

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

Dissertação de Mestrado

**Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária
e na biodiversidade no Brasil**

ISADORA BISOGNIN CERVO

Porto Alegre, junho de 2017

**Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na
biodiversidade no Brasil**

ISADORA BISOGNIN CERVO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Demetrio Luis Guadagnin

Banca examinadora:

Prof^a. Dr^a. Maria João Veloso da Costa Ramos Pereira

Prof^a. Dr^a. Clarice Sampaio Alho

Dr. Óscar Mauricio Chaves Badilla

Porto Alegre, junho de 2017

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Instituto de Biociências pelo aprendizado proporcionado e pelo apoio financeiro para a execução da pesquisa. Ainda, agradeço à CAPES pela bolsa concedida no período de dois anos.

Ao ICMBIO por intermediar o contato com os controladores de *Sus scrofa*. A dissertação só foi possível com o apoio desse órgão.

Ao meu orientador, Demetrio Luis Guadagnin, pela orientação e oportunidade de realizar minha pesquisa com o tema da conservação, assunto que tanto me interessa.

Aos meus colegas do Laboratório de Conservação e Manejo da Vida Silvestre por estarem sempre dispostos a participar das saídas de campo necessárias para a execução dessa pesquisa.

Ao professor Luís Flamarion e ao Gabriel Hoffman pela oportunidade da pesquisa no Pantanal.

Aos meus pais, Irinês e Ibanês, pelo investimento em minha educação, por deixarem de seguir seus sonhos para que eu pudesse viver os meus, sempre apoiando, aconselhando, e dizendo uma palavra amiga.

A minha irmã, Isabele, pela acolhida em Porto Alegre, pela ajuda intelectual durante o mestrado, pelo companheirismo e amizade.

Ao meu namorado, Mateus, pela ajuda com as questões agropecuárias relacionadas à pesquisa e pela pessoa que é, compreensível e atenciosa frente aos meus problemas.

Aos meus amigos, em especial aos meus colegas de jornada. Vocês deixaram essa etapa mais leve e divertida.

Resumo

A introdução de espécies cresceu nos últimos séculos e muitas delas têm se tornado problema devido à alta capacidade de invasão, modificando ecossistemas naturais e ameaçando espécies nativas. O javali (*Sus scrofa*) tem demonstrado grande capacidade de invasão e de produção de danos à biodiversidade e agropecuária. No Brasil, a combinação de ambientes com grãos cultivados e remanescentes de vegetação silvestre parece oferecer aos javalis condições alimentares adequadas. Neste trabalho analisamos o conteúdo estomacal de javalis abatidos por controladores para caracterizar a composição de alimentos explorados em três ecorregiões brasileiras – os Campos Sulinos, as Florestas de Araucária e o Pantanal - e avaliar os possíveis riscos que a espécie pode representar para a produção agropecuária e a conservação da biodiversidade. Examinamos a existência de padrões de dieta em cada ecorregião e sua relação com atributos dos indivíduos, do ambiente e da caça através de métodos de ordenação. Visualizamos a distribuição de macronutrientes através da ferramenta gráfica Triângulo-Retângulo de Mistura. Partes aéreas de plantas frescas e raízes formaram a base da dieta nas três ecorregiões. Quando disponíveis, grãos cultivados nos Campos Sulinos e Florestas de Araucária e frutos e sementes silvestres no Pantanal parecem ser preferidos à forragem, o que pode ser explicado por possuírem alto valor energético. Raízes e invertebrados são importantes alimentos no Pantanal, principalmente no período de vazante. Além do registro do consumo de fauna nativa houve o consumo de ovinos. Nas três ecorregiões estudadas há grande variação na proporção em que itens são encontrados em cada estômago. Estes achados sugerem que as necessidades nutricionais são menos importantes ou de difícil ajuste nas condições limitantes dos ambientes silvestres. Nos Campos Sulinos o consumo de proteínas alcançou níveis ideais para crescimento e lactação quando comparado ao porco doméstico o que sugere melhores condições de expansão e abundância nessa região. De forma geral, a dieta de javalis nas ecorregiões estudadas sugere que os principais danos à biodiversidade estejam mais relacionados com a competição difusa por exploração de recursos e alterações nos habitats e processos ecossistêmicos pela busca por recursos do que pela predação de espécies de interesse especial de conservação.

Palavras-chave: Javali. Macronutrientes. Invasão Biológica. Campos Sulinos. Florestas de Araucária. Pantanal.

Abstract

Introduction of species has grown in recent centuries and many have become a problem due to high invasiveness, modifying natural ecosystems and threatening native species. Wild boar (*Sus scrofa*) has demonstrated great capacity for invasion and production of damages to biodiversity and agriculture. In Brazil, the combination of environments with cultivated grains and remnants of wild vegetation seems to offer the wild boars adequate food conditions. In this study, we analyzed the stomach contents of wild boars slaughtered by controllers to characterize the composition of foods exploited in three Brazilian ecoregions characterized by mosaics of fields and forests – the South Brazilian Campos, the Araucaria Forests and Pantanal - and to evaluate the possible risks that the species can represent for agricultural production and conservation of biodiversity. We examined the existence of dietary patterns in each ecoregion and its relation with individuals' attributes, the environment and hunting through ordering methods. We visualize the macronutrient distribution through the right-angle mixture triangle (RMT) tool. Aerial parts of fresh plants and roots formed the basis of diet in the three ecoregions. When available, grains grown in the South Brazilian Campos and Araucaria Forests and wild fruits and seeds in the Pantanal seem to be preferred to the forage, which can be explained by their high energy value. Roots and invertebrates are important food in the Pantanal, especially in the period of ebb. In addition to the consumption of native fauna, there was consumption of sheep. In the three ecoregions studied there is great variation in the proportion in which items are found in each stomach. These findings suggest that nutritional needs are less important or difficult to adjust under conditions that limit wild environments. In the South Brazilian Campos the protein consumption reached optimal levels for growth and lactation when compared to the domestic pig, which suggests better conditions of expansion and abundance in this region. In general, the wild boar diet in the ecoregions studied suggests that the main damages to biodiversity are more related to the diffuse competition for resource exploitation and changes in habitats and ecosystem processes due to the search for resources than for the predation of species of special interest to conservation.

Keywords: Wild Boar. Macronutrients. Biological Invasion. South Brazilian Campos. Araucaria Forests. Pantanal.

Sumário

Agradecimentos	2
Resumo	3
Abstract	4
Lista de Figuras	6
Lista de Tabelas	7
Marco Teórico	8
Invasões biológicas	8
Efeitos ambientais de espécies invasoras	9
Efeitos econômicos de espécies invasoras	11
<i>Sus scrofa</i> como espécie invasora	11
Nicho trófico de <i>Sus scrofa</i>	15
Efeitos socioeconômicos e ambientais de <i>Sus scrofa</i>	16
<i>Sus scrofa</i> na América do Sul – histórico, efeitos, legislação e controle	18
Seleção de recursos alimentares	22
Referências	24
Dieta de <i>Sus scrofa</i> e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil ..	36
Resumo.....	36
Introdução	37
Metodologia	39
Resultados	41
Discussão.....	43
Implicações para o manejo.....	46
Referências	47
Considerações finais	59

Lista de Figuras

Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil

- Figura 1. Mapa das três ecorregiões estudadas: Floresta de Araucária, Campos Sulinos e Pantanal, com os respectivos locais de coleta de amostras de conteúdos estomacais de javalis nos anos de 2015 e 2016. 51
- Figura 2. PCA envolvendo as três ecorregiões estudadas: Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária. Na imagem estão demonstradas as variações de proporções de itens alimentares (cultivos agrícolas, madeiras, invertebrados, vertebrados, frutos, sementes, raízes e folhas) entre indivíduos em cada ecorregião. 52
- Figura 3. PCA envolvendo dois períodos da ecorregião do Pantanal. Na imagem estão demonstradas as variações de proporções de itens alimentares (cultivos agrícolas, madeiras, invertebrados, vertebrados, frutos, sementes, raízes e folhas) entre indivíduos no período de seca em 2015 e de vazante em 2016 na área de estudo do Pantanal. 53
- Figura 4. RDA mostrando a relação das diferenças na dieta com a distribuição espacial e temporal das amostras no Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária nos anos de 2015 e 2016. 54
- Figura 5. RMT das três ecorregiões estudadas nos anos de 2015 e 2016: Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária. Os pontos são a composição de macronutrientes (carboidratos, proteínas e lipídios) em porcentagem de cada alimento ingerido pelos javalis em cada ecorregião. Os asteriscos (dietas) são a proporção de energia de carboidratos, proteínas e lipídios que o conjunto de alimentos encontrados na dieta proporciona aos javalis de cada ecorregião. A área em cinza representa uma estimativa do nicho de macronutrientes fundamental encontrado no trabalho de Senior et al., 2015, correspondendo ao polígono convexo formado por todas as dietas. As áreas circundadas pelas linhas rosa, verde e preta representam, respectivamente, a estimativa do nicho de macronutrientes fundamental do Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária. 55
- Figura 6. RMT da ecorregião do Pantanal em dois períodos nos anos de 2015 e 2016 : período de seca e período de vazante. Os pontos são a composição de macronutrientes (carboidratos, proteínas e lipídios) em porcentagem de cada alimento ingerido pelos javalis em cada período. Os asteriscos (dietas) são a proporção de energia de carboidratos, proteínas e lipídios que o conjunto de alimentos encontrados na dieta proporciona aos javalis em cada período. As áreas circundadas pelas linhas azul e vermelha representam, respectivamente, a estimativa do nicho de macronutrientes fundamental do Pantanal no período de seca e no período de vazante. 56

Lista de Tabelas

Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil

- Tabela 1. Porcentagem de volume e frequência de ocorrência de itens alimentares em estômagos de javalis de três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016. 57
- Tabela 2. Porcentagem de volume e frequência de ocorrência de itens alimentares em estômagos de javalis para os períodos de vazante (junho) e de seca (setembro e outubro) na ecorregião do Pantanal no período de 2015 a 2016. 57 ⁵⁷
- Tabela 3. Porcentagem de volume de itens alimentares de estômagos de javalis machos e fêmeas nas três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016. 57
- Tabela 4. Significância da associação de atributos dos indivíduos e distribuição espacial e temporal das coletas (eixos da Análise de Redundância) com as diferenças de proporção de itens alimentares em conteúdo estomacal de javalis de três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016. 58
- Tabela 5. Sobreposição do nicho alimentar (Índice de Pianka) de javalis capturados nas ecorregiões do Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária no período de 2015 a 2016. 58

Marco Teórico

Invasões biológicas

A introdução de espécies cresceu com a migração humana e comércio nos últimos 200 a 500 anos (LOCKWOOD et al., 2013). O movimento de organismos através do ser humano nesse intervalo de tempo supera o deslocamento por forças naturais em qualquer período de 500 anos da história da Terra, seja acidentalmente ou intencionalmente (MACK et al., 2000). Introduções acidentais resultam da fuga de populações cativas (*Myiopsitta monachus* na Flórida), transporte acidental de animais (por exemplo, ratos (*Mus musculus*) ou a expansão da área de vida de espécies. Introduções intencionais ocorrem por vários motivos, incluindo: 1) estética (introdução de aves canoras); 2) economia (introdução da raposa do Ártico (*Alopex lagopus*) para o desenvolvimento das indústrias de peles); 3) recreação (faisões (*Phasianus colchicus*) introduzidos como espécies cinegéticas da Ásia para a América do Norte); 4) alimentação (animais domésticos, coelhos (*Oryetolagus cuniculus*) na Austrália, porcos (*Sus scrofa*) no Havaí); 5) controle biológico (*Herpestes auropunctatus*) para controlar ratos no Havaí, raposa (*Vulpes vulpes*) para controlar coelhos na Austrália); ou 6) lançamentos na natureza de populações cativas (cavalo (*Equus caballus*) e outros ungulados na Austrália e América do Norte ocidental) (FAGERSTONE, 2003). Dentre as espécies introduzidas, diversas têm se tornado problemas devido à alta capacidade de invasão, modificando ecossistemas naturais e ameaçando espécies nativas, tornando-se invasoras biológicas (CLOUT e RUSSELL, 2008).

Existem diversos conceitos de invasão biológica, os quais consideram diferentes critérios, dentre eles os critérios biogeográfico e de impacto (COLAUTTI e MACISAAC, 2004; RICHARDSON et al., 2000). O critério biogeográfico, considera que uma espécie deva superar uma barreira importante, como a geográfica, e/ou grandes distâncias (acima de 100 Km) (RICHARDSON et al., 2000) para ser considerada invasora (COLAUTTI e MACISAAC, 2004; RICHARDSON et al., 2000). Dessa forma, a espécie invasora deve deslocar-se para além de sua área original de distribuição, geralmente devido à ação humana acidental ou intencional (WILLIAMSON, 1996). O critério de impacto considera a propagação da espécie sem interferência humana direta em habitats naturais e a alteração significativa (positiva ou negativa) das comunidades e ecossistemas (CRONK e FULLER, 1995; DAVIS et al., 2000;

INDERJIT, 2005). Para a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), a invasão biológica consiste na introdução de uma espécie pelo ser humano em locais fora de sua distribuição natural, onde se estabelecem e se dispersam, gerando efeitos negativos sobre o ecossistema. Essa definição, que considera ambos critérios abordados, será adotada nesse trabalho, uma vez que retrata a expansão da espécie-foco javali. O resultado da introdução de organismos em novos ambientes varia muito entre as espécies. Após a chegada em um ambiente novo (introdução), uma população exótica se estabelecerá se atingir um tamanho suficiente para ser auto sustentável (estabelecimento), e se tornará invasora se após o estabelecimento ocorrer um grande aumento no tamanho populacional, propagando-se (KOLAR e LODGE, 2001; RICHARDSON e PYŠEK, 2012). Fundamentalmente, nem todas as populações introduzidas se estabelecem, nem todos aqueles que estabelecem se tornam invasoras. O sucesso de organismos estranhos em um novo ambiente depende da interação entre as características das espécies introduzidas, da comunidade receptora e das peculiaridades do evento da introdução (BLACKBURN et al., 2011; KOLAR e LODGE, 2001; LOCKWOOD et al., 2005; RICHARDSON e PYŠEK, 2012).

Alguns fatores contribuem para a invasão biológica de comunidades. Quando uma comunidade apresenta uma menor riqueza de espécies, tende a ser mais propensa a invasões biológicas, não oferecendo “resistência biológica” para as espécies exóticas (ELTON, 1958). Dessa forma, a resistência de uma comunidade para invasões aumenta em proporção com o número de espécies nativas. Existe também uma maior taxa de invasão em pequenos fragmentos de habitat e nas bordas dos fragmentos (LONSDALE, 1999), e uma maior taxa de invasão em continente de clima temperado do que tropicais (mas não em ilhas). A taxa de invasão tende a ser maior em ilhas (LONSDALE, 1999; PYSEK e RICHARDSON, 2006), embora os impactos de invasões não sejam significativamente diferentes entre as ilhas e locais do continente (VILÀ et al., 2011). Ainda, as características dos habitats de uma comunidade podem afetar o sucesso da invasão. Habitats perturbados pelo fogo, inundações, agricultura e pecuária, por exemplo, podem facilitar invasões biológicas. Isso porque muitas vezes a chegada de imigrantes pré-adaptados ocupam novos nichos criados pela perturbação, onde espécies nativas não conseguem se aclimatar (MACK et al., 2000). Habitats já invadidos são mais suscetíveis a uma nova e maior invasão, sugerindo que espécies já introduzidas facilitem novas invasões por alterarem o regime de perturbação (BROOKS et al., 2004; MACK; e D’ANTONIO, 1998; SIMBERLOFF e VO HOLLE, 1999).

Um maior esforço de introdução, como grande número de indivíduos, geralmente aumenta a probabilidade do estabelecimento em novas regiões, e esse efeito persiste na fase de propagação (CASSEY et al., 2004; LOCKWOOD et al., 2005). Pequenas populações estão sob maior risco de extinção devido às estocasticidades demográficas e ambientais, efeitos Allee e efeitos genéticos (RICHARDSON e PYŠEK, 2012; SIMBERLOFF, 2009). Uma vez que a população se estabeleça, os efeitos genéticos são mais propensos a persistir (BLACKBURN et al., 2014). Assim, maior esforço de introdução pode determinar maior variação genética na população introduzida (LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009), que por sua vez deverá proporcionar uma maior oportunidade de responder a novas condições ambientais através de maior plasticidade e potencial adaptativo evolutivo (RICHARDSON e PYŠEK, 2012), levando a persistência a longo prazo (FORSMAN, 2015).

Efeitos ambientais de espécies invasoras

Espécies invasoras podem alterar as propriedades ecológicas fundamentais, como espécies dominantes em uma comunidade e características físicas de um ecossistema, ciclagem de nutrientes e produtividade de plantas. Em todo o mundo, essas invasoras têm causado a extinção ou ameaça de extinção de numerosas espécies nativas. Ratos introduzidos e outros mamíferos predadores são a principal causa (42%) de extinções em ilhas, com 54% atribuída a ratos, 26% aos gatos e o restante às doninhas (*Mustela nivalis*), arminhos (*Mustela erminea*), e outras espécies, como cabras e porcos. Cerca de 42% das quase 1000 espécies listadas nos EUA como ameaçadas de extinção estão em risco por causa de espécies invasoras. Em outras regiões do mundo, cerca de 80% das espécies ameaçadas estão nessa situação devido a espécies não-nativas (CONSERVANCY, 1996).

Populações também podem ser afetadas por espécies invasoras através de doenças, predação, competição e hibridação. Pássaros da Eurásia chegaram ao Havaí carregando o parasita da malária, dizimando pássaros nativos, que são altamente suscetíveis ao parasita (SIMBERLOFF, 1996). Suínos selvagens espalham brucelose e triquinose e o mangusto é um vetor para a raiva e leptospirose em Porto Rico e outras ilhas (PIMENTEL et al., 2000). Na Austrália, a predação por gatos levou à extinção de seis espécies de marsupiais no século XIX (DICKMAN, 1996). Já a competição com espécies nativas ocorre, por exemplo, pela disputa por água e luz. A planta *Carpobrotus edulis* utiliza a água escassa na Califórnia, removendo a água disponível para as plantas nativas (D'ANTONIO e MAHALL, 1991). A hibridização pode

ameaçar espécies nativas por reduzir o número de novos descendentes da própria espécie. A introdução de patos (*Anas platyrhynchos*) para caça no Havaí e na Flórida hibridizou extensivamente com *Anas wyvilliana*, ameaçando a existência das nativas (RHYMER e SIMBERLOFF, 1996).

Efeitos econômicos das espécies invasoras

As invasões biológicas trazem ainda consequências econômicas. Os impactos econômicos se estendem a perdas na produção agrícola, redução de rebanhos, e pesca. Ainda, existem os custos de combate aos invasores, incluindo quarentena, controle e erradicação, especificamente para aqueles que ameaçam a saúde humana, como agentes diretos de doenças ou vetores de parasitas causadores de doenças. Dessa forma, se analisarmos o custo benefício de invasores introduzidos deliberadamente veremos que os custos para a sociedade não compensam quaisquer benefícios (MACK et al., 2000).

Dentre os grupos que vem causando prejuízos econômicos estão os mamíferos. Quase 3% de todos os mamíferos do mundo são considerados invasores bem sucedidos (LONG, 2003), sendo que as ordens Artiodactyla (porcos, veados, camelos, gado, antílope, bode, ovelha), Carnivora (canídeos, mustelídeos, ursos e gatos), Lagomorpha (coelhos e lebres), e Perissodactyla (equinos) tem altas proporções de invasores bem sucedidos (CLOUT e RUSSELL, 2008; LONG, 2003). Um exemplo de mamífero com alta capacidade de invasão é o javali (*Sus scrofa*), uma vez que é considerado uma das 100 piores espécies invasoras do mundo por provocar sérios efeitos negativo à diversidade biológica e/ou atividade humana (LOWE et al., 2000).

***Sus scrofa* como espécie invasora**

Sus scrofa (Linnaeus 1758) pertence à ordem Artiodactyla, o maior e mais diversificado grupo de grandes mamíferos terrestres existentes hoje, tendo como seus parentes mais próximos os queixadas (Tayassuidae) e o hipopótamo (família Hippopotamidae) (CHOQUENOT et al., 1996). É uma espécie nativa da Eurásia, sendo que sua distribuição natural ocorre da Europa continental até as ilhas de Java e Sumatra (GISD, 2010). Hoje, estão presentes em todos os

continentes, com exceção da Antártica e diversas ilhas oceânicas (LONG, 2003), o que o torna um dos mamíferos mais amplamente distribuídos no mundo (MASSEI e GENOV, 2004).

Essa espécie pode ser encontrada na forma nativa, doméstica e asselvajada (OLIVER e BRISBIN, 1993). O cruzamento do porco doméstico e do javali europeu selvagem, ambos da espécie *Sus scrofa*, deu origem a diversas formas asselvajadas (GOEDBLOED et al., 2013). Essa combinação faz com que porcos asselvajados possam ter uma gama impressionante de características de história de vida e variação fenotípica. Dessa forma, são documentadas, por exemplo, variações na cor da pelagem e comprimento de cerdas, além de diferenças nas características do crânio, como comprimento e largura zigomática (MAYER e BRISBIN, 2008). De forma geral, no Brasil, a forma selvagem é conhecida como javali (DEBERDT e SCHERER, 2007), e essa denominação será utilizada ao longo do texto para todas as formas fenotípicas de *Sus scrofa*, exceto para o porco doméstico e para populações asselvajadas de *Sus scrofa* existentes no Pantanal há séculos, que são conhecidas como porco monteiro (DE OLIVEIRA, 2012).

Sus scrofa tem uma elevada capacidade invasora que provém de algumas características intrínsecas, como grande massa corpórea, alta taxa reprodutiva, amplo nicho ecológico e dieta onívora, além de características extrínsecas, como baixo número de predadores (MORELLE et al., 2015; READ e HARVEY, 1989; SCHLEY e ROPER, 2003).

A distribuição natural sugere que *Sus scrofa* é pré-adaptado à grande variedade de condições ambientais (BASKIN e DANELL, 2003). Possui alta plasticidade em sua dieta, alimentando-se oportunisticamente de várias plantas e animais, os quais podem variar de acordo com a localização geográfica ou sazonalidade (BAUBET et al., 2004; GENOV, 1981; STEGEMAN, 1938). Sua capacidade de viajar longas distâncias (LEAPER et al., 1999) em busca de alimento e proteção (HERRERO et al., 2006; SCHLEY e ROPER, 2003) retrata a adaptação a diferentes ecorregiões, atravessando áreas degradadas, campos, florestas, áreas úmidas e matas ciliares (HEGEL e MARINI, 2013). A predação de *Sus scrofa* é limitada tanto na área nativa quanto na introduzida devido ao declínio da população natural de predadores e remoção intencional de predadores pelos humanos (ICKES, 2001; MASSEI e GENOV, 2004; TOLLESON et al., 1995). Ainda, sua introdução é auxiliada de forma ilegal por caçadores (WOOD e BARRETT, 1979), gerando um conflito de interesses entre sua erradicação e sua manutenção para caça (LOWE et al., 2000).

O peso corporal de *Sus scrofa* depende de condições de habitat, mas os machos adultos geralmente pesam até 115 Kg, enquanto que fêmeas adultas pesam até 75 Kg. O comprimento de corpo de adultos é de 105 a 155 centímetros para os machos e de 100 a 130 centímetros para as fêmeas. Os machos tendem a ser mais compridos e mais altos do que fêmeas, além de possuírem cabeças maiores, e serem de 10 a 20 Kg mais pesado com um ano de idade (MASTERS, 1979, 1981). *Sus scrofa* têm 44 dentes permanentes, com desenvolvimento de caninos na parte superior e inferior da boca em machos (SWEENEY et al., 2003). Estes caninos crescem continuamente e são importantes para o ataque na disputa por fêmeas (MAYER e BRISBIN, 1988). Machos adultos desenvolvem placas ou escudos de até três centímetros sobre seus ombros e flancos anteriores que fornecem proteção contra lesões durante disputa com outros machos pelo acasalamento (MASTERS, 1979, 1981). As fêmeas adultas têm o ciclo de estro de 21 dias e o período de gestação de 112 a 114 dias. A taxa reprodutiva dos javalis é vigorosa, uma vez que as fêmeas entram em idade reprodutiva com menos de 1 ano e podem ter mais de uma ninhada por ano, com 4 a 10 filhotes por ninhada (PAVLOV et al., 1992; TAYLOR et al., 1998; WOOD e BARRETT, 1979).

A estrutura social de populações de *Sus scrofa* é caracterizada por machos solitários e grupos de fêmeas e filhotes, que podem ser compostos por até vinte indivíduos (DARDAILLON, 1988). Após parir, as fêmeas são isoladas do seu grupo social por uma ou duas semanas, restringindo seus movimentos a uma pequena área (MAUGET, 1983). Os machos passam a viver sozinhos quando atingem a maturidade sexual, juntando-se aos grupos apenas para acasalamento ou para visitar fontes de recursos alimentares e de água (BARRETT et al., 1988). Os grupos favorecem o sucesso de forragem e reduzem as taxas de predação, sendo geralmente formados por 8 indivíduos ou menos, contendo de 1 a 3 adultos (BARRETT et al., 1988; WEST et al., 2009).

Sua área de vida depende de fatores como qualidade do habitat, disponibilidade de alimentos, e densidade da população. A boa qualidade do habitat e a grande disponibilidade de alimentos contribuem para áreas de vida menores (WEST, et al., 2009). Por exemplo, MCILROY e SAILLARD (1989) observaram que na Nova Zelândia indivíduos eram sedentários em uma área relativamente com baixa perturbação, que continha pastagem melhorada, samambaias e floresta com recursos alimentares, água e abrigo abundantes. Contudo, alguns indivíduos se mudaram para pastos mais abertos no final do inverno, quando o alimento se tornou menos abundante. DIONG (1973) encontrou algo semelhante na Malásia,

onde alguns indivíduos se deslocaram cerca de 16 quilômetros para se alimentar de cana e outras culturas quando seu recurso alimentar na floresta nativa se tornou limitado.

Dependendo da abundância, qualidade e distribuição dos recursos, *Sus scrofa* é ativo de 40% a 65% do seu tempo, seja forrageando ou se deslocando (GRAVES, 1984; RUSSO et al., 1997). Juvenis de 3 a 8 meses parecem ser principalmente diurnos, enquanto que os adultos parecem ser predominantemente noturnos (COUSSE et al., 1995). Porém, o período pode mudar de acordo com a oferta de alimentos e a sazonalidade. No inverno parece haver menor atividade noturna (BRIEDERMANN, 1971; KEULING et al., 2008), o que pode estar associado à economia de energia, evitando usar seus depósitos de gordura em baixas temperaturas (MASSEI et al., 1997). Ainda, esses animais parecem ser mais ativos nos períodos de noites curtas, com uma proporção relativamente elevada de atividade diurna (KEULING et al., 2008).

O olfato desempenha um papel importante na busca de alimentos em pequenas escalas espaciais (SUSELBEEK et al., 2012) e para detectar a presença de predadores (KUIJPER et al., 2014). Em habitat de floresta densa, a avaliação do risco de predação por *Sus scrofa* parece ser mais dependente do uso de pistas olfativas do que de visibilidade (KUIJPER et al., 2014). A acuidade visual dos suínos é pouco desenvolvida (ZONDERLAND et al., 2008) em comparação com o olfato (CRONEY et al., 2003). No entanto, eles parecem ser capazes de utilizar sua visão para obter informações sobre o que está a sua frente (TOLON et al., 2009). Sua capacidade auditiva abrange um espectro de 42 a 40500 Hz e é usado principalmente em interações sociais (BRIEDERMANN, 1990).

Uma característica importante de *Sus scrofa* é seu hábito de chafurdar, principalmente em áreas úmidas, como pântanos (DARDAILLON, 1986). Esse hábito fornece proteção contra insetos e parasitas e ainda auxilia na termorregulação, uma vez que não possuem glândulas sudoríparas (CAMPBELL; LONG, 2009; GRAVES, 1984). Após chafurdar, o animal costuma se esfregar em árvores, pedras, cercas e/ou troncos caídos, possivelmente para remover parasitas (CAMPBELL e LONG, 2009; GRAVES, 1984) ou simplesmente por conforto (GRAVES, 1984). A construção de ninhos ocorre quando a fêmea tem filhotes, e geralmente são construídos com um amontoado de vegetação (ICKES, 2001) em áreas com muita cobertura vegetal e próximos à água (DARDAILLON, 1986).

Nicho trófico de *Sus scrofa*

Sus scrofa tem um único estômago, e, como consequência, tem mais dificuldade para extrair hidratos de carbono a partir da celulose quando comparado aos ruminantes (MASSEI e GENOV, 2004). É generalista oportunista, sendo que sua dieta é composta principalmente por matéria vegetal, como raízes, pastagens, frutos e grãos, mas, consomem também invertebrados e vertebrados (SCHLEY e ROPER, 2003; WOOD e ROARK, 1980). Estudos realizados na Europa ocidental, na Nova Zelândia e na Espanha reforçam que a maior parte da dieta do javali corresponde à matéria vegetal (CHIMERA et al., 1995; HERRERO et al., 2006; SCHLEY e ROPER, 2003), bem como estudos realizados no Mediterrâneo, que reforçam a importância de gramíneas (BAUBET et al., 2004; RUDGE, 1976; SCHLEY e ROPER, 2003; SKEWES et al., 2007). CUEVAS et al. (2012) verificou que 95% da dieta desse animal em Monte Desert, Argentina, foi composta de diferentes partes de 36 plantas. Artrópodes e vertebrados representaram apenas 5% da dieta. Em áreas nativas, a matéria vegetal chega a 90% da dieta do javali (BAUBET et al., 2004; FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; GENOV, 1981; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008). Os frutos podem compreender de 60 a 90% do conteúdo estomacal nessas áreas (FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; IRIZAR et al., 2004), sendo as bolotas o principal alvo. De acordo com DEBERDT e SCHERER (2007), *Sus scrofa* também pode consumir pinhão, semente de *Araucaria angustifolia*. Para as sementes com frutos carnosos, esse animal costuma ser ótimo dispersor, pois elas geralmente passam imunes em seu trato digestivo (MASSEI e GENOV, 2004). Ainda, plantas aquáticas (EVERITT e ALANIZ, 1980) e marinhas (CHALLIES, 1975; CHIMERA et al., 1995) também podem ser consumidas. As culturas agrícolas são outra fonte de alimento vegetal importante para esse animal, sendo consumidas as culturas de milho, arroz, trigo, sorgo, batata, aveia e feijão (SCHLEY e ROPER, 2003).

A matéria animal também faz parte da dieta de *Sus scrofa*, e, dependendo do ecossistema e da estação, pode constituir mais de 30% de sua alimentação (CHALLIES, 1975; CHIMERA et al., 1995). Em áreas onde ele é nativo, a matéria animal representa cerca de 10% da composição de sua dieta, mas é encontrada nos conteúdos estomacais ao longo de todo o ano, sugerindo que ela seja um item alimentar essencial (FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; GENOV, 1981). A dieta em matéria animal é composta principalmente por larvas de insetos, besouros, caracóis, caranguejos, centopeias, minhocas (CHALLIES, 1975; COBLENTZ e BABER, 1987; DESBIEZ et al., 2009; EVERITT e ALANIZ, 1980; GRAVES, 1984; HOWE et al., 1981; PAVLOV et al., 1992; RECHER e CLARK, 1974; SKEWES et al.,

2007; STEGEMAN, 1938; TAYLOR e HELLGREN, 1997; TOLLESON et al., 1995; WOOD e ROARK, 1980). A dieta também pode consistir em invertebrados aquáticos, como moluscos bivalves, mexilhões e lagostim (FORDHAM et al., 2006; WOOD e ROARK, 1980). Ainda, são encontrados no conteúdo estomacal desses animais, embora em menor expressão, peixes, anfíbios, répteis (incluindo ovos de tartaruga), ovos de aves que nidificam no solo, aves, ratos, filhotes de coelho, cordeiros e carniça em geral (CHIMERA et al., 1995; HERRERO et al., 2006; PAVLOV et al., 1981; SCHLEY e ROPER, 2003).

De acordo com SKEWES et al. (2007), fungos também ocorrem na dieta de *Sus scrofa*, sendo mais frequentemente encontrados nas áreas introduzidas (60%) do que nas áreas nativas (30%). Porém, essa proporção varia sazonalmente em ambas as áreas (BAUBET et al., 2004; FOURNIER-CHAMBRILLON, et al., 1995; GENOV, 1981; WOOD e ROARK, 1980).

Efeitos socioeconômicos e ambientais de *Sus scrofa*

Javalis asselvajados são reservatórios de inúmeras doenças virais e bacterianas, bem como de parasitas (BAUBET et al., 2003; DE LA FUENTE et al., 2004; GORTÁZAR et al., 2007; ROSELL et al., 2001). Em relação à saúde humana, podemos destacar: brucelose, leptospirose, salmonela, tuberculose, toxoplasmose, sarna sarcóptica, E. coli, triquinose, vírus da encefalite Japonesa e doença do carrapato (DE LA FUENTE et al., 2004; GORTÁZAR et al., 2007; PAVLOV e EDWARDS, 1995; PAVLOV et al., 1992). Na pecuária e na vida selvagem as doenças incluem brucelose suína, tuberculose, febre suína clássica, parvovirose suína, vírus da doença de Aujeszky, triquinose, febre suína africana, erisipela, salmonela, estomatite vesicular e peste suína (DAVIDSON, 2006; GORTÁZAR et al., 2007; NETTLES et al., 1989; WOOD e BARRETT, 1979). Essas doenças podem ser transmitidas pelo contato direto com javalis e suas fezes, pela ingestão de alimentos contaminados ou pelo consumo de carne de javali asselvajado má cozida (GORTÁZAR et al., 2007; PAVLOV et al., 1992; RUIZ-FONS et al., 2008).

Nos EUA os danos causados por javalis chegam a 800 milhões por ano (PIMENTEL et al., 2005). Nas áreas em que os javalis são nativos sua dieta varia entre 37% a 88% de espécies de plantas cultivadas (FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; GENOV, 1981; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008; HERRERO et al., 2006). Nessas áreas, a cultura mais afetada é o milho, mas observam-se danos também em grãos de cereais, sementes de girassol, trigo, cevada, alfafa,

óleos de frutos de palmeira, cana de açúcar, uva e batatas (DARDAILLON, 1986; FOURNIER-CHAMBRILLON et al., 1995; GENOV, 1981; GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008; HERRERO et al., 2006; ICKES, 2001; IRIZAR et al., 2004; MASSEI et al., 1997; SCHLEY e ROPER, 2003). Os cultivos agrícolas oferecem aos javalis alto valor energético com mínimo esforço de forrageio (CALEY, 1993). No entanto, MACKIN (1970) e GENOV (1981) constataram que os danos às culturas diminuiriam quando havia recursos naturais disponíveis, como bolotas, frutos do gênero *Quercus*. Na pecuária, a predação de cordeiros recém-nascidos por porcos selvagens tem sido reconhecida como um problema significativo para muitos pecuaristas, (MOULE, 1954; ROWLEY, 1970), bem como a predação de cabras, cabritos e bezeros (BEACH, 1993). PLANT et al. (1978) observou que 32% dos cordeiros recém-nascido foram predados por javalis e PAVLOV et al. (1981) verificou um nível médio de 18,7% de predação em quatro estações de parição (variação de 0 a 38%). Na Austrália, javalis foram observados perseguindo e predando cordeiros (PAVLOV e HONE, 1982).

Por se alimentar de partes de plantas que estão abaixo do solo, fungos e invertebrados, os javalis reviram o solo de extensas áreas de vegetação (CUSHMAN et al., 2004). Esse hábito não afeta diretamente apenas componentes que estão acima e abaixo do solo, mas afetam indiretamente outros organismos pelas mudanças físicas nas características do habitat e pela modificação na disponibilidade de recursos (CROOKS, 2002; JONES et al., 1994). Ainda, o revolvimento do solo facilita a invasão de espécies vegetais exóticas (CUSHMAN et al., 2004; PAVLOV et al., 1992; SINGER et al., 1984; TIERNEY e CUSHMAN, 2006) e a diminuição de espécies vegetais nativas, sendo uma das principais causas de distúrbio nas comunidades de plantas (HONE, 2002; SINGER et al., 1984). Plantas aquáticas também são afetadas, havendo diminuição da cobertura de macrófitas aquáticas em lagoas (DOUPE et al., 2010) e pântanos (ARRINGTON et al., 1999). Com uma alta densidade de javalis, o impacto nas raízes pode causar uma redução de 80 a 95% na cobertura de espécies de plantas herbáceas, bem como a sua extinção local (BRATTON, 1974; CHALLIES, 1975; HOWE et al., 1981; RECHER e CLARK, 1974; SINGER et al., 1984). Devido a todas essas consequências do hábito de fuçar, o javali é considerado um engenheiro do ecossistema, ou seja, é um organismo que direta ou indiretamente controla a disponibilidade de recursos de outras espécies pela sua habilidade de causar mudanças no estado físico em materiais bióticos e abióticos (JONES et al., 1994).

Outros efeitos potenciais incluem a modificação na ciclagem de nutrientes, acelerando a lixiviação de cálcio, magnésio, fósforo, zinco, bem como a diminuição na qualidade da água

(BAUBET et al., 2003; CUSHMAN et al., 2004; SIERRA, 2001; SINGER et al., 1984). Ainda, a construção de seus ninhos, em particular, tem causado profundo impacto tanto na vegetação quanto na sua regeneração (BRAGA et al., 2010; ICKES et al., 2005). Na floresta tropical da Malásia os javalis matam em média 267 mudas de árvores para construir um único ninho. Esse comportamento afeta em média 244 m² de sub-bosque e provoca cerca de 29% da mortalidade de mudas de árvores observadas de 1 a 2 cm DAP (ICKES et al., 2005).

A fauna pode sofrer efeitos negativos devido, por exemplo à predação a destruição de habitats (CRUZ et al., 2005; LONG, 2003). Quanto à predação, os javalis podem consumir a meso e macrofauna do solo, reduzindo a abundância das mesmas entre 40% e 90% (HOWE et al., 1981; PAVLOV e EDWARDS, 1995; SINGER et al., 1984), bem como afetar vertebrados, através, por exemplo, da predação de ninhos, registrada em áreas úmidas na Espanha (GIMÉNEZ-ANAYA et al., 2008). O hábito de fuçar pode levar a destruição de habitats de animais que nidificam no solo e cavam túneis, como sapos, salamandras, ratazanas, esquilos e aves (JOLLEY et al., 2010; MEANS e TRAVIS, 2007; RECHER e CLARK, 1974; SINGER et al., 1984; STEGEMAN, 1938). Além disso, o pisoteio aumenta a compactação do solo, afetando de forma negativa comunidades de microartrópodos (VTOROV, 1993).

***Sus scrofa* na América do Sul - histórico, efeitos, legislação e controle**

Com a expansão europeia, no século XV, *Sus scrofa* foi um dos primeiros mamíferos a ser introduzido intencionalmente pelo homem por ser usado como fonte de proteína (COURCHAMP et al., 2003; LONG, 2003), sendo introduzido em diversas regiões do mundo (CROSBY, 1993). Na América do Sul, esse animal foi introduzido entre 1904 e 1906 na província de La Pampa, Argentina (JAKSIC et al., 2002; MERINO e CARPINETTI, 2003), para fins comerciais (venda de carne) (DEBERDT e SCHERER, 2007). Posteriormente, houve a fuga e soltura de alguns indivíduos com propósitos cinegéticos e como consequência ocorreu cruzamento do javali europeu com porcos domésticos. Dessa forma, houve o estabelecimento das primeiras populações asselvajadas (DEBERDT e SCHERER, 2007). Entre 1920 e 1930, os javalis atravessaram os Andes e chegaram ao Chile; e exemplares foram levados ao Uruguai com propósitos cinegéticos (JAKSIC, 1998).

A introdução do javali asselvajado no Brasil ocorreu, provavelmente, através do transporte de indivíduos do Uruguai por caminhões, a fim de criação e caça. Porém, considera-se também a invasão desses animais pela fronteira sudoeste do estado do Rio Grande do Sul com o Uruguai (FRANKENBERG, 2005). Ainda, na década de 90 muitos animais foram importados da Europa para o Brasil com a finalidade de criação comercial (DEBERDT e SCHERER, 2007). A invasão de *Sus scrofa* no país pode ter iniciado através de fugas, mas se agravou com solturas intencionais ocasionadas pelo desinteresse na produção e por medo de punições do Estado, uma vez que em 1998 a importação de javalis e novos criadouros foram proibidos (DEBERDT e SCHERER, 2007). Em 2005, o governo brasileiro publicou a instrução normativa (IBAMA, nº 71, de 4 de agosto de 2005) autorizando o controle e abate dessa espécie no estado do Rio Grande do Sul. Essa instrução foi revogada (ICMBIO nº 8, de 17 de agosto de 2010) e readmitida pela secretaria de agricultura (SEAPPA-RS, decreto nº 183, de 2 de dezembro de 2010) em 2010, a qual regulou o controle da ocorrência de javalis e seus híbridos, através da captura e abate por um período indeterminado de tempo. Atualmente, o abate de javalis é autorizado em todo o território nacional, através da Instrução Normativa IBAMA nº 03/2013, que decreta a nocividade do javali e dispõe sobre seu manejo e controle. Até 2006, os estados brasileiros com registro de javali asselvajados eram: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Bahia (DEBERDT e SCHERER, 2007).

Em 10 anos, quase 20% do território brasileiro foi ocupado pelos javalis asselvajados, em uma velocidade de 149.567 Km²/ano. Na floresta com Araucária, ele está presente em 78% da área, e nos pampas úmido ocupa 89% da área total (DE OLIVEIRA, 2012). O crescimento do sucesso de invasão desse animal pode estar relacionado aos ambientes com lavouras e fragmentos florestais com condições ideais, sem predadores e competidores (DE OLIVEIRA, 2012). O javali asselvajado é considerado uma espécie exótica invasora em diversas regiões do Brasil, como nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Nessa região há criação histórica de *Sus scrofa*, com o maior estoque de porcos domésticos do continente (FAO, 2007), bem como processos de invasão de formas asselvajadas através de soltura para fins reprodutivos e cinegéticos. Com isso, a preocupação governamental referente à economia e meio ambiente vem aumentando (RS, 2011; SAR, 2007, 2010).

Assim como em diversas regiões do mundo, danos na agricultura e pecuária estão sendo documentados por agricultores, que relatam que os javalis danificam lavouras por consumo e pisoteio, atingindo culturas de milho, sorgo, feijão, soja, batata, mandioca, abóbora, plantações

de pinus, além de atacarem criações de ovelhas e aves domésticas, invadirem chiqueiros para cobrir porcas no cio, destruírem cercas, canais de irrigação e estradas (DE OLIVEIRA, 2012; DEBERDT e SCHERER, 2007; WOOD e BARRETT, 1979).

Ainda, os javalis podem afetar gravemente ambientes florestais, que parece ser seu hábitat de preferência devido à disponibilidade de alimentos. Na Estação Ecológica de Aracuri a estimativa da biomassa total impactada pelo javali nos pontos amostrados foi de 56,186 kg, e destes, 40,085 kg (71,3%) foi em floresta conservada (HEGEL e MARINI, 2013). Ao fuçar o solo de ambientes florestais, esses animais podem alterar a vegetação e a estrutura do solo, afetando o processo natural de regeneração de florestas (MASSEI e GENOV, 2004; HEGEL e MARINI, 2013) e facilitando o processo de erosão de encostas (BRATTON, 1974). Na Floresta Ombrófila Mista, pode destruir plântulas e consumir sementes de *Araucaria angustifolia*, reduzindo o potencial natural de regeneração da espécie e competindo com outras espécies que utilizam a araucária como recurso (HEGEL e MARINI, 2013).

A fauna nativa também pode sofrer efeitos através da competição por recursos com javalis. Na Mata Atlântica foi identificada similaridade entre as dietas de javalis e queixadas, havendo elevada sobreposição de nicho, provavelmente devido à fragmentação de habitats, o que favorece o acesso aos mesmos recursos (DE OLIVEIRA, 2012). No Pantanal não houve indícios de competição por recursos alimentares, o que talvez possa ser explicado pela boa qualidade de hábitat existente nesse bioma (DE OLIVEIRA, 2012). A fauna pode sofrer efeitos devido, por exemplo à predação, e a destruição de habitats (CRUZ et al., 2005; LONG, 2003).

Por outro lado, os porcos monteiros também podem dispersar frutos de grande porte no Pantanal, como por exemplo, *Attalea phalerata* (Acuri), *Acrocomia aculeata* (Bocaiúva), e *Arecaceae sp.* (Palmeira). Nas fezes dos porcos monteiros foram encontradas 15 espécies de frutos, enquanto que 11 foram encontradas em *Tapirus terrestris*, 7 em *Rhea americana* e 5 em fezes de *Tayassu pecari*, sugerindo que dispersam com mais intensidade do que a fauna nativa (DONATTI et al., 2007). Em alguns casos o javali pode ser presa de espécies nativas como *Puma concolor coryi*, e *Lynx rufus* (STEGEMAN, 1938; WOODALL, 1983). Na região neotropical ele pode estar contribuindo com a preservação da vida silvestre nativa. Espécies nativas como queixada (*Tayassu sp.*), veados (*Mazama sp.*), anta (*Tapirus terrestris*), e capivara (*Hydrochaeris hydrochaeri*) são caçados por serem um importante recurso de proteína animal ou produto econômico (DESBIEZ et al., 2009). Contudo, no Pantanal, o porco monteiro parece

ser a caça alvo, diminuindo a pressão de caça sobre espécies nativas (DESBIEZ et al., 2009). Nos EUA, a caça de javali é mais popular do que a caça de veados (TOLLESON et al., 1995), com mais de 75000 indivíduos caçados em um ano somente na Flórida (WOOD e BARRETT, 1979). No entanto, a caça de javali incentiva a criação da espécie, ao invés de sua erradicação (O'BRIEN, 1987; ZIVIN et al., 2000).

O manejo é um grande desafio devido a biologia geral, reprodução e comportamento do javali. MORRISON et al. (2007) indica que a espécie responde rapidamente a redução da população. Além do mais, através da seleção, condição, e /ou aprendizado, javalis que sobrevivem nas fases iniciais de campanhas de erradicação se tornam mais difíceis de encontrar (MORRISON et al., 2007). SCILLITANI et al. (2010) sugerem que a caça intensiva pode afetar o comportamento espacial dos grupos. Eles observaram que no período de caça houve menor intervalo de tempo na troca de lugares de repouso, o que sugere que a caça intensiva pode aumentar a dispersão do javali.

As técnicas de manejo incluem caça, abate aéreo, envenenamento, armadilhas e cercas (BARRETT et al., 1988; BRAGA et al., 2010; CRUZ et al., 2005; MCCANN e GARCELON, 2008; MCILROY e SAILLARD, 1989). Em algumas áreas, o controle por terra através de caçadores tem alcançado sucesso (CRUZ et al., 2005). A caça aérea com helicópteros pode ser bem-sucedida em algumas áreas, especialmente naquelas de paisagens abertas (SAUNDERS, 1993). A caça com cães tem sido efetiva após a redução da densidade de javalis, juntamente com outras técnicas de controle (CALEY e OTTLEY, 1995). Armadilhas também podem ser utilizadas, sendo esse método efetivo em áreas remotas, onde não existem mamíferos nativos de grande porte, como no Havaí (ANDERSON e STONE, 1993). Na Austrália, o envenenamento tem conseguido reduzir as populações de javalis, porém alguns animais nativos também são atingidos (TWIGG et al., 2005). Fatores ambientais locais e duração de programas são determinantes importantes para o sucesso das campanhas (MCCANN e GARCELON, 2008). Mesmo com todos os esforços, estima-se que programas de manejo caçam menos de 10% da população, ou muito abaixo do incremento anual (SINGER, 1981).

Dessa forma, percebe-se que, uma vez estabelecida, a população de javalis é difícil de ser erradicada. Portanto, o controle requer uma complexa logística, sendo uma atividade contínua e de esforços econômicos intensos. Ainda, esforços de controle estritos são necessários para prevenir futura recolonização ou reintrodução e o monitoramento é importante para o ecossistema responder a erradicação.

Seleção de recursos alimentares

O javali é um mamífero generalista, tendo elevada plasticidade em sua dieta. Para PINEDA-MUNOZ e ALROY (2014), um animal generalista é aquele em que nenhum de seus recursos alimentares constituem mais do que 50% de sua dieta. De acordo com MACHOVSKY-CAPUSKA et al. (2016), uma espécie pode ser classificada como generalista em três níveis funcionais: 1) a gama de composições de macronutrientes da dieta, ou o seu nicho de macronutrientes fundamental; 2) a gama de composições de alimentos nutritivos das quais é capaz de compor uma dieta que se insere no nicho de macronutrientes, e 3) a gama de atributos físicos ecológicos e de alimentos que é capaz de explorar. Enquanto esses três níveis interagem para determinar a dieta de uma espécie, o nicho de macronutrientes fundamentais tem particular relevância ecológica porque os animais que são nutricionalmente flexíveis são mais propensos a persistir em face das alterações substanciais ao seu ambiente nutricional (por exemplo, perda de um alimento, ou deslocamento para um novo ambiente). Dessa forma, a plasticidade alimentar do javali certamente contribui para a ampla distribuição geográfica da espécie e sua forte capacidade para colonizar uma grande variedade de habitats (BAUBET et al., 2004).

A seleção de recursos alimentares por javalis pode ser afetada por diversos fatores, como os requisitos de energia, disponibilidade de alimentos, variações sazonais e variações geográficas. MASSEI et al. (1996) encontraram forte dependência do javali com alimentos ricos em energia em uma área costeira do Mediterrâneo, independentemente do habitat e latitude. Dessa forma, a distribuição do javali parece seguir a disponibilidade sazonal de alimentos ricos em energia, onde ele segue a estratégia de forrageamento ótimo (MACARTHUR e PIANKA, 1966), deslocando-se para encontrar alimentos como bolotas no inverno e grãos de culturas no verão (BALLARI e BARRIOS-GARCÍA, 2014; MASSEI et al., 1996). Quando o alimento se encontra disponível nas culturas agrícolas, javalis podem modificar o comportamento, dispersando para essas áreas de cultivo (HAHN e EISFELD, 1998; SCHLEY e ROPER, 2003). MORELLE e LEJEUNE (2015) verificaram que esses animais retornaram à floresta após a colheita de grãos, reforçando que a sazonalidade na disponibilidade de alimentos é um dos fatores que controlam a distribuição da espécie. Podemos também verificar o efeito das estações do ano na dieta do javali. No inverno e início da primavera, raízes são utilizadas como recursos (BARON, 1982; BARRETT, 1978), enquanto que partes aéreas de plantas são importantes na

primavera, quando novos brotos são mais exuberantes (BAUBET et al., 2004). Já os frutos são consumidos predominantemente no verão, conforme sua disponibilidade (BAUBET et al., 2004).

De acordo com BALLARI e BARRIOS-GARCÍA (2014), a dieta do javali ainda pode variar de acordo com a região geográfica, com diferenças entre áreas onde ele é nativo e onde foi introduzido. O volume de matéria animal consumida varia de 1 a 16% nas áreas onde o javali é nativo, enquanto que em áreas onde ele foi introduzido varia de 2 a 33%. Ainda, nas áreas onde foi introduzido, requisitos de disponibilidade de alimentos e de energia também são relatados como fatores importantes que determinam sua dieta. Por exemplo, a disponibilidade de frutos foi reportada como um recurso fundamental na dieta do javali em ambientes como florestas tropicais e ilhas (COBLENTZ e BABER, 1987; DESBIEZ, 2007). BAUBET et al. (2004) também mostrou que a altitude pode causar mudanças no uso de recursos alimentares, indicando que javalis adaptam sua dieta à sucessão da vegetação e estratificação que ocorre ao longo de um gradiente de elevação. Eles mostraram que esse animal se alimenta em altitudes elevadas, onde predominam pastagens, consumindo partes subterrâneas de plantas.

Alguns registros mostram diferenças alimentares de acordo com a idade e sexo do javali. DARDAILLON (1986) e GROOT BRUINDERINK e HAZEBROEK (1996) relataram uma maior proporção de matéria animal e uma maior diversidade de alimentos nos juvenis do que naqueles com um ano de idade e adultos. Além disso, animais de um ano e adultos consomem maiores proporções de arroz e partes subterrâneas de plantas do que os juvenis. Essas diferenças entre as classes de idade talvez possam ser atribuídas a diferentes necessidades nutricionais (DARDAILLON, 1986). Na área onde foi introduzido, WILCOX e VAN VUREN (2009) constataram que o consumo de vertebrados é mais pronunciado em fêmeas, o que pode estar relacionado com a deficiência de proteína devido ao custo fisiológico da reprodução. No entanto, a maioria dos estudos analisados não apresentaram diferenças entre idade e sexo (ADKINS e HARVESON, 2006; DURIO et al., 1995; LOGGINS et al., 2002; SKEWES et al., 2007; WOOD e ROARK, 1980).

Referências

- ADKINS, R. N.; HARVESON, L. A. Summer diets of feral hogs in the Davis Mountains, Texas. **The Southwestern Naturalist**, v. 51, p. 578–580, 2006.
- ANDERSON, S. J.; STONE, C. P. Snaring to control feral pigs (*Sus scrofa*) in a remote Hawaiian rain forest.

Biological Conservation, v. 63, p. 195–202, 1993.

ARRINGTON, D. A.; TOTH, L. A.; KOEBEL, J. W. Effects of rooting by feral hogs (*Sus scrofa* L.) on the structure of a floodplain vegetation assemblage. **Wetlands**, v. 19, p. 535–544, 1999.

BALLARI, S. A.; BARRIOS-GARCÍA, M. N. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. **Mammal Review**, v. 44, n. 2, p. 124–134, 2014.

BARON, J. Effects of feral hogs (*Sus scrofa*) on the vegetation of Horn Island, Mississippi. **Am Midl Nat**, v. 107, p. 202–205, 1982.

BARRETT, R. et al. Removing feral pigs from Annadel State Park. **Trans West Sect Wildl Soc**, v. 24, p. 47–52, 1988.

BARRETT, R. H. The feral hog at Dye Creek Ranch, California. **Hilgardia**, v. 46, p. 283–355, 1978.

BASKIN, L. M.; DANELL, K. **Ecology of ungulates: a handbook of species in Eastern Europe and Northern and Central Asia**. Berlin: Springer, 2003.

BAUBET, E.; BONENFANT, C.; BRANDT, S. Diet of the wild boar in the French Alps. **Galemys**, v. 16, p. 99–111, 2004.

BAUBET, E.; ROPERT-COUDERT, Y.; BRANDT, S. Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.). **Wildl Res**, v. 30, p. 179–186, 2003.

BEACH, R. Depredation problems involving feral hogs. In: **Feral swine: a compendium for resource managers**. San Angelo: Texas Agricultural Extension Service, 1993. p. 67–75.

BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 26(7), p. 333–339, 2011.

BLACKBURN, T. M. et al. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. v. 12, n. 5, 2014.

BRAGA, C. et al. Wild boar (*Sus scrofa*) harvesting using the espera hunting method: side effects and management implications. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, p. 465–469, 2010.

BRATTON, S. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the high-elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 101, p. 198–206, 1974.

BRIEDERMANN, L. Zur Reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratischen Republik. **Tag-Ber Akad Landwirtsch-Wiss Berlin**, v. 113, p. 169–186, 1971.

BRIEDERMANN, L. **SchwarzwildVEB Deutscher Landwirtschaftsverlag** Berlin, Germany, 1990.

BROOKS, M. L. et al. Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, v. 54(7), p. 677–688, 2004.

CALEY, P. Population dynamics of feral pigs (*Sus Scrofa*) in a tropical riverine habitat complex. **Wildl Res**, v. 20, p. 625–636, 1993.

- CALEY, P.; OTTLEY, B. The Effectiveness of Hunting Dogs for Removing Feral Pigs (*Sus Scrofa*). **Wildlife Research**, v. 22 (2), p. 147–154, 1995.
- CAMPBELL, T. A.; LONG, D. B. Feral swine damage and damage management in forested ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 12, p. 2319–2326, 2009.
- CASSEY, P. et al. Global patterns of introduction effort and establishment success in birds. **Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences**, v. 271, p. 405–408, 2004.
- CHALLIES, C. N. Feral pigs (*Sus scrofa*) on Auckland Island: status, and effects on vegetation and nesting sea birds. **NZJ Zool**, v. 2, p. 479–490, 1975.
- CHIMERA, C. et al. Short Communication Diet of Feral Goats and Feral Pigs on Auckland Island , New Zealand. v. 19, p. 203–207, 1995.
- CHOQUENOT, D.; MCILROY, J.; KOEN, T. Managing vertebrate pests: feral pigs. **Beureau of Resource Sciences**, p. 1–171, 1996.
- CLOUT, M. N.; RUSSELL, J. C. The invasion ecology of mammals: A global perspective. **Wildlife Research**, v. 35, n. 3, p. 180–184, 2008.
- COBLENTZ, B. E.; BABER, D. W. Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. **Journal of Applied Ecology**, v. 24, p. 403–418, 1987.
- COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define “invasive” species. **Divers Distrib**, v. 10, p. 135–141, 2004.
- CONSERVANCY, N. **America’s Least Wanted: Alien Species Invasions of US. Ecosystem**. Arlington, VA: [s.n.].
- COURCHAMP, F.; CHAPUIS, J. L.; PASCAL, M. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. **Biol Rev**, v. 78, p. 347–383, 2003.
- COUSSE, S. et al. Temporal ontogeny in the wild boar (*Sus scrofa* L.): a systemic point of view. **IBEX J Mt Ecol**, v. 3, p. 122–125, 1995.
- CRONEY, C. C. et al. A note on visual, olfactory and spatial cue use in foraging behavior of pigs: indirectly assessing cognitive abilities. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 83, p. 303–308, 2003.
- CRONK, Q. C. B.; FULLER, J. L. **Plant Invaders**. London: Chapman & Hall, 1995.
- CROOKS, J. A. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. **Oikos**, v. 97, p. 156–166, 2002.
- CROSBY, A. W. **Imperialismo ecológico**. São Paulo: Companhia das Letras, 1993.
- CRUZ, F. et al. Conservation action in the Galapagos: feral pigs (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. **Biological Conservation**, v. 121, p. 473–478, 2005.

- CUEVAS, M. F. et al. Effects of wild boar disturbance on vegetation and soil properties in the Monte Desert, Argentina. **Mammalian Biology**, v. 77, n. 4, p. 299–306, 2012.
- CUSHMAN, J. H.; TIERNEY, T. A.; HINDS, J. M. Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. **Ecological Applications**, v. 14, n. 6, p. 1746–1756, 2004.
- D'ANTONIO, C. M.; MAHALL, B. E. Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California coastal scrub. **American Journal of Botany**, v. 78, p. 885–894, 1991.
- DARDAILLON, M. Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. **Behavioural Processes**, v. 13, p. 251–268, 1986.
- DARDAILLON, M. Wild boar social groupings and their seasonal changes in the Camargue, southern France. **Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 53, p. 22–30, 1988.
- DAVIDSON, W. R. Wild swine. In: **Field manual of wildlife diseases in the southeastern United States**. Third edit ed. Athens, Georgia, USA: Southeastern Cooperative Wildlife Disease Study, 2006. p. 105–134.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal Ecology**, v. 88, p. 528–534, 2000.
- DE LA FUENTE, J. et al. Prevalence of tick-borne pathogens in ixodid ticks (Acari: Ixodidae) collected from European wild boar (*Sus scrofa*) and Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) in central Spain. **Eur J Wildl Res**, v. 50, p. 187–196, 2004.
- DE OLIVEIRA, C. H. . **Ecologia e manejo de javali (Sus scrofa L .) na América do Sul**Rio de Janeiro, 2012.
- DEBERDT, A. J.; SCHERER, S. B. O javali asselvajado: Ocorrência e manejo da espécie no Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 31–44, 2007.
- DESBIEZ, A. L. J. **Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting**. [s.l.] University of Kent, Canterbury, UK, 2007.
- DESBIEZ, A. L. J. et al. Niche Partitioning Among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus Scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119–128, 2009.
- DICKMAN, C. **Overview of the impacts of feral cats on Australian native fauna**. Canberra, ACT, Australia: [s.n.].
- DIONG, C. H. Studies of the Malayan wild pig in Perak and Johore. **Malayan Nature Journal**, v. 26, p. 120–151, 1973.
- DONATTI, C. I. et al. Living in the land of ghosts: fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. Seed Dispersal: Theory and its Application in a Changing World. **CAB International**, 2007.
- DOUPE, R. G. et al. Efficacy of exclusion fencing to protect ephemeral floodplain lagoon habitats from feral pigs.

Wetlands Ecology Management, v. 18, p. 69–78, 2010.

DURIO, P. et al. The Autumn diet of the wild boar (*Sus scrofa*) in an alpine valley. **Journal of Mountain Ecology**, v. 3, p. 180–183, 1995.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen, London, UK: [s.n.].

EVERITT, J.; ALANIZ, M. Fall and winter diets of feral pigs in south Texas. **J Range Manag**, v. 33, p. 126–129, 1980.

FAGERSTONE, K. A. Mitigating Impacts of Terrestrial Invasive Species. **USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications**, v. 221, p. 1–3, 2003.

FAO, F. AND A. O. OF U. N. **Gridded livestock of the world 2007**. [s.l: s.n.].

FORDHAM, D. et al. Feral pig predation threatens the indigenous harvest and local persistence of snake-necked turtles in northern Australia. **Biol Conserv**, v. 133, p. 379–388, 2006.

FORSMAN, A. Effects of genotypic and phenotypic variation on establishment are important for conservation, invasion, and infection biology. **PNAS**, v. 111, p. 302–307, 2015.

FOURNIER-CHAMBRILLON, C. MAILLARD, D.; FOURNIER, P. Diet of the wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. **Ibex J Mt Ecol**, v. 3, p. 174–179, 1995.

FRANKENBERG, VON S. T. **Levantamento e avaliação da Portaria 138/02 e Instrução Normativa 25/04, que regulamentaram o controle do javali (*Sus scrofa*) no Rio Grande do Sul no período compreendido entre 2003 e 2005** Produto PNUD, Projeto BRA/01/037, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Ibama, , 2005.

GENOV, P. Food composition of wild boar in North-eastern and Western Poland. **Acta Theriologica**, v. 26, p. 185–205, 1981.

GIMÉNEZ-ANAYA, A. et al. Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. **Wetlands**, v. 29, p. 197–203, 2008.

GISD. **No Title**. Disponível em: <<http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Sus+scrofa>>.

GOEDBLOED, D. . et al. Genome-wide single nucleotide polymorphism analysis reveals recent genetic introgression from domestic pigs into Northwest European wild boar populations. **Molecular Ecology**, v. 22, p. 856–866, 2013.

GORTÁZAR, C. et al. Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. **Eur J Wildl Res**, v. 53, p. 241–256, 2007.

GRAVES, H. B. Behavior and ecology of wild and feral swine (*Sus scrofa*). **Journal of Animal Science**, v. 58, p. 482–492, 1984.

GROOT BRUINDERINK, G. HAZEBROEK, E. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. **For Ecol Manag**, v. 88, p. 71–80, 1996.

- HAHN, N.; EISFELD, D. Diet and habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in SW-Germany. **Faun. Sauv.**, v. 15, p. 595–606, 1998.
- HERRERO, J. et al. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. **European Journal of Wildlife Research**, v. 52, n. 4, p. 245–250, 2006.
- HONE, J. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: Dynamics, impacts and management. **Biological Conservation**, v. 105, n. 2, p. 231–242, 2002.
- HOWE, T. D.; SINGER, F. J.; ACKERMAN, B. B. Forage relationships of European wild boar invading northern hardwood forest. **Journal of Wildlife Management**, v. 3, p. 748–754, 1981.
- ICKES, K. Hyper-abundance of native wild pigs (*Sus scrofa*) in a lowland dipterocarp rain forest of Peninsular Malaysia. **Biotropica**, v. 33, p. 682–690, 2001.
- ICKES, K.; PACIOREK, C. J.; THOMAS, S. C. Impacts of nest construction by native pigs (*Sus scrofa*) on lowland Malaysian rain forest saplings. **Ecology**, v. 86, p. 1540–1547, 2005.
- INDERJIT, S. Plant invasions: habitat invasibility and dominance of invasive plant species. **Plant Soil**, v. 277, p. 1–5, 2005.
- IRIZAR, I.; LASKURAIN, N. A.; HERRERO, J. Wild boar frugivory in the Atlantic Basque country. **Galemys**, v. 16, p. 125–133, 2004.
- JAKSIC, F. M. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. **Biodivers Conserv**, v. 7, p. 1427–1445, 1998.
- JAKSIC, F. M. et al. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. In: **Biological Invasions**. [s.l.] Kluwer Academic Publishers, 2002. p. 157–173.
- JOLLEY, D. B. et al. Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 2, p. 519–524, 2010.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373–386, 1994.
- KEULING, O.; STIER, N.; ROTH, M. How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 729–737, 2008.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Ecology & Evolution**, v. 16, p. 199–204, 2001.
- KUIJPER, D. P. J. et al. What cues do ungulates use to assess predation risk in dense temperate forests? **PLoS ONE**, 2014.
- LEAPER, R. et al. The feasibility of re-introducing Wild Boar (*Sus scrofa*) to Scotland. **Mammal Review**, v. 29, p. 239–259, 1999.
- LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species

- invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, p. 223–228, 2005.
- LOCKWOOD, J. L.; HOOPEs, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. 2. ed. [s.l.] Wiley Blackwell, 2013.
- LOGGINS, R. E.; WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Seasonal diets of wild pigs in oak woodlands of the central coast region of California. **California Fish and Game**, v. 88, p. 28–34, 2002.
- LONG, J. L. **Introduced mammals of the world: their history distribution and influence**. CSIRO, Collingwood: [s.n.].
- LONSDALE, W. M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology**, v. 80, p. 1522–1536, 1999.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., D. P. M. 100 of the World ' S Worst Invasive Alien Species. **Published by The Invasive Species Specialist Group ISSG a specialist group of the Species Survival Commission SSC of the World Conservation Union IUCN 12pp First published as special liftout in Aliens**, v. 12, n. 3, p. 12, 2000.
- MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. R. On optimal use of a patchy environment. **American Naturalist**, p. 603–609, 1966.
- MACHOVSKY-CAPUSKA, G.E., SENIOR, A. M.; SIMPSON, S.J., RAUBENHEIMER, D. The multidimensional nutritional niche. **Trends. Ecol. Evol.**, v. 31, p. 355–365, 2016.
- MACK, M. C.; D'ANTONIO, C. M. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 13(5), p. 195–198, 1998.
- MACK, R. N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Bulletin of the Ecological Society of America**, v. 86, n. 4, p. 249–250, 2000.
- MACKIN, R. Dynamics of damage caused by wild boar to different agricultural crops. **Acta Theriologica**, v. 15, p. 447–458, 1970.
- MASSEI, G. et al. Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in aMediterranean coastal area. **Journal of Zoology**, v. 242, p. 411–423, 1997.
- MASSEI, G.; GENOV, P. The environmental impact of wild boar. **Galemys**, v. 16, p. 135–145, 2004.
- MASSEI, G.; GENOV, P. V.; STAINES, B. W. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. **Acta Theriologica**, v. 41 (3), p. 307–320, 1996.
- MASTERS, K. **Feral pigs in the south-west of Western Australia**Western AustraliaAgriculture Protection Board and Department of Conservation and Land Management, , 1979.
- MASTERS, K. The private life of the wild pig. **Journal of Agriculture**, v. 22, p. 103–105, 1981.
- MAUGET, R. **Home range use and its determining factors in the European wild boar (*Sus scrofa* L.)**Trujillo, SpainProceedings of the XV Congreso Internacional Fauna Cinegética y Silvestre, , 1983.

- MAYER, J. J.; BRISBIN, I. L. J. Sex identification of *Sus scrofa* based on canine morphology. **Journal of Mammalogy**, v. 69, p. 408–412, 1988.
- MAYER, J. J.; BRISBIN, I. L. J. Wild Pigs in the United States: Their History, Comparative Morphology, and Current Status. **University of Georgia Press**, 2008.
- MCCANN, B. E.; GARCELON, D. K. Eradication of feral pigs from Pinnacles National Monument. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, p. 1287–1295, 2008.
- MCILROY, J. C.; SAILLARD, R. J. The effect of hunting with dogs on the numbers and movements of feral pigs, *Sus scrofa*, and the subsequent success of poisoning exercises in Namadgi National Park, Australian Capital Territory. **Australian Wildlife Research**, v. 16, p. 353–363, 1989.
- MEANS, D. B.; TRAVIS, J. Declines in ravine-inhabiting dusky salamanders of the southeastern US Coastal Plain. **Southeast Nat**, v. 6, p. 83–96, 2007.
- MERINO, L. M.; CARPINETTI, B. N. Feral pig *Sus scrofa* Population estimates in Bahía Samborombón conservation area, Buenos Aires Province, Argentina. **Mastozoología Neotropical**, v. 10(2), p. 269–275, 2003.
- MORELLE, K. et al. Towards understanding wild boar *Sus scrofa* movement: A synthetic movement ecology approach. **Mammal Review**, v. 45, n. 1, p. 15–29, 2015.
- MORELLE, K.; LEJEUNE, P. Seasonal variations of wild boar *Sus scrofa* distribution in agricultural landscapes: a species distribution modelling approach. **European Journal of Wildlife Research**, v. 61, n. 1, p. 45–56, 2015.
- MORRISON, S. A. et al. Facing the dilemma at eradication's end: uncertainty of absence and the Lazarus effect. **Front Ecol Environ**, v. 5, p. 271–276, 2007.
- MOULE, G. R. Observations on mortality amongst lambs in Queensland. **Australian Veterinary Journal**, v. 30, p. 153–171, 1954.
- NETTLES, V. F. et al. A survey of wild swine in the United States for evidence of hog cholera. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 25, p. 61–65, 1989.
- O'BRIEN, P. Socio-economic and biological impact of the feral pig in New South Wales: an overview and alternative management plan. **Rangel J**, v. 9, p. 96–101, 1987.
- OLIVER, W. L. R.; BRISBIN, J. R. Pigs, peccaries and Hippos: status survey and action plan. In: **Introduced and feral pigs: problems, policy, and priorities**. [s.l.: s.n.]. p. 179–191.
- PAVLOV, P.; EDWARDS, E. Feral pig ecology in Cape Tribulation National Park, North Queensland, Australia. **J Mt Ecol**, v. 3, p. 148–151, 1995.
- PAVLOV, P. M. et al. Predation by feral pigs on Merino lambs at Nyngan, New South Wales. **Aust J Exp Agric Anim Husband**, v. 113, p. 570–574, 1981.
- PAVLOV, P. M.; CROME, F. H. J.; MOORE, L. A. Feral pigs, rainforest conservation and exotic disease in north Queensland. **Wildl Res**, v. 19, p. 179–193, 1992.

- PAVLOV, P. M.; HONE, J. The behaviour of feral pigs, *Sus scrofa*, in flocks of lambing ewes. **Australian Wildlife Research**, v. 9, p. 101–109, 1982.
- PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **BioScience**, v. 50, p. 53–65, 2000.
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273–288, 2005.
- PINEDA-MUNOZ, S.; ALROY, J.; B, P. R. S. Dietary characterization of terrestrial mammals Dietary characterization of terrestrial mammals. **Proceedings of Royal Society of London B**, v. 281, n. July, 2014.
- PLANT, J. W. et al. Neonatal lamb losses due to feral pig predation. **Australian Veterinary Journal**, v. 54, p. 426–429, 1978.
- PODGÓRSKI, T. et al. Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. **Journal of Mammalogy**, v. 94, p. 109–119, 2013.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D. M. The biogeography of naturalization in alien plants. **J Biogeogr**, v. 33, p. 2040–2050, 2006.
- READ, A. F.; HARVEY, P. H. Life history differences among the eutherian radiations. **Journal of Zoology**, v. 219, p. 329–353, 1989.
- RECHER, H. F.; CLARK, S. S. A biological survey of Lord Howe Island with recommendations for the conservation of the island's wildlife. **Biol Conserv**, v. 6, p. 263–273, 1974.
- RHYMER, J.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 83–109, 1996.
- RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Divers Distrib**, v. 6, p. 93–107, 2000.
- RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. **New Phytologist**, v. 196, p. 383–396, 2012.
- ROSELL, C.; FERNÁNDEZ-LLARIO, P.; HERRERO, J. El jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). **Galemys**, v. 13, p. 1–25, 2001.
- ROWLEY, I. Lamb predation in Australia: incidence, predisposing conditions and identification of wounds. **CSIRO Wildlife Research**, v. 15, p. 79–123, 1970.
- RS. **Portaria No 93 da Secretaria da Agricultura Pecuária e Agronegócio** Porto Alegre Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul (RS) de 10 de junho de 2011, , 2011.
- RUDGE, M. . A note on the food of feral pigs (*Sus scrofa*) of Auckland Island. **Proc N Z Ecol Soc**, v. 23, p. 83–84, 1976.
- RUIZ-FONS, F.; SEGALÉS, J.; GORTÁZAR, C. A review of viral diseases of the European wild boar: Effects

of population dynamics and reservoir role. **The Veterinary Journal**, v. 176, p. 158–169, 2008.

RUSSO, L.; MASSEI, G.; GENOV, P. V. Daily home range and activity of wild boar in a Mediterranean area free from hunting. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 9, p. 287–294, 1997.

SAR. **Portaria No 10 de 20 de abril de 2007** FlorianópolisSecretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural do Estado de Santa Catarina (SAR), , 2007.

SAR. **Portaria No 20 de 09 de setembro de 2010** FlorianópolisSecretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural do Estado de Santa Catarina (SAR), , 2010.

SAUNDERS, G. The demography of feral pigs (*Sus scrofa*) in Kosciusko National Park, New South Wales. **Wildlife Research**, v. 20, p. 559–569, 1993.

SCHLEY, L.; ROPER, T. J. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. **Mammal Review**, v. 33, n. 1, p. 43–56, 2003.

SCILLITANI, L.; MONACO, A.; TOSO, S. Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 307–318, 2010.

SIERRA, C. . El cerdo cimarrón(*Sus scrofa*, Suidae) en la Isla del Coco, Costa Rica: Composición de su dieta, estado reproductivo y genética. **Revista de Biol Trop**, v. 49, p. 1147–1157, 2001.

SIMBERLOFF, D. Impacts of introduced species in the United States. **Consequences**, v. 2(2), p. 13–22, 1996.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81–102, 2009.

SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biological invasions**, v. 1(1), p. 21–32., 1999.

SINGER, F. J. Wild pig populations in the National Parks. **Environmental Management**, v. 5, n. 3, p. 263–270, 1981.

SINGER, F. J.; SWANK, W. T.; CLEBSCH, E. E. C. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. **J. Wildlife Manag.**, v. 48, p. 464–473, 1984.

SKEWES, Ó.; RODRÍGUEZ, R.; JAKSIC, F. M. Ecología trófica del jabalí europeo (*Sus seroja*) silvestre en Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 80, n. 3, p. 295–307, 2007.

SPENCER, P. B. S.; HAMPTON, J. O. Illegal translocation and genetic structure of feral pigs in Western Australia. **Journal of Wildlife Management**, v. 69, p. 377–384, 2005.

STEGEMAN, L. R. C. The European wild boar in the Cherokee national forest, Tennessee. **J Mammal**, v. 19, p. 279–290, 1938.

SUSELBEEK, L. et al. **Is oak regeneration doomed after wild boar populations boomed?**Hannover, GermanyInstitute for Terrestrial and AquaticWildlife Research, University of Veterinary Medicine, , 2012.

- SWEENEY, J. R.; SWEENEY, J. M.; SWEENEY, S. W. Feral hog. In: **Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation**. Second ed. Baltimore, MD, USA: John Hopkins University Press, 2003. p. 1164–1179.
- TAYLOR, R. B. et al. Reproduction of feral pigs in Southern Texas. **Journal of Mammology**, v. 79, p. 1325–1331, 1998.
- TAYLOR, R. B.; HELLGREN, E. C. Diet of feral hogs in the western south Texas plains. **The Southwestern Naturalist**, v. 42, p. 33–39, 1997.
- TIERNEY, T. A.; CUSHMAN, J. H. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. **Biological Invasions**, v. 8, n. 5, p. 1073–1089, 2006.
- TOLLESON, D. R. et al. Feral hogs in the rolling plains of Texas: perspectives, problems, and potential. In: **Wildlife Damage Management, Internet Center for Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings**. Lincoln, USA: University of Nebraska, 1995. p. 124–128.
- TOLON, V. et al. Responding to spatial and temporal variations in predation risk: space use of a game species in a changing landscape of fear. **Canadian Journal of Zoology**, v. 87, p. 1129–1137, 2009.
- TWIGG, L. E.; LOWE, T.; MARTIN, G. Sodium fluoroacetate residues and carcass degradation of free-ranging feral pigs poisoned with 1080. **Wildlife Research**, v. 32, p. 573–580, 2005.
- VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14(7), p. 702–708, 2011.
- VTOROV, I. P. Feral pig removal: effects on soil microarthropods in a Hawaiian forest. **Journal of Wildlife Management**, v. 57, p. 875–880, 1993.
- WEST, B. C.; COOPER, A. L.; ARMSTRONG, J. B. **Managing Wild Pigs**. [s.l.: s.n.]. v. 1
- WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 114–118, 2009.
- WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. London: Chapman & Hall, 1996.
- WOOD, G. W.; ROARK, D. N. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. **Journal of Wildlife Management**, v. 44, p. 506–511, 1980.
- WOOD, G. W.; BARRETT, R. H. Status of wild pigs in the United States. **Wildlife Society Bulletin**, v. 7, p. 237–246, 1979.
- WOODALL, P. F. Distribution and population dynamics of dingoes (*Canis familiaris*) and feral pigs (*Sus scrofa*) in Queensland. **Journal of Applied Ecology**, v. 20, p. 85–95, 1983.
- ZANIN HEGEL, C. G.; ÂNGELO MARINI, M. Impacto do javali Europeu, *Sus scrofa*, em um fragmento da Mata Atlântica Brasileira. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 1, p. 17–24, 2013.
- ZIVIN, J.; HUETH, B. M.; ZILBERMAN, D. Managing a multiple-use resource: The case of feral pig

management in California rangeland. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 39, p. 189–204, 2000.

ZONDERLAND, J. J.; CORNELISSEN, L.; WOLTHUIS-FILLERUP, M. SPOOLDER, H. A. M. Visual acuity of pigs at different light intensities. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 111, p. 28–37, 2008.

**Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na
agropecuária e na biodiversidade no Brasil**

Dieta de *Sus scrofa* e suas implicações na agropecuária e na biodiversidade no Brasil

Isadora Bisognin Cervo¹, Demetrio Luis Guadagnin²

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia, UFRGS, Av. Bento Gonçalves 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil; isacervo@hotmail.com

²Programa de Pós-graduação em Ecologia, UFRGS, Av. Bento Gonçalves 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil; dlguadagnin@gmail.com

Resumo

O javali (*Sus scrofa*) tem demonstrado grande capacidade de invasão e de produção de danos à biodiversidade e agropecuária, sendo considerado uma das 100 piores espécies invasoras do mundo. Os macronutrientes e composição de alimentos podem ajudar a revelar a aptidão da população invasora ao seu novo ambiente. Assim, o objetivo deste trabalho é caracterizar a composição de alimentos explorados pelo javali nos Campos Sulinos, Florestas de Araucária e Pantanal, avaliando os possíveis riscos que a espécie pode representar para a produção agropecuária e a conservação da biodiversidade. Para tal, foram amostrados 118 estômagos de javalis. Examinamos a existência de padrões de dieta em cada ecorregião através de PCA e verificamos como a dieta varia em função de atributos dos indivíduos através de RDA. Ainda, visualizamos a distribuição de macronutrientes em um espaço de macronutrientes multidimensional através de RMT. Os grãos cultivados foram os itens mais consumidos nos Campos Sulinos e Florestas de Araucária, juntamente com forragem. No Pantanal, os itens mais consumidos foram frutos, bem como raízes. A ingesta de animais foi menos significativa em todas as regiões estudadas. As diferenças de dieta encontradas foram relacionadas com a distribuição espacial e temporal das amostras ($F = 2,325$; $p < 0,001$). Nos Campos Sulinos o consumo de proteínas foi de 15,2%, alcançando os níveis ideais para crescimento e lactação quando comparado ao porco doméstico. De forma geral, os efeitos negativos sobre a fauna e flora não pareceram ser significativos. Porém, na agropecuária os danos foram evidentes, visto o grande consumo de grãos cultivados. O maior consumo de proteínas nos Campos Sulinos pode sugerir facilidade de expansão nessa região, sendo importante esforços para minimizar os danos dessa espécie invasora na agricultura, pecuária e na biodiversidade.

Palavras-chave: Javali. Macronutrientes. Invasão Biológica. Campos Sulinos. Florestas de Araucária. Pantanal.

Introdução

A introdução de espécies cresceu com a migração humana e comércio nos últimos 200 a 500 anos (LOCKWOOD et al., 2013). O movimento de organismos através do ser humano nesse intervalo de tempo supera o deslocamento por forças naturais em qualquer período de 500 anos da história da Terra, seja acidentalmente ou intencionalmente (MACK et al., 2000). Muitos desses organismos tem se tornado problema devido à alta capacidade de invasão, modificando ecossistemas naturais e ameaçando espécies nativas, tornando-se invasoras biológicas (CLOUT e RUSSELL, 2008).

O javali (*Sus scrofa*) tem demonstrado grande capacidade de invasão e de produção de danos à biodiversidade e agropecuária, sendo considerado uma das 100 piores espécies invasoras do mundo (LOWE et al., 2000). Na agropecuária, javalis danificam culturas agrícolas, atacam animais domésticos e podem servir como reservatórios de doenças (DEBERDT e SCHERER, 2007; NUNLEY, 1999). Na biodiversidade os efeitos negativos envolvem a predação ou competição com espécies de interesse especial, a alteração de trajetórias sucessionais, produtividade, estrutura do solo, o favorecimento de outras invasões biológicas e outros efeitos populacionais, comunitários e ecossistêmicos (SCHLEY e ROPER, 2003; WOOD e ROARK, 1980).

A amplitude do nicho alimentar, os hábitos alimentares e suas variações entre indivíduos têm implicações na adaptabilidade e evolução da espécie e são aspectos fundamentais no entendimento de como as espécies e indivíduos interagem e que danos podem causar quando introduzidas (SENIOR et al., 2016). Os hábitos alimentares dos javalis explicam grande parte dos efeitos ecológicos ou econômicos indesejados em áreas invadidas. Seu hábito alimentar envolve o ativo revolvimento do solo e fontes de água (CROOKS, 2002; JONES et al., 1994) e sua dieta generalista implica na capacidade de manter populações numerosas e de alternar e pressionar sazonalmente uma ampla gama de recursos (HAHN e EISFELD, 1998; MORELLE e LEJEUNE, 2015; SCHLEY e ROPER, 2003).

A dieta dos javalis pode ser afetada por diversos fatores, incluindo variações nos atributos dos indivíduos e variações espaciais e temporais na disponibilidade de alimentos. WILCOX e VAN VUREN (2009) , por exemplo, constataram que o consumo de vertebrados é

mais pronunciado em fêmeas, o que pode estar relacionado com a deficiência de proteína devido ao custo fisiológico da reprodução. DARDAILLON (1986) e GROOT BRUINDERINK e HAZEBROEK (1996) relataram uma maior proporção de matéria animal e uma maior diversidade de alimentos em juvenis do que em adultos com um ano de idade, enquanto que indivíduos com mais idade consomem maiores proporções de grãos e partes subterrâneas de plantas. Por outro lado, muitos estudos não verificaram diferenças entre idade e sexo (ADKINS e HARVESON, 2006; DURIO et al., 1995; LOGGINS et al., 2002; SKEWES e RODRÍGUEZ; JAKSIC, 2007; WOOD e ROARK, 1980) . A disponibilidade de frutos foi reportada como um recurso fundamental na dieta de javalis em ambientes como florestas tropicais e ilhas (COBLENTZ e BABER, 1987; DESBIEZ, 2007). BAUBET et al. (2004) também mostrou que javalis adaptam sua dieta à sucessão da vegetação e estratificação que ocorre ao longo de um gradiente altitudinal.

A dieta é determinada pela amplitude do nicho alimentar de uma espécie, que envolve pelos menos três dimensões inter-relacionadas (MACHOVSKY-CAPUSKA et al., 2016; WESTOBY, 1978) – a gama de atributos físicos dos recursos alimentares, a gama de composições nutricionais destes recursos, que uma vez combinados compõe a dieta necessária, e a gama de composições de macronutrientes que permite o indivíduo completar sua história de vida e cumprir suas funções vitais (nicho de macronutrientes fundamental). O caráter generalista ou especialista de uma espécie quanto aos macronutrientes e à composição de alimentos pode ajudar a revelar a aptidão da população a um novo ambiente, permitindo avaliar o potencial de colonização e expansão geográfica (HUTCHINSON, 1957).

Neste trabalho caracterizamos e comparamos a dieta e o nicho alimentar do javali em três ecorregiões neotropicais no Brasil onde esse animal é invasor. O objetivo geral deste trabalho é colaborar no entendimento dos possíveis riscos que a espécie pode representar para a produção agropecuária e a conservação da biodiversidade nestes ambientes.

Metodologia

O estudo foi realizado em áreas de três ecorregiões brasileiras (OLSON et al., 2001; WWF, 2017) inclusas em três diferentes províncias biogeográficas da Região Neotropical (MORRONE, 2014) – Pantanal (Cerrado), Campos Sulinos (Pampa) e Florestas Úmidas de

Araucária (Floresta de Araucária) (Figura 1). As três ecorregiões consistem de mosaicos de vegetação florestal e campestre. Na ecorregião das Florestas de Araucária as áreas estudadas consistem em mosaicos de campos de altitude e florestas com *Araucaria angustifolia* (BEHLING et al., 2009). O clima é temperado, com temperatura média anual de 17° C, precipitação alta (1500–2000 mm), sem estação seca, e as temperaturas médias anuais variam entre 17° C (OVERBECK et al., 2009; SUERTEGRAY e DA SILVA, 2009). A ecorregião dos Campos Sulinos é constituída por campos entremeados por florestas ripárias e formações savanóides com plantas lenhosas esparsas. O clima é Ombrófilo, com temperatura média de 18° C e chuvas bem distribuídas durante o ano (IBGE, 2012). Nestas duas regiões a estação crítica para o crescimento vegetal é o inverno, em função do frio, podendo ocorrer períodos de estiagem nos meses de verão. A ecorregião do Pantanal é composta por um mosaico de savanas, florestas estacionais e planícies de inundação (CORDEIRO, 2004; POTT e POTT, 2004). O clima é tropical, com temperaturas elevadas durante todo o ano e precipitação concentrada entre os meses de novembro a abril (estação úmida) e seca de maio a outubro. Entre 90-95% da área total do Pantanal está sujeita a inundações anuais por quatro ou até nove meses (localmente denominado de “vazante”), na época úmida (GONÇALVES et al., 2011; HAMILTON et al., 1998).

Obtivemos o conteúdo estomacal de javalis abatidos por caçadores entre junho de 2015 e outubro de 2016 nos Campos Sulinos e nas Florestas de Araucária (Estado do Rio Grande do Sul) e em outubro de 2015 e junho de 2016 no Pantanal (Fazenda Santa Lúcia, Estado do Mato Grosso). As coletas foram realizadas pelos autores ou por caçadores treinados nos procedimentos. Coletamos amostras de conteúdo estomacal de 500 ml, armazenadas em frascos com uma solução contendo 90 % de álcool 70°, 5 % de formol e 5 % de ácido acético (SKEWES et al., 2007). Cada amostra foi lavada em peneira de 1,7 mm e disposta em bandeja (WOOD e ROARK, 1980). Após, determinamos os itens alimentares sob lupa estereoscópica, classificando-os em sete categorias: forragem, grãos cultivados, sementes silvestres, frutos, raízes, invertebrados, vertebrados e madeira. A ceva, isca preparada muitas vezes com milho, não foi incluída nos itens alimentares quando indicado seu uso no formulário de captura. A porcentagem em volume foi calculada para cada item alimentar através do deslocamento da água em uma proveta volumétrica. Dessa forma, foi calculada a porcentagem em volume do volume total de cada item alimentar registrado, dividido pelo volume total de itens identificados nos estômagos (SKEWES et al., 2007). De cada animal abatido registramos o sexo (macho ou fêmea), o estrato etário (juvenil ou adulto), o método de captura (caça com cães, captura em

armadilhas, caça noturna com holofotes) e o turno da captura (manhã, tarde ou noite), através do preenchimento de formulários.

Checamos a suficiência da amostragem através de rarefação calculando curvas de acumulação de itens para cada ecorregião com uso dos pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2017), do programa R (R CORE TEAM, 2017). A curva de rarefação é produzida por repetidas reamostragens do pool de N indivíduos ou amostras, plotando o número médio de espécies representadas por 1, 2, $\frac{1}{4}$ N indivíduos ou amostras (SIMBERLOFF, 1978).

Utilizamos Análise de Componentes Principais (PCA) para examinar a existência de padrões de dieta em cada ecorregião e Análise de Redundância (RDA) para verificar como a dieta varia em função de atributos dos indivíduos – sexo e idade, o método de captura e a distribuição espacial e temporal das amostras – estação do ano, turno do abate, ecorregião. Empregamos os pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2017), *permute* (SIMPSON, 2006) e *lattice* (SARKAR e DEEPAYAN, 2008) do programa estatístico R (R CORE TEAM, 2017) nesta análise. Nestas ordenações a categoria grãos cultivados foi aglutinada à de sementes silvestres, de forma a avaliar a importância e variação do consumo de grãos. Os dados foram previamente padronizados pela transformação de Hellinger para evitar o artifício de indivíduos com nenhum item alimentar similar em seus estômagos variarem em similaridade (OKANSEN et al., 2017). Analisamos a significância da RDA através do teste de permutação disponível no pacote *vegan*.

Utilizamos a medida de Levins estandardizada (FEINSINGER et al., 1981) calculada em planilha Excel para estimar a amplitude de nicho alimentar e o índice de Pianka para verificar a sobreposição de nicho alimentar (COLWELL, 1971). Para ambos usamos a proporção de cada item alimentar em cada ecorregião. Estes índices variam de 0 a 1, sendo 1 grande amplitude e total sobreposição de nicho alimentar.

Analisamos a composição alimentar e de macronutrientes através da ferramenta gráfica RMT (Right-Angled Mixture Triangles), utilizada para visualizar a distribuição de macronutrientes em um espaço de macronutrientes multidimensional. Os eixos primários X e Y representam carboidratos e proteínas, respectivamente, enquanto que o eixo Z, implícito, representa os lipídios. Cada ponto representa a participação percentual em KJ de proteínas (P), lipídios (L) e carboidratos (C) encontrada em um item alimentar. Segmentos de linhas unindo os pontos do gráfico em um mínimo polígono convexo demarcam o espaço de nutrientes potencialmente acessível aos javalis (COOGAN et al., 2014) em cada ecorregião ou estação do

ano. Este espaço de nutrientes define o nicho fundamental de macronutrientes, o espaço do RMT na qual a população pode persistir (MACHOVSKY-CAPUSKA et al., 2016).

Resultados

Determinamos a composição da dieta de *Sus scrofa* através do conteúdo estomacal de 45 javalis abatidos nos Campos Sulinos, 15 javalis abatidos nas Florestas de Araucária e 58 porcos monteiros abatidos no Pantanal, dos quais 31 obtidos em setembro e outubro de 2015 (seca) e 27 em junho de 2016 (vazante). As curvas de rarefação indicam que o número de amostras foi suficiente para caracterizar a dieta no Pantanal e Campos Sulinos, mas insuficiente nas Florestas de Araucária.

Raízes estão entre os itens consumidos em maior volume e com maior frequência nas três ecorregiões estudadas (Tabela 1). Forragem também é consumida em quantidade e frequência relativamente alta em todas as ecorregiões. Grãos cultivados compõe uma parcela importante da dieta nas duas ecorregiões caracterizadas por matriz agrícola, sendo os mais consumidos aveia, sorgo, azevém, milho, arroz e soja. O consumo de vertebrados, foi frequente no Pantanal (principalmente anfíbios) e nos Campos Sulinos (principalmente ovinos e tatús), mas o volume foi pequeno nas três ecorregiões. Invertebrados, frutos e madeira foram consumidos em menor volume e frequência. Frutos tiveram maior participação na dieta dos porcos monteiros, sendo a bocaiuva (*Acrocomia aculeata*) o fruto mais consumido. Em três amostras encontramos ceva, sendo duas amostras das Florestas de Araucária e uma dos Campos Sulinos.

A dieta dos porcos monteiros no período da vazante foi constituída principalmente por raízes, enquanto que na seca incluiu principalmente forragem, frutos e raízes (Tabela 2).

A participação de grãos cultivados, sementes silvestres e frutos tendeu a ser maior entre os machos, enquanto que as fêmeas consumiram forragem em maior volume (Tabela 3). Em ambos os sexos o consumo de raízes foi importante, enquanto madeira, invertebrados e vertebrados foram consumidos em pequeno volume.

Os dois primeiros eixos da PCA envolvendo as três ecorregiões explicaram cumulativamente 68,4% das variações de proporção de itens alimentares entre os indivíduos (Figura 2), enquanto que na PCA envolvendo os períodos de vazante e seca no Pantanal os dois primeiros eixos explicaram 80% das variações (Figura 3). Forragem, grãos cultivados, sementes silvestres, frutos, raízes e vertebrados apresentaram grande variação de proporção entre estômagos analisados.

A RDA mostrou que as diferenças de dieta estão relacionadas com a distribuição espacial e temporal das amostras ($F = 2,325$; $p < 0,001$) (Tabela 4). Os dois primeiros eixos da RDA explicaram cumulativamente 15,7% das diferenças de dieta entre os indivíduos em função do período do ano, da ecorregião, do turno da captura e do método de captura. Grãos cultivados foram consumidos em maior proporção nos Campos Sulinos, durante a noite, nas épocas de maior abundância de recursos ou nas capturas com cães. Raízes e invertebrados foram mais consumidos nas épocas de menor abundância de recursos, no Pantanal, durante a manhã ou à tarde. Forragem foi mais consumida nas Florestas de Araucária e foi mais abundante nas capturas com armadilhas. (Figura 4 e Tabela 4).

A amplitude de nicho medida pelo índice de Levins estandardizado foi 0,34 nas Florestas de Araucária, 0,28 nos Campos Sulinos e 0,32 no Pantanal. No Pantanal este índice foi de 0,09 no período de vazante e 0,15 no período de seca. A sobreposição de nicho foi baixa quando as três ecorregiões estudadas são comparadas (Índice de Pianka = 0,15), tendo sido maior entre as regiões de Campos Sulinos e Floresta de Araucária e menor entre estas e o Pantanal. A sobreposição também foi baixa entre as épocas de cheia e vazante (Índice de Pianka = 0,10) (Tabela 5).

A análise da composição de macronutrientes através da RMT indica que a dieta de *Sus scrofa* nas áreas estudadas no Brasil corresponde à composição energética encontrada em outros países (Figura 5). A dieta foi basicamente polissacarídica nos Campos Sulinos e Florestas de Araucária e lipídica no Pantanal. Em todos os casos a energia advinda de proteínas foi inferior à 20%, próxima dos mais baixos valores encontrados em outros países. A ingesta proteica foi relativamente maior nos Campos Sulinos principalmente pela contribuição dos vertebrados. A ingesta de lipídios no Pantanal (48%) foi elevada em comparação com as outras ecorregiões estudadas e os valores mais frequentes em outras regiões do planeta. A ingesta de lipídeos nesta região deve-se principalmente à contribuição de frutos de palmeiras, como a bocaiuva, na dieta.

A dieta nos períodos seco e de vazante no Pantanal foi predominantemente polissacarídica (Figura 6). Porém, enquanto que no período seco os carboidratos corresponderam a 50% da dieta, no período de vazante corresponderam a quase 90%. Isso se deve à alta ingestão de frutos de palmeiras, ricos em lipídios, no período de seca, e a ingestão de gramíneas e raízes, ricos em carboidratos, no período de vazante.

Discussão

Neste trabalho verificamos que javalis introduzidos em três regiões brasileiras caracterizadas por mosaicos de campos e florestas apresentam uma dieta variada influenciada pela época do ano, turno de atividade e disponibilidade local de recursos, porém pouco influenciada por atributos individuais. O consumo de grãos cultivados, quando disponíveis, tem papel importante na dieta. O consumo de itens alimentares de particular importância para a conservação da biodiversidade foi baixo, porém em uma das regiões (Florestas de Araucária) os resultados foram inconclusivos e devem ser tomados com cautela. Em todas as regiões a dieta situa-se à margem do alvo ideal da dieta que maximiza a aptidão, conforme proposto por SENIOR et al., 2016, sendo a oferta de proteínas um recurso em geral crítico.

Nas três ecorregiões estudadas há grande variação na proporção em que itens são encontrados em cada estômago, havendo baixa, porém significativa, relação entre os fatores analisados e os eixos de ordenação. Sabe-se que o javali é um animal oportunista, alimentando-se do que está disponível, embora existam preferências (SCHLEY e ROPER, 2003). Partes aéreas de plantas frescas e raízes formaram a base da dieta nas três ecorregiões. Forragens e raízes são relatados como itens comuns na dieta de javalis em diversos locais do mundo, talvez por ser um dos itens mais abundantes e disponíveis no ambiente. CHIMERA et al. (1995) verificou que 61% da dieta de *Sus scrofa* consiste em plantas na Nova Zelândia. HERRERO et al. (2005) encontraram que 71% da dieta consiste em partes de plantas acima do solo, enquanto que 24% consiste em raízes. Como os suínos têm dificuldade de extração de hidratos de carbono da celulose (MASSEI e GENOV, 2004) é possível que necessitem se alimentar abundantemente de forragens para extrair a energia essencial para sua sobrevivência. Quando disponíveis, grãos cultivados nos Campos Sulinos e Florestas de Araucária e frutos e sementes silvestres no Pantanal parecem ser preferidos à forragem, o que pode ser explicado por possuírem alto valor

energético associado ao baixo esforço de forrageio (CALEY, 1993). Raízes e invertebrados são importantes alimentos no Pantanal, principalmente no período de vazante. Nesse período a forragem é mais escassa devido ao alagamento que, por outro lado, facilita o revolvimento do solo em busca de raízes e invertebrados (SICURO e OLIVEIRA, 2002), que aumentam de consumo nesta época.

As diferenças de consumo verificadas em função do horário e método dos abates sugerem que diferentes ambientes de alimentação e refúgio são utilizados ao longo do dia, mais do que tratarem-se de vieses em função do método de coleta de dados. É sabido que a caça pode influenciar os padrões de comportamento de *Sus scrofa*. Além disso cada modalidade de caça acontece em um período específico do dia, refletindo a dieta daquele período. Os resultados sugerem que os javalis tendem a frequentar áreas cultivadas ou áreas abertas com mais frequência durante a noite, em busca de grãos cultivados. SCILLITANI et al., 2010 observaram que no período de caça houve menor intervalo de tempo na troca de lugares de repouso, o que sugere que a caça intensiva pode aumentar a dispersão do javali e interferir em sua dieta.

Não detectamos diferenças importantes de dieta entre os sexos e estratos etários. A dieta variada de espécies generalistas pode significar otimização de necessidades individuais resultando em menor variabilidade de aptidão entre indivíduos (SENIOR et al., 2016). Sabe-se que as necessidades nutricionais variam em diferentes fases do crescimento (DARDAILLON, 1986) e em função do papel de cada sexo na reprodução (WILCOX e VAN VUREN, 2009). Entretanto, estudos como os de ADKINS e HARVESON, 2006; DURIO et al., 1995a; LOGGINS et al., 2002; SKEWES et al., 2007; WOOD e ROARK, 1980 também não encontraram diferenças significativas na dieta. Estes achados sugerem que as necessidades nutricionais são menos importantes ou de difícil ajuste nas condições limitantes dos ambientes silvestres. Também é possível que existam diferenças não detectadas dado que os animais abatidos por caçadores não representam a estrutura etária completa da população. O hábito gregário também pode minimizar as diferenças de conteúdo alimentar de animais de um mesmo grupo, porém os indivíduos da nossa amostragem foram sempre independentes.

O consumo de recursos de valor econômico ou de interesse especial para a conservação da biodiversidade é um dos aspectos mais importantes na avaliação dos danos. Em nossos dados, o consumo da fauna nativa foi esporádico, com registros de um anfíbio no Pantanal, tatú (*Dasypus* sp.) nos Campos Sulinos, além de uma pena de ave nas Florestas de Araucária. Não

registramos a ingestão de ovos encontrada em outros trabalhos. DESBIEZ et al., 2009 registraram a presença de ovos em outra região do Pantanal (Nhecolândia) analisando fezes triadas em peneiras de 1 mm e 0.57 mm. A ingestão de ovos não é facilmente detectada em conteúdos estomacais (SCHLEY e ROPER, 2003), o que poderia ser uma limitação. O consumo de pinhão (*Araucaria angustifolia*), uma espécie chave na composição das Florestas de Araucária e um recurso para um grande número de espécies nativas (DEBERDT e SCHERER, 2007; HEGEL e MARINI, 2013), também foi esporádico, registrado em apenas uma amostra. Durante o período do estudo houve baixa produção de pinhão (EMATER, 2016), além da baixa amostragem de conteúdos estomacais nas Florestas de Araucária, o que podem ter dificultado o registro dessa semente e não nos permitir afirmar que seu consumo seja baixo. Outros estudos, como o de DEBERDT e SCHERER, 2007 já relataram o pinhão como importante fonte de energia dos javalis. Em conjunto, estes achados sugerem que os principais efeitos da ocorrência de javalis nos mosaicos de campos e florestas estudados no Brasil estejam associados mais à competição por exploração de recursos compartilhados do que pela pressão seletiva sobre componentes da biodiversidade de interesse especial de conservação.

Javalis são reconhecidos como engenheiros ambientais, alterando processos ecossistêmicos em ambientes invadidos (JONES et al., 1994). Em nosso trabalho não avaliamos os efeitos ecossistêmicos da busca por alimentos, como alterações na estrutura da vegetação e estrutura do solo (BRATTON, 1974; MASSEI e GENOV, 2004; HEGEL e MARINI, 2013). No Pantanal registramos um grande consumo de bocaiuva, uma das sementes que são efetivamente dispersadas por esses animais, cujos efeitos são desconhecidos. O comprometimento da regeneração de Florestas de Araucária pela predação de pinhões também é uma hipótese plausível (DEBERDT e SCHERER, 2007; HEGEL e MARINI, 2013), embora não conclusiva em nosso trabalho.

Além do registro do consumo de fauna nativa, houve o consumo de ovinos. Algumas amostras com vertebrados continham larvas de moscas, indicando que pelo menos parte deste consumo foi de carcaças. Os grãos cultivados, por outro lado, foram encontrados na maioria das amostras dos Campos Sulinos e Florestas de Araucária, mostrando a preferência alimentar por esse item quando disponível. Em conjunto, estes achados sugerem que o principal efeito econômico da presença de javalis esteja associado ao consumo de grãos, enquanto que no setor da pecuária os danos parecem ser esporádicos ou localizados.

Nas três regiões estudadas no Brasil a dieta que registramos situa-se na margem do alvo ideal da dieta que maximiza a aptidão do javali conforme SENIOR et al., 2016, principalmente pela baixa ingesta proteica e alta ingesta lipídica, sugerindo que a obtenção de recursos alimentares pode ser um fator limitante da reprodução e taxa de crescimento nestas áreas invadidas, ainda que não impeditivo da colonização e expansão. O porco doméstico, em condições ótimas para engorde e reprodução, necessita de cerca de 14,5% de proteína nos períodos de crescimento e de lactação (EMBRAPA e EMATER, 1999). Esses valores são mais altos que aqueles encontrados no Pantanal (9,3%) e nas Florestas de Araucária (10,3%), mas se iguala ao encontrado nos Campos Sulinos (15,2%) e é inferior ao que registramos no período de seca no Pantanal (19,2%). Estes achados sugerem que os javalis estão encontrando alimentos ricos em proteína, facilitando a colonização e expansão, particularmente nos Campos Sulinos e no período da seca no Pantanal, mais que nas outras ecorregiões ou épocas do ano.

Comparando os resultados do RMT com SENIOR et al., 2016 verificamos uma relativa similaridade do nicho alimentar com o clima. O nicho alimentar nos Campos Sulinos e das Florestas de Araucária se assemelha ao encontrado na Austrália, no Piemonte italiano (Cfa) e na França (Cfb). Isso pode ter ocorrido devido às diferenças climáticas do Pantanal com as regiões abrangidas por SENIOR et al. (2016), já que nenhuma delas era Tropical. Esses dados mostram o quão variada pode ser a necessidade de macronutrientes do javali, enfatizando a plasticidade dietética desse animal em todo o mundo.

Implicações para o manejo

Nossos resultados sugerem que nas ecorregiões estudadas os javalis tendem a frequentar áreas cultivadas ou áreas abertas com mais frequência durante a noite, em busca de grãos cultivados, e mantêm-se refugiados durante o dia em áreas florestais, consumindo proporcionalmente mais raízes e forragem. Existe grande debate em torno das técnicas de controle mais efetivas. Um fator que pode auxiliar no sucesso do controle é o ajuste das técnicas ao tipo de ambiente, comportamento e recursos mais utilizados ao longo do dia e de acordo com a sazonalidade (BALLARI et al., 2015; WEST et al., 2009). Por exemplo, armadilhas cujo atrativo é ceva (isca) são menos eficiente quando há disponibilidade de alimentos ricos em energia, como grãos cultivados (BARRETT e BIRMINGHAM, 1994).

Não encontramos diferenças de dieta entre estratos etários caçados e entre sexos e identificamos uma baixa ingesta proteica. Existe debate sobre dirigir ou não o controle

populacional a determinados estratos, em particular a fêmeas adultas (SERVANTY et al., 2011). O javali é capaz de ajustar táticas demográficas em resposta à oferta de alimentos. A oferta de alimento estimula o sucesso reprodutivo através da precocidade da estação de estro e da idade da primeira reprodução e maior ninhada (GEISSER e REYER, 2005). WEST et al., 2009 sugerem que a caça dirigida a indivíduos adultos pode ser eficiente no controle em habitats pouco produtivos, onde a idade da reprodução é retardada e o tamanho da ninhada é reduzido. Nas condições encontradas justifica-se testar o sucesso do controle dirigido preferencialmente às fêmeas, adultas e juvenis, especialmente nos períodos do ano de maior oferta alimentar, quando provavelmente se concentra a reprodução.

De forma geral, o comportamento alimentar de *Sus scrofa* não parece afetar significativamente a fauna e flora das regiões estudadas. Porém, o consumo de raízes pode desestruturar o solo e facilitar a erosão. Ainda, os invertebrados podem ser reduzidos em sua abundância e riqueza pelo comportamento alimentar subterrâneo de *Sus scrofa*.

Referências

- ADKINS, R. N.; HARVESON, L. A. Summer diets of feral hogs in the Davis Mountains, Texas. **The Southwestern Naturalist**, v. 51, p. 578–580, 2006.
- BALLARI, S. A. et al. Diet of wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of Argentina: the importance of baiting. **Mammal Research**, v. 60, n. 1, p. 81–87, 2015.
- BARRETT, R. H.; BIRMINGHAM, G. H. Wild pigs. In: **Prevention and control of wildlife damage**. [s.l: s.n.]. p. 65–70.
- BAUBET, E.; BONENFANT, C.; BRANDT, S. Diet of the wild boar in the French Alps. **Galemys**, v. 16, p. 99–111, 2004.
- BEHLING, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. [s.l: s.n.]. p. 403.
- BRATTON, S. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the high-elevation vernal flora in Great Smoky Mountains National Park. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 101, p. 198–206, 1974.
- CALEY, P. Population dynamics of feral pigs (*Sus Scrofa*) in a tropical riverine habitat complex. **Wildl Res**, v. 20, p. 625–636, 1993.
- CHIMERA, C. et al. Short Communication Diet of Feral Goats and Feral Pigs on Auckland Island , New Zealand. v. 19, p. 203–207, 1995.
- CLOUT, M. N.; RUSSELL, J. C. The invasion ecology of mammals: A global perspective. **Wildlife Research**, v. 35, n. 3, p. 180–184, 2008.

- COBLENTZ, B. E.; BABER, D. W. Biology and control of feral pigs on Isla Santiago, Galapagos, Ecuador. **Journal of Applied Ecology**, v. 24, p. 403–418, 1987.
- COLWELL, R. K., A. D. J. F. On the measurement of niche breadth and overlap. **Ecology**, v. 52, p. 567–576, 1971.
- COOGAN, S. C. P. et al. Macronutrient Optimization and Seasonal Diet Mixing in a Large Omnivore , the Grizzly Bear : A Geometric Analysis. v. 9, n. 5, 2014.
- CORDEIRO, J. L. P. **Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil : efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (Tapirus terrestris) e de cervos-do-pantanal (Blastocerus dichotomu.** [s.l.: s.n.].
- CROOKS, J. A. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. **Oikos**, v. 97, p. 156–166, 2002.
- DARDAILLON, M. Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. **Behavioural Processes**, v. 13, p. 251–268, 1986.
- DEBERDT, A. J.; SCHERER, S. B. O javali asselvajado: Ocorrência e manejo da espécie no Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 31–44, 2007.
- DESBIEZ, A. L. J. **Wildlife Conservation in the Pantanal: Habitat Alteration, Invasive Species and Bushmeat Hunting.** [s.l.] University of Kent, Canterbury, UK, 2007.
- DESBIEZ, A. L. J. et al. Niche Partitioning Among White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*), Collared Peccaries (*Pecari tajacu*), and Feral Pigs (*Sus Scrofa*). **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 1, p. 119–128, 2009.
- DURIO, P. et al. The Autumn diet of the wild boar (*Sus scrofa*) in an alpine valley. **Journal of Mountain Ecology**, v. 3, p. 180–183, 1995.
- EMATER. **Safra do pinhão tem mais um ano de quebra.** Disponível em: <<http://www.emater.tche.br/site/noticias/detalhe-noticia.php?id=24130#.WTNrfOvyvIU>>.
- EMBRAPA; EMATER/RS. **Alimentos para suínos**, 1999.
- FEINSINGER, P., SPEARS, E.E. & POOLE, R. W. A simple measure of niche breath. **Ecology**, v. 62, p. 27–32, 1981.
- GEISSER, H.; REYER, H.-U. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). **Journal of Zoology**, v. 267, n. 1, p. 89–96, 2005.
- GONÇALVES, H. C.; MERCANTE, M. .; SANTOS, E. T. Hydrological cycle. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 241–253, 2011.
- GROOT BRUINDERINK, G. HAZEBROEK, E. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. **For Ecol Manag**, v. 88, p. 71–80, 1996.
- HAHN, N.; EISFELD, D. Diet and habitat use of wild boar (*Sus scrofa*) in SW-Germany. **Faun. Sauv**, v. 15, p. 595–606, 1998.
- HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; MELACK, J. M. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Archiv Fur Hydrobiologie**, v. 137, p. 1–23, 1998.
- HERRERO, J. et al. Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the southwestern Pyrenees. **Italian Journal of Zoology**, v. 72, p. 49–52, 2005.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. [s.l: s.n.].

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373–386, 1994.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPEES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. 2. ed. [s.l.] Wiley Blackwell, 2013.

LOGGINS, R. E.; WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Seasonal diets of wild pigs in oak woodlands of the central coast region of California. **California Fish and Game**, v. 88, p. 28–34, 2002.

LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., D. P. M. 100 of the World ' S Worst Invasive Alien Species. **Published by The Invasive Species Specialist Group ISSG a specialist group of the Species Survival Commission SSC of the World Conservation Union IUCN 12pp First published as special liftout in Aliens**, v. 12, n. 3, p. 12, 2000.

MACHOVSKY-CAPUSKA, G.E., SENIOR, A. M.; SIMPSON, S.J., RAUBENHEIMER, D. The multidimensional nutritional niche. **Trends. Ecol. Evol.**, v. 31, p. 355–365, 2016.

MACK, R. N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Bulletin of the Ecological Society of America**, v. 86, n. 4, p. 249–250, 2000.

MASSEI, G.; GENOV, P. The environmental impact of wild boar. **Galemys**, v. 16, p. 135–145, 2004.

MORELLE, K.; LEJEUNE, P. Seasonal variations of wild boar *Sus scrofa* distribution in agricultural landscapes: a species distribution modelling approach. **European Journal of Wildlife Research**, v. 61, n. 1, p. 45–56, 2015.

MORRONE, J. J. Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. v. 3782, n. 1, 2014.

NUNLEY, G. L. **The cooperative Texas wildlife damage management program and feral swine damage management** *Proceedings of the Feral Swine Symposium* Fort Worth, Texas, USA Texas Animal Health Commission, , 1999.

O'BRIEN, P. Socio-economic and biological impact of the feral pig in New South Wales: an overview and alternative management plan. **Rangel J**, v. 9, p. 96–101, 1987.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package.**, 2017.

OLSON, D. M. et al. **Terrestrial Ecoregions of the World : A New Map of Life on Earth**. 2001.

OVERBECK, G. . et al. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. [s.l: s.n.]. p. 403.

POTT, A.; POTT, V. J. Features and conservation of the Brazilian Pantanal wetland. **Wetlands Ecology and Management**, v. 12, p. 547–552, 2004.

SARKAR; DEEPAYAN. **Lattice: Multivariate Data Visualization with R**. Springer, New York., 2008.

SCHLEY, L.; ROPER, T. J. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. **Mammal Review**, v. 33, n. 1, p. 43–56, 2003.

SCILLITANI, L.; MONACO, A.; TOSO, S. Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 307–318, 2010.

SENIOR, A. M. et al. Macronutritional consequences of food generalism in an invasive mammal, the wild boar. **Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 81, n. 5, p. 523–526, 2016.

- SERVANTY, S. et al. Influence of harvesting pressure on demographic tactics: Implications for wildlife management. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 4, p. 835–843, 2011.
- SICURO, F. L.; OLIVEIRA, L. F. B. Coexistence of Peccaries and Feral Hogs in the Brazilian Pantanal Wetland: an Ecomorphological View. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 1, p. 207–217, 2002.
- SIMBERLOFF, D. Use of rarefaction and related methods in ecology. **American Society for Testing and Materials**, p. 150–165, 1978.
- SIMPSON, L. G. **permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data.**, 2006.
- SKEWES, Ó.; RODRÍGUEZ, R.; JAKSIC, F. M. Ecología trófica del jabalí europeo (*Sus scrofa*) silvestre en Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 80, n. 3, p. 295–307, 2007.
- SUERTEGRAY, D. M. A.; DA SILVA, L. A. B. Tchê Pampa. In: **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. [s.l: s.n.]. p. 403.
- TEAM, R. C. **R: A language and environment for statistical computing.**, 2017.
- WEST, B. C.; COOPER, A. L.; ARMSTRONG, J. B. **Managing Wild Pigs**. [s.l: s.n.]. v. 1
- WESTOBY, M. What are the Biological Bases of Varied Diet? **The American Naturalist**, v. 985, p. 627–631, 1978.
- WILCOX, J. T.; VAN VUREN, D. H. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 114–118, 2009.
- WOOD, G. W.; ROARK, D. N. Food habits of feral hogs in coastal South Carolina. **Journal of Wildlife Management**, v. 44, p. 506–511, 1980.
- WWF. **Mapa das Ecorregiões brasileiras**, 2017.
- ZANIN HEGEL, C. G.; ÂNGELO MARINI, M. Impacto do javali Europeu, *Sus scrofa*, em um fragmento da Mata Atlântica Brasileira. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 1, p. 17–24, 2013.

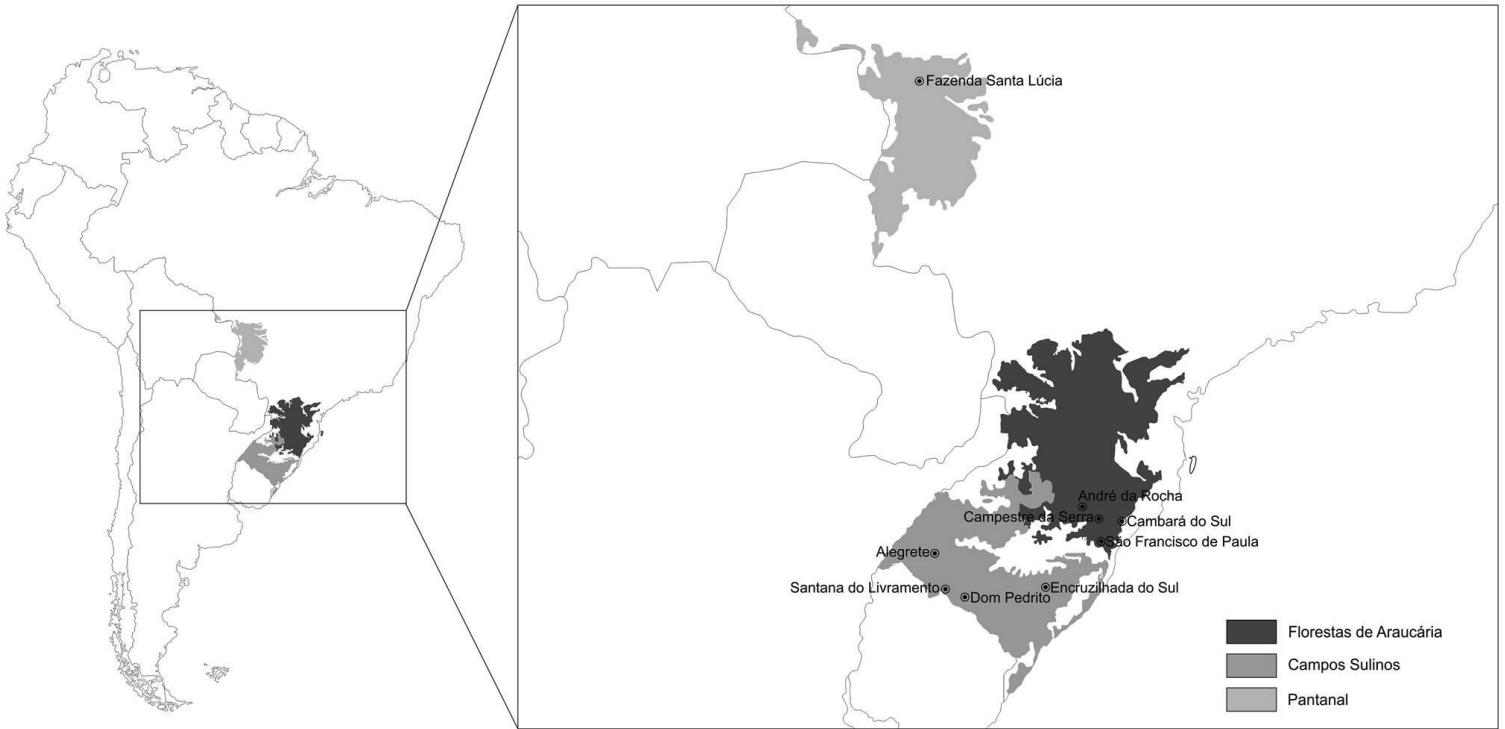


Figura 1. Mapa das três ecorregiões estudadas: Floresta de Araucária, Campos Sulinos e Pantanal, com os respectivos locais de coleta de amostras de conteúdos estomacais de javalis nos anos de 2015 e 2016.

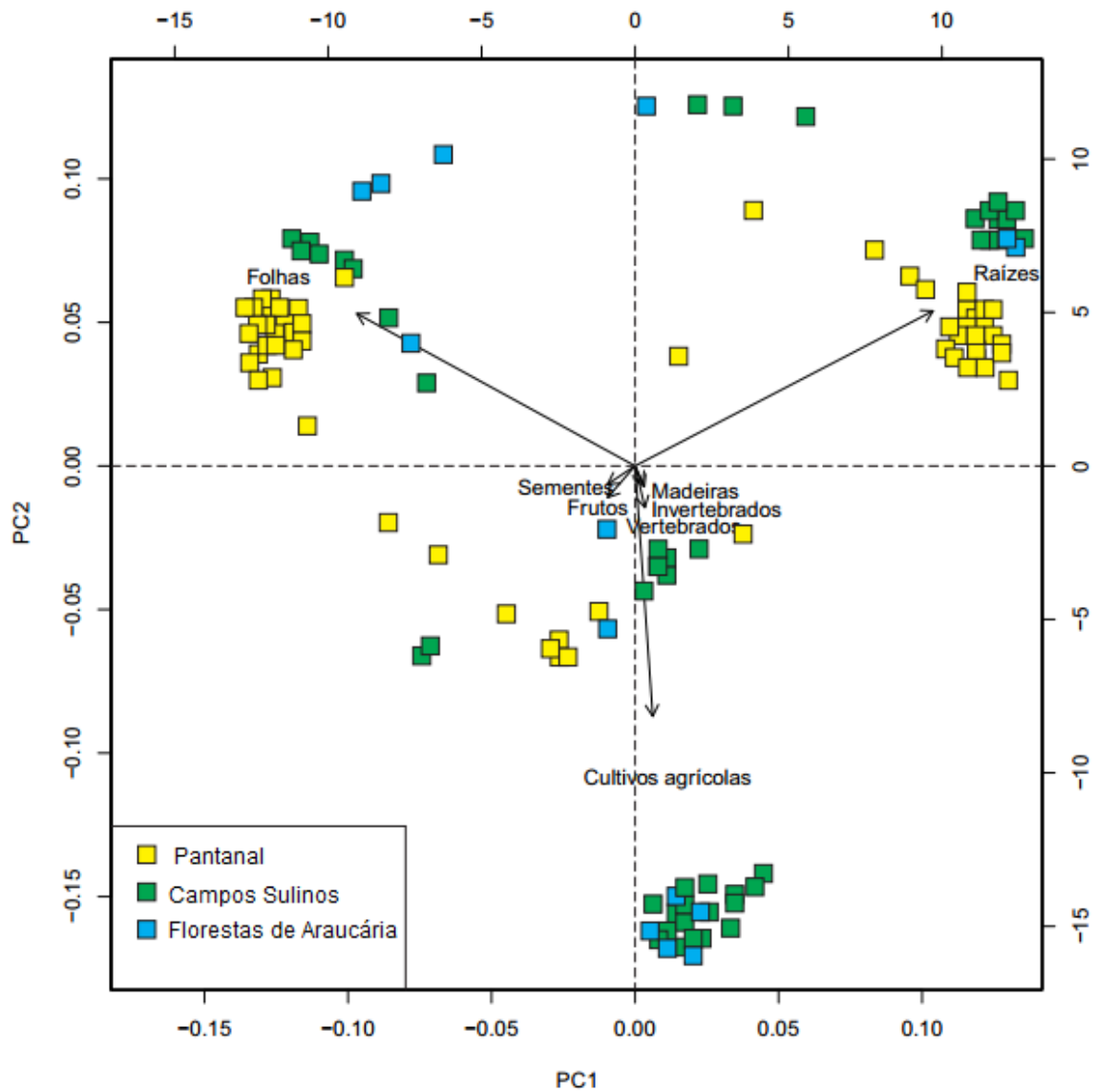


Figura 2. PCA envolvendo as três ecorregiões estudadas: Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária. Na imagem está demonstrada as variações de proporções de itens alimentares (cultivos agrícolas, madeiras, invertebrados, vertebrados, frutos, sementes, raízes e folhas) entre indivíduos em cada ecorregião.

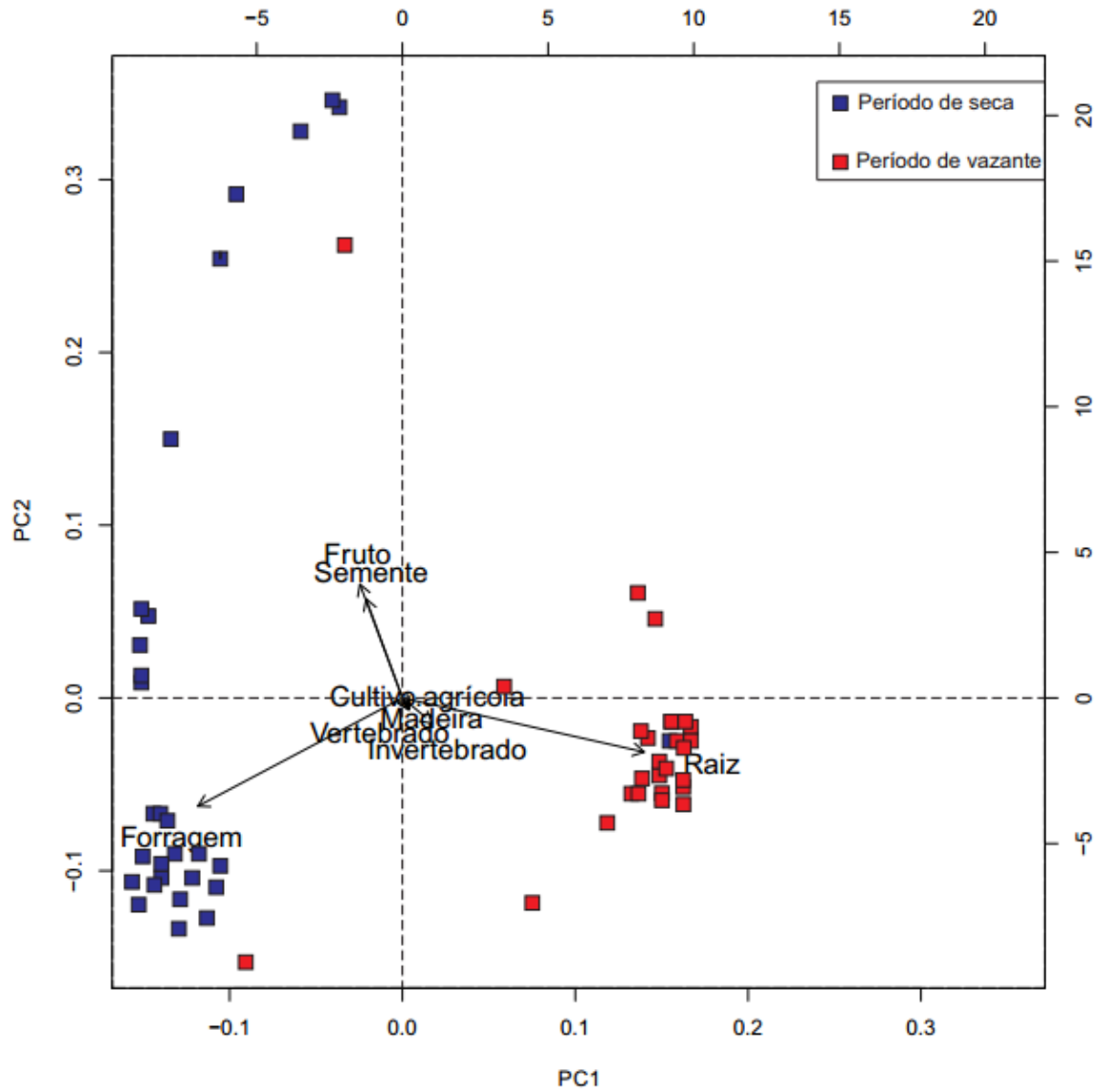


Figura 3. PCA envolvendo dois períodos da ecorregião do Pantanal. Estão demonstradas as variações de proporções de itens alimentares (cultivos agrícolas, madeiras, invertebrados, vertebrados, frutos, sementes, raízes e folhas) entre indivíduos no período de seca em 2015 e de vazante em 2016 na área de estudo do Pantanal.

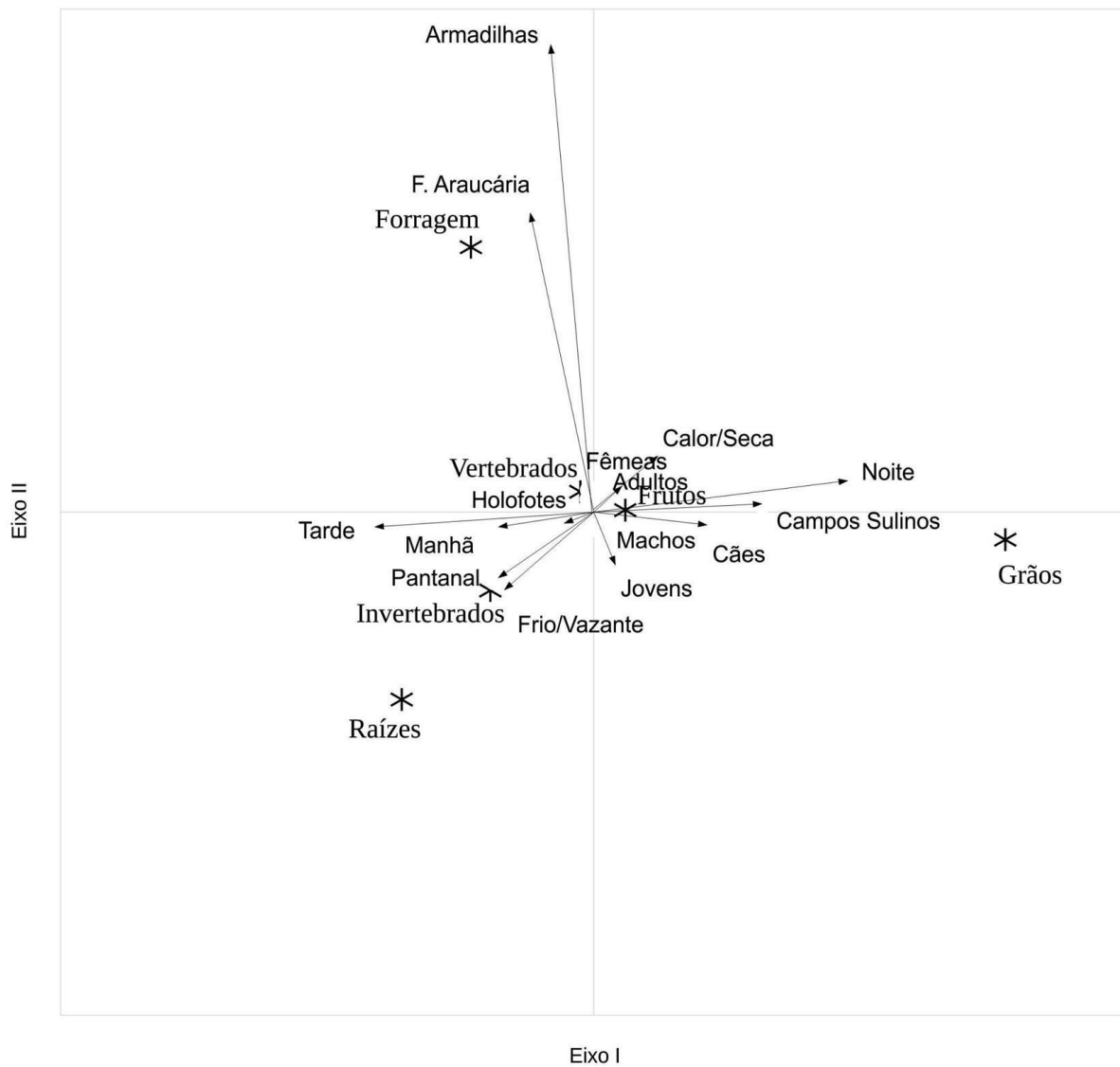


Figura 4. RDA mostrando a relação das diferenças na dieta com a distribuição espacial e temporal das amostras no Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária nos anos de 2015 e 2016.

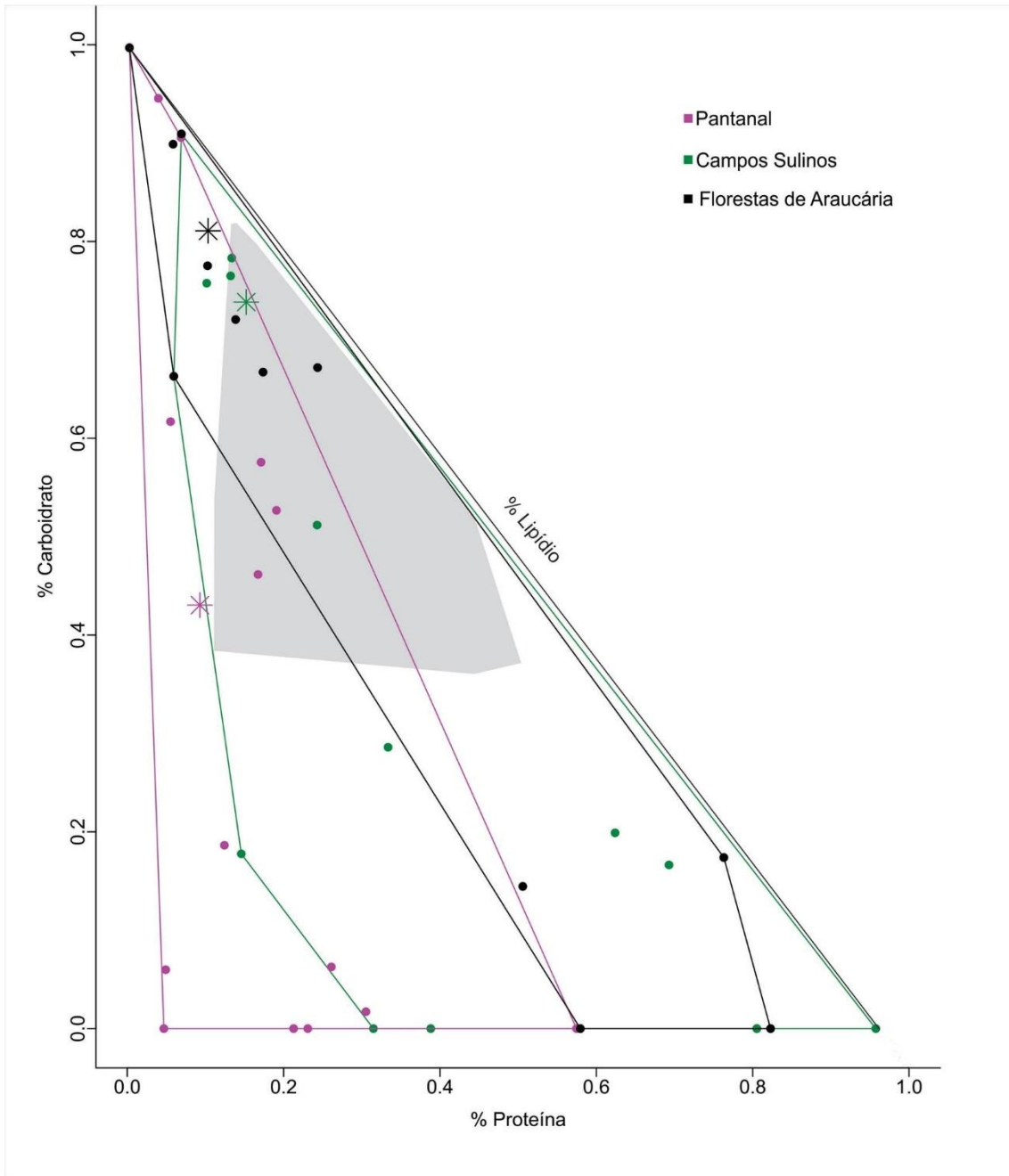


Figura 5. RMT das três ecorregiões estudadas nos anos de 2015 e 2016: Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária. Os pontos são a composição de macronutrientes (carboidratos, proteínas e lipídios) em porcentagem de cada alimento ingerido pelos javalis em cada ecorregião. Os asteriscos (dietas) são a proporção de energia de carboidratos, proteínas e lipídios que o conjunto de alimentos encontrados na dieta proporciona aos javalis de cada ecorregião. A área em cinza representa uma estimativa do nicho de macronutrientes fundamental encontrado no trabalho de Senior et al., 2015, correspondendo ao polígono convexo formado por todas as dietas. As áreas circundadas pelas linhas rosa, verde e preta representam, respectivamente, a estimativa do nicho de macronutrientes fundamental do Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária.

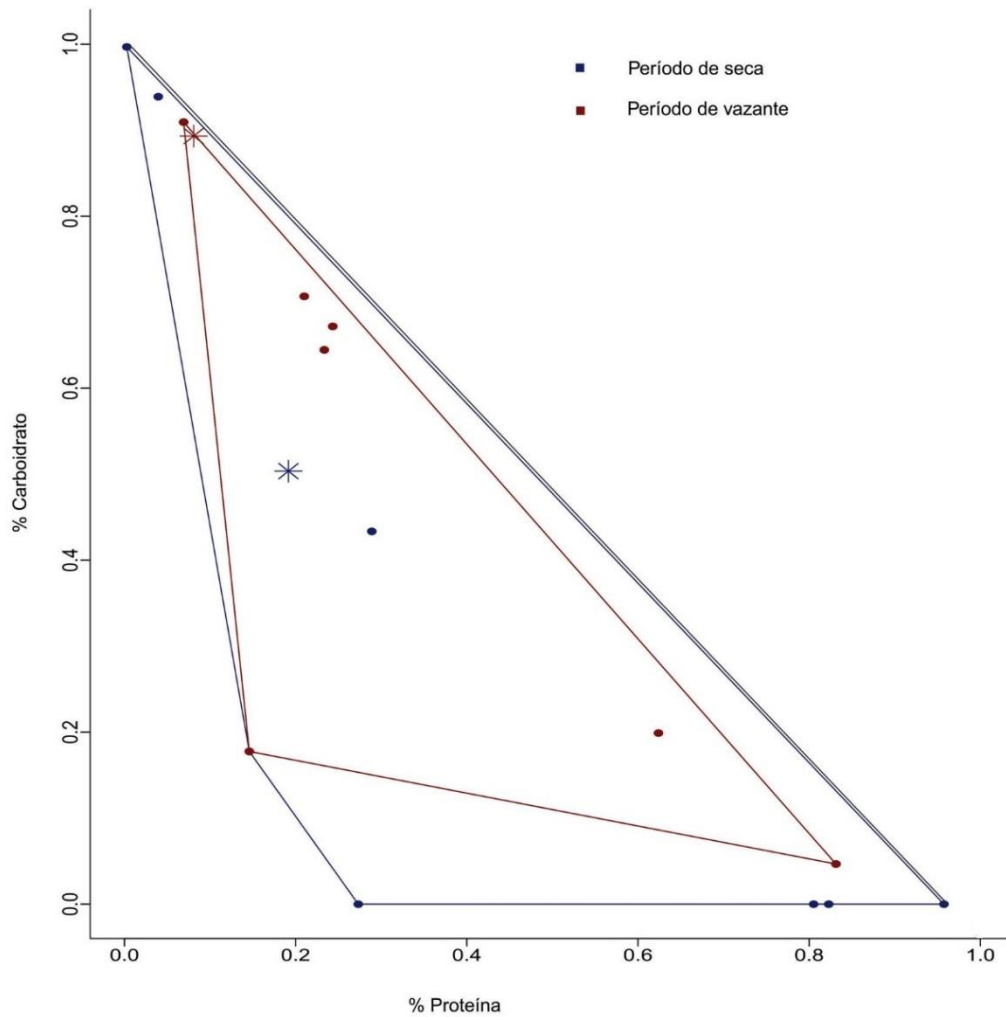


Figura 6. RMT da ecorregião do Pantanal em dois períodos nos anos de 2015 e 2016 : período de seca e período de vazante. Os pontos são a composição de macronutrientes (carboidratos, proteínas e lipídios) em porcentagem de cada alimento ingerido pelos javalis em cada período. Os asteriscos (dietas) são a proporção de energia de carboidratos, proteínas e lipídios que o conjunto de alimentos encontrados na dieta proporciona aos javalis em cada período. As áreas circundadas pelas linhas azul e vermelha representam, respectivamente, a estimativa do nicho de macronutrientes fundamental do Pantanal no período de seca e no período de vazante.

Tabela 1. Porcentagem de volume e frequência de ocorrência de itens alimentares em estômagos de javalis de três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016.

	Pantanal		Campos Sulinos		Florestas de Araucária	
	Volume	Frequência	Volume	Frequência	Volume	Frequência
Fornagem	44,1	65,5	11,4	34,8	20,9	33,3
Grãos cultivados	0,0	0,0	48,1	43,5	44,4	40,0
Frutos	7,0	15,5	0,2	6,5	0,0	0,0
Raízes	28,7	53,4	28,5	47,8	19,3	46,7
Sementes	15,9	56,9	0,0	0,0	12,6	6,7
Vertebrados	0,4	24,1	9,4	30,4	1,7	13,3
Invertebrados	3,8	39,6	2,3	50,0	0,1	13,3
Madeira	0,1	5,2	0,1	4,3	0,8	13,3

Tabela 2. Porcentagem de volume e frequência de ocorrência de itens alimentares em estômagos de javalis para os períodos de vazante (junho) e de seca (setembro e outubro) na ecorregião do Pantanal no período de 2015 a 2016.

	Pantanal			
	Período de vazante		Período de seca	
	Volume	Frequência	Volume	Frequência
Fornagem	6,4	40,7	56,7	90,3
Grãos cultivados	0,0	0,0	0,0	0,0
Frutos	4,2	7,4	20,6	80,6
Raízes	77,6	96,3	0,8	16,1
Sementes	1,9	29,6	20,6	80,6
Vertebrados	0,0	0,0	0,6	45,2
Invertebrados	9,8	70,4	0,6	12,9
Madeira	0,0	0,0	0,1	9,7

Tabela 3. Porcentagem de volume de itens alimentares de estômagos de javalis machos e fêmeas nas três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016.

	Pantanal		Campos sulinos		Florestas de Araucária	
	Volume		Volume		Volume	
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos
Fornagem	62,6	26,6	12,4	8,2	37,9	8,5
Grãos cultivados	0,0	0,0	53,3	69,8	31,7	54,6
Fruto	7,0	20,1	0,5	0,0	0,0	0,1
Raízes	20,0	30,0	23,9	14,5	30,4	23,8
Sementes	4,8	20,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Vertebrados	0,3	0,4	6,4	4,8	0,0	10,6
Invertebrados	5,1	2,5	3,1	0,2	0,0	2,2
Madeira	0,1	0,1	0,3	2,5	0,0	0,0

Tabela 4 – Significância da associação de atributos dos indivíduos e distribuição espacial e temporal das coletas (eixos da Análise de Redundância) com as diferenças de proporção de itens alimentares em conteúdo estomacal de javalis de três ecorregiões brasileiras no período de 2015 a 2016.

Fator	Variância	F	P
Turno de captura	0,043	4,161	0,001
Período do ano	0,015	2,827	0,037
Método de captura	0,024	2,343	0,017
Ecorregião	0,023	2,261	0,025
Estrato etário	0,005	0,996	0,37
Sexo	0,002	0	0,747
Residual	0,504		

Tabela 5. Sobreposição do nicho alimentar (Índice de Pianka) de javalis capturados nas ecorregiões do Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária no período de 2015 a 2016.

	Pianka
Pantanal, Campos Sulinos e Florestas de Araucária	0,15
Pantanal e Florestas de Araucária	0,41
Pantanal e Campos Sulinos	0,55
Campos Sulinos e Florestas de Araucária	0,94
Período de seca e vazante	0,1

Considerações finais

O javali é uma das 100 piores espécies invasoras do planeta, associada a muitos efeitos econômicos e ecológicos indesejados. Neste trabalho estudamos a dieta de javalis invasores em três ecorregiões brasileiras caracterizadas por mosaicos de campos e florestas. Em conjunto, nossos achados sugerem que os principais efeitos da ocorrência de javalis nas ecorregiões estudadas estejam associados principalmente à competição com a fauna nativa por exploração de recursos compartilhados e o consumo de cultivos de grãos, sendo a pressão seletiva sobre componentes da biodiversidade de interesse especial de conservação e os efeitos na pecuária provavelmente esporádicos ou localizados. Em nosso trabalho não avaliamos os efeitos ecossistêmicos da busca por alimentos, como alterações na estrutura da vegetação e estrutura do solo e nossos resultados são inconclusivos quanto aos efeitos sobre a predação de pinhões de araucária.

Nossos resultados sugerem que nas ecorregiões estudadas os javalis tendem a frequentar áreas cultivadas ou áreas abertas com mais frequência durante a noite, em busca de grãos cultivados, e mantêm-se refugiados durante o dia em áreas florestais, consumindo proporcionalmente mais raízes e forragem. O javali é capaz de ajustar táticas demográficas em resposta à oferta de alimentos. A oferta de alimento estimula o sucesso reprodutivo através da precocidade da estação de estro e da idade da primeira reprodução e maior ninhada (GEISSER e REYER, 2005). WEST et al., 2009 sugerem que a caça dirigida a indivíduos adultos pode ser eficiente no controle em habitats pouco produtivos, onde a idade da reprodução é retardada e o tamanho da ninhada é reduzido. Nas condições encontradas justifica-se testar o sucesso do controle dirigido preferencialmente às fêmeas, adultas e juvenis, especialmente nos períodos do ano de maior oferta alimentar, quando provavelmente se concentra a reprodução.

De forma geral, o comportamento alimentar de *Sus scrofa* não parece afetar significativamente a fauna e flora das regiões estudadas. Porém, o consumo de raízes pode desestruturar o solo e facilitar a erosão. Ainda, os invertebrados podem ser reduzidos em sua abundância e riqueza pelo comportamento alimentar subterrâneo de *Sus scrofa*. Nosso trabalho evidenciou de forma geral os efeitos de *Sus scrofa* sobre a fauna, flora e agropecuária através da dieta. É importante que futuros estudos sejam focados não apenas em itens alimentares, mas na identificação de espécies encontradas na dieta, a fim de verificar o efeito de *Sus scrofa* em

um menor nível. Dessa forma, será possível a formulação de planos de manejo mais específicos. Ainda, estudos populacionais desses animais no Brasil também são essenciais para elaboração de planos mais eficazes.