas

Para avaliar o potencial de visitação (uso público) e subsidiar o plano de manejo do Parque foram desenhadas e avaliadas duas trilhas (Figura 1) em termos de capacidade de carga (Cifuentes, 1992). O desenho das trilhas utilizou como critério a localização em áreas periféricas e o uso de antigas vias de acesso/trilhas de deslocamento de moradores do entorno. Os dados de campo foram coletados entre os meses de janeiro e maio de 2010.



Fonte: Google, 2008.

Figura 1 – Localização das Trilhas 1 e 2, no lote 1, do Parque Natural Municipal de Sertão.

De acordo com a metodologia de Cifuentes (1992), foi calculada a Capacidade de Carga Turística (CCT) das trilhas, a partir de três níveis: Capacidade de Carga Física (CCF), que permite calcular qual o número máximo de visitantes que a trilha pode receber por dia; capacidade de Carga Real (CCR), que determina o número de visitantes levando em consideração fatores de correção; e Capacidade de Carga Efetiva (CCE), que é o cálculo que representa a quantidade máxima de visitantes na trilha em um intervalo de tempo que considera a CCR e as condições de manejo do local. As fórmulas utilizadas para tais cálculos podem ser consultadas em Tedesco et al. (2013).

O comprimento total da trilha foi obtido por meio de registro do Global Position System (GPS) e de trena de 50 m. A cada intervalo de 50 m foram registrados indícios de erosão, analisando área de solo exposto e raízes, presença de serrapilheira e de sulcos. A avaliação foi realizada com quadrante de 0,5 m x 0,5 m.

Também foi avaliada a declividade em áreas com algum grau de elevação. Para tanto, foram utilizadas duas estacas de 1,25 m e trena. As duas estacas foram fixadas, paralelamente, restando 1 m acima do solo, com uma distância, também, de 1 m entre essas. No local onde a ponta superior da estaca da parte mais baixa estava horizontalmente em posição paralela com a outra, procedeu-se a medição do espaço entre o ponto e o fim da estaca, resultando em uma medida, que foi multiplicada por cem. O resultado mostra a porcentagem de elevação do local medido. Com esses dados foram adotados os critérios: baixo grau de dificuldade, para valores inferiores a 10% de declividade; médio grau de dificuldade para valores entre 10% e 20%; e alto grau acima de 20% de declividade (Cifuentes, 1992).

Utilizamos também das seguintes premissas: as trilhas são lineares e seguem apenas um sentido, cada pessoa necessita de 2 m² para uma boa caminhada.

Potencial de impacto econômico local relacionado à visitação

Com base no potencial de visitação estimado pela capacidade de carga das trilhas do Parque calculamos o potencial de impacto econômico municipal com a implantação da visitação pública no Parque. Para tanto, utilizamos a metodologia Money Generation Model (MGM), adaptada para a realidade brasileira (Medeiros et al., 2011). O resultado foi obtido pelo cálculo: impacto econômico = número de visitantes X média de gastos por visitante X multiplicador. Os valores médios de gastos por visitante e multiplicadores foram adaptados à realidade local, tendo como base o estudo indicado pelos autores já citados. Para o valor de média de gasto por visitante, foram considerados visitantes de um dia, em região rural, sem pernoite, com gastos em alimentação (bares/restaurantes), transporte e aquisição de produtos locais (em substituição a lojas de conveniência). O valor médio de gastos por visitante utilizado no cálculo foi de R\$ 40,00. Para o multiplicador foi utilizado o fator 1,3 indicado para uso em cenário conservador de expectativa de visitação.

Participação comunitária

A participação foi relatada por meio de registros das reuniões realizadas e dados secundários de visitas a campo na comunidade na qual está inserido o Parque, com a perspectiva de ser analisada dentro da abordagem Freiriana (Freire, 1970; 2007).

Resultados e discussão

Potencial de visitação do Parque

Os resultados seguem a lógica de CCF > CCR > CCE. Alguns fatores de correção foram indicados de acordo com a avaliação de cada trilha. Outros fatores (social, precipitação e fauna) foram considerados iguais para todo Parque.

No Parque, são encontradas duas espécies ameaçadas na categoria vulnerável (VU CI), o quati (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766) e a cutia (*Dasyprocta azarae* Lichtenstein, 1823) (Rio Grande do Sul, 2014). Para o cálculo do fator de correção da fauna utilizamos essas espécies pela preocupação de conservação. Para o cálculo do fator restritivo, considerou-se dois meses do final do outono (abril e maio) e o início do inverno (junho), período em que há a disponibilidade de pinhão e pouca oferta de folhas e frutos para alimentação da fauna (Tabela 1, FC_{faun}).

O fator de correção declividade somente foi avaliado na extensão da Trilha 2, que apresentou elevação significativa (Tabela 1).

Os fatores de correção sulco e serrapilheira foram mais significativos na Trilha 1 pelo fato de que há, aproximadamente, 950 m do percurso, costeando uma clareira que anteriormente foi utilizada como lavoura. Nessa parte da trilha, registramos menor quantidade de serrapilheira e maior índice de solo exposto, indícios favoráveis à erosão. Essas condições resultaram em grande diferença entre a CCE da Trilha 1 (29 visitantes/dia) para Trilha 2 (69 visitantes/dia).

O tempo para percorrer cada trilha foi estimado em 1h30min, e 1h, respectivamente (Tabela 1).

Por fim, capacidade de manejo seria claramente o parâmetro que mais reduziria o número de visitas, já que a unidade de conservação ainda não tem gestor nem plano de manejo. Com a elaboração e a implementação do plano de manejo, acredita-se que essa realidade seja modificada. Se forem instalados todos os recursos necessários, repercutirá, imediatamente, nos resultados finais da Capacidade de Carga (Nascimento, 2008). Com base nessa premissa, para esse cálculo, foi utilizado 80% de condições de manejo, que seria o esperado com um plano de manejo efetivo, bem como, estrutura física, financeira e humana devidamente implantadas. Cifuentes et al. (1999) sugere, como critério satisfatório para uma ótima capacidade de manejo, o valor de 75%, e Peccatiello (2007) considera, ainda, que cada unidade de conservação deve avaliar os seus aspectos particulares para estimar esse valor.

Tabela 1 – Cálculo de Capacidade de Carga Turística em duas trilhas no Parque Natural Municipal de Sertão - RS.

Capacidade de Carga	Trilha 1	Trilha 2
CCF	4797 visitas/dia	6000 visitas/dia
FC _{soc}	0,11	0,11
FC _{prec}	0,74	0,74
FC _{solo}	0,28	0,57
FC _{ser}	0,55	0,60
FC _{sul}	0,84	0,69
FC _{dec}	-	0,96
FC _{fau}	0,75	0,75
CCR	37,4 visitas/dia	86,4 visitas/dia
CM	0,8	0,8
CCE	29 visitas/dia	69 visitas/dia

CCF: Capacidade de Carga Física; FC_{soc}: Fator de Correção Social; FC_{prec}: Fator de Correção Precipitação; FC_{solo}: Fator de Correção Solo; FC_{ser}: Fator de Correção; FC_{sul}: Fator de Correção Sulco; FC_{dec}: Fator de Correção Declividade; FC_{fau}: Fator de Correção Fauna; CCR: Capacidade de Carga Real; CM: Capacidade de Manejo; CCE: Capacidade de Carga Efetiva.

Os resultados da capacidade de carga deverão ser adequados ao plano de manejo, que certamente levará em consideração, principalmente, a conservação da biodiversidade local e os objetivos de pesquisa científica e de educação ambiental.

Potencial de impacto econômico local

Salienta-se que, neste trabalho, não foi avaliado o valor econômico total, que estabelece que o valor de um recurso ambiental pode ser obtido pela soma dos bens e serviços por esse providos, independentemente desses benefícios receberem preços de mercado (Pearce, 1993). Esse é o caso dos serviços ambientais que as unidades de conservação do grupo de proteção integral (Brasil, 2006), naturalmente, disponibilizam como: biodiversidade, regularização de recursos hídricos, equilíbrio climático, além da minimização da produção de gases do efeito estufa (mercado de créditos de carbono) e do incentivo fiscal governamental (ICMS Ecológico).

O valor do resultado do impacto econômico local equivale a uma única visita no Parque. O resultado do cálculo considerou que um ônibus tem em média 45 lugares, o que equivale à metade da capacidade de carga avaliada para o Parque, logo:

$$\text{Impacto econômico} = 45 \text{ (visitantes/dia)} \times \text{R\$ } 40,00 \times 1,3$$

$$\text{Impacto econômico} = \text{R\$ } 2.340,00/\text{dia}$$

É importante reforçar que o valor do multiplicador (fator 1,3) foi escolhido para esse cálculo por ser o indicado para uso em cenários conservadores de visitação.

Com a elaboração e a implementação do plano de manejo, espera-se que o Parque receba maior número de visitantes, como ocorre em outras unidades de conservação da região, quando o Parque apresentar uma infraestrutura mínima, de recursos humanos e de divulgação de seus atrativos naturais.

O número de visitantes em unidades de conservação brasileiras ainda é pequeno quando comparados a outros países. No entanto, empiricamente, observam-se tendências de crescimento do turismo no Brasil. O aumento da procura por atividades recreativas em ambientes naturais e a estruturação das unidades de conservação indicam um cenário promissor em termos do impacto econômico da atividade no contexto local. Assim, consideramos importante a valoração do uso público no que diz respeito à visitação, que deverá estar associada a processos de educação ambiental.

Participação comunitária

A participação da comunidade é fundamental tanto para a criação como para a implementação de uma unidade de conservação. Essa também é uma questão legal (art. 22 § 2, SNUC), já que são previstas consultas públicas à população (Brasil, 2006).

A participação comunitária em unidades de conservação decorre da necessidade de melhorar sua gestão e buscar a cria-

ção de alianças com as comunidades do entorno, criando parcerias que colaborem no processo de conservação dessas importantes áreas (Miranda, 2012), além de potencializar a participação da comunidade na cadeia produtiva do turismo ecológico.

O processo participativo abre espaço para esclarecimentos de dúvidas e exposição de sugestões. No processo de parceria, falar e saber ouvir, escutar e entender, compreender e se fazer compreendido são passos, aparentemente fáceis, que, no entanto, no cotidiano mostram-se extremamente complexos (Miranda, 2012).

No ano de 2000, ainda quando as áreas do Parque pertenciam ao INCRA, a prefeitura municipal, com apoio de cerca de vinte profissionais da Universidade de Passo Fundo, encaminhou projeto ao Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA). O projeto, que previa a elaboração do plano de manejo, foi aprovado, resultando em recursos de R\$ 72.000,00. O plano de manejo, objeto da proposta ao FNMA não foi elaborado.

A comunidade de Sertão, por intermédio do Poder Legislativo, transformou a área em unidade de conservação somente a partir de 2006, com a promulgação da lei municipal n. 1.733/2006.

Antes e depois desse período, foram realizadas diversas reuniões, com o prefeito municipal, representantes da prefeitura e professores da Universidade de Passo Fundo para viabilizar a criação da unidade de conservação. Durante esse processo, também ocorreram diversas visitas à área protegida, pois vários estudos estavam sendo desenvolvidos e o contato com moradores foi frequente. Também foi realizada uma reunião com o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus Sertão, a fim de viabilizar parcerias, as quais objetivaram apoiar ações para o desenvolvimento da cadeia produtiva regional.

Em julho de 2009, foi realizada uma audiência pública convocada pela prefeitura para cumprir um Termo de Ajustamento de Conduta. Essa reunião contou com expressiva participação da comunidade e de autoridades: lindeiros (18 representantes

de unidades familiares), Administração Municipal (4: Prefeito, Vice-Prefeito e assessores), Ministério Público (1), Associação Comercial de Sertão (1), Câmara Municipal (1), Universidade de Passo Fundo (8: alunos e professores), Emater (1), Batalhão Ambiental (3), Polícia Civil (1), e, ainda, outros participantes que não assinaram a ata (Figura 2).



Fonte: C. D. Tedesco.

Figura 2 – Momento de socialização de resultados de pesquisas realizadas pelo Curso de Ciências Biológicas da Universidade de Passo Fundo e por colaboradores locais na audiência pública em julho de 2009.

Em fevereiro, março e maio do ano de 2010, foram realizadas outras reuniões com moradores do município com a finalidade de compreender a percepção dos moradores no entorno do Parque Municipal de Sertão, para contribuir nas questões socioambientais e econômicas do local (Casanova, 2010). A autora conduziu o processo de desvelamento da realidade, em uma pesquisa que aplicou estratégias de e para a educação ambiental, demonstrando que essa forma de trabalhar é a de maior interação com a comunidade.

Analisando brevemente as interações entre os diferentes atores comunitários, é possível perceber que os momentos de maior participação (interação) podem, e devem, ser mais oportunizados.

A premissa é de que, uma vez que a comunidade do entorno se veja envolvida nas deliberações, essa sinta-se mais engajada com os objetivos de conservação. Para que esse processo ocorra, é necessário que a comunidade empodere-se do conhecimento (Boff, 1999). Quando todos opinam, criam, implantam, avaliam e veem os resultados (Padua, 2012), a participação torna-se qualificada e efetiva.

Assim, a questão central deste capítulo baseia-se nos seguintes princípios: a) o uso público no Parque pode ser uma estratégia de conservação, mas esse uso tem limites; b) a comunidade, principalmente a do entorno, pode gerar renda alternativa ao sustento familiar, com o desenvolvimento do ecoturismo; c) o envolvimento da comunidade, dentro de uma perspectiva participativa, é essencial para atingir os objetivos de conservação e de desenvolvimento dessa cadeia produtiva.

Perspectivas para conservação

Como propostas que visem a conservação sugerimos: que a elaboração do plano de manejo seja realizada de forma articulada com a comunidade e que se elabore um programa de uso público que a envolva; que sejam envolvidos diferentes atores no processo de implantação e implementação do Parque como: comunidade lindeira, entidades, grupos ecológicos, Emater, associações, universidades, escolas, representantes do poder público de diferentes esferas e organizações dos municípios; que as ações/os contatos com a comunidade pautem-se por processos emancipatórios e que sejam evitadas interrupções nesse processo; e ainda, que os entes públicos responsáveis pela gestão da área sejam sensibilizados e comprometidos com os objetivos da criação do Parque.

A manutenção dessa grande unidade de conservação no meio norte do estado do Rio Grande do Sul, além de proteger a natureza, também pode (e deve) promover a melhoria da qualidade de vida da comunidade, especialmente a mais próxima ao Parque. Assim, pensando e agindo localmente, os objetivos de conservação e proteção da natureza são atingidos globalmente.

Referências

BRASIL. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, lei n. 9.985*, de 18 de julho de 2000.

_____. *Manual de orientações metodológicas: fomento ao turismo em Parques Nacionais e entorno*. Brasília: MTur, 2011.

BOFF, L. *Saber cuidar: ética do humano – compaixão pela Terra*. Petrópolis: Vozes, 1999.

CASANOVA, C. F. *Educação ambiental no Parque Municipal de Sertão*. 2010. Monografia (Curso de Especialização em Educação Socioambiental) – Faculdade de Educação, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010.

CIFUENTES, M. *Determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanzas – CATIE. Programa de Manejo Integrado de Recursos Naturales, 1992.

CIFUENTES, M. et al. *Capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional el Guayabo, Costa Rica*. Turrialba: WWF, 1999.

FREIRE, P. *Pedagogia do oprimido*. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1970.

_____. *Pedagogia da autonomia: saberes necessários à prática educativa*. São Paulo: Paz e Terra, 2007.

MEDEIROS, R. et al. *Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo*. Brasília: UNEP-WCMC, 2011.

MIRANDA, N. B. G. Instrumentos para participação comunitária. In: CASES, M. O. (Org.). *Gestão de unidades de conservação: compartilhando uma experiência de capacitação*. Realização: WWF-BRASIL/

IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas. Brasília: WWF-BRASIL, 2012. p. 239-250.

MMA. *Convenção sobre diversidade biológica*. Brasília. Série Biodiversidade 1, 2006.

NELSON, S. P. Uso público em unidades de conservação. In: CASES, M. O. (Org.). *Gestão de unidades de conservação: compartilhando uma experiência de capacitação*. Brasília: WWF-BRASIL, 2012. p. 239-250.

NASCIMENTO, D. L. *Capacidade de carga turística como indicador de planejamento turístico*. Análise da sua utilização em uma unidade de conservação: o caso da fazenda Vagafogo no município de Pirenópolis-GO. 2008. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

PADUA, S. M. Educação ambiental em unidades de conservação. In: CASES, M. O. (Org.). *Gestão de Unidades de Conservação: compartilhando uma experiência de capacitação*. Brasília: WWF-BRASIL, 2012.

PEARCE, D. *Economic Values and Natural World*: Earthscan, London, 1993. Disponível em: <<http://books.google.com.br/books?hl=ptBR&lr=&id=AEMgGGhV0qIC&oi=fnd&pg=PR7&dq=10+PEARCE,+D.+1993.+Economic+values+and+the+natural+world.+Earthscan,+London.&ots=RCOTEVNM1i&sig=PFGhW3MwninfMngIbxeONhR9wM#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 10 abr. 2014.

PECCATIELLO, A. F. O. Análise ambiental da capacidade de carga antrópica na trilha principal do circuito Pico do Pião – Parque Estadual do Ibitipoca, MG. 2007. Trabalho de conclusão do curso (Especialização em Análise Ambiental) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2007.

RIO GRANDE DO SUL. *Decreto Estadual 51.797*, de 8 de setembro de 2014.

TEDESCO, C.D. et al. Capacidade de carga em trilhas ecológicas: a Universidade de Passo Fundo apoiando o desenvolvimento regional do Ecoturismo. In: FOSCHIERA, E. M.; TEDESCO C. D. (Orgs.). *Educação para o cuidado: os múltiplos olhares da educação socioambiental*. Rio de Janeiro: Ed. Multifoco, 2013. p. 87-101.

SANTOS, A. A. et al. Cadeia de serviços turísticos: possibilidade de inclusão social nos parques nacionais brasileiros. *Revista Brasileira de Ecoturismo*, São Paulo, v. 4, n. 2, p. 208-227, maio 2011.

CAPÍTULO 3

As florestas do Parque Natural Municipal de Sertão

*Laura Benetti Slaviero**

*Jean Carlos Budke***

*Rogério Luis Cansian****

Introdução

O estado crítico de fragmentação da paisagem ao longo do domínio da Mata Atlântica, derivado, principalmente, da mudança nos usos da terra, acarreta um crescente número de estudos a respeito da distribuição de caracteres biológicos. Dentre os principais caracteres avaliados, destacam-se inúmeras estimativas de riqueza e de diversidade de organismos, endemismos, raridade de espécies, as quais incluem abordagens que variam, desde a escala do trabalho até os grupos de organismos analisados, seja taxonômica ou funcionalmente (Oliveira-Filho et al., 2013). Esse arcabouço científico tem contribuído para o entendimento dos padrões e processos associados à estruturação dos diferentes habitats desse domínio biogeográfico, em especial, na tentativa de fomentar ações de recuperação das paisagens modificadas.

* Programa de Pós-Graduação em Ecologia – URI.

** Departamento de Ciências Biológicas – URI. Av. Sete de Setembro 1621, Erechim, RS. CEP 99700-000. jean@uricer.edu.br

*** Departamento de Ciências Agrárias – URI.

No sul do Brasil, o processo de fragmentação da paisagem foi, historicamente, vinculado à remoção de áreas florestais, principalmente com o ciclo da madeira oriundo da extração da *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze (pinheiro-brasileiro) e de diversas outras espécies florestais, muitas das quais, enquadradas, atualmente, como ameaçadas de extinção (MMA, 2008). Nesse sentido, a tentativa de compreender os padrões de distribuição das espécies e sua distribuição potencial faz com que os estudos fitogeográficos tornem-se cada vez mais relevantes, ampliando a discussão para além do meio acadêmico, ao incluir essas informações no processo de tomada de decisão sobre políticas públicas voltadas à conservação da biodiversidade (Galindo-Leal; Câmara, 2003).

A dicotomia gerada pela fisionomia e pelo clima das florestas úmidas costeiras em comparação às florestas estacionais interioranas corresponde claramente a uma diferenciação florística, que gera uma substituição gradativa de espécies ao longo das distintas formações florestais da Mata Atlântica *sensu lato* (Oliveira-Filho et al., 2006; Jarenkow; Budke, 2009; Gonçalves; Souza, 2014). O caráter fisionômico, essencial na definição de unidades da vegetação, tem sido uma ferramenta amplamente utilizada em sistemas de classificação. Por outro lado, a possibilidade de se avaliar tipologias florestais a partir de listas de espécies compiladas de inventários florestais, juntamente com as variações ambientais detectadas ao longo do espaço, tem proporcionado uma análise muito consistente das peculiaridades verificadas em ambientes outrora unificados pelas feições visuais. Um exemplo dessa aplicação pode ser verificado em Jarenkow e Budke (2009), visto que os autores reconhecem três conjuntos espacialmente definidos de áreas abrangidas pelas florestas com Araucária, ou seja, embora reconhecidas como unidade fitofisionômica (Floresta Ombrófila Mista), ocorre uma considerável variação florística e, portanto, funcional, ao longo de sua área de distribuição.

Se a transição florística ocorre de forma pouco perceptível entre formações florestais, ou seja, de modo gradativo ao longo do espaço, ao nível de comunidade, deve ocorrer uma mescla de espécies, com predomínio maior de algumas, dependendo da distância dos contingentes migratórios iniciais. Da mesma forma, espera-se que variações locais sejam importantes para a estruturação do mosaico florestal, condicionadas pelo ambiente e pelo espaço, além de interações bióticas entre espécies (Dale, 1997).

O Parque Natural Municipal de Sertão corresponde a um dos remanescentes florestais mais relevantes na área de transição entre o Planalto Médio e o Alto Uruguai no Rio Grande do Sul. Fisionomicamente, a vegetação conserva as características típicas da Floresta Ombrófila Mista, com diversas espécies compondo um dossel denso, de onde emergem as grandes Araucárias. Por meio de uma análise da estrutura florestal e da caracterização dos contingentes migratórios das espécies arbóreas, procuramos avaliar a contribuição de diferentes grupos de espécies na estruturação do mosaico florestal, bem como suas relações com a vegetação em regeneração e respectivos grupos ecológicos, possibilitando uma compreensão maior dos padrões associados a essa formação florestal.

Material e métodos

Coleta e análise dos dados

Para o levantamento do componente adulto (CA), foram demarcadas 72 unidades amostrais de 10 m x 10 m organizadas em oito transecções de 450 m, com nove unidades amostrais cada, totalizando 0,72 ha. As nove unidades amostrais de cada transecção foram divididas em três grupos sendo borda (as três alocadas nos primeiros 50 m da transecção), meio (150 m distantes do grupo da borda) e interior (150 m distante do grupo meio), todas distantes 10 m entre si dentro de cada grupo. As transecções foram alocadas com distâncias equivalentes entre si de aproximadamente 500 m, distribuindo-se por toda a borda

de uma parte do fragmento, historicamente menos antropizada (Figura 1). Foram analisados todos os indivíduos arbóreos vivos, com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm.

O levantamento do componente arbóreo regenerante (CR) foi realizado em 72 subunidades de 5 x 5 m alocadas dentro dos limites das unidades amostrais utilizadas no levantamento do CA. Foram contados na amostragem todos os indivíduos com altura $\geq 1,00$ m e diâmetro à altura do solo (DAS) $\leq 4,7$ cm. Os indivíduos situados sobre o limite das unidades amostrais quando esses possuíam metade ou mais da sua estrutura presente na unidade também foram amostrados. Todos os indivíduos inventariados foram identificados ao nível de espécie

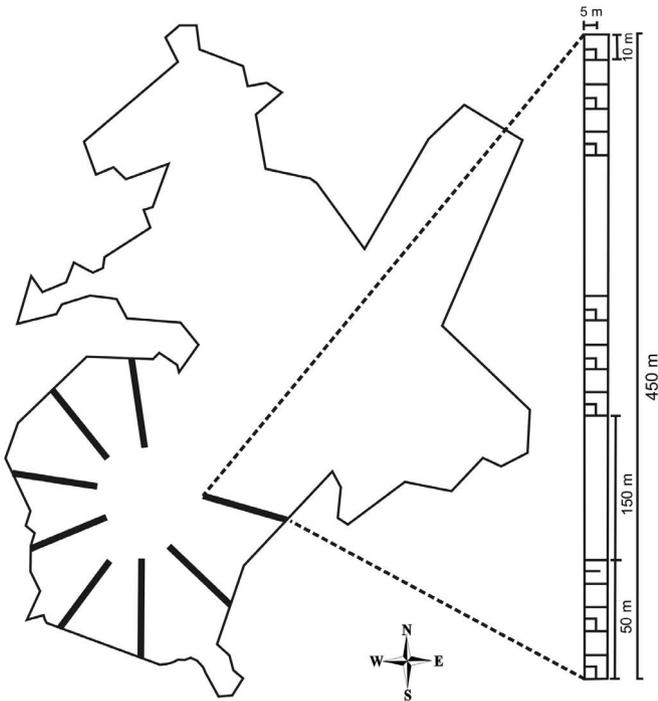


Figura 1 – Esquema representativo da área florestal do PNM Sertão, com a área de estudo e detalhe da localização das unidades amostrais dentro de cada transecção, com distâncias entre si e entre grupos de borda, meio e interior.

A influência do gradiente borda-interior sobre as espécies de ambos os componentes (CA e CR) foi verificada por meio de análises de variância (ANOVA), considerando os valores de altura, diâmetro, volume, área basal, número de indivíduos, densidade absoluta e dominância absoluta. Para isso, as unidades amostrais foram identificadas em três grupos, conforme a localização no gradiente (borda, meio e interior). Foi avaliada a riqueza específica em cada grupo por meio de curvas de rarefação (Gotelli; Colwell, 2001), sendo os valores comparados por meio de análise de variância (ANOVA) para se observar possíveis diferenças ao longo do gradiente.

Foi utilizada análise de variância multivariada (MANOVA) com testes de permutação para avaliar os efeitos da borda sobre a composição e a abundância das espécies arbóreas adultas e em regeneração. As abundâncias foram transformadas pela equação $\log x+1$ para evitar possíveis desvios quanto à normalidade dos dados. Em seguida, adotou-se um teste de Mantel para se avaliar a existência de dependência entre as matrizes de regeneração em relação ao componente adulto. Em ambas as análises utilizou-se o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade entre unidades amostrais. Além disso, aplicou-se uma análise de coordenadas principais (PCoA) sobre a matriz de abundância de espécies do CA e CR, para se detectar os principais eixos de variação entre ambientes, baseado nas distâncias de Bray-Curtis entre unidades amostrais. As análises e os respectivos testes de significância foram realizados no programa Past 2.08b (Hammer et al., 2001).

O efeito das variáveis abióticas (temperatura, umidade relativa do ar, cobertura de dossel e espessura da camada de serrapilheira) sobre a distribuição das espécies do CR foi analisado por meio de regressão linear múltipla, tendo como variável dependente os dois primeiros eixos de ordenação da PCoA do CR, com auxílio do programa SigmaPlot 11.0 (Systat Software, San Jose, CA). O efeito dessas mesmas variáveis abióticas também foi analisado sobre os valores de riqueza e abundância, considerados como variável dependente das regressões lineares múltiplas realizadas.

Resultados

Composição florística e estruturação florestal

No levantamento das espécies arbóreas do Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS), desenvolvido com o método de parcelas de largura fixa, foram amostradas 92 espécies arbóreas ou de hábito arborescente, distribuídas em 35 famílias botânicas (Tabela 1). Quanto ao componente adulto, foram inventariadas 75 espécies de 29 famílias, enquanto que, o componente regenerativo abrangeu 81 espécies, de 33 famílias botânicas (Tabela 1). As famílias botânicas com maior riqueza foram Myrtaceae (14), seguida por Fabaceae (9), Lauraceae (6), Sapindaceae e Salicaceae, com cinco espécies cada. Os gêneros mais ricos em espécies foram *Eugenia* (6), *Myrsine* (4), *Ocotea*, *Ilex* e *Zanthoxylum*, com três espécies cada. Destacam-se algumas espécies, muito abundantes nas áreas de ocorrência da floresta com Araucária, mas, que apresentaram baixa abundância ou ocorrência restrita no PNMS (Figura 2).

Quanto aos parâmetros estruturais do componente adulto (CA), as espécies com maior densidade absoluta foram *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg. *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Coussarea contracta* (Walp.) Müll.Arg. e *Cupania vernalis* Cambess (Tabela 1). No que diz respeito à frequência absoluta, as espécies com maior destaque foram *Rudgea jasminoides*, seguida por *Matayba elaeagnoides*, *Cupania vernalis*, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez e *Casearia sylvestris* Sw. Quanto à dominância absoluta, as espécies com maior área basal foram *Cedrela fissilis* Vell., seguida por *Nectandra megapotamica*, *Matayba elaeagnoides*, *Araucaria angustifolia* e *Rudgea jasminoides* (Tabela 1).

Acerca dos parâmetros estruturais do componente regenerativo (CR), as espécies com maior densidade absoluta foram *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg. *Trichilia elegans* A. Juss., *Nectandra megapotamica* e *Cupania vernalis* (Tabela 1). No que tange à frequência absoluta, as espécies com maior destaque foram

Rudgea jasminoides, seguida por *Trichilia elegans*, *Allophylus guaraniticus* (A. St.-Hil.) Radlk., *Nectandra megapotamica* e *Cupania vernalis* (Tabela 1).

Tabela 1 – Famílias, espécies, parâmetros estruturais do componente arbóreo adulto (CA) e regenerante (CR) do Parque Natural Municipal de Sertão-RS, ordenadas por ordem de importância das famílias do CA. DA = densidade absoluta (ind.ha⁻¹); FA = frequência absoluta (%); DoA = dominância absoluta (m².ha⁻¹).

Família/Espécie	CA			CR	
	DA	FA	DoA	DA	FA
RUBIACEAE	672,2	83,33	3,61	1679,2	98,61
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	530,6	80,56	3,03	1420,8	97,22
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	119,4	37,5	0,46	200	31,94
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	20,8	11,11	0,10	6,9	4,17
<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	1,4	1,39	<0,01	51,4	36,11
SAPINDACEAE	329,2	87,5	8,53	391,7	81,94
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	130,6	54,17	5,86	25	16,67
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	105,6	56,94	2,00	162,5	52,78
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A.	88,9	41,67	0,64	86,1	36,11
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	2,8	2,78	0,01	118,1	54,17
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	1,4	1,39	<0,01	-	-
LAURACEAE	105,6	59,72	9,29	280,6	66,67
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	65,3	45,83	6,16	177,8	54,17
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	26,4	18,06	1,34	77,8	30,56
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	8,3	6,94	0,67	13,9	8,33
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	4,2	4,17	1,09	5,6	5,56
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	1,4	1,39	<0,01	4,2	4,17
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.	-	-	-	1,4	1,39
SALICACEAE	159,7	65,28	1,77	95,8	51,39
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	87,5	45,83	0,80	37,5	27,78
<i>Banara tomentosa</i> Clos	47,2	29,17	0,40	16,7	11,11
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	25	15,28	0,55	36,1	26,39
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	-	-	-	4,2	2,78
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	-	-	-	2,8	2,78

Cont.

FABACEAE	94,4	50	5,56	169,4	63,89
<i>Ataleia glazioveana</i> Baill	25	15,28	2,34	-	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	23,6	19,44	2,12	61,1	31,94
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. Ex Benth	22,2	11,11	0,43	30,6	12,5
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	8,3	8,33	0,07	61,1	36,11
<i>Machaerium paraguayensis</i> Hassl.	6,9	4,17	0,17	5,6	2,78
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	4,2	4,17	0,36	2,8	2,78
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	2,8	1,39	0,02	4,2	4,17
<i>Inga marginata</i> Willd	1,4	1,39	0,01	2,8	2,78
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	-	-	-	1,4	1,39
MYRTACEAE	66,7	43,06	0,57	156,9	68,06
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	20,8	19,44	0,20	23,6	20,83
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	16,7	13,89	0,11	11,1	9,72
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	8,3	8,33	0,05	9,7	6,94
<i>Eugenia rostrifolia</i> D. Legrand	6,9	2,78	0,11	6,9	5,56
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	4,2	2,78	0,05	36,1	22,22
<i>Eugenia uniflora</i> L.	2,8	2,78	0,01	12,5	4,17
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand	2,8	2,78	<0,01	19,4	8,33
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	1,4	1,39	0,01	4,2	4,17
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	1,4	1,39	<0,01	11,1	6,94
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	1,4	1,39	0,00	-	-
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	-	-	-	11,1	9,72
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	-	-	-	6,9	2,78
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	-	-	-	2,8	2,78
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	-	-	-	1,4	1,39
WINTERACEAE	45,8	27,78	0,96	6,9	6,94
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	45,8	27,78	0,96	6,9	6,94
CUNONIACEAE	34,7	26,39	1,51	23,6	9,72
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	34,7	26,39	1,51	23,6	9,72
EUPHORBIACEAE	31,9	12,5	0,60	25	11,11
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	27,8	8,33	0,39	23,6	9,72
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2,8	2,78	0,18	1,4	1,39
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. &	1,4	1,39	0,02	-	-
ANNONACEAE	25	18,06	0,16	29,2	19,44
<i>Annona neosalicifolia</i> H. Rainer	25	18,06	0,16	29,2	19,44
MELIACEAE	23,6	23,61	6,75	463,9	88,89

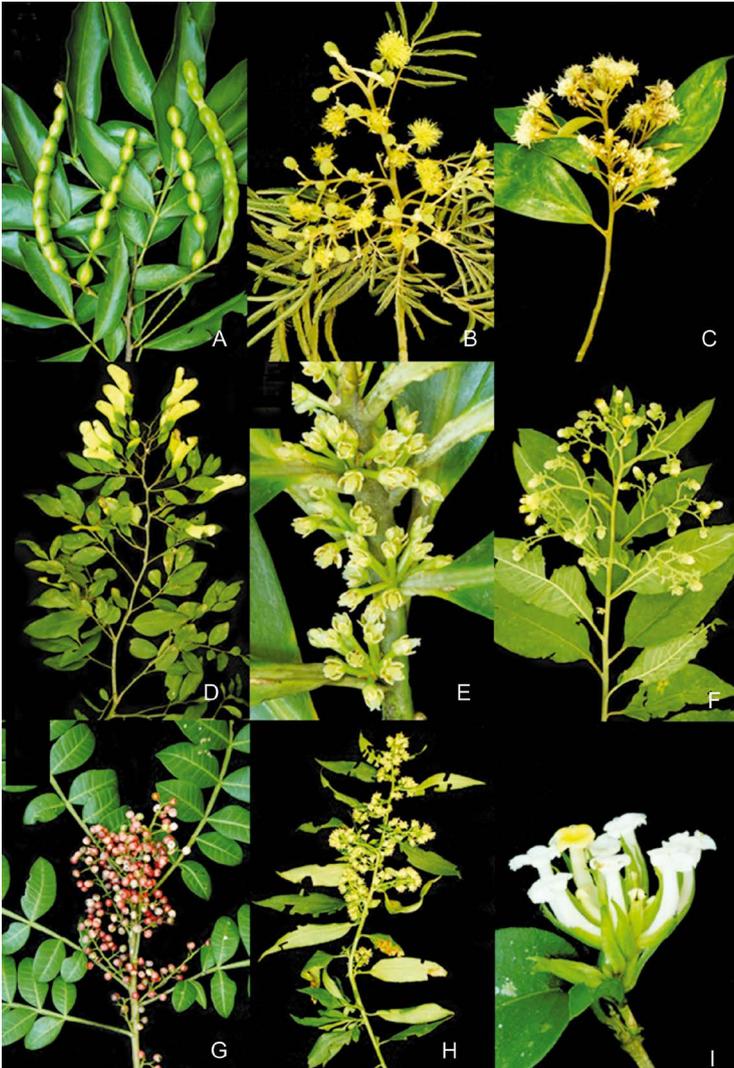
Cont.

<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	18,1	18,06	6,74	13,9	9,72
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	5,6	5,56	0,01	450	87,5
PRIMULACEAE	16,7	15,28	0,09	93,1	52,78
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	13,9	12,5	0,06	87,5	50
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	1,4	1,39	0,02	2,8	1,39
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	1,4	1,39	<0,01	1,4	1,39
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	-	-	-	1,4	1,39
SAPOTACEAE	15,3	11,11	0,15	11,1	9,72
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.)	15,3	11,11	0,15	11,1	9,72
ARAUCARIACEAE	13,9	11,11	3,63	13,9	9,72
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	13,9	11,11	3,63	13,9	9,72
ROSACEAE	13,9	8,33	0,90	9,7	8,33
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	13,9	8,33	0,90	9,7	8,33
AQUIFOLIACEAE	11,1	9,72	0,09	20,8	12,5
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	5,6	5,56	0,04	8,3	6,94
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	2,8	2,78	0,02	12,5	6,94
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil	2,8	1,39	0,01	-	-
RUTACEAE	11,1	5,56	0,07	6,9	5,56
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	6,9	2,78	0,05	5,6	4,17
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	2,8	1,39	<0,01	-	-
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P. G. Waterman	1,4	1,39	0,01	1,4	1,39
CORDIACEAE	8,3	8,33	0,33	4,2	2,78
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J. E. Mill.	6,9	6,94	0,32	4,2	2,78
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	1,4	1,39	<0,01	-	-
ELAEOCARPACEAE	5,6	5,56	0,43	16,7	12,5
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	5,6	5,56	0,43	16,7	12,5
ASTERACEAE	5,6	4,17	0,27	2,8	2,78
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	5,6	4,17	0,27	2,8	2,78
SOLANACEAE	5,6	5,56	0,02	37,5	26,39
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	1,4	1,39	<0,01	4,2	4,17
<i>Brunfelsia pilosa</i> Plowman	1,4	1,39	<0,01	2,8	2,78
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz et Pav.	1,4	1,39	<0,01	16,7	12,5
<i>Brunfelsia cuneifolia</i> J.A. Schmidt	1,4	1,39	<0,01	13,9	11,11
BIGNONIACEAE	5,6	4,17	0,08	2,8	2,78
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	2,8	2,78	0,05	-	-
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	2,8	1,39	0,02	2,8	2,78

Cont.

MALVACEAE	5,6	2,78	0,16	1,4	1,39
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	5,6	2,78	0,16	1,4	1,39
LOGANIACEAE	5,6	2,78	0,08	9,7	8,33
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	5,6	2,78	0,08	9,7	8,33
CANELLACEAE	4,2	2,78	0,33	9,7	9,72
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwancke	4,2	2,78	0,33	9,7	9,72
POLYGONACEAE	2,8	2,78	0,01	-	-
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	2,8	2,78	0,01	-	-
ANACARDIACEAE	2,8	1,39	0,03	-	-
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	2,8	1,39	0,03	-	-
MELASTOMATACEAE	2,8	1,39	<0,01	29,2	12,5
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	2,8	1,39	<0,01	20,8	9,72
STYRACACEAE	1,4	1,39	<0,01	4,2	4,17
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	1,4	1,39	<0,01	4,2	4,17
CELASTRACEAE	-	-	-	72,2	45,83
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	-	-	-	58,3	37,5
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	-	-	-	12,5	11,11
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	-	-	-	1,4	1,39
SYMPLOCACEAE	-	-	-	19,4	15,28
<i>Symplocos pentandra</i> Occhioni	-	-	-	12,5	9,72
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	-	-	-	6,9	6,94
CANNABACEAE	-	-	-	6,9	6,94
<i>Celtis iguanaea</i> (jacq.) Sarg.	-	-	-	5,6	5,56
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	-	-	-	1,4	1,39
SIMAROUBACEAE	-	-	-	4,2	4,17
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	-	-	-	4,2	4,17
PROTEACEAE	-	-	-	2,8	1,39
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch.	-	-	-	2,8	1,39
PICRAMNIACEAE	-	-	-	1,4	1,39
<i>Picrammia parvifolia</i> Engl.	-	-	-	1,4	1,39

A distribuição das espécies e dos indivíduos que fizeram parte da amostra, divididos em grupos ecológicos de estratificação, de dispersão e de necessidades de luz para germinação (Tabela 2) evidenciou que, para o componente arbóreo adulto (CA), a maioria das espécies é de dossel, com estratégia de dispersão zoocórica e, também, dependentes de luz para germinação. Ao se observarem as proporções de indivíduos amostrados, verificou-se que os grupos ecológicos predominantes se mantiveram. O componente arbóreo regenerante (CR) apresentou a maioria das espécies nos mesmos grupos ecológicos dominantes no componente adulto. Mas, ao se observar a proporção de indivíduos por grupo ecológico, ou seja, independente da espécie, houve predomínio de indivíduos de sub-bosque, com dispersão zoocórica e tolerantes à sombra (Tabela 2).



Fonte: J. C. Budke.

Figura 2 – A) *Inga marginata* Willd. (ramo e frutos); B) *Mimosa scabrella* Benth. (ramo e flores); C) *Dasyphyllum tomentosum* (Spreng.) Cabrera (ramo e flores); D) *Lonchocarpus campestris* Mart. ex Benth. (ramo e frutos); E) *Myrsine umbellata* Mart. (ramo e flores) F) *Trixis praeastans* (Vell.) Cabrera (ramo e flores); G) *Schinus terebinthifolius* Raddi (ramo e frutos); H) *Baccharis* cf. *punctulata* DC. (ramo e flores); I) *Rudgea parquioides* (Cham.) Müll.Arg. (ramo e flores).

Tabela 2 – Proporções de espécies e indivíduos do componente arbóreo adulto e regenerante em grupos ecológicos do componente arbóreo adulto (CA) e regenerante (CR) do Parque Natural Municipal de Sertão-RS. χ^2 = Qui-quadrado para uma amostra independente; G = teste G para proporções em amostras independentes.

Grupos Ecológicos	% espécies		G	% indivíduos		G
	CA	CR		CA	CR	
Estratificação						
Dossel	65	62	0.4 <i>ns</i>	55	35	8.5*
Emergente	10	9		4	3	
Sub-bosque	25	29		41	61	
χ^2	48.5*	42.9*		41.6*	52.3*	
Dispersão						
Anemocoria	24	17	2.2 <i>ns</i>	10	6	1.4 <i>ns</i>
Autocoria	4	2		2	1	
Zoocoria	72	80		88	93	
χ^2	73.2*	101.8*		135.4*	160.5*	
Necessidade de Luz						
Dependentes de luz	73	74	1.1 <i>ns</i>	53	36	9.3*
Pioneiras	6	3		2	0	
Tolerantes a sombra	21	23		45	64	
χ^2	74.1*	80.4*		45.1*	61.7*	

* $p < 0,01$; *ns* = não significativo

Variações no gradiente borda-interior

Quanto à diferenciação ao longo do gradiente de borda-interior, a altura máxima, o diâmetro médio e o volume médio foram os únicos parâmetros estruturais que apresentaram diferença significativa ao longo do gradiente borda-interior no CA (Tabela 3). Foram encontradas árvores mais altas no interior do remanescente e essa altura foi diminuindo à medida que se aproximou da borda do fragmento florestal. Diferente disso, o diâmetro médio diferiu significativamente apenas entre as unidades amostrais do grupo borda e meio, sendo os maiores valo-

res encontrados para o grupo borda. Quanto ao volume médio, o interior do fragmento apresentou volume mais elevado e diferente do meio, mas ambos não diferiram da borda do remanescente, que obteve valores intermediários.

A riqueza não variou significativamente para o CA, porém, para o CR foi observada maior riqueza nas unidades amostrais da borda da floresta, de forma que nas curvas de rarefação de espécies, foi observada (Figura 3) uma tendência à estabilização mais nítida, quando comparadas ao observado na CA.

Tabela 3 – Médias ± desvio padrão de variáveis estruturais do componente arbóreo adulto (CA) e regenerativo (CR) ao longo do gradiente borda-interior do Parque Natural Municipal de Sertão-RS. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste Tukey. S = riqueza específica. Demais abreviações, vide Tabela 1.

Parâmetro	CA				CR				F
	Borda	Meio	Interior	F	Borda	Meio	Interior	F	
Abundância	17,0±7,4	18,2±4,47	16,5±3,5	0,66 ns	36,5±12,6	41,3±13,7	33,1±10,7	2,6 ns	
S	7,7±2,8	7,7±1,7	8,1±2,5	0,23 ns	13,3±3,4 ^b	10,1±4,1 ^a	10,0±3,3 ^a	6,21*	
DA	1704,1 ±740,4	1825 ±447,4	1650 ±352,6	0,66 ns	3658,3 ±1264,5	4133,3 ±1377,3	3316,6 ±1077,7	2,6 ns	
DoA	47,4±36,2	35,4±18,4	55,3±48,1	1,82 ns	85,7±35,8	108,2±40,0	94,1±38,3	2,12 ns	
Altura máx.	17,9 ±4,1 ^a	18,3±3,9 ^a	22,5±5,4 ^b	7,61*	5,7±8,2	4,7±1,0	5,1±2,3	0,25 ns	
DAP médio	14,8±5,1 ^a	11,5±2,1 ^b	13,9±3,2 ^{ab}	4,90*	14,6±2,5	15,7±2,3	16,0±1,6	2,46 ns	
Vol. médio	0,51 ±0,5 ^{ab}	0,3±0,2 ^b	0,6±0,6 ^a	3,11*	0,06±0,03	0,08±0,03	0,09±0,04	2,70 ns	

* = $p < 0,05$; ns = não significativo

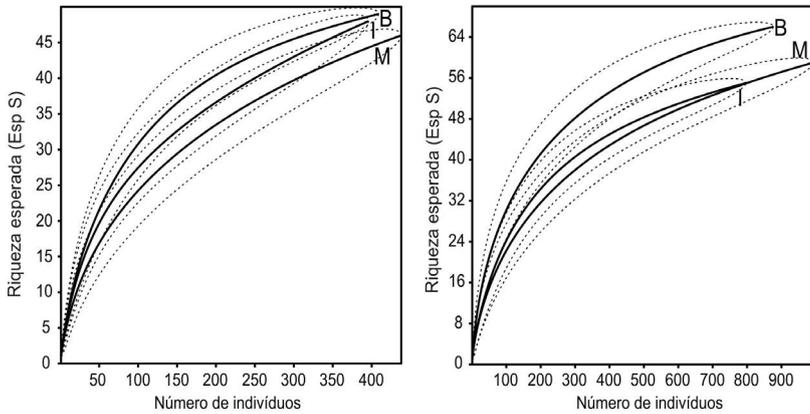


Figura 3 – Curvas de rarefação de espécies esperadas para o componente (A) arbóreo adulto (CA) e (B) regenerante (CR) do Parque Natural Municipal de Sertão-RS. B = borda; M = meio; I = interior.

A composição e a abundância de espécies demonstraram ser influenciadas pelo gradiente de borda, apresentando uma separação parcial entre a matriz do grupo borda em relação aos demais grupos (meio e interior). Considerando as espécies e a abundância do CA, a maior diferença foi encontrada entre os grupos borda e meio ($F=4,2$, $p=0,0003$) (Tabela 4). Já no CR, o grupo borda diferiu significativamente dos demais, apresentando valores parecidos ($F=9,6$, $p=0,0001$ entre borda e meio; $F=6,3$, $p=0,0001$ entre borda e interior), porém, quando comparados os grupos meio e interior não foi encontrada diferença significativa ($F=1,4$, $p=0,18$) (Tabela 4).

Tabela 4 – Análises de variância multivariada – MANOVA entre diferentes grupos (borda, meio, interior) amostrados no Parque Natural Municipal de Sertão-RS. *SQt* = soma de quadrados total; *SQe* = soma de quadrados entre grupos; CA = componente adulto; CR = componente regenerante.

	SQt	SQe	F	p
CA-borda x interior	14,08	13,4	2,34	0,01
CA-borda x meio	12,7	11,61	4,29	0,0003
CA-meio x interior	10,52	9,934	2,73	0,0069
CR-borda x interior	10,51	9,238	6,357	0,0001
CR-borda x meio	9,965	8,233	9,67	0,0001
CR-meio x interior	7,638	7,412	1,4	0,18

A ordenação das matrizes de abundância entre os componentes arbóreo adulto (CA) e regenerativo (CR), além do teste de *Mantel*, revelaram uma correlação significativa entre os componentes (*Mantel* = 0,46, $p < 0,05$). Nesse sentido, a análise de regressão múltipla demonstrou que a temperatura apresentou-se relacionada com o primeiro eixo de ordenação da PCoA ($R^2=0,43$, $p=0,02$), enquanto que o segundo eixo de ordenação da PCoA foi relacionado à espessura da camada de serrapilheira ($R^2=0,34$; $p=0,02$). A riqueza por unidade amostral do CR foi influenciada significativamente pela umidade relativa do ar ($R^2=0,28$, $p=0,03$). Já a abundância por unidade amostral do CR mostrou-se influenciada significativamente pela espessura da camada de serrapilheira ($R^2=0,37$, $p=0,02$).

Discussão

Composição florística e estruturação florestal

Diversos trabalhos têm destacado a elevada riqueza de espécies de Myrtaceae e Fabaceae na composição da flora em florestas subtropicais (Higuchi et al., 2013; Oliveira-Filho et al., 2013; Jarenkow; Waechter, 2001). Myrtaceae tem se revelado como família com elevada riqueza em todas as formações florestais no

Brasil meridional (Mélo et al., 2013; Loregian et al., 2012; Giehl; Jarenkow, 2008). Para Fabaceae, na floresta classificada como estacional, a riqueza e a abundância de indivíduos são atribuídas principalmente à localização geográfica. A região do Planalto Médio, em continuidade à diluição da flora do Alto Uruguai, é coincidente com o corredor de entrada de espécies estacionais (mesófilo) no Rio Grande do Sul, em oposição ao corredor litorâneo ou atlântico de espécies, que ocorre na faixa de Floresta Ombrófila Densa (higrófilas) (Jarenkow; Waechter, 2001). Essa posição intermediária no gradiente de continentalidade leste-oeste no sul da América, já destacada em trabalhos fitogeográficos recentes (Oliveira-Filho et al., 2013, Oliveira-Filho et al., 2006), com algumas variáveis climáticas e geográficas parecidas com as florestas mais úmidas, permitiu alta permeabilidade de espécies, como destacado por Higuchi et al. (2013) e Jarenkow e Budke (2009). Dessa forma, além de elevada contribuição de espécies características da floresta com Araucária, há grande participação de espécies das florestas estacionais na composição da flora arbórea do Parque Natural Municipal de Sertão, assim como, nos setores do Planalto Médio e Alto Uruguai, no Rio Grande do Sul.

Em trabalho recente (Budke et al., 2012), uma análise de distribuição de espécies ao longo da região Alto Uruguai, incluindo diversos inventários florestais regionais que incluem a transição com o Planalto Médio (Áurea, Caxias do Sul, Erechim, Itaára, Nova Prata, Passo Fundo, São Marcos e Três Arroios, dentre outros) destacou que a sobreposição de espécies florestais oriundas desses contingentes migratórios geram elevada riqueza de espécies coocorrentes, tal como verificado para o PNMS (92 espécies arbóreas amostradas), imprimindo, assim, elevada diversidade regional. Cabe ressaltar que, embora a floresta com Araucária imprima seu caráter fitofisionômico prevalente, gerando uma unidade visual característica e distinta de outras formações florestais, uma observação detalhada da composição da flora revela sua elevada similaridade com espécies da floresta estacional.

Desse modo, a região é composta por uma flora predominantemente estacional, mas que abriga diversas espécies da floresta com Araucária, e não o contrário. Algumas espécies que ocorrem tanto em florestas estacionais quanto em florestas com Araucária podem caracterizar nitidamente as áreas de transição, incluindo espécies amostradas no PNMS: *Rudgea parquoides*, *Coussarea contracta* e *Ilex microdonta*, muitas das quais de ocorrência ampla na região, embora sempre em baixa densidade (Budke et al., 2012).

A estrutura da vegetação arbórea do PNMS caracterizou-se de maneira semelhante a outros inventários florestais na região, com destaque para espécies de Sapindaceae, Lauraceae e Salicaceae, Fabaceae e Myrtaceae como mais abundantes ou, de maior frequência e dominância (Mélo et al., 2013). No que tange à Rubiaceae, embora a família apresente apenas quatro espécies, a área expôs elevada densidade de *Rudgea jasminoides* e *Coussarea contracta*, espécies de pequeno porte (sub-bosque) e que exibem distribuição agrupada na área, conferindo maior participação dessa família na estrutura florestal. No inventário do componente regenerativo, além de *Rudgea jasminoides*, a participação de espécies de sub-bosque de Meliaceae (*Trichilia elegans*) e Sapindaceae (*Allophylus guaraniticus*) facultou um dossel extremamente denso, e com um sub-bosque igualmente denso, reflexo da ocorrência dessas espécies de pequeno porte (Leyser et al., 2012).

Dentre os grupos ecológicos avaliados, a prevalência de espécies formadoras de dossel e dependentes de luz para germinação é outro padrão característico das formações florestais sul-brasileiras (Budke et al., 2005; Giehl et al., 2007; Loregian et al., 2012). Para a grande maioria das espécies, prevaleceu a zoocoria como estratégia de dispersão, com espécies que apresentam frutos, geralmente de pequeno tamanho, sendo em geral dispersas por aves. Um dado interessante é que as espécies de sub-bosque são preferencialmente zoocóricas, concordando com os resultados de Giehl et al. (2007) para uma floresta estacional no

sul do Brasil, sugerindo maior eficiência da dispersão por animais do interior da floresta. Finalmente, as baixas proporções de espécies autocóricas (autodispersão) encontrados na região restringem-se, quase exclusivamente, à família Euphorbiaceae. Da mesma forma que muitas espécies são zoocóricas, na maioria dos trabalhos realizados na região tem-se verificado o predomínio de espécies dependentes de luz para germinação em relação às tolerantes à sombra (Loregian et al., 2012). Embora esse seja um padrão comum em florestas em estágio avançado de sucessão, muitos dos fatores responsáveis por essa configuração permanecem desconhecidos. Em especial, em áreas que sofreram cortes seletivos ou que estão em estádios iniciais e médios de regeneração verifica-se certa profusão de *Araucaria angustifolia*, onde o manejo permite um estabelecimento sem interferências antrópicas sobre a regeneração (Budke et al., 2012). Em relação às espécies e aos indivíduos amostrados para o componente regenerativo, a análise dos grupos ecológicos forneceu informações semelhantes, com exceção da proporção de indivíduos de espécies de sub-bosque, que apresentaram proporção muito elevada em comparação ao componente adulto. Esse padrão reflete a elevada densidade de espécies tolerantes à sombra, conforme já destacado e permite concluir que o remanescente está em estágio avançado de sucessão.

Variações no gradiente borda-interior

Observou-se que a vegetação adulta apresenta reflexos nítidos, porém sutis da influência da borda, mesmo que essa possa ser considerada relativamente recente em termos de desenvolvimento florestal (formada no decorrer da década de 1960). A idade da borda, da própria floresta e o tipo de uso adjacente podem afetar diretamente a composição vegetal dos remanescentes florestais (Wulder, 2009). Foi observado que o principal parâmetro que demonstra essa influência sobre a vegetação

adulta é a altura máxima das árvores, significativamente maior no interior da área. A força do vento, ou mesmo a exploração madeireira, possibilitadas pela fragmentação de habitats, contribuem para que árvores maiores tombem ou sejam retiradas nas proximidade da borda (Pivello et al., 2006). A altura máxima juntamente com o volume e diâmetro médios, que também apresentaram variações significativas ao longo do gradiente, contradizem os resultados de Ribeiro et al. (2009a) que não encontraram habitats estruturalmente diferentes em área de interior e bordas florestais em um fragmento de floresta atlântica, considerando um gradiente de 200 m.

A regeneração florestal também se apresentou influenciada pela presença da borda, embora não tenham sido os mesmos parâmetros estruturais (altura, volume, diâmetro) do componente adulto a apontar esse efeito da fragmentação. A riqueza de espécies do CR, maior nas unidades amostrais do grupo da borda, corrobora conceitos clássicos, mas ainda extremamente importantes no entendimento da dinâmica florestal (Laurance et al., 1998). Gonzalez et al. (2010) consideraram borda e interior de floresta como habitats distintos e conseguiram identificar uma importante contribuição da borda para a riqueza de espécies de todo o fragmento. Esse aumento foi justificado pelos habitats de borda atuarem como interceptores de propágulos externos, de espécies dispersas pelo vento, que não conseguiriam atingir o interior do fragmento, bem como por serem habitats mais favoráveis ao estabelecimento de espécies dependentes de luz (Gonzalez et al., 2010).

Assim como para a riqueza, a estrutura e a composição de espécies também obtiveram resultados consideráveis que demonstram a diferenciação do grupo borda dos demais grupos de ambos os componentes, sendo as maiores diferenças encontradas entre borda e meio no componente adulto, e borda e os demais na regeneração florestal. Além disso, o componente regenerante não apresentou diferenças significativas entre as unidades amos-

trais do meio e interior, exibindo o mesmo padrão já verificado para a riqueza desse mesmo componente (Laurance et al., 1998). Isso permite inferir que, ao considerar-se os parâmetros riqueza, composição e abundância de espécies do CR, os efeitos de borda não podem ser verificados ao longo de todo o gradiente aqui considerado (450 m), mas apenas na primeira parte desse (cerca de 250 m). Quando comparadas as riquezas e as abundâncias de remanescentes florestais de diferentes tamanhos, Gonzalez et al. (2010) observaram que o ambiente de borda aumenta proporcionalmente conforme o tamanho total do remanescente florestal, mas ao atingir certo limite, o tamanho da borda permanece inalterado. Laurance et al. (1998), estudando remanescentes da floresta Amazônica, concluíram que tal limite é claro até 100 m, podendo atingir 300 m em fragmentos maiores, conforme a atividade desenvolvida a partir da borda.

Apesar de responderem de forma diferenciada à presença de uma borda florestal, os componentes adulto e regenerativo apresentaram-se significativamente correlacionados. Ou seja, de maneira geral, as espécies adultas apresentam-se também na regeneração florestal, mesmo que essa esteja sendo influenciada pelo efeito de borda em função do isolamento do fragmento na paisagem (Marchesini et al., 2009). Em trabalho semelhante, em uma floresta estacional, porém fora de um gradiente de borda, Leyser et al. (2012) observaram que não havia correlação significativa entre os componentes adulto e regenerante, considerando a existência de um padrão de separação de nichos definindo-se como a ocupação diferencial de cada porção de habitat pela espécie. Além da correlação, observou-se um acréscimo de riqueza do componente adulto ao regenerante, ao contrário do encontrado por Leyser et al. (2012) ao estudar a regeneração florestal fora de um gradiente de borda. A formação de uma área de borda cria diferentes condições abióticas que podem aumentar a riqueza arbórea total, favorecendo o estabelecimento de espécies com diferentes estratégias de sobrevivência, principalmente as

adaptadas à borda florestal (Gonzalez et al., 2010). Porém, essas são espécies diferentes das encontradas na formação original, incluindo, muitas vezes, espécies exóticas e invasoras.

Neste trabalho, também foi verificado que a regeneração florestal sofre efeito significativo de alguns fatores abióticos sobre sua composição e abundância. A temperatura e a umidade relativa do ar são fatores integrantes dos efeitos de borda (Holanda et al., 2010) e exerceram influência significativa sobre a composição e a riqueza arbórea regenerante no gradiente analisado. Temperaturas mais altas e níveis menores de umidade relativa do ar e do solo conduzem a fenômenos como o aumento da evapotranspiração (Holanda et al., 2010), modificando as taxas de mortalidade e de recrutamento de plantas em ambientes de borda. Com o passar do tempo, essas condições permitem a instalação de comunidades com composição de espécies distintas da original e, portanto, da comunidade do interior dos fragmentos (Laurance et al., 1998; Ribeiro et al., 2009b).

Foi observado que a abundância, por unidade amostral, do componente arbóreo regenerante também foi influenciada pela espessura da camada de serrapilheira. Alguns trabalhos têm evidenciado fortes efeitos da serrapilheira sobre a emergência de plântulas (Dupuy; Chazdon, 2006), tanto dificultando a emergência ou o acesso das raízes ao solo, quanto atuando como filtro de luz, afetando a germinação de sementes sensíveis à luz. A presença desse elemento é fundamental na manutenção da diversidade de plântulas, pois as espécies respondem de maneira diferenciada à presença de serrapilheira (Molofsky, Augspurger, 1992). Além disso, a espessura da camada controla o recrutamento de espécies pioneiras (Dupuy; Chazdon, 2006) e permite a germinação de espécies de outros grupos ecológicos, como os tolerantes à sombra, por exemplo.

No PNMS, a fragmentação de habitats mostrou-se influente sobre a comunidade arbórea por meio dos efeitos de borda, que comprovaram agir de maneira diferenciada na floresta adulta e regenerante. Os parâmetros estruturais revelaram a influência da

borda florestal sobre o componente arbóreo adulto, enquanto que para o componente arbóreo regenerante, a riqueza apresentou variações ao longo do gradiente analisado, sendo maior nas proximidades da borda, corroborando conceitos importantes nesse sentido (Gonzalez et al., 2010). A distribuição e a abundância das espécies arbóreas adultas foram influenciadas significativamente pela temperatura e pela espessura da camada de serrapilheira, ao passo que a riqueza sofre influência da umidade relativa do ar, corroborando resultados já observados acerca da importância dos fatores abióticos sobre a comunidade florestal em ambientes de borda (Dupuy; Chazdon; 2006; Holanda et al., 2010).

Perspectivas para conservação

A descrição e a análise das florestas do Parque Natural Municipal de Sertão permitiram a apreciação, a discussão e a comprovação de um dos efeitos mais marcantes da fragmentação de habitats florestais, o chamado efeito de borda. No que diz respeito à estrutura da floresta, foi possível verificar que, mesmo sendo relativamente recente, a formação da borda no remanescente estudado já produziu mudanças: na estrutura, por meio de variações em parâmetros como a altura máxima, o diâmetro e o volume médios na floresta adulta; na riqueza e na frequência da regeneração florestal, que variaram ao longo do gradiente de borda analisado.

Atuando mais especificamente sobre o componente regenerante, fatores abióticos como a temperatura média do ar, a umidade relativa e a espessura da camada de serrapilheira também tiveram, pelas análises realizadas, sua influência comprovada. Ainda assim, e mesmo respondendo de maneira diferenciada aos efeitos da fragmentação florestal, o componente arbóreo regenerante apresentou-se correlacionado ao componente adulto, permitindo, ao menos em parte, a manutenção das espécies florestais presentes na área.

Os mecanismos associados aos padrões e ao funcionamento das florestas regionais começaram, recentemente, a serem investigados. Pelos estudos até o momento realizados, a estruturação dessas florestas está fortemente associada a espécies zoocóricas e dependentes de luz para germinação. Na área do PNMS, tais características refletem que a área encontra-se em estágio avançado de sucessão e, pelo cenário exposto, denota-se que a região é peculiar e favorece o desenvolvimento de estudos fitogeográficos. Em um âmbito mais ampliado, os padrões estruturais estão, inicialmente, sendo revelados.

Dentre os principais aspectos que remetem à continuidade da investigação científica nesses remanescentes, destacamos que o processo de dinâmica florestal e os estudos de variabilidade genética poderão fornecer indícios para o entendimento do processo de fragmentação florestal, exercendo pressão sobre o desenvolvimento das populações vegetais e animais ao longo desse remanescente, e de tantos outros que formam a paisagem do Planalto Médio e do Alto Uruguai no Rio Grande do Sul.

Referências

BUDKE, J. C. et al. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria - RS. *Iheringia Bot.*, Porto Alegre, v. 60, n. 1, p. 17-24, jan. 2005.

BUDKE, J. C. et al. *Silvae uruguayensis: de Balduino Rambo às florestas atuais no Alto Uruguai Gaúcho*. In: MARINHO, J. R.; HEPP, L.U.; FORNEL, R. (Orgs.). *Temas em Biologia*. Erechim: EdFAPES, 2012. p. 125-147.

DALE, M. R. T. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *For. Ecol. Manag.*, New York. v. 255, n. 12, p. 3716-3725, dez. 2006.

GIEHL, E. L. H. et al. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.*, Brasília, v. 21, n. 1, p. 137-145, mar. 2007.

GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.*, Brasília, v. 22, n. 3, p. 741-753, jul. 2008.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspot status: an overview. In: _____. (Eds.). *The Atlantic Forest of south america*. Washington: Island Press, XVIII, 2003. p. 3-11.

GONÇALVES, E. T.; SOUZA, A. F. Floristic variation in ecotonal areas: patterns, determinants and biogeographic origins of subtropical forests in South America. *Austral. Ecol.*, Sydney, v. 39, n. 1, p. 122-134, fev. 2014.

GONZALEZ, M. et al. Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness: an example for woody plants. *For. Ecol. Manag.*, New York, v. 259, n. 2, p. 266-274, fev. 2010.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, v. 4, p. 379-391, abr. 2001.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaent. Electr.*, Indiana, v. 4, n. 1, p. 1-9, jan. 2001.

HIGUCHI, P. et al. Influência do clima e de rotas migratórias de espécies arbóreas sobre o padrão fitogeográfico de florestas na região Sul do Brasil. *Ciência Flor*, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 539-553, out. 2013.

HOLANDA, A.C. et al. Estrutura de espécies arbóreas sob efeito de borda em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Pernambuco. *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 103-114, jan. 2010.

JARENKOW, J. A.; BUDKE, J. C. Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes florestais com *Araucaria angustifolia* no Brasil. In: FONSECA, C. S. D. et al. (Eds.). *Floresta com araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p. 54-83.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul. *Rev. Bras. Bot.*, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 263-272, jul. 2001.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecol.*, New York, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, jun. 1998.

LEYSER, G. et al. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. *Acta Bot. Bras.*, Feira de Santana, v. 26, n. 3, p. 74-83, jul. 2012.

LOREGIAN, A. C. et al. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. *Acta Bot. Bras.*, Feira de Santana, v. 26, n. 3, p. 593-606, jul. 2012.

MARCHESINI, V. A.; SALA, O. E.; AUSTIN, A. T. Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *J. Veg. Sci.*, New York, v. 40, n. 3, p. 424-432, 2009.

MÉLO, M. A.; BUDKE, J. C.; HENKE-OLIVEIRA, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. *Acta Bot. Bras.*, Feira de Santana, v. 27, n. 4, p. 751-760, out. 2013.

MMA. Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. Instrução Normativa n. 6 de 23 de setembro de 2008. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2008, 55 p.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C. K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecol.*, New York, v. 73, n. 1, p. 68-77, jan. 1992.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; RATTER, J. A.; LEWIS, G. P. (Eds.). *Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 159-192.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *J. Plant. Ecol.*, Oxford, 7. v. 6, p. 1-23, dez. 2013.

PIVELLO, V. R.; PETENON, D. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. *Acta Bot. Bras.*, Brasília, v. 20, n. 4, p. 845-859, out. 2006.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.*, Viçosa, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, nov. 2009a.

RIBEIRO, M. T.; RAMOS, F. N.; SANTOS, F. A. M. Tree structure and richness in an Atlantic Forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1123-1132, nov. 2009b.

STRECK, E. V. et al. *Solos do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Emater/RS, 2008.

WULDER, M. A. et al. Forest fragmentation, structure, and age characteristics as a legacy of forest management. *For. Ecol. Manag.*, New York, v. 258, n. 9, p. 1938-1949, set. 2009.

CAPÍTULO 4

Anfíbios anuros do Parque Natural Municipal de Sertão

*Noeli Zanella**

*Almir de Paula***

*Samara Arsego Guaragni****

*Leonardo de Souza Machado**

Introdução

Anfíbios são importantes componentes faunísticos amplamente distribuídos no planeta, estando ausentes apenas em regiões de clima muito frio e em ecossistemas marinhos (Duellman; Trueb 1986; Pough et al., 2008). São organismos suscetíveis às alterações ambientais, devido a sua pele sensível e permeável, e por possuírem um ciclo de vida bifásico, na maioria das espécies, com adultos ocupando o meio terrestre e com larvas no meio aquático. Por esses motivos, são importantes indicadores ambientais, já que podem revelar a saúde de todo um ecossistema (Duellman; Trueb, 1986; Tocher, 1998; Pough et al., 2008).

* Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Passo Fundo (UPF).

** Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Herpetologia. Campus Darcy Ribeiro.

*** Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

No Brasil, estima-se que existam cerca de 988 espécies, o que faz do país um dos mais diversos em fauna de anfíbios anuros (Segalla et al., 2014). Além da grande diversidade de espécies, o país apresenta uma grande diversidade de biomas, dois deles (Mata Atlântica e Cerrado) considerados áreas prioritárias para a conservação (*hotspots*), isso porque possuem um elevado grau de riqueza e endemismo de espécies (Myers et al., 2000). A Mata Atlântica é um bioma particularmente rico em espécies de anfíbios, se distribui por todo o litoral brasileiro, abrangendo estados das regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste, com grande heterogeneidade de fisionomias que propicia a diversidade de organismos encontrada (MMA, 1998).

O processo de fragmentação da Mata Atlântica com progressiva redução de remanescentes de florestas naturais originou a perda de habitats naturais, devido à ação humana ao longo das últimas décadas. Dentre as consequências mais severas desse processo estão a alteração da riqueza e a composição das espécies (Mähler Jr.; Larocca, 2009). Mas mesmo com essa fragmentação, a Mata Atlântica brasileira apresenta um dos maiores níveis de endemismos do mundo (Myers et al., 2000), e cerca de metade desses remanescentes de grande extensão estão protegidos, na forma de unidades de conservação (Galindo; Câmara, 2005).

Inventários faunísticos são importantes meios de registrar a composição faunística de uma região e acompanhar a sua evolução com o passar dos anos. Dessa forma, levantamentos, como o do Parque Natural Municipal de Sertão, são de extrema importância para o conhecimento da diversidade e para a conservação das espécies da região.

Material e métodos

Amostragem

Amostramos os anfíbios, de forma sistematizada, entre maio de 2008 e abril de 2010, e até janeiro de 2011 com procuras adicionais. Durante todo o período, utilizamos três métodos de amostragens: (1) Armadilhas de interceptação e queda (AIQ) (*pitfall traps*) (Cechin; Martins, 2000), instaladas em quatro parcelas na área. Cada uma das parcelas era composta por oito recipientes com capacidade de 150 L e distantes 10 m entre si, totalizando 32 recipientes, dispostos em linha reta dentro da mata; (2) Na procura ativa (PA), percorremos trilhas em ambientes naturais, no interior da mata, em banhados e áreas do entorno do fragmento, inspecionando tocas, troncos e pedras durante o dia e a noite, em que, também, realizamos a escuta de vocalizações; (3) Por fim, utilizamos encontros ocasionais da equipe (EO), feitos durante o descolamento entre as parcelas na área de estudo.

Análise de dados

O grau de similaridade do Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS) foi comparado com as localidades: Lagoa do Peixe (LP) (Loebmann; Vieira, 2005), Parque Estadual de Itapeva (Peva) (Colombo et al., 2008), Itaara (It) (Both et al., 2008), Fazenda da Brigada (FB), Passo Fundo (Zanella, N. dados não publicados), Sertão (PNMS) (Zanella et al., 2013), Santa Maria (SM) (Santos et al., 2008), Parque Nacional das Araucárias (PNA) (Lucas; Marocco, 2011), Parque Estadual Fritz Plaumann (PEFP) (Bastiani; Lucas, 2013). Para esta análise aplicamos o coeficiente de Jaccard (C_j) com posterior análise de agrupamento e tais relações foram representadas por meio de dendrograma, utilizando o programa Past (Hammer et al., 2001).

Resultados e discussão

Foram registradas 23 espécies de anuros distribuídas em seis famílias (Figura 1): Brachycephalidae (n=1), Bufonidae (n=3), Odontophrynidae (n=2), Hylidae (n=8), Leptodactylidae (n=8) e Microhylidae (n=1). Armadilhas de interceptação e queda foram responsáveis pelo registro de 19 espécies (82,6%), procura ativa amostrou 15 (65,2%) e os encontros ocasionais amostraram duas espécies (8,9%). Seis espécies foram exclusivas das armadilhas de queda (26%) e três de procura ativa (13%) (Tabela 1).

O método mais eficiente na amostragem da riqueza de espécies de serrapilheira foi o de armadilhas de interceptação e queda, mesmo quando os dados mostram as coletas exclusivas por tal método (29,2%). Estudos mostram a eficácia desses métodos, especialmente para espécies de serrapilheira (Dixo; Verdade, 2006; Condez et al., 2009) e uma alta eficiência qualitativa das armadilhas de queda é geralmente registrada para anfíbios (Vasconcelos et al., 2010). As espécies que foram exclusivas da procura ativa (*Dendropsophus minutus* e *Hypsiboas pulchellus*), dificilmente seriam capturadas pelos outros métodos, porque são espécies associadas a ambientes de poças temporárias, tais como lagos e açudes (Kwet et al., 2010), o que diminui as chances de coletá-las em armadilhas de queda nas áreas de mata.

Registramos sete modos reprodutivos (*sensu* Haddad; Prado, 2005) para as 23 espécies registradas na área. Os mais abundantes foram: modo 1 (modo reprodutivo generalizado, caracterizado pela deposição de ovos e desenvolvimento de girinos em ambientes lênticos) (10 espécies; 43,5%); modo 11 (n=5; 21,7%) e modo 30 (n=3; 13,0%) desova em ninho de espuma depositado na superfície da água e em câmara subterrânea, respectivamente com desenvolvimento dos girinos em ambientes lênticos (Tabela 1).

A postura de ovos diretamente na superfície da água (modo 1) é o meio mais primitivo e generalizado de reprodução entre os anuros (Duellman; Trueb, 1994). Pombal e Haddad (2005) encontraram 52,6% das espécies com o modo 1, no sudeste do Brasil. Zina et al. (2007) encontraram em 52% das espécies e Santos et al. (2008) em 58,3% em uma área de Pampa-RS. Lucas e Marocco (2011) também encontraram o modo 1 como o mais comum, seguido do modo 11, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina. A ocorrência de sete modos reprodutivos, neste estudo, representa 24,1% dos modos reprodutivos conhecidos para a Mata Atlântica (Haddad; Prado, 2005) e esses autores afirmam, ainda, que, em áreas altamente heterogêneas, como a Floresta Atlântica, ocorre maior diversidade de modos reprodutivos. Entretanto, o encontro do maior número de espécies com o modo reprodutivo generalizado pode estar indicando, entre outros fatores, a homogeneidade do ambiente, contribuindo para a predominância desse modo reprodutivo. A presença dos modos reprodutivos 11 e 30 (com desova em ninho de espuma) também pode estar relacionada à homogeneidade do habitat. Santos et al. (2008) sugerem que em áreas subtropicais onde a sazonalidade climática é regida pela temperatura e não pelas chuvas, a homogeneidade do habitat talvez seja o fator mais importante para explicar a predominância de espécies que utilizam esses modos.

A taxocenose de anuros do PNMS está mais relacionada à FB, com similaridade de aproximadamente 60% (Figura 2). As duas áreas são de Mata Atlântica e estão mais próximas geograficamente. A próxima área com maior similaridade é PNA, seguida de PEFP, fechando um agrupamento com similaridade elevada.

O padrão obtido entre a anurofauna das localidades comparadas parece coerente, com dois grandes agrupamentos, um que engloba a planície costeira e a depressão central (It, LP, SM e PEVA) e o outro, o planalto das araucárias (FB, St, PEFP e

PNA). As diferenças encontradas parecem estar relacionadas ao tipo de ambiente, distintos nos dois grupos, e que influenciam a composição das espécies.

Registramos uma espécie ameaçada de extinção, na categoria Ameaçado – em perigo (*Hypsiboas curupi*) (Rio Grande do Sul, 2014). Essa espécie é, geralmente, encontrada na vegetação nas margens de riachos rasos, em áreas de floresta estacional semidecidual e florestas de araucárias, dentro do domínio da Mata Atlântica (Garcia et al., 2007) e no Rio Grande do Sul já foi registrada para o Parque Estadual do Turvo, no município de Derrubadas (Iop et al., 2009).

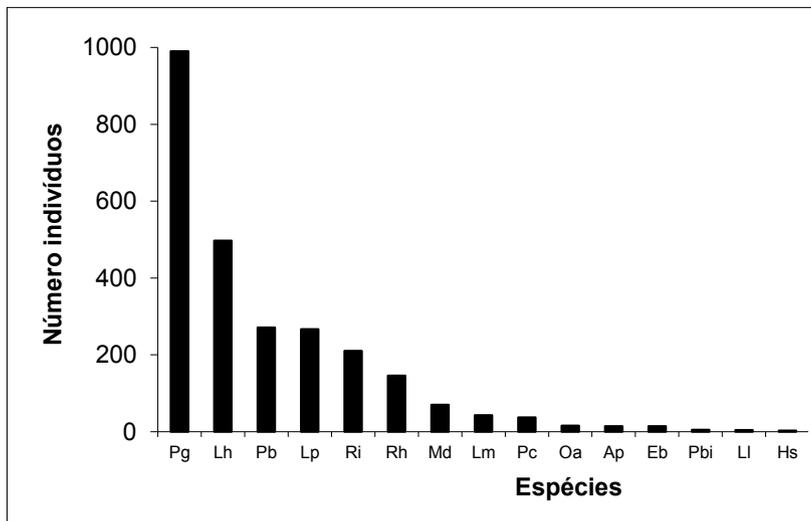


Figura 1 – Abundância de anfíbios anuros em armadilhas de queda entre maio de 2008 a abril de 2010, no Parque Natural Municipal de Sertão - RS. Ap = *A. perviridis*; Eb = *E. bicolor*; Hc = *H. curupi*; Hf = *H. faber*; Ih = *I. henselli*; Li = *L. latrans*; Lm = *L. mystacinus*; Lp = *L. plaumanni*; Md = *M. devincenzii*; Oa = *O. americanus*; Pb = *P. bigibbosa*; Pbi = *P. biligonigerus*; Pc = *P. cuvieri*; Pg = *P. gracilis*; Rh = *R. henselli*; Ri = *R. icterica*; Sa = *S. aromothyela*; Sf = *S. fuscovarius*; Ss = *S. squalirostris*.

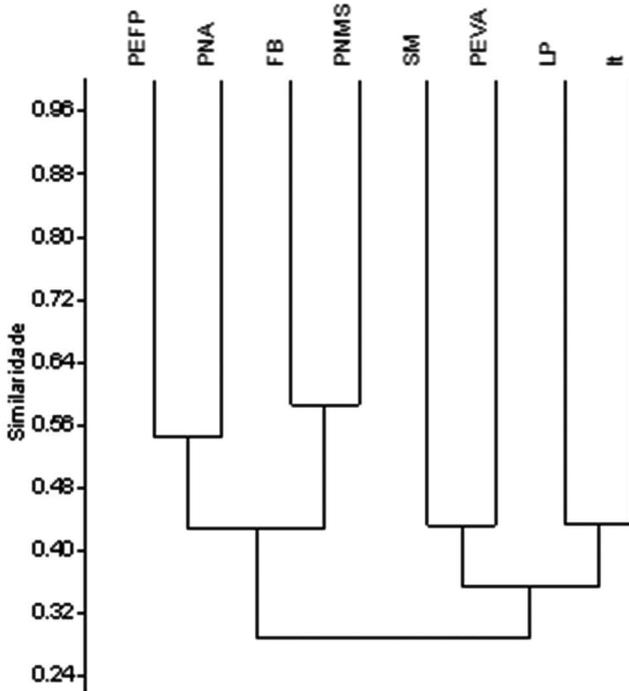
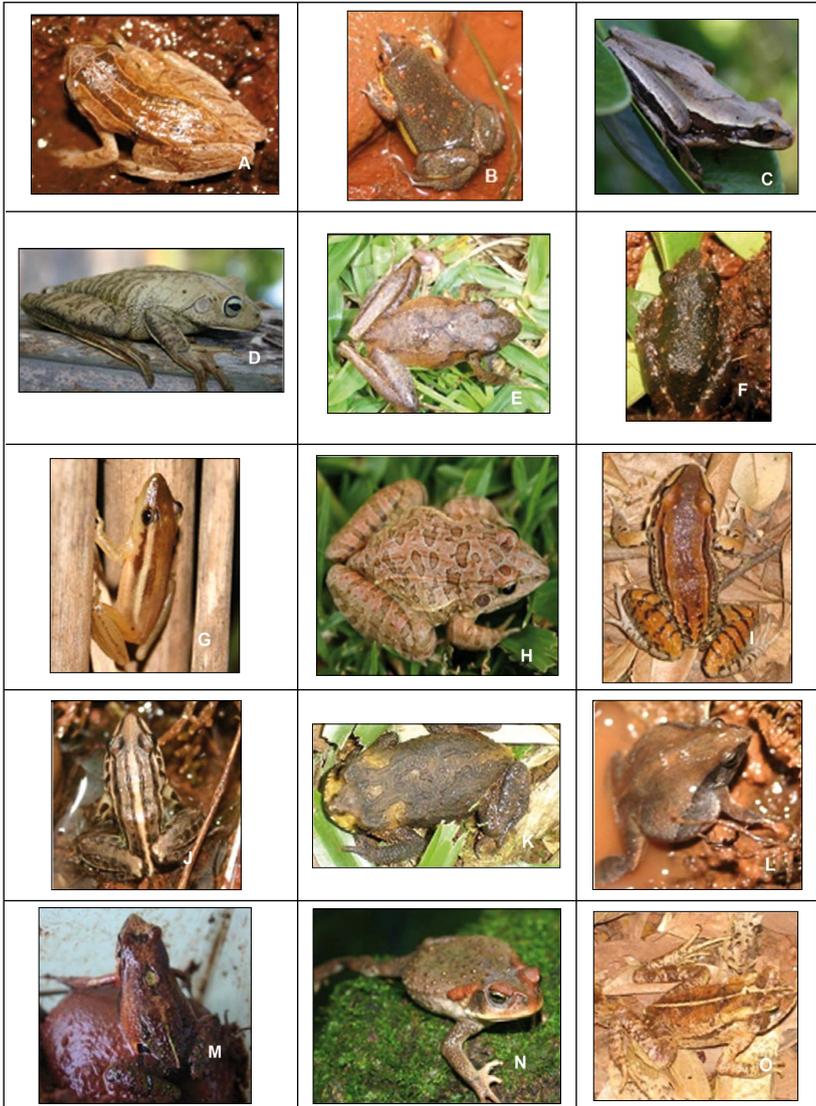


Figura 2 – Análise de agrupamento baseada no índice de similaridade de *Jaccard*, comparando a composição de taxocenoses de anuros de nove localidades no sul do Brasil, com a registrada no Parque Natural Municipal de Sertão-RS. Lp= Lagoa do Peixe; PEVA= Parque Estadual de Itapeva; It=Itaara; FB= Fazenda da Brigada; PNMS= Parque Natural Municipal de Sertão; SM= Santa Maria; PNA= Parque Nacional das Araucárias; PEFP= Parque Estadual Fritz Plaumann.

Tabela 1 – Riqueza de espécies de anuros, metodologia aplicada e modo reprodutivo das espécies no Parque Natural Municipal de Sertão, no período de maio de 2008 a abril de 2010. AIQ= armadilha de interceptação e queda; EO= encontros ocasionais; PA= procura ativa; MR= modo reprodutivo.

Família	Espécies	Metodologia	MR
Brachycephalidae	<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1872)	AIQ/EO	23
Bufonidae	<i>Melanophryniscus devincenzii</i> Klappenbach, 1968	AIQ/EO/PA	1
	<i>Rhinella henseli</i> (A. Lutz, 1934)	AIQ	1 ou 2
	<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	AIQ/PA	2
Hylidae	<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz, 1950	AIQ/PA	5
	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	PA	1
	<i>Hypsiboas curupi</i> Garcia Faivovich & Haddad, 2007	AIQ/PA	2
	<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	AIQ/PA	4
	<i>Hypsiboas pulchellus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	PA	1
	<i>Scinax aromothyella</i> Faivovich, 2005	AIQ	1
	<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	AIQ/PA	1
	<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1925)	PLT	1
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	AIQ	30
	<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	PA	30
	<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	AIQ/PA	11
	<i>Leptodactylus plaumanni</i> Ahl, 1936	AIQ/PA	30
	<i>Physalaemus biligonigerus</i> (Cope, 1861)	AIQ	11
	<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	AIQ/PA	11
	<i>Physalaemus gracilis</i> (Boulenger, 1883)	AIQ/PA	11
	<i>Physalaemus lisei</i> Braun & Braun, 1977	AIQ	11
Microhylidae	<i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Ménéville, 1838)	AIQ/PA	1
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	AIQ	1
	<i>Proceratophrys bigibbosa</i> (Peters, 1872)	AIQ/PA	1 ou 2



Fonte: Noeli Zanella.

Figura 3 – Anfíbios registrados no Parque Natural Municipal de Sertão. A) *Dendropsophus minutus*; B) *Elachistocleis bicolor*; C) *Hypsiboas curupi*; D) *H. faber*; E) *Ischnocnema henseli*; F) *Scinax fuscovarius*; G) *S. squalirostris*; H) *Leptodactylus fuscus*; I) *L. mystacinus*; J) *L. plaumanni*; K) *Melanophryniscus devincenzii*; L) *Physalaemus cuvieri*; M) *P. gracilis*; N) *Rhinella icterica*; O) *R. henseli*.

Perspectivas para a conservação

As principais causas do declínio de populações de anfíbios estão associadas às constantes mudanças climáticas, à poluição, à contaminação do solo e à introdução de espécies exóticas, bem como às doenças causadas, principalmente por fungos (Kiesecker et al., 2001; Bosch, 2003; Toledo et al., 2007).

Espécies exóticas representam uma ameaça potencial aos anuros. O *Sus scrofa* (javali), presente no Parque, pisoteia e altera, significativamente, os corpos d'água, resultado do hábito de escavar e revirar o solo. Além disso, essa espécie oferece outros riscos às espécies e aos ambientes naturais, tais como a predação de ovos em ninhos de aves e os danos causados na vegetação nativa (Deberdt; Scherer, 2007). O controle populacional da espécie deve ser avaliado para minimizar os impactos encontrados.

A contaminação de corpos d'água do entorno por agrotóxicos pode ser uma das causas do encontro de anfíbios com anomalias no interior do Parque. Conhecer as causas das anomalias é essencial para esclarecer os motivos da degradação ambiental, das doenças e do declínio dos anfíbios (Ballengée; Sessions, 2009). O desenvolvimento de experimentos, avaliando se os agroquímicos apresentam relação com anomalias poderá contribuir com respostas a essas questões. Também poderia ser estimulada a agricultura de baixo impacto, resultando no incentivo a outras possibilidades na cadeia produtiva que gerem renda ao agricultor e diminuam os impactos no Parque.

Para minimizar os problemas encontrados no Parque, sugerimos a intensificação da fiscalização por guarda-parques, bem como o desenvolvimento de programas de educação ambiental, especialmente direcionados aos moradores vizinhos.

A ocorrência de uma espécie ameaçada, que utiliza somente a floresta é um indicativo da importância da área para a conservação da fauna regional.

Referências

BALLENGÉE, B.; SESSIONS, S. K. Explanation for missing limbs in deformed amphibians. *Journal of Experimental Zoology*, [S. l.], 312B, p. 1-10, abr. 2009.

BASTIANI, V. I. M.; LUCAS, E. M. Anuran diversity (Amphibia, Anura) in a Seasonal Forest fragment in southern Brazil. *Biota Neotrop.*, v. 13, n. 1. fev. 2013. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn02413012013>>. Acesso em: 7 abr. 2014.

BOSCH, J. Nuevas amenazas para los anfibios: Enfermedades emergentes. *Munibe*, San Sebastian, supl. esp., v. 16, p. 56-73, 2003.

BOTH, C. et al. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. *J. Nat. Hist.*, Londres. v. 42, n. 3-4, p. 205-222, abr. 2008.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfalltraps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v. 17, n. 3, p. 729-740, set. 2000.

CONDEZ, T. H.; SAWAYA, R. J.; DIXO, M. Herpetofauna of the Atlantic Forest remnants of Tapiraí and Piedade region, São Paulo state, southeastern Brazil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 9, n. 1, p. 157-185, fev. 2009.

COLOMBO, P. et al. Composition and threats for conservation of anuran amphibians from Itapeva State Park, Municipality of Torres, Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 8, n. 3, p. 229-240, ago. 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?inventory+bn01208032008>>. Acesso em: 15 jan. 2014.

DEBERDT, A. J.; SCHERER, S. B. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. *Natureza & Conservação*, Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 31-44, out. 2007.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. *Biology of amphibians*. New York: McGraw-Hill, 1986, 670 p.

_____. *Biology of amphibians*. Baltimore, The Johns. 1994.

DIXO, M.; VERDADE, V. K. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotrop.*, n. 6, p. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00706022006>>. Acesso em: 14 abr. 2014.

GALINDO, L.; CÂMARA, I. G. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo, Conservation International, Fundação SOS Mata Atlântica, 2005.

GARCIA, P. C. A.; FAIVOVICH, J.; HADDAD, C. F. B. Redescription of *hypsiboas semiguttatus*, with the description of a new species of the *hypsiboas pulchellus* group. *Copeia*, Lawrence, v. 4, n. 4, 2007, p. 933-951, dez. 2007.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bio Science*, Washington, v. 55, n. 3, p. 207-217, mar. 2005.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 15 jan. 2014.

IOP, S. et al. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas curupi* Garcia, Faivovich and Haddad, 2007: first record for the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*, S. l., v. 5, n. 4, p. 860-862, dez. 2009.

KIESECKER, J. M.; BLAUSTEIN, A. R.; BELDEN, L. K. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* [S. l.], v. 410, p. 681-684, abr. 2001.

KWET, A.; LINGNAU, R.; DI-BERNARDO, M. *Pró-Mata*: anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil. Germany, Brasilien-Zentrum, University of Tübingen, 2010

LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. Relação dos anfíbios do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 22, n. 2, p. 339-341, jun. 2005.

LUCAS, E. M.; MAROCCO, J. C. Anurofauna (Amphibia, Anura) em um remanescente de floresta Ombrófila Mista no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 11, n. 1, p. 377-384, jan. 2011.

MÄHLER Jr., J. K. F.; LAROCCA, J. F. Fitosionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R. et al. (Eds.). *Floresta com Araucária*: ecologia, conservação de desenvolvimento sustentável. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p. 243-252.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Diretrizes para a Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica. Brasília, 1998.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, [S. l.], v. 403, p. 853-858, fev. 2000.

POMBAL Jr., J. P.; HADDAD, C. F. B. Estratégias e modos reprodutivos de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, v. 45, n. 15, p. 201-213, jan. 2005.

POUGH, F. H.; HAISER, C. M.; HEISER, J. B. *A vida dos vertebrados*. 4. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Estadual 51.797, de 8 de setembro de 2014.

SANTOS, T. G. et al. Distribuição temporal e espacial de anuros em área de Pampa, Santa Maria, RS. *Iheringia*, Porto Alegre, v. 98, n. 2, p. 244-253, jun. 2008.

SEGALLA, M. V. et al. *Brazilian Amphibians: List of Species*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2014. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/>>. Acesso em: 21 out. 2014.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 79-86, jul. 2005.

TOCHER, M. D. 1998. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia Central. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. (Eds.). *Floresta Amazônica: dinâmica, regeneração e manejo*. Ministério da Ciência e Tecnologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil, 1998. p. 219-232.

TOLEDO, L. F. et al. The occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil and the inclusion of 17 new cases of infection. *South American Journal of Herpetology*, v. 1, n. 3, p. 185-191. dez. 2007.

ZANELLA, N. et al. Herpetofauna do Parque Natural Municipal de Sertão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.*, v. 13, n. 4, p. 290-298, 2013. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n4/pt/abstract?inventory+bn03113042013>>. Acesso em: 05 maio 2014.

ZINA, J. et al. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 7, n. 2, p. 49-58, maio 2007.

VASCONCELOS, T. S. et al. Similarity of ground-dwelling anuran (Amphibia) composition among different vegetation physiognomies in a Mesophytic Semideciduous Forest from southeastern Brazil. *North-West. J. Zool.*, Oradea, v. 6, n. 2, p. 275-285, 2010.

CAPÍTULO 5

Répteis do Parque Natural Municipal de Sertão

*Almir de Paula**
*Noeli Zanella***
*Samara A. Guaragni****

Introdução

Existem, atualmente, cerca de 744 espécies de répteis conhecidas no Brasil: 36 quelônios, seis jacarés, 248 lagartos, 68 anfisbenas e 386 serpentes e o país ocupa a segunda posição na relação com maior riqueza de espécies (Bérnils; Costa, 2012). No Rio Grande do Sul, foram registradas cerca de 126 espécies (Bencke et al., 2009) que correspondem a 17% das registradas para o Brasil. O grupo das serpentes é o mais rico no RS, correspondendo a 68% das espécies de répteis (Bencke et al., 2009). Dessas, trinta espécies encontram-se incluídas na lista vermelha do Brasil ou lista vermelha da IUCN (Alves et al., 2012).

* Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Herpetologia. Campus Darcy Ribeiro.

** Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Passo Fundo (UPF).

*** Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, Campus do Vale.

Répteis são muito sensíveis a alterações ambientais, e a destruição dos habitats naturais tem sido um dos principais fatores que influenciaram os declínios populacionais. O processo de fragmentação da Mata Atlântica, incluindo a Floresta Ombrófila Mista, originou a fragmentação progressiva de remanescentes de florestas naturais em pequenas manchas (Almeida et al., 2010), isoladas por plantações, pelo desenvolvimento industrial ou urbano. Dentre as consequências mais severas desse processo estão a alteração da riqueza e a composição das espécies em função das restrições de fluxo populacional e das perdas do equilíbrio dinâmico da comunidade (Mähler Jr.; Larocca, 2009; Almeida et al., 2010), especialmente para as espécies florestais, que são ainda mais sensíveis às temperaturas altas, em formações abertas (Rodrigues, 2005).

O Parque Natural Municipal de Sertão é um fragmento importante no norte do estado pelo tamanho e por agregar importantes espécies animais. Aqui, são apresentadas informações sobre os répteis encontrados no parque, pois inventários faunísticos são instrumentos importantes para a elaboração de um plano de manejo para a área.

Material e métodos

Amostramos os répteis entre maio de 2008 e abril de 2010, utilizando três métodos complementares: (1) armadilhas de interceptação e queda (Cechin; Martins, 2000) (AIQ), (Figura 1), que foram instaladas em quatro parcelas compostas por oito recipientes com capacidade de 150 L e distantes 10 m entre si, totalizando 32 recipientes, dispostos em linha reta dentro da mata; (2) procura ativa (PA), onde percorremos trilhas em ambientes naturais, no interior da mata, em banhados e áreas do entorno do fragmento, inspecionando tocas, troncos e pedras; (3) e encontros ocasionais da equipe (EO) feitos durante o deslocamento entre as parcelas na área de estudo.



Fonte: Noeli Zanella.

Figura 1 – Armadilhas de interceptação e queda instaladas dentro do Parque Natural Municipal de Sertão.

Análise de dados

Para analisar a riqueza das espécies coletadas nas armadilhas de queda, utilizamos os estimadores não paramétricos *Boots-trap* e *Jackknife* de primeira ordem (Colwell; Coddington, 1994). Para isso, cada mês foi considerada uma unidade amostral, resultando em 24 amostras. Para verificar a relação da temperatura média sobre a abundância de serpentes, utilizamos uma análise de correlação de *Spearman* (r_s).

Resultados e discussão

Registramos dez espécies de répteis, sendo nove espécies pertencentes a duas famílias de serpentes (Figura 2). Dipsadidae foi a família mais rica com sete espécies, Viperidae apresentou duas espécies e Teiidae somente uma espécie (Tabela 1). A maior parte das espécies foi coletada utilizando armadilhas de interceptação e queda ($n=7$) e as mais abundantes, nesse método, foram *Atractus paraguayensis* (41,5%), *Oxyrhopus clathratus* (18,3%) e *Bothrops jararaca* (17%) (Tabela 1). Na procura ativa, registramos três espécies (*Bothrops jararaca*, *Oxyrhopus clathratus* e *Tomodon dorsatus*) e em encontros ocasionais registramos *Philodryas aestiva*, *Xenodon merremii* e *Salvator merianae*.

Encontramos um aumento de ocorrência de serpentes de outubro a janeiro, períodos de maior temperatura ($rs=0,46$; $P=0,02$) (Figura 3). Essa tendência sazonal na atividade também é registrada em outras comunidades, especialmente no sul do Brasil (Zanella; Cechin, 2006; Di-Bernardo et al., 2007) e reflete que a temperatura é um fator climático importante sobre os padrões de atividade das serpentes (Lillywhite, 1987).



Fonte: Noeli Zanella.

Figura 2 – Répteis do Parque Natural Municipal de Sertão. A) *Atractus paraguayensis*; B) *Bothrops cotiara*; C) *Bothrops jararaca*; D) *Oxyophus clatratus*; E) *Salvator merianae*; F) *Xenodon merremii*.

As curvas de rarefação de espécies não estabilizaram (*Bootstrap* = $9,86 \pm 0,35$; *Jacknife 1* = $10,92 \pm 1,33$), indicando que, utilizando essa metodologia, não foram encontradas todas as espécies que ocorrem na área. O número de espécies, certamente, está aquém do que ocorre na região, pois em área próxima foram registradas 14 espécies de serpentes, utilizando metodologias semelhantes (Zanella; Cechin, 2006). Serpentes são difíceis de serem amostradas porque ocorrem geralmente em baixas densidades, são crípticas e possuem hábitos secretivos (Greene, 1997). Em biomas florestais, como a Mata Atlântica, comunidades de serpentes são compostas por muitas espécies arborícolas e semiarborícolas (Martins; Oliveira, 1998; Marques; Sazima, 2004), o que pode ter contribuído para a baixa riqueza das espécies capturadas nas armadilhas. Como qualquer método de amostragem, armadilhas de queda podem ser tendenciosas para a fauna. As poucas espécies registradas no PNMS podem estar refletindo a qualidade do fragmento ou o tipo de metodologias utilizadas para a amostragem das serpentes.

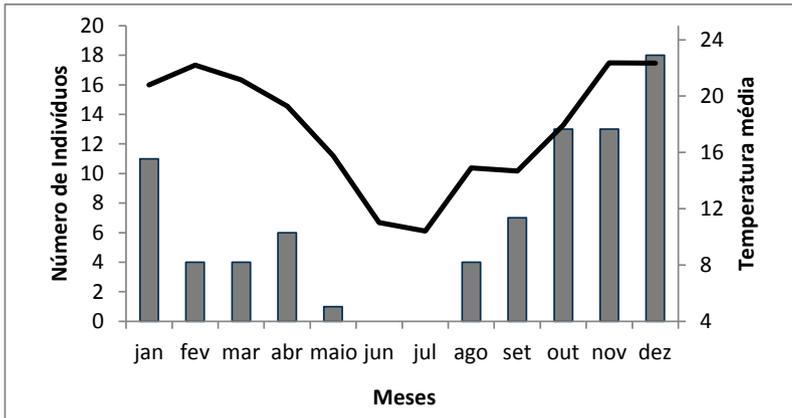


Figura 3 – Número total de serpentes encontradas em armadilhas de queda e a temperatura média no Parque Natural Municipal de Sertão - RS.

Tabela 1 – Répteis do Parque Natural Municipal de Sertão, no período de maio de 2008 a abril de 2010.

Família	Espécie	Nome comum	Tipo de registro
Dipsadidae	<i>Atractus paraguayensis</i> Werner, 1924		AIQ
	<i>Echinanthera cyanoopleura</i> (Cope, 1885)	Corredeira-do-mato	AIQ
	<i>Oxyrhopus clathratus</i> Duméril, Bibron e Duméril, 1854	Cobra-coral-falsa	AIQ/PA
	<i>Philodryas aestiva</i> (Duméril, Bibron e Duméril, 1854)	Cobra-verde	EO
	<i>Taeniophallus affinis</i> (Günther, 1858)	Cobra-cabeça-preta	AIQ
	<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bibron e Duméril, 1854	Cobra-espada	AIQ/PA
	<i>Xenodon merremii</i> (Wagler, 1824)	Boipeva	EO
Viperidae	<i>Bothrops cotiara</i> (Gomes, 1913)	Cotiara	AIQ
	<i>B. jararaca</i> (Wied, 1824)	Jararaca	AIQ/PA
Teiidae	<i>Salvator merianae</i> Duméril e Bibron, 1839	Teiú	EO

Método de amostragem: AIQ = armadilha de interceptação e queda, EO = encontro ocasional, PA = procura ativa.

Perspectivas para a conservação

As principais ameaças aos répteis são a perda e a fragmentação do habitat e a matança indiscriminada.

Propomos incluir, no plano de manejo em elaboração, um Programa de Educação Ambiental para informar sobre as espécies do Parque e sua importância, utilizando uma abordagem educativa. O objetivo desse Programa é reduzir o número de serpentes mortas ao serem encontradas pela comunidade do entorno, bem como orientar os administradores e os potenciais visitantes para as precauções e os cuidados exigidos ao deparar-se com serpentes peçonhentas, pois uma das mais abundantes é a *Bothrops jararaca*.

Quanto à fragmentação, sugerimos que sejam realizados estudos das potenciais conectividades do Parque com outras áreas, visando à conservação dessa e de outras espécies do PNMS.

Nenhuma espécie registrada foi considerada em perigo ou ameaçada na lista de espécies do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014), entretanto, os fragmentos de Floresta Atlântica apresentam altos valores biológicos, conservando a

integridade ecológica, protegendo a biodiversidade regional e fornecendo populações-fonte para a recolonização de áreas previamente degradadas (Ditt, 2002).

Referências

ALMEIDA, A. et al. Análise sobre a fragmentação dos remanescentes de Mata Atlântica na APA do Pratigi para identificar as áreas com maiores potenciais para a construção de corredores ecológicos baseados no método AHP. *Revista AGIR de Ambiente e Sustentabilidades*, Ibirapitanga, Bahia, v. 2, n. 3, p. 31-43, ago./set. 2010.

ALVES, R. R. N. et al. A review on human attitudes towards reptiles in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, Cham., v. 184, n. 11, p. 6877-6901, nov. 2012.

BENCKE, G. A. et al. Composição e padrões de distribuição da fauna de tetrápodes recentes do Rio Grande do Sul, Brasil. In: RIBEIRO, A. M.; BAUERMAN, S. G.; SCHERER, C. S. (Eds.). *Quaternário do Rio Grande do Sul: integrando conhecimentos*. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Paleontologia, 2009.

BÉRNILS, R. S.; COSTA, H. C. (Orgs.). *Répteis brasileiros: lista de espécies*. Versão 2012.1. 2012. Disponível em <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Acesso em: 10 mar. 2014.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v. 17, n. 3, p. 729-740, set. 2000.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc.*, London B, v. 345, p. 101-118, jul. 1994.

DI-BERNARDO, M. et al. Taxocenoses de serpentes de regiões temperadas do Brasil. In: NASCIMENTO, L. B.; OLIVEIRA, M. E. (Eds.). *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, 2007. p. 222-263

DITT, E. H. *Fragmentos florestais do Pontal do Paranapanema*. São Paulo: Anablume / IIEB / IPÊ. 2002.

GREENE, H. W. *Snakes: the evolution of mystery in nature*. California: University of California Press, 1997.

LILLYWHITE, H. B. 1987. Temperature, energetics and physiological ecology, p. 422-477. In: SEIGEL, R. A.; COLLINS, J. T.; NOVAK, S. S. (Eds.). *Snakes: ecology and evolutionary biology*. MacMillanPubl. Co., New York.

MARTINS, M.; OLIVEIRA, M. E. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. *Herpetol. Nat. Hist.*, Victorville, v. 6, n. 2, p. 78-150, 1998.

MARQUES, O. A. V.; SAZIMA I. Historia Natural dos Répteis da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. (Eds.). *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna*. São Paulo: Holos, 2004. p. 212-236.

MÄHLER JR., J. K. F.; LAROCCA, J. F. Fitosionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R. et al. (Eds.). *Floresta com Araucária: ecologia, conservação de desenvolvimento sustentável*. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p. 243-252.

RIO GRANDE DO SUL. *Decreto Estadual 51.797*, de 8 de setembro de 2014.

RODRIGUES, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 87-94, jul. 2005.

ZANELLA, N.; CECHIN, S. Z. Taxocenose de Serpentes no Planalto Médio do Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 211- 217, 2 mar. 006.

CAPÍTULO 6

Avifauna do Parque Natural Municipal de Sertão

Élinton Luis Rezende*
Carlos Eduardo Agne**

Introdução

A bacia hidrográfica do rio Passo Fundo é uma das regiões menos exploradas e, conseqüentemente, menos conhecida ornitologicamente do Rio Grande do Sul. Apesar de vários registros terem sido divulgados recentemente na literatura relacionada, tais como: *Patagioenas cayennensis* (Bonnaterre, 1792) – pomba-galega, Parque Municipal de Pontão/Sagrisa; *Leptodon cayanensis* (Latham, 1790) – gavião-de-cabeça-cinza, Reserva Indígena Nonoai (Bencke et al., 2003); *Dryocopus galeatus* (Temminck, 1822) – pica-pau-de-cara-canela, Passo Fundo, *Campus* UPF (Agne, 2005); *Phaethornis pretrei* (Lesson; Delattre, 1839) – rabo-branco-acanelado, Campinas do Sul (Damiani, 2009); *Xenopsaris albinucha* (Burmeister, 1869) – tijerila, Passo Fundo, *Campus* UPF (Prestes; Martinez, 2011); *Cypseloides senex* (Temminck, 1826) – taperuçu-velho, Nonoai (Oliveira, 2011). Inventários avifaunísticos completos e devidamente publicados para a região são inexistentes, apesar de Marchetto e Restello (2009)

* Universidade de Passo Fundo – elinton@upf.br

** Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - caduornito@yahoo.com.br

apresentarem uma lista com 49 espécies de aves para o Parque Municipal Ernesto Vitório Menen no município de Jacutinga, esse trata-se apenas de um levantamento preliminar.

Contudo, algumas contribuições históricas e importantes para a biodiversidade regional de aves foram dadas primeiramente por Emil Kaempfer, que coletou aves em Erebangó, Nonoi e Ronda Alta, no final da década de 1920 (Belton, 1994). Posteriormente, Oswaldo Camargo coletou aves em Passo Fundo entre o final da década de 1950 e início da década de 1960 (Belton, 1994). Willian Belton, com o mais expressivo estudo sobre as aves do Rio Grande do Sul, que também percorreu a região, nas décadas de 1970 e 1980, observando e coletando aves. No município de Sertão, Belton esteve apenas em 28 de novembro de 1971 e 27 a 30 agosto de 1975, porém nenhum registro específico para o município foi publicado (Belton, 1994).

Porque o Parque Natural Municipal de Sertão é um dos principais remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Passo Fundo e porque há a ausência de estudos avifaunísticos na região, este estudo teve como objetivo inventariar a avifauna de forma qualitativa com a finalidade de preencher essa lacuna da ornitologia sul-rio-grandense.

Material e métodos

Para o levantamento de aves no Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS) foram realizadas duas expedições a campo, em janeiro de 2013 (estação do verão) e em novembro de 2013 (estação da primavera).

As aves foram identificadas por meio de contatos auditivos e visuais, os quais contaram com o auxílio de binóculos. Sempre que possível, as espécies foram fotografadas, e *playbacks* foram utilizados para confirmar a presença ou a identificação dessas. As trilhas e principalmente a estrada presente no PNMS foram utilizadas para as observações.

Para a classificação, a nomenclatura e a sequência, utilizou-se as normas do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

Resultados e discussão

Foram registradas para o PNMS 154 espécies de aves (Tabela I), distribuídas em 48 famílias, representando aproximadamente 25% da riqueza de aves conhecidas para o Rio Grande do Sul (Bencke et al., 2010). Nenhuma dessas encontra-se ameaçada de extinção, tanto em nível global, nacional quanto estadual. Porém, quatro espécies: a ema – *Rhea americana* (Linnaeus, 1758), o pica-pau-dourado – *Piculus aurulentus* (Temminck, 1821), o grimpeiro – *Leptasthenura setaria* (Temminck, 1824) e a gralha-azul – *Cyanocorax caeruleus* (Vieillot, 1818) (Figuras 1 e 2) são consideradas pela IUCN (2013) como espécies quase ameaçadas (NT). Com exceção da ema, que foi registrada nas áreas abertas e limítrofes do PNMS, as demais, são todas espécies florestais e endêmicas da Mata Atlântica, onde a destruição e a descaracterização de seus habitats são as principais ameaças (IUCN, 2013).

O coró-coró – *Mesembrinibis cayennensis* (Gmelin, 1789) (Figura 1) considerado ameaçado de extinção em nível estadual, na categoria – em perigo – por Marques et al. (2002), foi, recentemente, rebaixado para a categoria NT (quase ameaçada), devido ao significativo aumento no número de registros nos últimos anos e conseqüentemente na área de distribuição no estado (FZB, 2013). O registro do coró-coró para o PNMS é o primeiro da espécie para a bacia do rio Passo Fundo.

Assim, como o coró-coró, o pica-pau-de-banda-branca – *Dryocopus lineatus* (Linnaeus, 1766) (Figura 2) considerado, até recentemente, ameaçado de extinção no Rio Grande do Sul, na categoria vulnerável (Marques et al., 2002), é agora considerado não ameaçado (FZB-RS, 2013).

O cuiú-cuiú – *Pionopsitta pileata* (Scopoli, 1769) pequeno psitacídeo florestal e endêmico da Mata Atlântica, considerado por Bencke et al. (2003) como espécie quase ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul, recentemente, foi rebaixada para categoria (preocupação menor ou não ameaçada) (FZB, 2013). Até então, o único registro, dessa espécie, conhecido para a região da bacia do rio Passo Fundo, provém das coletas de Osvaldo Camargo para Passo Fundo, feita na metade do século passado. A espécie, provavelmente, ocorre mais ao norte, especialmente na Reserva Indígena de Nonoai, porém, não são conhecidos registros para o Parque Municipal da Sagrisa/Pontão¹ e nem para outros remanescentes florestais do Planalto Médio, como o Parque Estadual do Papagaio-Charão² e Floresta Nacional de Passo Fundo (ICMBio, 2012).

Destacamos, também, o registro do bacurau – *Hydropsalis albicollis* (Gmelin, 1789) (Figura 1) apesar de ser uma espécie amplamente distribuída pelo estado, não havia registros conhecidos para a bacia do rio Passo Fundo.

¹ Observações pessoais.

² Observações pessoais.



Fonte: 1, 3 e 4: C. E. Agne; 2: L. S. Machado.

Figura 1 – Aves registradas no Parque Natural Municipal de Sertão: 1) corócoró (*Mesembrinibis cayennensis*); 2) bacurau (*Hydropsalis albicollis*), 3) pica-pau-dourado (*Piculus aurulentus*); 4) grimpeiro (*Leptasthenura setaria*).

Ao compararmos a riqueza observada do PNMS (n=154) com a Floresta Nacional de Passo Fundo (n=195), ao longo de mais de 10 anos de estudos (ICMBio, 2012), podemos concluir que o inventário realizado foi bastante satisfatório. Por outro lado, podemos afirmar que um grande número de espécies ainda deverá ser encontrado no PNMS com novas expedições a campo, espécies naturalmente raras ou inconspícuas e espécies ocasionais tendem a serem detectadas mais facilmente em monitoramentos de longo prazo.

Mesmo assim, algumas espécies comuns e abundantes na região³ não foram detectadas durante os inventários como as

³ Observações pessoais.

andorinhas, a família Hirundinidae, o beija-flor-de-topete (*Stephanoxis lalandi*) e o bacurau-tesoura (*Hydropsalis torquata*).

Apesar da ausência de espécies ameaçadas de extinção no PNMS, o Parque em estudo é uma unidade de conservação extremamente importante para a preservação da avifauna da bacia hidrográfica do rio Passo Fundo, pois abriga um grande número de espécies de sub-bosque como: *Dysithamnus mentalis* (Temminck, 1823), *Chamaeza campanisona* (Lichtenstein, 1823), *Sittasomus griseicapillus* (Vieillot, 1818), *Platyrinchus mystaceus* Vieillot, 1818 e *Chiroxiphia caudata* (Shaw; Nodder, 1793) (Figura 2), intimamente relacionados com ambientes florestais bem preservados e atualmente com distribuição restrita na região devido a fragmentação e a descaracterização dos ambientes naturais.

Tabela 1 – Espécies de aves registradas no Parque Natural Municipal de Sertão, classificação e sequência de acordo com CBRO (2014).

Nome do Tâxon	Nome comum	Nome do Tâxon	Nome comum
Rheiformes		Formicariidae	
Rheidae		<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha
<i>Rhea americana</i>	ema	Dendrocolaptidae	
Tinamiformes		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde
Tinamidae		<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	arapaçu-escamado-do-sul
<i>Crypturellus obsoletus</i>	nambu	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande
<i>Nothura maculosa</i>	perdiz	Furnariidae	
Anseriformes		<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro
Anatidae		<i>Philydor rufum</i>	limpa-folha-de-testa-baia
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	pé-vermelho	<i>Heliobletus contaminatus</i>	trepadorzinho
Galliformes		<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete
Cracidae		<i>Leptasthenura setaria</i>	grimpeiro
<i>Penelope obscura</i>	jacuaçu	<i>Anumbius annumbi</i>	cochicho
Suliformes		<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé
Phalacrocoracidae		<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	biguá	<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném
Pelecaniformes		<i>Cranioleuca obsoleta</i>	arredio-oliváceo
Ardeidae		Pipridae	
<i>Bubulcus ibis</i>	garça-vaqueira	<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará-dançador

Cont.

<i>Ardea alba</i>	garça-branca-grande	Tityridae	
<i>Syrigmas ibilatrix</i>	maria-faceira	<i>Schiffronis virescens</i>	flautim
Threskiornithidae		<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto
<i>Mesembrinibis cayenensis</i>	coró-coró	<i>Pachyramphus castaneus</i>	caneleiro
<i>Theristicus caudatus</i>	curicaca	<i>Pachyramphus polychropterus</i>	caneleiro-preto
Cathartiformes		<i>Pachyramphus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto
Cathartidae		Platyrinchidae	
<i>Coragyps atratus</i>	urubu-de-cabeça-preta	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho
Accipitriformes		Rhynchocyclidae	
Accipitridae		<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo
<i>Elanoides forficatus</i>	gavião-tesoura	<i>Phylloscartes ventralis</i>	borboletinha-do-mato
<i>Elanusleucurus</i>	gavião-peneira	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta
<i>Ictinia plumbea</i>	sovi	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	tororó
<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	Tyrannidae	
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	piolhinho-chiador
<i>Buteo brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta	<i>Camptostom aobsoletum</i>	risadinha
Gruiformes		<i>Elaenia parvirostris</i>	guaracava-de-bico-curto
Rallidae		<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque
<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	<i>Myiopagis caniceps</i>	guaracava-cinzenta
<i>Gallinula galeata</i>	frango-d'água-comum	<i>Myiopagis viridicata</i>	guaracava-de-crista-alaranjada
Charadriiformes		<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho
Charadriidae		<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho
<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré
Recurvirostridae		<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi
<i>Himantopus melanurus</i>	pernilongo-de-costas-brancas	<i>Machetornis rixosa</i>	suiriri-caveleiro
Jacaniidae		<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado
<i>Jacana jacana</i>	jaçanã	<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei
Columbiformes		<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri
Columbidae		<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha
<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha-roxa	<i>Empidonomus varius</i>	peitica
<i>Columbina picui</i>	rolinha-picuí	<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado
<i>Patagioenas picazuro</i>	pombão	<i>Knipolegus lophotes</i>	maria-preta-de-penacho

Cont.

<i>Zenaidaa auriculata</i>	pomba-de-bando	Vireonidae	
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari
<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-gemeadeira	<i>Vireo chivi</i>	juruviara
<i>Geotrygon montana</i>	pariri	Corvidae	
Cuculiformes		<i>Cyanocorax caeruleus</i>	gralha-azul
Cuculidae		<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-picaça
<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	Troglodytidae	
<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	<i>Troglodytes musculus</i>	corruira
<i>Guira guira</i>	anu-branco	Turdidae	
Strigiformes		<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira
Tytonidae		<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco
<i>Tyto furcata</i>	coruja-da-igreja	<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca
Strigidae		<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro
<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato	<i>Turdu salbicollis</i>	sabiá-coleira
<i>Athene cunicularia</i>	coruja-buraqueira	Mimidae	
Nyctibiiformes		<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo
Nyctibiidae		Passerellidae	
<i>Nyctibius griseus</i>	urutau	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico
Caprimulgiformes		<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo
Caprimulgidae		Parulidae	
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju	<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita
<i>Hydropsalis albicollis</i>	bacurau	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra
Apodiformes		<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula
Trochilidae		<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	Icteridae	
<i>Hylocharis chrysura</i>	beija-flor-dourado	<i>Cacicus chrysopterus</i>	tecelão
<i>Leucochloris albicollis</i>	beija-flor-de-papo-branco	<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe
Coraciformes		<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro
Alcedinidae		<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chopim-do-brejo
<i>Megaceryle torquata</i>	martim-pescador-grande	<i>Agelaioides badius</i>	asa-de-telha
Trogoniformes		<i>Molothrus bonariensis</i>	chopim
Trogonidae		<i>Sturnella superciliaris</i>	polícia-inglesa
<i>Trogon surrucura</i>	surucuá	Thraupidae	
Galbuliformes		<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro
Bucconidae		<i>Saltator maxillosus</i>	bico-grosso
<i>Nystalus chacuru</i>	joão-bobo	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	cabecinha-castanha
Piciformes		<i>Tachyphonus coronatus</i>	tié-preto
Ramphastidae		<i>Lanio cucullatus</i>	tico-tico-rei
<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde	<i>Lanio melanops</i>	tié-de-topete
Picidae		<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzento

Cont.

<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	<i>Tangara preciosa</i>	saíra-preciosa
<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho- -verde-carijó	<i>Stephanophorus diadematus</i>	sanhaço-frade
<i>Piculus aurulentus</i>	pica-pau-dourado	<i>Paroaria coronata</i>	cardeal
<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde- -barrado	<i>Pipraeidea melanonota</i>	saíra-viúva
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do- -campo	<i>Pipraeidea bonariensis</i>	sanhaço-papa-laranja
<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de- -banda-branca	<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha
Falconiformes		<i>Hemithraupis guira</i>	saíra-de-papo-preto
Falconidae		<i>Poospiza nigrorufa</i>	quem-te-vestiu
<i>Caracara plancus</i>	carcará	<i>Poospiza cabanisi</i>	tico-tico-da-taquara
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra
<i>Milvago chimango</i>	chimango	<i>Embernagra platensis</i>	sabiá-do-banhado
<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri	<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu
Psittaciformes		<i>Sporophila caerulescens</i>	coleurinho
Psittacidae		Cardinalidae	
<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	azulão
<i>Myiopsitta monachus</i>	caturrita	Fringillidae	
<i>Pionopsitta pileata</i>	cuiú-cuiú	<i>Sporagra magellanica</i>	pintassilgo
<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim
Passeriformes		<i>Chlorophonia cyanea</i>	gaturamo-bandeira
Thamnophilidae		Passeridae	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	<i>Passer domesticus</i>	pardal
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu- -vermelho		
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata		

Perspectivas para conservação

A fragmentação florestal, o conseqüente isolamento dos remanescentes, o efeito de borda são as principais ameaças que colocam em risco a avifauna que ocorre no PNMS. Dessa forma, a criação de um corredor ecológico, conectando os principais remanescentes florestais do Planalto Norte do Rio Grande do Sul, como a Floresta Nacional de Passo Fundo, o Parque Estadual do Papagaio-Charão e o Parque Municipal da Sagrisa/Pontão constitui um grande desafio para o futuro, a fim de evitar os efeitos causados pela fragmentação florestal.

Dentre as espécies registradas no PNMS, algumas são consideradas cinegéticas, como o jacuaçu – *Penelope obscura* Temminck, 1815 e o nambu – *Crypturellus obsoletus* (Temminck, 1815), que sofrem imensa pressão de caça. Portanto, a segurança ou a fiscalização da unidade por guarda-parques, associado com programas de educação ambiental, especialmente com os moradores vizinhos do parque, são ações extremamente importantes para a preservação, não somente da sua avifauna, como de um todo, de maneira geral.

Assim, como a continuidade de estudos científicos, com monitoramentos de longo prazo para todos os grupos de fauna, teremos resultados mais concretos e fidedignos, especialmente, no diz respeito à riqueza de espécies do PNMS. Como mencionado anteriormente, muitas espécies de aves ainda poderão ser registradas para a área.



Fonte: C. E. Agne.

Figura 2 – Aves registradas no Parque Natural Municipal de Sertão: 1) Pica-pau-de-banda-branca (*Dryocopus lineatus*); 2) tangará-dançador (*Chiroxiphia caudata*); 3) patinho (*Platyrinchus mystaceus*); 4) gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*).

Referências

AGNE, C. E. Novos registros de aves ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul. *Atualidades Ornitológicas*, Curitiba, v. 126, p. 8, jul./ago. 2005.

BELTON, W. *Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia*. São Leopoldo: Unisinos, 1994.

BENCKE, G. A. et al. Aves. In: FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. (Eds.). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p. 189-479.

BENCKE, G. A. et al. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, Porto Alegre, v. 100, n. 4, p. 519-556, dez. 2010. Série Zoologia.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Listas das aves do Brasil. 11. ed. jan. 2014, Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 20 jan. 2014.

DAMIANI, R. V. Primeiro registro de *Phaethornis pretrei* (Aves, Trochilidae) para o Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, Florianópolis, v. 22, n. 2, p. 199-202, jun. 2009.

Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. Reavaliação da Lista de Espécies da Fauna Silvestre Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul, 2013. Disponível em: <http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23>. Acesso em: 20 jan. 2014.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de manejo da Floresta Nacional de Passo Fundo, Rio Grande do Sul. v. 1 – Diagnóstico, 2012. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-conservacao/Volume_I_PF_mai_2012_final.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2014.

IUCN-2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 20 jan. 2014.

MARCHETTO, C.; RESTELLO, R. M. Composição da avifauna do Parque Municipal Ernesto Vitório Menin, Jacutinga - RS. *Perspectiva*, Erechim, v. 33, n. 121, p. 111-121, mar. 2009.

MARQUES, A. A. B. et al. *Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*. Decreto n. 41.672, de 10 junho de 2002. Porto Alegre: FZB/MCT-PUCRS/PANGEA, 2002, 52 p.

OLIVEIRA, S. L. Aves, Apodidae, *Cypseloides senex* (Temminck, 1826): Geographical distribution in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *CheckList*, São Paulo, v. 7, n. 4, p. 473-475, jul. 2011.

PRESTES, N. P.; MARTINEZ, J. Primeiros registros de *Xenopsaris albinucha* (Burmeister, 1869) para o estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Orn.*, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 434-435, set. 2011.

CAPÍTULO 7

Diversidade β de roedores e a conservação de remanescentes florestais do Rio Grande do Sul

*André Luís Luza**

*Noeli Zanella***

*Alexandre Uarth Christoff****

*André Felipe Barreto-Lima*****

*João Vademar Grandó***

Introdução

Os padrões de variação na diversidade entre comunidades são determinados principalmente por processos históricos (ex.: especiação alopátrica e processos macroevolutivos de diversificação) e ecológicos (ex.: clima regional e variações na produtividade) (Ricklefs, 1987; 2008). Em adição, a intensidade de conversão de ecossistemas nativos determina a heterogeneidade das paisagens e a dimensão, o grau de isolamento e a qualidade da matriz no entorno das manchas de habitat disponíveis para

* Laboratório de Ecologia de Comunidades, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

** Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Passo Fundo (UPF).

*** Museu de Ciências Naturais, Universidade Luterana do Brasil.

**** Instituto de Biociências, Departamento de Zoologia, Laboratório de Herpetologia, CHUNB, Universidade de Brasília. Campus Darcy Ribeiro.

as espécies (Pires et al. 2002; Pardini et al. 2009). Assim, avaliar os fatores gerando mudanças na estrutura das comunidades ecológicas em uma perspectiva regional pode auxiliar na detecção dos efeitos da fragmentação de ecossistemas sobre a biodiversidade.

Os roedores são importantes componentes dos ecossistemas por desempenharem diversos serviços ecológicos. Dentre os principais, esses seres compõem a base trófica dos consumidores pela remoção e dispersão de sementes e predação de plântulas, frutos, sementes e artrópodes (Carvalho et al. 1995, Iob; Vieira 2008), regulando assim, a composição e a estrutura de comunidades de plantas e artrópodes. Roedores contribuem para a ciclagem de nutrientes e para a estruturação do solo – principalmente espécies fossoriais, e servem como recurso alimentar para diversos mamíferos, répteis e aves predadoras (Medan et al., 2011). Adicionalmente, algumas espécies são reservatórios de doenças infecciosas relevantes para a saúde pública (ex. leptospirose (*Leptospira*) e hantavirose (*Hantavirus*)) (Meerburg; Singleton; Kijlstra, 2009), perfazendo a importância da manutenção de populações de roedores em seus ambientes naturais.

Em paisagens fragmentadas, os padrões de diversidade de roedores são, aparentemente, dependentes de processos de extinção e colonização de espécies. Estes processos podem gerar uma diminuição na diversidade intrafragmento (diversidade α) a despeito de um aumento da variabilidade espacial interfragmentos (diversidade β) (Pardini et al., 2005). Porém, esses mesmos padrões de diversidade entre comunidades podem ser gerados por processos diferentes da perda de espécies. Alguns métodos permitem-nos particionar quanto da variabilidade espacial da diversidade é atribuída ao aninhamento/perda de espécies (nestedness) ou à substituição de espécies (turnover) entre comunidades (Baselga, 2010). O padrão de aninhamento pode surgir pela ação de processos de perda de espécies – como extinção (Patterson; Atmar, 1986), ou por diferenças no potencial de

colonização das espécies, podendo gerar comunidades menos diversas que compõem um subconjunto aninhado de comunidades-fonte mais diversas (Patterson; Atmar, 1986). Por outro lado, a influência da heterogeneidade ambiental faz com que espécies selecionem habitats específicos, ocasionando uma elevada substituição de espécies devido aos diferentes requerimentos de nicho ecológico das espécies de roedores habitando os remanescentes florestais. Dessa forma, há a necessidade de compreender quais processos geram variações nos padrões de diversidade de roedores entre remanescentes florestais em uma perspectiva regional. Isso permite-nos definir aspectos como a localização, o tamanho e a distribuição espacial de unidades de conservação (UCs), além de outras estratégias visando conservar a biodiversidade (Legendre et al., 2005).

Em vista desses aspectos históricos e ecológicos, objetivamos explorar a similaridade composicional e as causas de variações na composição de espécies de roedores em remanescentes florestais do Rio Grande do Sul. Devido ao atual panorama regional de fragmentação, de perda de espécies e aspectos relacionados a biologia dos roedores, esperamos uma similar contribuição de processos relacionados à substituição de espécies e ao aninhamento como geradores de variações na diversidade de roedores. Finalmente, consideramos os resultados do estudo para a formulação de estratégias de manejo da paisagem e da conservação da diversidade de roedores em remanescentes florestais do sul do País.

Material e métodos

A fim de explorarmos as causas de variações regionais na composição de espécies, realizamos uma revisão bibliográfica de estudos de comunidades de pequenos mamíferos não voadores florestais e de ecótonos campo-floresta no Rio Grande do Sul. Registramos se os pontos de captura foram sistematicamente organi-

zados em grades amostrais ou em transecções, e se as amostragens foram ou não sazonais. Dados de diferentes sítios, em um mesmo estudo foram considerados separadamente. De cada sítio, extraímos informações quanto à composição de espécies, esforço amostral empregado (armadilhas/noite) e a abundância ou o número total de capturas de cada área. Roedores não identificados ao nível de espécie foram desconsiderados, bem como espécies com apenas uma ocorrência. Para padronizarmos os métodos de coleta de dados, consideramos somente estudos que utilizaram armadilhas *live-trap* (*Tomahawk*, *Sherman* ou *Young*) e de queda (*pitfalls*) dispostas em transecções ou em Y. A partir desses critérios, a matriz de composição de roedores consistiu da presença ou ausência de 16 espécies em 15 sítios (unidades amostrais básicas) contempladas em 12 estudos, sendo sete artigos publicados, quatro dissertações ou teses e um resumo de congresso (Tabela 1). Os dados de Pedó, Freitas e Hartz (2010) foram coletados em áreas não fragmentadas por processos antrópicos, sendo portanto mantidos como “área-referência” quanto à composição e riqueza de espécies de áreas naturais.

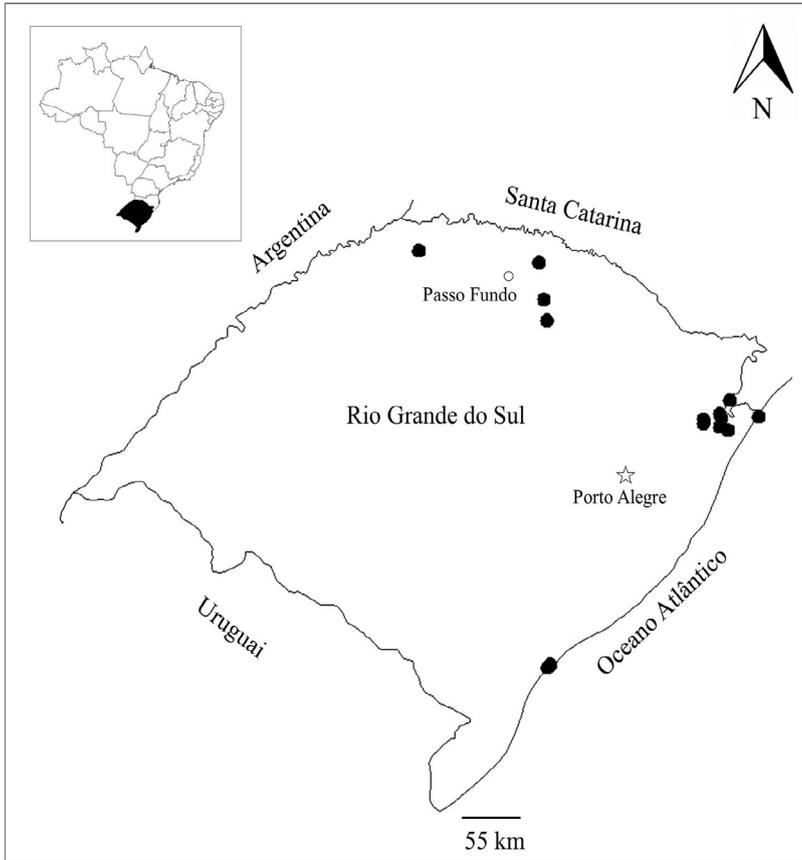


Figura 1 – Distribuição espacial dos estudos revisados na presente compilação.

Análise de dados

Inicialmente, avaliamos a influência do esforço amostral (armadilhas/noite) sobre a composição e riqueza de espécies por meio de regressão linear simples. Essa análise mostrou que o esforço amostral empregado explicou pouco da riqueza de espécies encontrada em cada estudo ($R^2 = 0,0016$; $p = 0,88$), permitindo comparações das comunidades de roedores sem a influência de diferenças de esforço de cada área. Da mesma for-

ma, não registramos diferenças composicionais em estudos que utilizaram um ou mais métodos de captura ($SQ = 0,78$; $p = 0,17$).

A fim de explorarmos variações regionais na composição de espécies, realizamos uma análise de agrupamentos pelo método de distância média (UPGMA) baseada na similaridade de Jaccard (Legendre & Legendre, 1998), testando, em seguida, a nitidez de grupos de unidades amostrais por reamostragem *bootstrap* (Pillar, 1999b). Adicionalmente, realizamos uma análise de coordenadas principais da composição de roedores em cada remanescente para explorarmos os padrões de distribuição regional das espécies. O suporte de cada eixo de ordenação foi testado por meio de reamostragem *bootstrap* (1000 permutações) (Pillar, 1999a). Somente espécies com correlação positiva ou negativa superior a 0,5 com os eixos de ordenação foram incluídas no gráfico. Para definirmos os processos geradores de variações composicionais entre sítios, particionamos a diversidade β (JAC) em um componente de dissimilaridade gerado pela substituição de espécies (*turnover* -JTU) e pelo aninhamento (*nestedness* -JNE) por meio da função *beta.multi* (índice de diversidade β de Jaccard) implementada no pacote *betapart* (Baselga; Orme, 2012). A partição da diversidade beta e as regressões lineares foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2011), ao passo que as análises de agrupamento e ordenação foram realizadas no programa Multiv v 2.95 (por VD Pillar, disponível em: <<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/MULTIV.html>>.)

Resultados e discussões

Em um estudo anterior, registramos a ocorrência de dez espécies de roedores no Parque Natural Municipal de Sertão (PNMS), sendo as mais abundantes *Oligoryzomys nigripes* e *Akodon montensis* (Figura 2) (Luza et al., 2013). Por meio de encontros ocasionais, registramos, adicionalmente, a presença de *Sphiggurus villosus* (Cuvier 1823 - Rodentia, Erethizontidae) e de *Dasyprocta azarae* (Lichtenstein 1823 - Rodentia, Dasyproctidae), con-

siderando que *D. azarae* encontra-se ameaçada de extinção no estado do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014).



Fonte: A. L. Luza.

Figura 2 – Espécies de roedores capturadas no Parque Natural Municipal de Sertão-RS em Luza et al. (2013). Da esquerda para a direita: *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis*, *Thaptomys nigrita* e *Sooretamys angouya*.

Os dados compilados mostraram que *Oligoryzomys nigripes* (n = 14), *Akodon montensis* (n = 13), *Sooretamys angouya* (n = 12) e *Oligoryzomys flavescens* (n = 11) foram registradas na maioria dos remanescentes (Tabela 1). O maior número de espécies foi registrado na área de Mata Paludosa (Tab. 1, nº 7 - 12 spp.) e na Floresta Ombrófila Mista (Tab. 1, nº 9 - 11 spp.) no estudo de Marinho (2003), e no Parque Natural Municipal de Sertão (Tab. 1, nº 12 - 10 spp. - Luza et al., 2013).

Registramos uma grande variação na similaridade composicional entre as áreas analisadas, cujas áreas compõem dois grupos nítidos de unidades amostrais composicionalmente distintas (Figura 3). O Grupo 1 teve grande variabilidade interna na composição de espécies e foi composto por áreas de Floresta Ombrófila Mista e Florestas Estacionais, enquanto que o segundo grupo esteve representado por áreas de Mata de Restinga da Planície Costeira (Figura 3).

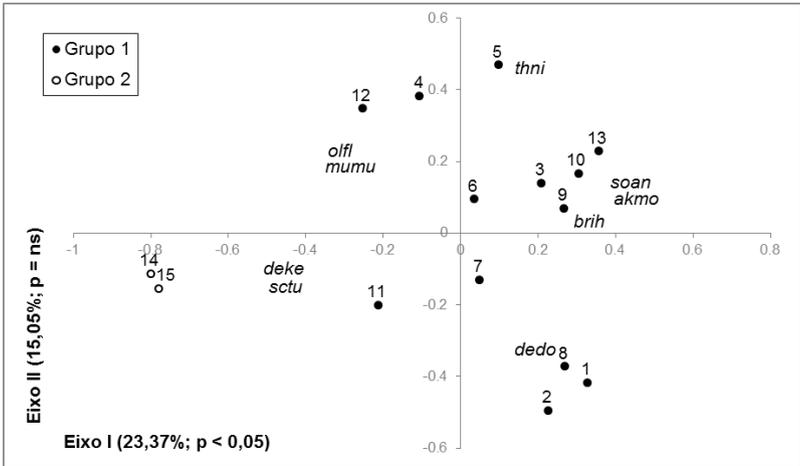


Figura 3 – Similaridade composicional da fauna de roedores florestais do Rio Grande do Sul. Rótulos das áreas ver Tab. I. Rótulo das espécies vide *Resultados e discussões*.

Observamos que as espécies *S. angouya*, *Akodon montensis* (akmo) e *Brucepattersonius iheringi* (brih) estiveram relacionadas a remanescentes e Floresta Ombrófila Densa e Mista (3, 9 e 10) e Floresta Estacional Decidual (13). Dentro do Grupo 1, houve distinção entre três áreas de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual. Estes sítios incluem o Parque onde estão incluídas o Parque Natural Municipal de Sertão (12), a Floresta Nacional de Passo Fundo (4) e o Horto Florestal de Erechim (5), que se distinguiram dos outros sítios pela ocorrência de *Thaptomys nigrita* (thni), *O. flavescens* (olfl) e *Mus musculus* (mumu) (Figura 3). Pelo eixo II agruparam-se ainda áreas de Floresta Ombrófila Mista como a Floresta Nacional de São Francisco de Paula (1 e 2) e Mata Paludosa (8), caracterizadas pela presença de *Delomys dorsalis* (dedo). Finalmente, pelo eixo I distinguem-se composicionalmente as duas áreas de Mata de Restinga (14 e 15), principalmente pela ocorrência de *Deltamys kempi* (deke) e *Scapteromys tumidus* (sctu) (Figura 3).

A partição da diversidade β total ($JAC = 0,88$) demonstrou que a baixa similaridade composicional entre os remanescentes avaliados foi gerada pelo processo de substituição de espécies ($JTU = 0,83$) e não pelo aninhamento ($JNE = 0,05$). Dentro de cada grupo observamos o mesmo padrão, havendo maior substituição de espécies tanto entre sítios dentro do Grupo 1 ($JTU = 0,73$; $JNE = 0,1$; $JAC = 0,83$) quanto do Grupo 2 ($JTU = 0,33$; $JNE = 0,1$; $JAC = 0,43$). Além disso, a substituição de espécies continuou preponderante mesmo com a inclusão das espécies que ocorreram uma única vez ($JAC = 0,9$; $JTU = 0,84$; $JNE = 0,06$).

Em uma paisagem alterada na Mata Atlântica, Pardini et al. (2005) constataram que a alta diversidade β entre fragmentos foi possivelmente causada pelo processo de extinção de espécies, baixa diversidade de processo de extinção de espécies, gerando uma baixa diversidade local (α) a despeito de uma grande variabilidade espacial na diversidade de espécies. Nosso estudo registrou o mesmo padrão de elevada variação na diversidade de espécies, porém os processos que resultariam em um padrão de aninhamento (ex.: extinção de espécies) foram pouco relevantes mesmo em uma paisagem fragmentada e sob uma matriz inóspita para muitas espécies. Assim, supomos que a heterogeneidade ambiental gerada por fatores como topografia e clima, e as preferências de cada espécie por habitats específicos causaram uma elevada substituição de espécies entre remanescentes florestais.

O processo de substituição de espécies é altamente dependente da capacidade de dispersão das espécies, que irá determinar quais espécies irão colonizar ou recolonizar os sítios disponíveis (Baselga, 2008). Se somente algumas espécies são capazes de ocupar todas as manchas de habitat devido a sua alta eficiência dispersiva, as comunidades de roedores de remanescentes seriam pouco diversas e caracterizariam um subconjunto de espécies de remanescentes florestais mais diversos. Porém, nossos resultados indicam que os remanescentes florestais possuem tanto

espécies com dispersão eficiente capazes de colonizar a maioria dos remanescentes florestais quanto espécies restritas a determinadas regiões (Baselga 2008). Espécies com baixa capacidade de dispersão, geralmente, têm distribuição espacial restrita, e incluem espécies endêmicas ou aquelas com requerimentos de habitat altamente específicos – como aquelas registradas em ambientes pouco perturbados contemplados somente no interior de UCs (Bonvicino et al., 2002). Similarmente ao registrado em nosso estudo, variações na diversidade em escalas amplas levaram Gering et al. (2003) a apontarem que a proteção de muitos sítios dentro de ecorregiões seria uma ação mais efetiva para a conservação de insetos do que ações que visem o aumento da diversidade dentro de grandes áreas. Dessa forma, consideramos nossos resultados como subsídio para ações de conservação de remanescentes florestais.

Tabela 1 – Composição de espécies de roedores de estudos realizados em remanescentes florestais do Rio Grande do Sul.
* Número médio de espécies.

	Autores														
	Cademartori, Marques, e Pacheco (2008)	Cademartori, Fabián e Meneghetti, (2004)	Dal Berto (2012)	Galiano (2010)	Galiano et al. (2007)	Pedó, Freitas e Hartz (2010)	Marinho (2003)	Horn (2005)	Daimagro e Vieira (2005)	Luza et al. (2013)	Melo et al. (2013)	Quintela et al. (2012)	Nº de ocorrências		
Rótulos das áreas na Fig. 3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Cricetidae															
<i>Oligoryzomys nigrripes</i> (Olfers, 1818)	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	14
<i>Akodon montensis</i> (Thomas, 1913)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	13
<i>Socreatamys angouya</i> (Fischer, 1814)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	-	12
<i>Oligoryzomys flavescens</i> (Waterhouse, 1837)	-	-	1	1	1	1	1	-	1	1	1	-	1	1	10
<i>Delomys dorsalis</i> (Hensel, 1873)	1	1	1	-	-	1	1	1	1	1	-	-	-	-	8
<i>Thaptomys nigrita</i> (Lichtenstein, 1830)	-	-	1	1	1	1	-	-	1	1	-	1	1	-	8
<i>Brucepattersonius iheringi</i> (Thomas, 1896)	1	-	1	-	-	1	1	-	1	1	-	-	1	-	7
<i>Euryzomys russatus</i> (Wagner, 1848)	-	-	1	-	1	-	1	1	1	-	-	-	1	-	6
<i>Oxymycterus nasutus</i> (Waterhouse, 1837)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1	1	1	-	1	4
<i>Akodon azarae</i> (Fischer, 1829)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	3
<i>Akodon paranaensis</i> (Christoff, Fagundes, Sbalquero, Mattevi & Yonenaga-Yassuda, 2000)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	1	-	-	3

Perspectivas para a conservação

A perda e a fragmentação de habitats, causadas por atividades antrópicas, constituem as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil (Costa et al., 2005). Além disso, a compreensão dos processos causadores de variações nos padrões de diversidade em uma perspectiva regional permite definir estratégias de conservação da biodiversidade (Legendre et al., 2005). Observamos um padrão de alta substituição de espécies gerando um padrão de baixa similaridade composicional de roedores entre os remanescentes avaliados. Em vista disso, como esses padrões poderiam contribuir para a formulação de estratégias para a conservação de espécies em remanescentes florestais? Os resultados demonstrados aqui tornam pertinente a discussão de outro importante paradigma da biologia da conservação: conservar apenas uma grande área pode realmente contemplar a conservação da diversidade de espécies de uma região?

A variação espacial na composição de espécies encontrada no presente estudo deveria subsidiar a implementação da rede de unidades de conservação do norte do Rio Grande do Sul. Ações como essa são urgentes, já que similarmente ao panorama nacional de conservação de remanescentes florestais da Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), a paisagem do norte do Rio Grande do Sul é composta principalmente por remanescentes florestais pequenos ($85\% < 5$ ha) (Slaviero et al., 2007). Assim como os poucos fragmentos grandes (dez com área > 500 ha), os fragmentos pequenos estão envoltos por uma matriz de plantações ou pastagens anuais (Slaviero et al., 2007), muitas vezes intransponíveis para maioria das espécies de mamíferos de pequeno porte (Pires et al., 2002; de Castro; Fernandez, 2004). Além disto, há uma grande distância entre os remanescentes de grande porte da região. Cinco dessas UCs distam 30 km do Parque Natural Municipal de Sertão, três cerca de 70 km e duas estão a mais de 100 km. Desse modo, entendemos que a rede de unidades de conservação deveria gestar sobre o espaço prote-

gido legalmente e sobre as áreas adjacentes, via um mosaico de unidades de conservação e florestas de propriedades privadas conectadas por corredores ecológicos.

Nesse contexto, Costa et al. (2005) apontaram que a gestão da paisagem, visando aumentar a disponibilidade e a conectividade entre habitats, compõem prioridades para o manejo de regiões altamente fragmentadas. Remanescentes florestais de maior porte, usualmente resguardam uma maior riqueza de espécies e populações maiores do que remanescentes menores. Populações ocupando remanescentes grandes supostamente são mais estáveis no tempo e no espaço e menos sujeitas a ação da estocasticidade populacional (ex. processo de deriva gênica) e ambiental (ex.: tempestades) (Metzger et al., 2009). Assim, em uma paisagem na qual os remanescentes protegidos estão a uma larga distância e envoltos por uma matriz predominantemente inóspita (Slaviero et al., 2007), a criação de mosaicos de unidades de conservação por meio de corredores ou de trampolins ecológicos entre grandes e pequenos remanescentes compõem uma boa alternativa para aumentar a conexão funcional e estrutural entre fragmentos (Ribeiro et al., 2009; Tabarelli et al., 2010). Essa forma de manejar a paisagem é extremamente relevante, já que pequenos fragmentos compõem uma porção significativa do que resta de floresta nativa na região (Slaviero et al., 2007) e, portanto, podem servir para aumentar a conectividade entre os poucos remanescentes de maior porte (Metzger et al., 2009). Assim, a criação de corredores entre remanescentes grandes ou UCs por meio de fragmentos pequenos, áreas de preservação permanente, reservas legais ou mesmo sistemas agroflorestais ou silvipastoris inseridos em propriedades particulares devem ser prioridade. Essas ações podem evitar o isolamento e o empobrecimento faunístico dos remanescentes causado pela extinção local de espécies, atribuindo aos remanescentes pequenos o papel de conectar ou mesmo constituir habitats ótimos ou sub-ótimos para a colonização de espécies (de Castro; Fernandez,

2004; Pardini et al., 2005; Tabarelli et al., 2010). Além disso, essa configuração espacial de habitats é importante para roedores, que geralmente obedecem a uma relação fonte-dreno quanto às dinâmicas espaciais de colonização e extinção em manchas de habitat (Pires et al., 2002; de Castro; Fernandez, 2004).

Em geral, os resultados encontrados no presente estudo revelam que conservar apenas uma extensa área não contemplaria a plenitude da diversidade de roedores da região, considerando que diversas espécies tiveram ocorrência restrita a determinados sítios. O padrão de elevada variação na composição de espécies deveria servir para a priorização da conservação de um grande número de fragmentos de dimensões variadas, englobando os diferentes habitats e os diversos requerimentos ecológicos das espécies (Baselga, 2010). Visto que espécies endêmicas e habitat-especialistas ocorrem com maior frequência no interior de UCs ou em remanescentes maiores (Bonvicino et al., 2002; Pardini et al., 2005) e que fragmentos menores e isolados conservam uma fauna de habitat-generalistas (Patterson; Atmar 1986; Pardini et al., 2005) os processos de substituição de espécies podem indicar que conservar diversos fragmentos pequenos em adição à conservação de áreas extensas pode compor a ação mais representativa para a conservação da biodiversidade regional (Patterson; Atmar, 1986). Tais ações priorizariam a conservação tanto de espécies raras como também espécies generalistas e tolerantes a ambientes degradados, maximizando a diversidade regional e diminuindo a extinção local de espécies (Wright; Reeves, 1992), permitindo, concomitantemente, a perpetuidade de papéis ecológicos desempenhados pelos roedores. Ademais, sistemas pouco aninhados oferecem uma oportunidade para a conservação de um elevado número de espécies em reservas de menor área mas devidamente planejadas e distribuídas espacialmente (Wright; Reeves, 1992), o que pode compor uma estratégia viável para regiões severamente fragmentadas como o norte do Rio Grande do Sul.

Referências

- BASELGA, A. Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography*, Lund, Suécia, v. 31, n. 2, p. 263-271, mar. 2008.
- _____. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, Malden MA, USA, v. 19, p. 134-143, out. 2010.
- BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, London, UK, v. 3, n. 5, p. 808-812, jun. 2012.
- BERGALLO, H. G.; MAGNUSSON, W. E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, Topeka, KS, v. 80, n. 2, p. 472-486, maio 1999.
- 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*, São Carlos, SP, v. 62, n. 4b, p. 765-774, nov. 2002.
- CADEMARTORI, C. V., FABIÁN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Variações na abundância de roedores (Rodentia, Sigmodontinae) em duas áreas de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, Juiz de Fora, MG, v. 6, n. 2, p. 147-167, dez. 2004.
- CADEMARTORI, C. V.; MARQUES, R. V.; PACHECO, S. M. Estratificação vertical no uso do espaço por pequenos mamíferos (Rodentia, Sigmodontinae) em área de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, Juiz de Fora, MG, v. 10, n. 3, p. 189-196, dez. 2008.
- CARVALHO, F. M. V. D. et al. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zootecias*, Juiz de Fora, MG, v. 1, n. 1, p. 91-101, dez. 1999.
- COSTA, L. P. et al. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology*, Washington, DC, USA, v. 19, n. 3, p. 672-679, jun. 2005.

DALBERTO, A. C. Padrão de atividade temporal de pequenos mamíferos não-voadores em Floresta Ombrófila Mista no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. In: *Instituto de Biociências*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. 52 p.

DALMAGRO, A. D.; VIEIRA, E. M. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology*, Windsor QLD, Austrália, v. 30, n. 4, p. 353-362, jun. 2005.

DE CASTRO, E. B. V.; FERNANDEZ, F. A. S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 119, n. 1, p. 73-80, set. 2004.

FOX, B. J.; FOX, M. D. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography*, Malden MA, USA, v. 9, n. 1, p. 19-37, dez. 2000.

GALIANO, D. Dinâmica populacional e efeito de variáveis ambientais sobre a fauna de pequenos mamíferos em um fragmento de floresta com araucária no sul do Brasil. In: *Instituto de Biociências*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010, 67 p.

GALIANO, D. et al. A floração da taquara-lixia e a explosão populacional de roedores silvestres. Ratada? In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambú. *Anais...* Caxambú, 2007.

GERING, J. C.; CRIST, T. O.; VEECH, J. A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, Washington, DC, USA, v. 17, n. 2, p. 488-499, mar. 2003.

HORN, G. B. A assembleia de pequenos mamíferos da floresta paludosa do Faxinal, Torres - RS: sua relação com a borda e o roedores *Akodon montensis* (Rodentia, Muridae) como potencial dispersor de sementes endozocóricas. In: *Instituto de Biociências*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. 108 p.

IOB, G.; VIEIRA, E. M. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and “large” mammals. *Plant Ecology*, Cham, Suíça, v. 198, n. 2, p. 185-196, out. 2008.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, Ithaca, NY, v. 75, n. 4, p. 435-450, nov. 2005.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 1998.

LUZA, A. L. et al. Relação entre fatores exógenos e a abundância de roedores em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, RS, v. 11, n. 3, p. 263-268, jul./set. 2013.

MARINHO, J. R. Estudo da comunidade e do fluxo gênico de roedores silvestres em um gradiente altitudinal de Mata Atlântica na área de influência da RST - BR 453/RS 486 - Rota-do-Sol. In: *Instituto de Biociências*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. p. 119.

MEDAN, D. et al. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, Cham Switzerland, v. 20, n. 13, p. 3077-3100, dez. 2011.

MEERBURG, B. G.; SINGLETON, G. R.; KIJLSTRA, A. Rodent-borne diseases and their risks for public health. *Critical Reviews in Microbiology*, London, UK, v. 35, n. 3, p. 221-270, ago. 2009.

MELO, G. L. et al. Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. *Community Ecology*, Budapeste, Hungria, n. 1, v. 12, p. 58-66, jun. 2011.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, jun. 2009.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 124, n. 2, p. 253-266, jul. 2005.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, n. 2, v. 142, p. 1178-1190, jul. 2009.

PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, Hoboken, NJ, USA, n. 1-2, v. 28, p. 65-82, ju. 1986.

PEDO, E.; DE FREITAS, T. R. O.; HARTZ, S. M. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Zoologia*, Curitiba, PR, v. 27, n. 4, p. 533-540, ago. 2010.

PILLAR, V. D. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science*, Malden MA, USA, v. 10, n. 6, p. 895-902, fev. 1999a.

_____. How sharp are classifications? *Ecology*, Washington, DC, v. 80, n. 8, p. 2508-2516, dez. 1999b.

PIRES, A. S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 108, n. 2, p. 229-237, dez. 2002.

QUINTELA, F. M. et al. Non-volant small mammals (Didelphimorphia, Rodentia) in two forest fragments in Rio Grande, Rio Grande do Sul, Coastal Plain, Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas - SP, v. 12, n. 1, p. 261-266, jan./mar. 2012.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2011.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009.

RICKLEFS, R. E. Community diversity - relative roles of local and regional processes. *Science*, Washington DC, v. 235, n. 6, p. 167-171, jun. 1987.

_____. Disintegration of the ecological community. *American Naturalist*, Chicago USA, v. 172, n. 6, p. 741-750, dez. 2008.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Estadual 51.797, de 8 de setembro de 2014.

SLAVIERO, L. B. et al. Estrutura, configuração e fragmentação da paisagem da região norte do Rio Grande do Sul, Brasil. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambú. *Anais...* Caxambú, 2007.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, Amsterdam, The Netherlands, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, out. 2010.

WRIGHT, D. H.; REEVES, J. H. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, Cham Switzerland, v. 92, n. 3, p. 416-428, dez. 1992.

CAPÍTULO 8

Mamíferos do Parque Natural Municipal de Sertão

Samara Arsego Guaragni*
Maria Cristina Kurtz de Lima**
Noeli Zanella***
Almir de Paula****

Introdução

O bioma Mata Atlântica é considerado um dos locais de maior diversidade do planeta. Apesar disso, ainda restam lacunas no conhecimento da mastofauna. A maioria das espécies ameaçadas de mamíferos (68,9%) ocorre nesse bioma, o que reflete o seu grau de destruição, que, atualmente, apresenta apenas 8% de sua área original (Maury, 2002; Reis et al., 2006; Chiarello et al., 2008).

Atualmente, no Brasil, são registradas 688 espécies de mamíferos (Reis et al., 2011), o segundo lugar quanto à diversidade (Reis et al., 2006; Hilton-Taylor et al., 2008). No Rio Grande do Sul, são listadas 158 espécies e, desse grupo, 38 encontram-se em alguma categoria ameaçada de extinção (Rio Grande do Sul, 2014).

* Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

** Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Passo Fundo (UPF).

*** Laboratório de Herpetologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Passo Fundo, BR 285 KM 171, Bairro São José, 99070-972, Passo Fundo, RS, Brasil.

**** Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Herpetologia. *Campus Darcy Ribeiro*.

Espécies de mamíferos de hábitos oportunistas e dietas flexíveis podem ajustar-se a ambientes alterados e espécies especialistas acabam sendo afetadas, o que, muitas vezes, pode levar ao desaparecimento local dessas (Faria-Côrrea et al., 2006).

De um modo geral, os mamíferos silvestres brasileiros dificilmente são vistos na natureza. Isso deve-se, principalmente, pelos hábitos discretos, crepusculares e noturnos e, ao serem observados, sua identificação é dificultada pela brevidade da visualização (Becker; Dalponte, 1999). Métodos baseados na identificação de pegadas, visualizações ao longo de transectos lineares e o uso de armadilhas fotográficas têm sido tradicionalmente utilizados no estudo dos mamíferos de médio e grande porte (Cullen Jr. et al., 2003; Mazim et al., 2004).

O objetivo desse estudo é contribuir com o conhecimento da diversidade de mamíferos do Parque Natural Municipal de Sertão, norte do Rio Grande do Sul.

Materiais e métodos

Amostragem

A amostragem foi realizada de julho de 2008 a agosto de 2009. Foram utilizados oitenta plots de areia, distribuídos em quatro linhas, instaladas em cada fragmento, na borda e no interior, identificadas como fragmento 1-borda (F1B), fragmento 1-interior (F1I), fragmento 2-borda (F2B) e fragmento 2-interior (F2I). Cada linha era composta por vinte plots, com distância de 10 m entre esses, instaladas sazonalmente por um período de quatro a seis dias. Ao amanhecer eram verificadas, limpas e iscadas com banana, laranja e pedaços de carne.

Foram estabelecidos transectos no interior do Parque para a visualização de pegadas que foram registradas e fotografadas. Também foram levados em consideração para análise os encontros ocasionais de outros vestígios indiretos ou visualização dos

animais (direta). Para a identificação das pegadas foi utilizada bibliografia especializada (Becker; Dalponte, 1999; Oliveira; Cassaro, 2005). As pegadas das espécies que não puderam ser identificadas foram mantidas até família ou gênero.

O coeficiente de Jaccard foi utilizado para comparar a similaridade entre os dois fragmentos. Também foi calculada a constância de ocorrência das espécies para a amostragem dos plots pela fórmula de Dajoz (1973): $C = P \times 100/N$, em que P = número de vezes que apareceu a espécie e, N = número de registros realizados. De acordo com os dados, formam-se as seguintes categorias: constantes – presentes em mais de 50% das amostras; acessórias – presentes entre 25 e 50%; ocasionais – presentes em menos de 25% das amostras.

A análise de regressão foi utilizada para avaliar a riqueza com os fatores abióticos (temperatura, pluviosidade e umidade). Para verificar se houve diferença no número de espécies, utilizando os plots, foi aplicado o teste não paramétrico Qui-quadrado (X^2) com um nível de significância de 5%.

Resultados e discussão

Foram registradas, utilizando todos os métodos, 14 espécies de mamíferos silvestres, distribuídas em seis ordens (Tabela 1). A ordem mais representativa foi Carnívora, com 42% das ocorrências. Rodentia apresentou 21%, Artiodactyla 14% e Cingulata, Didelphimorphia e Primates com 7% cada.

Utilizando os plots houve o registro de nove espécies: *Coonepatus chinga*, *Dasyprocta azarae* (Figura 1), *Dasyplus novemcinctus*, *Didelphis albiventris*, *Leopardus* sp., *Procyon cancrivorus* (Figura 2), *Coendou spinosus* e espécies não identificadas de Canidae e Criceidae. Nos transectos foram registradas sete espécies: *D. azarae*, *D. novemcinctus*, *Leopardus* sp., *Mazama* sp. Rafinesque (1817) (Figura 3), *Nasua nasua*, *P. cancrivorus* e uma espécie não identificada de Canidae.

Nos encontros ocasionais foram registradas 11 espécies: *Sapajus nigritus*, *Cerdocyon thous*, *Dasyprocta azarae*, *Dasyplus novemcinctus* (Figura 4), *Didelphis albiventris*, *Mazama* sp., *N. Nasua*, *P. cancrivorus*, *C. spinosus*, *Sus scrofa* e um representante de Canidae, não identificado.



Figura 1 – Pegada de *Dasyprocta azarae*.



Figura 2 – Pegada de *Procyon cancrivorus*.



Figura 3 – Pegada de *Mazama* sp.



Figura 4 – Pegada de *Dasyplus novemcinctus*.

Fonte: Maria Cristina K. de Lima.

Na borda, foram registradas 13 espécies no F1B e dez espécies no F2B. No interior, foram registradas quatro espécies no F1I e quatro espécies no F2I (Tabela 1).

A metodologia que indicou o maior número de espécies foi a de encontros ocasionais (n=11), seguida pelos plots (n=8) e transectos (n=7). A similaridade entre as áreas, calculada pelo coeficiente de Jaccard, foi de 0,48.

Quanto à constância de ocorrência: *C. thous*, *D. azarae* e *D. novemcinctus* foram consideradas espécies constantes; *C. chinga*,

D. albiventris, *Leopardus* sp., *P. cancrivorus*, *C. spinosus* e Cricetidae foram considerados ocasionais.

A análise dos fatores abióticos não evidenciou relação com a atividade dos mamíferos: temperatura ($P = 0,21$), pluviosidade ($P = 0,29$) e umidade ($P = 0,24$). Não houve diferenças significativas na riqueza das espécies entre as estações do ano ($P = 0,23$).

Tabela 1 – Mamíferos no Parque Natural Municipal de Sertão, entre julho de 2008 a agosto de 2009.

Táxon	Nome comum	Metodologia	Local
Ordem Didelphimorphia			
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund 1840)	gambá	P, EO	F1B, F2B
Ordem Cingulata			
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	tatu-galinha	P, T, EO	F1B, F1I, F2B, F2I
Ordem Primates			
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	EO	F1B, F1I
Ordem Carnivora			
<i>Leopardus</i> sp. Gray 1842	gato do mato	P, T	F1B, F2B
Canidae	graxaim	P, T, EO	F1B, F1I, F2B, F2I
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1758)	cachorro do mato	EO	F1B
<i>Conepatus chinga</i> (Molina, 1782)	zorrilho	P	F2B
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	quati	T, EO	F1B
<i>Procyon cancrivorus</i> Cuvier, 1798	mão-pelada	P,T, EO	F1B, F2B, F2I
Ordem Artiodactyla			
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	javali	EO	F1B
<i>Mazama</i> sp. Rafinesque, 1817	veado-mateiro	T, EO	F1B, F2B
Ordem Rodentia			
Cricetidae	rato	P, T	F1B, F2B
<i>Dasypsecta azarae</i> (Lichtenstein, 1923)	cutia	P, T, EO	F1B, F1I, F2B, F2I
<i>Coendou spinosus</i> F. Cuvier, 1823)	ouriço-cacheiro	P, EO	F1B, F2B

O número de espécies encontrados neste estudo é, relativamente, baixo quando comparado com trabalhos de Kasper et al. (2007a) que registraram, para o Vale do Taquari, 26 espécies de mamíferos de médio e grande porte, e 29 espécies para o Parque Estadual do Turvo (Kasper et al., 2007b). Apesar disso, outros estudos em outras regiões de Mata Atlântica no RS apresentam resultados semelhantes a esse estudo, como para a região da Serra Geral com 16 espécies (Abreu Jr.; Köhler, 2009). Essa discrepância em relação aos nossos resultados pode ter sido

influenciada pelas metodologias aplicadas, já que Kasper et al. (2007a; 2007b) utilizaram também armadilhas fotográficas, armadilhas de solo (Shermann) e registros de animais atropelados associados aos encontros ocasionais e transectos de pegadas.

Na literatura podemos encontrar outros estudos realizados em Mata Atlântica que também encontraram maior número de registros para a ordem Carnívora (Prado et al., 2008; Abreu Jr.; Köhler, 2009; Penido; Zanzini, 2012). Os representantes dessa ordem são comumente encontrados em paisagens naturais e/ou fragmentadas, pois muitas espécies apresentam alta plasticidade ambiental e, portanto, adaptam-se em ambientes antropizados, desde que não exijam recursos raros ou pouco abundantes.

O maior número de espécies registradas nas bordas dos dois fragmentos pode estar refletindo diferentes respostas à fragmentação e à perda do habitat. Animais mais sensíveis tornam-se raros na borda dos remanescentes florestais, que são invadidos por espécies não florestais e típicas de áreas abertas, geralmente, adaptadas a ambientes perturbados e que acabam competindo por recursos (Vieira et al., 2003). A perturbação excessiva ocasionada principalmente pelo uso desordenado do ambiente é outro fator que permite que espécies oportunistas e/ou generalistas aumentem sua abundância (Fonseca; Redford, 1984; Cáceres, 2002). Esse fato reforça a ideia de que espécies raras (ou mais especialistas) sejam as primeiras a se extinguirem do ambiente natural após excessiva perturbação (Caughley, 1994; Bonvicino et al., 2002; Chiarello et al., 2008).

O maior número de espécies registradas, pelos encontros ocasionais, deve-se, provavelmente, ao maior esforço de campo durante outras expedições realizadas no Fragmento 1 do Parque. Esse tipo de registro apresentou quatro espécies exclusivas: *Sapajus nigritus*, *C. thous*, *P. cancrivorus* e *S. scrofa*. *Sapajus nigritus* vive em bandos e são animais, predominantemente arborícolas, que dificilmente forrageiam no chão, pouco propensos a impressões de rastros no substrato (Kasper et al., 2007b), por isso sua

visualização apenas por esse método. *C. thous* foi o único canídeo que permitiu sua visualização direta, tornando possível a identificação da espécie. Nas demais metodologias, não foi possível identificar a espécie, pois essa ocorre em simpatria com *Lycalopex gymnocercus* e suas pegadas são muito semelhantes.

P. cancrivorus é um carnívoro muito comum, porém, dificilmente visualizado, motivo pelo qual a espécie foi registrada somente por meio de vestígios indiretos (Reis et al., 2006; Canevari; Vaccaro, 2007). *Sus scrofa* é uma espécie exótica e, devido ao seu caráter invasor, é uma ameaça para as atividades agropecuárias e para estabilidade de ambientes naturais.

A maior riqueza no F1, utilizando todos os métodos, pode estar refletindo a estrutura e o tamanho do fragmento (500 ha) e maior esforço amostral. Outro fator que pode ter interferido nessa comparação é a qualidade do fragmento dois, no qual, frequentemente, ocorria extração de madeira, caça e deposição de resíduos sólidos. A grande maioria de mamíferos neotropicais depende das áreas de vegetação nativa preservadas para se manter, com exceção de algumas poucas espécies que proliferam e são capazes de manter populações viáveis em ambientes urbanos ou agrícolas, como alguns roedores e marsupiais (Umetsu; Pardini, 2007). A maior riqueza também pode estar associada à heterogeneidade e à complexidade do habitat, que é um dos principais fatores que determinam a ocorrência e a distribuição de pequenos mamíferos não voadores (Pardini; Umetsu, 2006).

Três espécies foram comuns às metodologias utilizadas: *Dasyprocta azarae*, *Dasyfus novemcinctus* e Canidae (graxaim) não identificado. Esses animais toleram ambientes alterados e têm hábitos oportunistas, podendo viver tanto na borda quanto no interior dos fragmentos (Reis et al., 2006). No Parque do Turvo-RS, *D. azarae* destaca-se como a espécie com o maior número de registro (Kasper et al., 2007b). Em um trabalho realizado na Mata Atlântica-SC, entre as espécies com maior detectabilidade, des-

tacam-se *C. thous*, *D. azarae* e *D. novemcinctus* (Fantacini, 2009), corroborando os dados encontrados neste trabalho.

As espécies constantes encontradas neste estudo são de ampla distribuição. Espécies acessórias não foram encontradas e as ocasionais não oferecem informações claras que justifiquem o agrupamento, sendo necessário aprofundar os estudos na área com um período maior de coleta de dados e o uso de outras metodologias. Em um estudo em Sinimbú, Vale do Rio Pardo-RS, das seis espécies ocasionais, cinco (*D. novemcinctus*, *S. nigritus*, *Alouatta guariba clamitans*, *Eira barbara* e *N. nasua*) apresentam a floresta como área de ocupação e é a única classificada como constante, *C. thous*, caracteriza-se pela alta plasticidade e pela tolerância a ambientes antropizados (Fonseca et al., 1996; Reis et al., 2006).

Na área de estudo, a ausência de diferença na riqueza entre as estações do ano pode ser atribuída à metodologia, que provavelmente não tenha amostrado todas as espécies. Em um levantamento realizado na RS 153, que dá acesso ao Parque, Hegel et al. (2012) registraram espécies atropeladas que não constam neste levantamento: gato-mourisco (*Herpailurus yagouaroundi*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*), furão (*Galictis cuja*), ratão-do-banhado (*Myocastor coypus*), preá (*Cavia aperea*) sugerindo o aumento de espécies na área de estudo.

Perspectivas para conservação

Os resultados desse estudo mostram que o Parque Natural Municipal de Sertão abriga uma importante riqueza de mamíferos silvestres, servindo como área de refúgio para esses animais.

No entanto, a fauna sofre pressão direta em função das atividades agrícolas realizadas no entorno do Parque, além da caça e do desmatamento ilegal que ocorrem frequentemente. A falta de guarda-parques também dificulta a fiscalização, somado

a isso, há também a falta da demarcação dos limites do Parque o que facilita o livre acesso da população aos fragmentos.

Com o objetivo de prevenir que essas espécies tornem-se cada vez mais raras no Parque, consideramos de grande relevância a prática de atividades de educação ambiental voltadas à comunidade regional com o intuito de sensibilizar as pessoas sobre a importância da manutenção desses remanescentes florestais, não somente para flora e fauna, como para o bem-estar e a qualidade de vida da população.

Além da preocupação com a população local, sugerimos que durante a elaboração do plano de manejo da unidade de conservação seja previsto um programa de monitoramento de fauna, de forma a acompanhar e a auxiliar na manutenção de populações viáveis e conservação da comunidade como um todo.

Referências

ABREU, Jr.; KÖHLER, E. F. A. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS. *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 9, n. 4, p. 169-174, nov. 2009.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. *Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros*. 2. ed. Brasília: Ed. UnB; Ed. IBAMA. 180 p. 1999.

BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Rain Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Journal of Biology*, London, v. 62, n. 4, p. 765-774, nov. 2002.

CÁCERES, N. C. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum *Didelphis albiventris* in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Lisse, v. 37, p. 97-104, abr. 2002.

CANEVARI, M.; VACCARO, O. *Guía de Mamíferos del Sur de América del Sur*. Buenos Aires: LOLA, 2007, 413 p.

CAUGHLEY, G. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, London, v. 63, n. 2, p. 215-244, abr. 1994.

CHIARELLO, A. G. et al. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: MMA, 2008. p. 680-880.

CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Ed. da UFPR, 2003, 668 p.

FANTACINI, F. M. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em unidades de conservação do estado de Santa Catarina. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9, 2009. *Anais...* São Lourenço, 2009.

FARIA-CÔRREA, M. A.; VILELLA, F. S.; JARDIM, M. M. A. Mamíferos. In: BECKER, F. G.; RAMOS, R. A.; MOURA, L. A. (Eds.). *Biodiversidade*. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: MMA/SBF, 2008. p. 356-365.

FONSECA, G. A. B.; REDFORD, K. H. The mammals of IBGE's ecological reserve, Brasília, and an analysis of role of gallery Forest in increasing diversity. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio Janeiro, v. 44, n. 4, p. 517-523, Rio Janeiro, 1984.

FONSECA, G. A. B. et al. Lista anotada de mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology*, Arlington, v. 4, n. 4, p. 1-38, abr. 1996.

HEGEL, C. G. Z.; CONSALTER, G. C.; ZANELLA, N. Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135, norte do estado do Rio Grande do Sul. *Biotemas*, Florianópolis, v. 25, n. 2, p. 165-170, jun. 2012.

HILTON-TAYLOR, C. et al. State of the world's species. In: VIÉ, J. C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S. N. (Eds.). *Wildlife In A Changing World*. An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species, 2008.

IUCN. (International Union for Conservation of Nature). *Conservation International & NatureServe*, 2006. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 10 maio 2014.

KASPER, C. B. et al. Mamíferos do Vale do Taquari, Região Central do Rio Grande do Sul. *Biociências*, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 53-62, jan. 2007a.

KASPER, C. B. et al. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, dez. 2007b.

MAURY, C. M. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: MMA/SBF, 2002, 404 p.

MAZIM, F. D.; DIAS, R. A.; SCHLLE, Jr. J. M. *Mastofauna de médio e grande porte ocorrente no município de Pelotas, sul do Rio Grande do Sul*. UFPEL, 2004. Disponível em: <http://www.ufpel.edu.br/cic/2004/arquivos/CB_01320.rtf>. Acesso em: 23 nov. 2013.

OLIVEIRA, T. G.; CASSARO, K. *Guia de campo dos felinos do Brasil*. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros. Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil e Pró-Vida Brasil, 2005, 80 p.

PARDINI, R.; UMETSU, F. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – Distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2bn010>>. Acesso em: 23 nov. 2013.

PENIDO, G.; ZANZINI, A. C. S. Checklist of large and medium-sized mammals of the Estação Ecológica Mata do Cedro, an Atlantic forest remnant of central Minas Gerais, Brazil. *CheckList*, São Paulo, v. 8, n. 4, p. 712-717, ago. 2012.

PRADO, M. R.; ROCHA, E. C.; GIUDICE, G. M. L. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de mata atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 741-749, maio 2008.

REIS, N. R.; PERACCHI, W. A.; LIMA, I. P. *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Edifurb, 437 p. 2006.

REIS, N. R. et al. *Mamíferos do Brasil*. Londrina, 2011, 439 p.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Estadual 51.797, de 8 de setembro de 2014.

SANTOS, M. F. M. et al. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional de Aparatos da Serra, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 94, n. 3, p. 235-245, set. 2004.

VIEIRA, M. V. et al. Mamíferos. In: RAMBALDI, D.; OLIVEIRA, D. A. S. (Eds.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA, p. 125-151, 2003.