

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação  
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

**O papel das Áreas de Proteção Permanente e da Reserva Legal na conservação de mamíferos de médio e grande porte e como abrigo do javali em duas áreas de agroecossistemas no estado de Mato Grosso do Sul**

Cynthia Doutel Ribas



Campo Grande  
**Julho 2015**

**O papel das Áreas de Proteção Permanente e da Reserva Legal na  
conservação de mamíferos de médio e grande porte e como abrigo do javali  
em duas áreas de agroecossistemas no estado de Mato Grosso do Sul**

Cynthia Doutel Ribas

Dissertação apresentada como requisito  
para a obtenção do título de **Mestre em  
Ecologia**, pelo Programa de Pós  
Graduação em Ecologia e Conservação,  
Universidade Federal de Mato Grosso do  
Sul.

Orientador: Dr. Guilherme Mourão

## **Banca Avaliadora**

Dr. Carlos Henrique Salvador de Oliveira  
[Caipora Cooperativa para Conservação da Natureza]

Dr. Erich Arnold Fischer  
[UFMS]

Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues  
[UFMG]

Dr. Rita de Cássia Bianchi  
[Unesp]

Dr. Ubiratan Piovezan  
[Embrapa Pantanal]

## **Agradecimentos**

Agradeço a todas as pessoas e instituições que, de alguma forma, apoiaram este projeto: primeiramente ao meu orientador, Guilherme Mourão, ao PPGEC, CNPq e Embrapa Pantanal, sem esse apoio o desenvolvimento deste trabalho não seria possível; à toda a equipe do projeto javali: Zilca, Guilherme, Fernando, Bira, aos proprietários das fazendas Carro de Boi (Meliton) e Gramado (Luis Otávio Britto) e ao caseiro Seu Ênio e seu filho William, que ajudaram muito com a manutenção das câmeras em campo; Aos funcionários da Embrapa Pantanal, sempre muito atenciosos e solícitos, José Carmelo, Batista, Waldomiro. Agradeço também às pessoas que não participaram tão diretamente do projeto, mas que indiretamente estiveram me apoiando e ajudando nesta caminhada durante o mestrado: irmãs, pai e restante da família, principalmente minha mãe, que cuidou de mim com muito zelo depois do meu acidente, e sem os cuidados este trabalho sequer seria possível. Aos meus queridos colegas de turma que eu adorei ter conhecido, pois não poderia ter escolhido melhor os meus colegas de mestrado: Luiza, Dani, Thiago Matheus, Pati, Vivi, Elaine, Darlene, Guilherme, Rafa, e especialmente à Gabi, que tão gentilmente cedeu sua casa para que eu pudesse ficar em Corumbá e terminar de escrever a dissertação perto do meu orientador, e Júnia e Karla também. Ao Thiago RBM e Alexandre Ricartes pela ajuda na edição das fotos dos mamíferos. À Caroline Leuchtenberger, que me incentivou e auxiliou muito durante o desenvolvimento do projeto com as ariranhas. À Hannah, pela correção do abstract. Aos colegas do Laboratório de Vida Selvagem, Nina, Grazi, Fabiano, em especial a Zilca Campos, pela companhia e conversas durante o café. Ao Walfrido Tomás, pela ajuda com as análises no programa Presence. À

Cyntia Santos, Nilton Cáceres, Patricia Medici, Adriano Chiarello e Alexine Keuroghlian pela atenção e envio de trabalhos que foram importantes na redação da dissertação. Ao pessoal do PPGEC, principalmente a nossa secretária Rose, sempre salvando a pele de todos, e aos técnicos do laboratório, Alêny, e Alan, sempre muito prestativos.

## Índice

<b>Resumo</b>	<b>01</b>
<b>Abstract</b>	<b>03</b>
<b>Introdução</b>	<b>05</b>
<b>Material e Métodos</b>	<b>09</b>
<i>Área de estudo</i>	<b>09</b>
<i>Coleta de dados</i>	<b>10</b>
<i>Análise de dados</i>	<b>11</b>
<b>Resultados</b>	<b>13</b>
<b>Discussão</b>	<b>16</b>
<i>Conclusões</i>	<b>21</b>
<b>Literatura citada</b>	<b>22</b>

## Resumo

Nas últimas décadas, a atividade agropecuária tem sido responsável por grandes mudanças na paisagem do Brasil, especialmente no Cerrado e Mata Atlântica, configurando uma perda exponencial de habitats florestados, bem como matas ciliares e outras áreas de proteção permanente. Muitas espécies de animais e os próprios cursos d'água são ameaçados pela atividade agropecuária, colocando em risco o futuro da biodiversidade do país. Além disso, a introdução de espécies exóticas invasoras, como o javali, compromete a qualidade do ambiente, além de configurar uma grande ameaça às espécies locais. Os objetivos deste estudo foram averiguar a riqueza e composição da comunidade de mamíferos que ocorre em duas áreas de agroecossistema no sul do estado de Mato Grosso do Sul através de armadilhamentos fotográficos, e averiguar se a distância da câmera em relação ao corpo d'água mais próximo e em relação ao maior fragmento ordenam a estrutura da comunidade de mamíferos, bem como criar um modelo de ocupação para cães e javalis e verificar se as duas espécies ocupam os mesmos ambientes ou se evitam. Foi realizado uma Análise de componentes principais (Pcoa) a fim de verificar a proximidade ou distância entre as comunidades de mamíferos fotografados e, também, verificar a relação entre um gradiente de distância da água e do maior fragmento de mata com a composição de espécies. O modelo de ocupação para cães e javalis utilizado foi o de uma única estação para duas espécies com a parameterização phi/delta, realizado no programa Presence. A riqueza foi de 26 espécies de mamíferos terrestres, de médio e grande porte, dos quais 22 espécies nativas e quatro domésticas (cachorro, cavalo, gado bovino e javali). Dentre essas 22 espécies, 13 encontram-se listadas em alguma das categorias da lista nacional ou das listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção do Ministério do Meio Ambiente, das quais 4 encontram-se como vulnerável na lista da IUCN. As espécies que ocorreram com maior frequência em todos os habitats foram javali e anta, respectivamente. As distâncias da água ( $p=0,002$ ) e do

fragmento mais próximo ( $p=0,02$ ) ordenaram a comunidade ( $R^2= 0,5$ ), de modo que quanto mais próxima da água e quanto mais conectada com um fragmento, mais "completa" a comunidade que ocupa o local. Os resultados sugerem a importância de se manter preservados os corpos d'água e os fragmentos de mata nativa nessas propriedades rurais. A probabilidade de ocupação de um determinado ambiente para javalis ( $\psi=0,75$ ) e cães ( $\psi=0,71$ ) diferiu pouco. A análise de ocupação para duas espécies em uma única estação mostrou que elas quase não se evitam ( $\phi=0,95$ ), ocupando praticamente os mesmos ambientes. Para javalis e cães,  $p$  e  $r$  tiveram os mesmos valores ( $p=0,26$ ;  $r=0,26$ ), indicando que esse resultado pode ser efeito do horário de atividade das duas espécies ou da escala temporal utilizada.

Palavras-chave: agroecologia, comunidade de mamíferos, espécie exótica, fragmentação.

## Abstract

In recent decades, agricultural activity has been responsible for the majority of changes of the Brazilian landscape, especially in the Cerrado and Atlantic Forests, with an exponential loss of forested habitats, riparian forests, and other protected areas. Many animal species and water bodies are threatened by farming, jeopardizing future biodiversity of the country. In addition, the introduction of invasive species, such as the feral hogs, greatly affects environmental quality, and is a major threat to local species. The objectives of this study were: 1) to determine the mammal community richness and composition, which occurs in two agroecosystems in southern Mato Grosso do Sul, 2) to determine the distance of camera traps in relation to water and large forest fragments, as well as determine if proximity of these areas affect the structure of mammal communities, and lastly, 3) to create an occupation model for dogs and feral hogs, to see if these two species occupy the same environments or avoid each other. One PCoA was performed to verify the proximity or distance between the mammals communities, this also measured the relationship between a gradient away from the water and the largest forest fragment species in the composition. The occupation model for dogs and feral hogs used was a single station for two species with the parameterization  $\phi/\delta$ , held in the program Presence. The richness was 26 species of land mammals, of medium and large size, of which there were 22 native species and four domestic (dog, horse, cattle and the feral hog). Among these 22 species, 13 are threatened. Species that occurred most frequently in all habitats were, firstly, the feral hog and, secondly, tapir. The distance from water ( $p=0.002$ ) to the nearest forest fragment ( $p=0.02$ ) ordered the community ( $R^2=0.5$ ), so that the closer the water and to the forest fragment, the more “complete” the community is in these sites. The results suggest the importance of

preserving both water and native forest fragments on these farms. The probability for wild hogs ( $\psi=0.75$ ) and dogs ( $\psi=0.71$ ) to occupy a given environment was slightly different. The occupation analysis for the two species, in a single station, showed that they rarely avoid each other ( $\phi=0.95$ ), occupying practically the same environments. For feral hogs and dogs  $p$  and  $r$  showed the same values ( $p=0.26$ ;  $r=0.26$ ), indicating that this result may be the effect of the activity patterns of these two species or the time scale used in the analysis.

Key-words: agroecology, fragmentation, invasive species, mammal community.

## **Introdução**

Nas últimas décadas, grandes áreas de mata vêm sendo devastadas para o desenvolvimento da agricultura e criação de animais, principalmente o gado. Isso tem transformado a paisagem, restando apenas alguns remanescentes de floresta primária, onde os animais podem refugiar-se. No entanto, pouco se sabe sobre o papel que os remanescentes florestais dessas áreas têm para a fauna local.

De acordo com o novo Código Florestal brasileiro, Lei nº12.651/2012, “As florestas são bens de interesse comum, que devem ser preservadas e recuperadas, em uma relação sustentável com a agropecuária, buscando a proteção e uso sustentável das florestas e da vegetação nativa em harmonia com o desenvolvimento econômico”. Ainda de acordo com o novo código, a APP (Área de Proteção Permanente) se caracteriza como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. A Reserva Legal (RL) é definida como uma “área de preservação de mata nativa, localizada no interior da propriedade rural, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas” (Decreto nº 11.700, de 08 de outubro de 2004). Em Mato Grosso do Sul, 20% da cobertura vegetal nativa deve ser preservada, mas não há estudos suficientes para se determinar se esta porcentagem é adequada para manter populações de

médios e grandes mamíferos silvestres em longo prazo e quais as repercussões da manutenção destas áreas em relação a invasões biológicas.

A conectividade entre fragmentos florestais desempenha um papel importante para diversas espécies, pois facilita o deslocamento dos animais e assim mantém o fluxo gênico e outros processos ecológicos essenciais para a manutenção da estabilidade das populações (Minor & Lookingbill 2010, Biondo et al. 2011). Algumas das Organizações Não-Governamentais (ONGs) mais atuantes na conservação da biodiversidade, como a Conservação Internacional e a Sociedade Civil Mamiirauá (Ayres et al. 2005) e o Zoneamento Ecológico Econômico do Mato Grosso do Sul (ZEE) vêm propondo a criação de "corredores ecológicos" através da interligação de áreas florestadas, de modo a estabelecer a conectividade entre manchas de florestas. Estes corredores permitiriam o fluxo de espécies terrestres, que de outra forma não poderiam se deslocar (Keuroghlian & Eaton 2008), já que permaneceriam insuladas em manchas rodeadas por plantações ou pasto. Para várias espécies, áreas extensas de plantações e, em menor grau, de pasto, podem ser impermeáveis. Mesmo espécies com grande capacidade locomotora, como a queixada (*Tayassu pecari*), pode ser tão associada a áreas florestadas que praticamente não se desloca na matriz de pasto ou plantações (Keuroghlian et al. 2000; Keuroghlian & Eaton 2008).

O estado de Mato Grosso do Sul abriga 21,5% das espécies de mamíferos de ocorrência conhecida no Brasil (Cáceres et al. 2008; Paglia et al. 2012). Esta fauna está distribuída nos três principais ecossistemas (ou biomas, segundo o IBGE) do estado, Cerrado, Pantanal e resquícios de Mata Atlântica ao sul, sendo este último o mais impactado pela agricultura e pecuária e o menos estudado, em relação à diversidade de mamíferos (Cáceres et al. 2008).

Na área estudada, a cobertura vegetal original era constituída de savana arbórea aberta e parque, arbórea densa, áreas de tensão ecológica, floresta estacional semidecidual, e áreas de

formações pioneiras ao longo dos cursos d'água. Porém, esta paisagem foi bastante modificada a partir da chegada do agronegócio ao estado, em meados da década de 50 (Oliveira et al. 2000). Desde então, as áreas florestais vêm sendo substituídas por culturas cíclicas, e as áreas de tensão ecológica, savanas e de formações pioneiras, por pastagens (Oliveira et al. 2000).

Os mamíferos de médio e grande porte desempenham um papel crucial no ecossistema, pois atuam no controle das populações de presas e na dispersão de sementes (Botelho et al. 2012), o que promove a regeneração de novas áreas florestais. Conhecer quais espécies ocorrem em uma determinada área e com quais ambientes elas estão associadas são os primeiros passos para a tomada de decisões sobre o manejo de florestas e fragmentos de mata nativa.

O javali (*Sus scrofa*) foi classificado como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo (Lowe et al. 2000), devido aos danos econômicos e ecológicos que a espécie tem causado nos países onde foi introduzida (Pimentel et al. 2005; Deberdt & Scherer 2007; Hegel e Marini 2013). Atualmente, estão presentes em praticamente todo mundo, exceto Antártica (Long 2003), e os prejuízos econômicos causados por esses animais são diversos, seja danificando plantações, atacando o gado, ou de forma indireta através de perdas econômicas pelos programas de controle de suas populações e dos riscos sanitários decorrentes da proximidade dos javalis com criações de animais domésticos (Pimentel et al. 2005; Deberdt & Scherer 2007). Nos Estados Unidos, as perdas nas lavouras chegaram a 1,5 milhões de dólares ao ano (Pimentel 2007). Na Austrália, foi calculado um prejuízo de cerca de 7 milhões de dólares anuais (Bengsen et al. 2014), já que o javali provoca perdas de 7-50% nas culturas de milho e sorgo, dependendo do número de javalis presentes e do tamanho da lavoura (Caley 1993), e de cerca de 6% nas plantações de cana-de-açúcar.

No Brasil, calcula-se uma perda de R\$ 1,25 milhões de reais apenas para uma agroindústria de São Paulo (Pedrosa et al. 2015), porém estimativas de perdas econômicas a nível de estados ou para o país como um todo são escassas ou inexistentes. Assim, é urgente a necessidade de se obter informações sobre ocorrência de javalis, uso do espaço, impactos ecológicos e econômicos, interação com espécies nativas e disseminação de doenças, para que se possa embasar programas de controle e planos de contingência no caso de surgimento de doenças (Barrios-García & Ballari 2012; Salvador & Fernandez 2014; Pedrosa et al. 2015).

Dessa forma, os objetivos deste estudo foram: (1) Averiguar a riqueza e a composição de mamíferos que ocorrem na área de estudo e a proporção de espécies por status de conservação; (2) descrever a frequência e estimar a biomassa relativa (%) das diferentes espécies na comunidade; (3) testar se a distância do ponto de coleta em relação ao corpo d'água mais próximo e em relação ao maior fragmento florestal ordenaram a estrutura da comunidade de mamíferos, para inferir sobre o papel das Áreas de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) na conservação dos mamíferos de médio e grande porte na área; (4) investigar qual a proporção dos javalis na comunidade; (5) investigar se a ocupação de cães interfere na ocupação de javalis e (6) como o período de atividade dos cães se sobrepõe ao das espécies que dominaram a comunidade de mamíferos.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

As coletas de campo foram realizadas nas fazendas Carro de Boi (21°54'28.39''S, 54°13'25.69''O) e fazenda Gramado (21°41'27.94''S, 54°14'5.32''O), no município de Rio Brillhante, Mato Grosso do Sul (Figura 1). A região é inserida na sub-bacia do rio Ivinhema, pertencente à bacia do rio Paraná (Oliveira et al. 2000). O clima da região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen, tropical úmido com inverno seco e verão chuvoso, com temperatura média anual variando entre 20 e 22 °C (Oliveira et al. 2000). A precipitação média anual varia de 1400 a 1700 mm, sendo os meses de novembro a janeiro os mais chuvosos do ano, e de junho a agosto como os mais frios e secos (Oliveira et al. 2000).

### *Coleta de dados*

Foram instaladas nove armadilhas fotográficas (camera trap Bushnell® Trophy Cam 8MP, modelo 119435) nas fazendas onde foi realizado o estudo. Cada armadilha foi armada em dois a quatro pontos diferentes, em um total de 22 pontos amostrados por períodos que variaram de 10 a 151 dias (Tabela 1), resultando em um esforço amostral de 1802 câmeras\*dia. As câmeras eram checadas a cada sete dias, para manutenção, troca de pilhas e para descarregar as fotografias dos cartões de memória.

Cada câmera foi programada para disparar fotos a cada cinco segundos, continuamente durante 24 horas por dia, em alta resolução e sensibilidade a movimentos em nível médio. Algumas câmeras foram programadas para filmagem devido a um projeto paralelo de comportamento de javalis. Nas gravações de vídeo, as câmeras foram programadas para filmarem durante sete segundos, com intervalos de cinco segundos entre as filmagens. Vídeos e fotos tomadas por uma mesma câmera de uma mesma espécie só foram

consideradas independentes das demais se ocorreram em intervalo maior ou igual a 60 minutos (O'Brien 2011).

As câmeras foram instaladas nas bordas ou dentro de matas ciliares, fragmentos de mata e plantações de grãos (milho ou soja). A posição geográfica de cada câmera foi registrada utilizando um GPS Garmin, modelo Montana™ 650, e as distâncias entre as câmeras foram mensuradas. As duas fazendas distam cerca de 24 km uma da outra. Na Fazenda Carro de Boi, a distância média entre uma câmera e outra foi de 1668 m, com mínima de 266,3 m e máxima de 3347 m. Na fazenda Gramado a distância média foi de 1669 metros, variando de 133 m a 3250 m.

Em cada ponto onde as câmeras foram instaladas, foi registrada a distância até o corpo d'água mais próximo (córrego, açude, lago, lagoa e rio), a distância até o maior fragmento de mata mais próximo, representado pelas RLs ou APPs, e distância da plantação. Estas métricas foram medidas na plataforma Google Earth Pro 7.1.2.2041 (Google Earth Pro 2013) em imagens datadas de 2012 e 2013.

Eu considerei como mamíferos de médio e grande porte as espécies que tiveram a biomassa média relatada na literatura igual ou maior que 1,5 kg (Eisenberg & Redford 1992, Reis et al. 2011).

### *Análise de dados*

A riqueza de mamíferos capturados pelas armadilhas fotográficas foi quantificada, e a composição da comunidade foi arrolada. O número de fotos de cada espécie foi pesado pelo esforço de captura, definido como o número de dias multiplicado pelo número de câmeras ativas (i.e. dias\*câmeras).

As espécies capturadas foram listadas junto com seus respectivos status de conservação, determinado a partir da lista nacional de espécies brasileiras ameaçadas de extinção

(Chiarello et al. 2008; MMA 2014) e da União Internacional para Conservação da Natureza - IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on **02 March 2015**).

Para examinar se métricas da paisagem conhecidas por afetarem comunidades biológicas, como a distância da água e distância do centro de dispersão (fragmento florestal), afetaram a comunidade, empreguei uma análise de gradiente indireto. Os animais domésticos e os que tiveram menos de 0,2 fotos por 100 dias de esforço foram excluídos da ordenação, resultando em uma comunidade composta por 19 espécies. Também foram excluídas duas câmeras, que não fotografaram animais em proporções suficientes para serem incluídas na análise. A análise empregada para ordenar a "comunidade fotografada" foi a análise de coordenadas principais (PCoA), usando o comando "cmdscale" do pacote "vegan" (Oksanen et al. 2015) do programa R 3.1.2 (R Development Core Team 2014). Os dados de entrada na análise foram os números de fotos das espécies consideradas padronizados pela soma das colunas (MARGIN=2). Nestas condições, as espécies fotografadas em pequenas frequências tendem a dominar a ordenação. Para examinar o quanto a ordenação capturou informação da comunidade fotografada, correlacionei os eixos da ordenação com a riqueza de espécies-alvo fotografadas. Em seguida fiz uma Regressão múltipla do primeiro eixo da PCoA com a distância da água e a distância do "centro de dispersão" mais próximo do ponto de coleta.

A partir dos valores de biomassa de cada espécie e o tamanho médio de grupo (Eisenberg & Redford, 1992; Emmons 1990; Oliveria-Santos et al. 2011), foi obtida a biomassa relativa (%) dividida pela média do tamanho de grupo de cada espécie.

Empreguei uma modelagem de ocupação entre cachorros e javalis para investigar se as duas espécies co-ocorrem ou se elas se evitam. Na escala temporal, os dados foram analisados de dois em dois dias, anotando a presença (representada por 1) ou ausência

(representada por 0) de javalis e cachorros nos mesmos pontos. O modelo utilizado foi o de uma única estação para duas espécies com a parameterização  $\phi/\delta$  (modelo:  $\psi_A, \psi_B, \phi, p_A, p_B, r_A, r_B, \delta$ ), onde A representa os javalis, e B os cachorros. O parâmetro  $\psi$  ( $\psi$ ) representa a probabilidade de ocupação das duas espécies no mesmo ponto,  $\phi$  ( $\phi$ ) é o fator de interação entre as espécies,  $p$  representa a detectabilidade das espécies e  $r$  a probabilidade de uma espécie ser detectada quando as duas espécies estão presentes no local (Mackenzie et al. 2002). O modelo de ocupação foi feito no programa Presence, versão 6,4 (Hines 2006).

Usei os horários em que os javalis, cães e antas foram fotografados para avaliar seus padrões de atividade. Empreguei uma função kernel circular de densidade para estimar a sobreposição dos padrões de atividade entre estas espécies (Oliveira-Santos et al. 2013). Esta função é semelhante ao estimador kernel de área de vida, e permite que se defina limites para isolinhas de chances (p. ex. 50% e 95%) para definir a seção da função em horários em que se espera encontrar simultaneamente ativas as duas espécies. A função fornece ainda a proporção de sobreposição de atividade encontrada dentro do limite definido, variando de 0 a 1.

## **Resultados**

Obtive 1.827 registros independentes de mamíferos. Desse total, 248 registros fotográficos não puderam ser identificados (NI), devido à má qualidade da fotografia ou porque apenas partes não características do animal foram capturadas. Vinte e seis espécies de mamíferos apareceram nas fotos (Figura 2), das quais 22 foram de espécies silvestres nativas, três de espécies domésticas (cachorro, cavalo e gado bovino) e uma espécie exótica

invasora (javali; Tabela 2). Apenas uma espécie de pequeno porte foi incluída (Tapiti, *Sylvilagus brasiliensis*).

O javali foi a espécie mais capturada, com 37,01 fotos/100 dias\*câmera, seguido pela anta, com 28,41 fotos (Tabela 2) e juntos representaram 65% de todas as imagens, incluindo as de espécies que não puderam ser identificadas.

Das 22 espécies silvestres nativas fotografadas, 13 encontram-se listadas em alguma das categorias da lista nacional ou das listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção do Ministério do Meio Ambiente (Chiarello et al. 2008) e quatro delas aparecem como vulneráveis (VU) na lista internacional da IUCN (Tabela 3).

A distância da água ordenou as espécies em algum grau, e espécies como a paca, irara e capivara ocorreram com mais frequência próximas a corpos d'água, enquanto que espécies que usualmente se deslocam muito na paisagem, como a anta, o tamanduá-bandeira e o javali apareceram nas fotos a despeito da distância das câmeras em relação aos corpos d'água (Figura 3). De forma semelhante algumas espécies como a cutia, o cateto e o tatupeba apareceram apenas em câmeras próxima a grandes fragmentos arbóreos (i.e. APP e reservas legais), enquanto as que se deslocam muito, como onça-parda, jaguatirica e anta foram fotografadas independentemente da distância destes fragmentos (Figura 4). Somente os dois primeiros valores de Eigen resultantes da PCoA foram maiores ou iguais a um, e o ajuste (Goodness-of-fit) para os dois primeiros eixos foi 0,30. Ainda assim o primeiro eixo resultante da ordenação foi correlacionado com a riqueza de espécies capturadas pelas armadilhas fotográficas ( $r=-0,61$ ;  $t=-3,25$ ,  $gl=18$ ,  $P=0.004$ ), indicando sucesso da ordenação em extrair informação sobre a estrutura da comunidade. A inspeção visual do gráfico composto ou "biplot" (Figura 5) dos dois primeiros eixos da PCoA sugere que o primeiro eixo variou de "comunidades" vazias até "comunidades" mais completas, com as câmeras que foram dominadas por fotos de javalis e antas se situando próximo ao zero. Tanto a

distância da câmera ao corpo d'água mais próximo (Fig. 6a) quanto ao fragmento florestal (representado pelas matas ripárias contínuas – APP ou as reservas legais que estiveram mais próximas) pareceram ordenar o eixo 1 da PCoA (Fig. 6b). De fato, tanto a distância da água ( $P=0,002$ ) quanto a distância do fragmento florestal mais próximo ( $P=0,02$ ) afetaram linearmente a estrutura da comunidade fotografada, capturada pelo primeiro eixo da ordenação (primeiro eixo =  $-0,35 + 0,39 * \text{distância da água (km)} + 0,12 * \text{distância do fragmento florestal}$ ;  $F_{(2,17)} = 8,363$ ;  $P=0,003$ ;  $R^2=0,50$ ). Entretanto, o segundo eixo da ordenação não foi correlacionado com a riqueza de espécies das câmeras ( $r=0,02$ ), com a distância da água ( $r= 0,075$ ) ou com a distância do centro dispersor ( $r=0,32$ ;  $P=0,16$ ).

Javali e anta dominaram a comunidade de mamíferos em termos de biomassa (Tabela 2).

A probabilidade de ocupação de um determinado ambiente para javalis ( $\psi=0,75$ ) e cães ( $\psi=0,71$ ) diferiu pouco. A análise de ocupação para duas espécies em uma única estação mostrou que elas quase não se evitam ( $\phi=0,95$ ), ocupando praticamente os mesmos ambientes. Os valores de  $r$  e  $p$  indicam que a detecção das espécies pode ou não ser afetada pela presença de ambas (Mackenzie et al. 2002). Para javalis e cães,  $p$  e  $r$  tiveram os mesmos valores ( $p=0,26$ ;  $r=0,26$ ), indicando que esse resultado pode ser efeito do horário de atividade das duas espécies ou da escala temporal utilizada.

O horário de atividade dos javalis foi crepuscular-noturno, embora alguma atividade tenha acontecido também ao longo do dia. O pico de atividade ocorreu após as 22:00 horas, atingindo o máximo próximo da meia-noite e diminuindo ao longo da madrugada (Fig. 7a). A atividade dos cães foi predominantemente diurna, bimodal, com o máximo entre 8:00 e 9:00 horas, diminuindo entre 12-14 horas e atingindo um segundo pico por volta das 16:00 horas. Há uma considerável atividade na primeira metade da noite, caindo bruscamente a partir das 22:00 horas. A sobreposição de atividade entre javalis e cães foi relativamente

baixa (0,33) no limite de 95% e praticamente desprezível no limite de 50% ( $<0,01$ ). O horário de atividade das antas foi crepuscular-noturno, mas ainda mais marcadamente noturno do que o dos javalis (Fig. 7b). A sobreposição de atividade entre antas e javalis foi alta, tanto no limite de 95% (0,91) quanto no limite de 50% (0,90), e a sobreposição de antas e cães (Fig. 7c) foi baixa no limite de 95% (0,24) e desprezível no de 50% ( $<0,01$ ).

## **Discussão**

O emprego de armadilhas-fotográficas é uma ferramenta eficiente para se inventariar mamíferos terrestres de médio e grande porte (Silveira et al. 2003, SrbeK-Araújo & Chiarello 2005) ou para se monitorar mamíferos invasores (Bengsen et al. 2011; Gormley et al. 2011). Além de oferecer um trabalho de campo menos árduo, com menos horas em campo, propicia uma identificação acurada para a maioria das espécies fotografadas (SrbeK-Araújo & Chiarello 2005; Trolle & Kéry 2003), apesar de não se mostrar tão eficiente na amostragem de espécies arbóreas e de pequeno porte (SrbeK-Araújo & Chiarello 2005). Entretanto, seu emprego em estudos ecológicos quantitativos pode ser limitado por diversos fatores, como a falta de independência espacial e temporal entre as câmeras, resultando em múltiplas fotos do mesmo indivíduo ou de indivíduos do mesmo grupo social. O uso de marcas naturais nos animais foco do estudo pode propiciar que as informações coletadas em armadilhamentos fotográficos sejam usadas para alimentar modelos capazes de estimar a densidade e abundância dos animais (p. ex. Karanth 1995; Karanth and Nichols 1998). Entretanto, a individualização de animais que não possuem marcas naturais conspícuas, como a anta ou o puma, pode ser um problema e enviesar grosseiramente as estimativas (Oliveira-Santos et al. 2009), embora muitos autores clamem que esta identificação seja possível (p. ex. Kelly et al.

2008, Noss et al. 2003; Trolle et al. 2008). O uso de marcas artificiais conspícuas poderia resolver este problema (p. ex. Bianchi 2009), mas pode ser tecnicamente difícil, custosa para muitas espécies, e inviável para estudos de comunidade. Por outro lado, muitos autores (Carbone et al. 2001; O'brien et al. 2003, Rowcliffe et al. 2008) argumentam que, sob condições adequadas, as taxas de fotografias pesadas pelo esforço provêm índices adequados das densidades das populações estudadas.

Assim, a estratégia deste estudo foi adotar uma postura pragmática e admitir que a taxa de fotos pesada pelo esforço de armadilhagem se refere à "comunidade fotografada". O quanto a "comunidade fotografada" se aproxima da comunidade de mamíferos que realmente ocorre na área inspira cautela e deve ser examinada para cada pergunta formulada.

Pelo menos 22 espécies de mamíferos silvestres de médio e grande porte foram registradas pelas armadilhas fotográficas ao longo do estudo. Esta riqueza pode ser considerada elevada, já que é maior do que a registrada em estudos de armadilhamento fotográfico em áreas de conservação na Amazônia (10 espécies, Botelho et al. 2012) e no interior da Mata Atlântica (13 espécies, Nunes et al. 2013).

Vinte e duas espécies representam mais da metade (54%) do total de mamíferos terrestres de médio e de grande porte com ocorrência registrada para o estado de Mato Grosso do Sul (Cáceres et al. 2008). Esta proporção é surpreendente alta, considerando que a atividade agropecuária foi introduzida na região no início dos anos 70 e que em 1980 a soja já ocupava 800 mil hectares (Barbo et al. 1980). Nas áreas de estudo, cerca de 70% da cobertura arbórea já haviam sido removidas à época das imagens de satélites (2012, 2013) usadas nesta estimativa. Esta taxa de remoção da cobertura arbórea parece estar de acordo com o código florestal (Decreto nº 11.700, de 08 de outubro de 2004) que prevê a manutenção de uma RL de 20% da propriedade além da conservação de uma faixa de mata ripária que varia em função da largura do corpo d'água. No entanto, as APPs e RLs

constituem apenas 12,18% do total da área destinada à produção no estado (ZEE/MS).

Dentre todos os biomas do Mato Grosso do Sul, a região de Mata Atlântica é a mais antropizada, restando apenas 22% de sua cobertura vegetal original (PROBIO 2007), devido ao uso mais intenso do seu solo, que é mais fértil que os encontrados nos outros domínios (ZEE 2008). De acordo com critérios de importância ecológica do Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP) instituído pelo Decreto nº 5.758/2006, a região de Rio Brillante situa-se em uma área considerada como prioritária para conservação, na categoria “extremamente alta” de prioridade de ação.

Cerca de 15,4 % do Produto Interno Bruto de Mato Grosso do Sul depende do agronegócio (IBGE/CONAC), sendo que o registrado para Brasil como um todo é 28% (Menegatti & Barros 2007), sugerindo que a vocação agropecuária do estado ainda não foi completamente consolidada. Segundo dados da FAMASUL, a maior parte das terras no estado é área particular, pertencendo ao produtor rural. Portanto, a preservação dos mananciais e da biodiversidade da fauna e flora depende, em grande parte, da atividade agropecuária. Por isso, ampliar o conhecimento sobre as comunidades de mamíferos em áreas de agroecossistemas, e incrementar o conhecimento de práticas agrícolas compatíveis com a conservação da fauna e dos serviços ecossistêmicos compõem ferramentas importantes para a elaboração de políticas públicas para o desenvolvimento do agronegócio no âmbito do estado.

Das 22 espécies de mamíferos silvestres encontrados no estudo, 13 estão classificadas em algum grau de ameaça. Entre as espécies fotografadas encontram-se diversos grupos funcionais em diversos níveis da cadeia trófica, sugerindo uma comunidade completa, potencialmente capaz de manter localmente os processos ecológicos. O fato de as comunidades de mamíferos silvestres destes agroecossistemas ainda apresentarem tantas

espécies indica que as APPs e RLs dessa área estão desempenhando um papel importante na conservação de mamíferos de médio e grande porte em Mato Grosso do Sul.

Essa alta riqueza de mamíferos pode estar relacionada com o tipo de plantio realizado nas áreas de cultura. A rotação de culturas, alternando o tipo de plantação realizada durante o ano e em consórcio com a criação de gado, já foi apontada como um tipo de intervenção que pode aumentar a diversidade de espécies em agroecossistemas ao longo do tempo (Altieri 1999).

A conservação da biodiversidade em áreas de agroecossistemas é uma questão controversa e parece haver diversos entraves para se conciliar objetivos de conservação da biodiversidade e o desenvolvimento econômico (Vandermeer & Perfecto 1997, Moonen & Bàrberi 2008), embora algumas experiências tenham demonstrado sucessos pontuais (Altieri et al. 1987, Paoletti et al. 1992). Especialmente nas regiões tropicais, a riqueza de espécies em áreas de agroecossistemas é alta (Vandermeer & Perfecto 1997), e o movimento a favor da agricultura sustentável pode resultar em uma alternativa para a manutenção da biodiversidade (Vandermeer & Perfecto 1997, Moonen & Bàrberi 2008), e em especial dos mamíferos de médio e grande porte.

A distância da água e a distância dos centros de dispersão ordenaram a comunidade fotografada, embora não muito fortemente. Quanto mais próximo do maior fragmento, mais mamíferos foram fotografados. Resultado semelhante foi encontrado na Floresta Atlântica, onde a maior riqueza de espécies de mamíferos esteve fortemente associada à área de floresta (Chiarello 1999). Este estudo mostrou que as maiores reservas de mata abrigaram comunidades de mamíferos mais ricas, e as reservas menores, comunidades mais pobres. A importância da manutenção de conexão com um centro de dispersão tem sido debatida no âmbito da biologia da conservação. A taxa de extinção e o tamanho de um fragmento são inversamente proporcionais, sendo que quanto menor o fragmento, maior será a taxa de

extinção (Diamond 1975). Espécies diferentes requerem um tamanho mínimo de área diferente para poder sobreviver (Diamond 1975), sendo que áreas conservadas contíguas beneficiam não apenas comunidades de espécies interdependentes, mas também populações de espécies que ocorrem em baixas densidades, particularmente grandes vertebrados (Wilcox & Murphy 1985). Na prática, as APPs ao longo dos rios devem estar funcionando como corredores de fauna na área de estudo. A manutenção da conectividade através de corredores entre reservas tem sido apontada como uma estratégia adequada para permitir a recolonização e o fluxo gênico, diminuindo a chance de eventos demográficos indesejados, como deriva genética ou extinções devido a fatores estocásticos relacionados a eventos locais (p. ex. Medici & Desbiez 2012, Biondo et al. 2011). Entretanto, alguns autores têm apontado potenciais desvantagens associadas com esta estratégia, incluindo, entre outras, a facilitação da colonização de espécies invasoras (Saunders & Hobbs 1991), como o javali.

Neste estudo, o javali dominou a comunidade de mamíferos fotografados. Na Austrália, onde o prejuízo é estimado em milhões de dólares anuais, se correlacionou a magnitude das perdas econômicas locais com a densidade de javalis presentes (Bengsen et al. 2013). No Brasil, ainda não há disponibilidade de estimativas de perdas econômicas confiáveis, mas o fato de os javalis serem tão frequentes no armadilhamento fotográfico sugere que as perdas nos agroecossistemas estudados devem ser severas. A ocorrência de javalis em altas densidades preocupa as autoridades sanitárias, já que a probabilidade de transmissão de doenças para os animais domésticos, especialmente para a suinocultura, aumenta com o número de javalis (OIE 2014).

Apesar da invasão do javali asselvajado ser ainda recente no Brasil (Deberdt e Scherer, 2007), a espécie parece ter alcançado grande sucesso no estabelecimento de suas populações no país (Neves 2007). Em particular, no estado de Mato Grosso do Sul, a espécie

está dispersa em quase todo o seu território (Pedrosa et al. 2015) e o grande número de registros do javali na área estudada evidencia o sucesso de seu estabelecimento no estado.

Já foi evidenciada uma forte associação dos javalis com áreas próximas a corpos d'água (West et al. 2009), dessa forma, as matas ciliares podem servir como corredores de dispersão para a espécie, facilitando seu deslocamento, além de gerar grandes prejuízos para o meio ambiente nessas áreas. Devido ao comportamento de chafurdar o solo ("rooting"), os javalis prejudicam o recrutamento de plântulas, comprometendo a regeneração da comunidade vegetal (Seward et al. 2004), com isso, a recuperação da vegetação nas matas ciliares é prejudicada. Além disso, a presença de javalis próximos a corpos d'água pode comprometer a qualidade da água devido à contaminação por micro-organismos, gerar erosão nas margens (Kaller et al. 2007) e, ainda, compactar o solo devido ao pisoteio causado pela movimentação dos animais (Seward et al. 2004), e afetar suas propriedades (Seward et al. 2004, Barrios-García et al. 2014). Na área de estudo, marcas de fuçados (rooting) e pisoteio ao longo de margens e nascentes foram frequentes, sugerindo que estes efeitos nocivos devido à presença de javalis em alta densidade possam estar acontecendo nessas áreas.

Considerando que os javalis causam problemas ambientais e prejuízos econômicos para Mato Grosso do Sul, são necessários estudos a fim de otimizar os custos de programas de controle e manejo dos javalis no estado. O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), através da Instrução Normativa nº03/2013, regulamentou o controle de todas as formas do javali (exceto o porco-monteiro do Pantanal), mas a experiência de outros países tem mostrado que o controle efetivo pode ser difícil e custoso (Morrison et al 2007). A maior parte das experiências de controle que obtiveram sucesso ocorreu em ilhas, onde a erradicação pôde ser alcançada (Cruz et al. 2005; Parkes et al. 2010).

A sobreposição no uso dos ambientes por javalis e cachorros mostra que as duas espécies se evitam pouco espacialmente, ocupando praticamente os mesmos ambientes. Este resultado pode ser efeito da escala temporal que foi utilizada, de dois em dois dias ou do horário de atividade das duas espécies. Enquanto os javalis foram noturno-crepusculares, os cães se mostraram predominantemente diurnos, parecendo sofrer uma forte influência antrópica na sua atividade. Esta influência é especialmente visível na queda de atividade dos cães entre 12:00 e 14:00, coincidindo com o horário de almoço dos funcionários. A atividade dos cães pouco se estende após as 22:00 horas, resultando potencialmente em poucos encontros com os javalis. No Mato Grosso do Sul, onde os fazendeiros têm depositado grandes esperanças no emprego de cães para ajudar na proteção das lavouras, esta diferença de horários de atividade pode representar um obstáculo à efetividade desta forma de proteção.

### *Conclusões*

22 espécies de mamíferos (exceto domésticos) de um total de 151 registrados para o Mato Grosso do Sul, ocorreram nas áreas de agroecossistemas, indicando o grande valor das APPs e RLs na conservação de mamíferos de médio e grande porte. Dessas 22, 13 necessitam de conservação.

O javali (*Sus scrofa*), uma espécie exótica invasora, dominou a comunidade fotografada, em termos de número de fotos e em termos de biomassa.

A distância da água e distância dos centros de dispersão (maiores fragmentos de mata) ordenaram a comunidade fotografada, embora não muito fortemente.

Embora o ajuste da PCoA não tenha sido muito bom, ainda assim seu 1º eixo correlacionou com a diversidade, e foi ordenado pela distância da água e do centro de dispersão mais próximo.

A análise do modelo de ocupação para javalis e cachorros demonstrou que as duas espécies praticamente não se evitam, o que pode ser devido ao diferente horário de atividade de ambas. Enquanto os javalis são predominantemente noturnos, os cachorros são diurnos.

## Literatura citada

- Ayres, J. M., da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Queiroz, H. L., Pinto, L. P., Masterson, D., & Cavalcanti, R. B. 2005. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Sociedade Civil Mamirauá.
- Altieri, M.A.; Anderson, M.K.; Merrick, L.C. 1987. Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. *Conservation Biology*, 1:49-58.
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19–31.
- Barbo, C. V. S.; Carnielli, A.; Pottker, D.; Salvadori, J. R.; Silva, C. M. Da; Sonogo, O. R.; Fernandes, F. M. 1980. Recomendações técnicas para a cultura da soja: região da Grande Dourados - safra 1980/81. 53p. Dourados: Embrapa-Uepae Dourados. (Embrapa-Uepae Dourados. Circular técnica, 2).
- Barrios-García, M.N., Ballari, S.A., 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biol. Invasions* 14, 2283–2300.
- Barrios-García, M.N., Classen, A.T., Simberloff, D., 2014. Disparate responses of above- and belowground properties to soil disturbance by an invasive mammal. *Ecosphere* 5, art44.
- Bengsen, A. J., Leung, L. K. P., Lapidge, S. J., & Gordon, I. J., 2011. Using a general index approach to analyze camera - trap abundance indices. *The Journal of Wildlife Management*, 75(5), 1222-1227.
- Bengsen, A. J., Gentle, M. N., Mitchell, J. L., Pearson, H. E., & Saunders, G. R. 2014. Impacts and management of wild pigs *Sus scrofa* in Australia. *Mammal Review*, 44(2): 135-147.
- Bianchi, R.C. 2009. Ecologia de mesocarnívoros em uma área no Pantanal Central, Mato Grosso do Sul. Tese (Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Biondo, C.; Keuroghlian, A.; Gongora, J.; Miyaki, C.Y. 2011. Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. *Journal of Mammalogy*, 92(2):267-274.
- Botelho, A.L.M, Calouro, A.,M., Borges, L.,H.,M., Chaves, W., A. 2012. Large and medium-sized mammals of the Humaitá Forest Reserve, southwestern Amazonia, state of Acre, Brazil. *Check List* 8(6): 1190–1195.

- Cáceres, N.C.; Carmignotto, A.P.; Fischer, E.; Santos, C.F. 2008. Mammals from Mato Grosso do Sul. *Check List* 4(3): 321–335.
- Caley P., 1993. The Ecology and Management of Feral Pigs in the ‘Wet-dry’ Tropics of the Northern Territory. MAppSc thesis, University of Canberra, Canberra, Australia.
- Chiarello, A.G., 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- Chiarello, A.G.; Aguiar, L.M. de S.; Cerqueira, R.; de Melo, F.R.; Rodrigues, F.H.G; da Silva, V.M.F., 2008. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, Volume II, Ministério do Meio Ambiente.
- Coutinho, M.; Campos, Z.; Pott, A. 1997. Manejo da fauna e da flora silvestre como alternativa de produção agropecuária e mecanismo de conservação do pantanal. In.: Tecnologia e informações para a pecuária de corte no Pantanal. Embrapa. 149-161.
- Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, (7): 129-146.
- Deberdt, A.J., Scherer, S.B., 2007. O javali asselvajado: ocorrência e manejo da espécie no Brasil. *Nat. Conserv.* 5, 31–44.
- Eisenberg, J.F., Redford, K.H., 1992. Mammals of the neotropics: Volume II: The southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. The University of Chicago Press, Chicago. 430p.
- Eisenberg, J.F. and K.H. Redford. 1999. *Mammals of the neotropics: Volume III: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago: University of Chicago Press. 624 p.
- Emmons, L.H., 1990. Neotropical rainforest mammals – A field guide. The University of Chicago Press, Chicago. 281p.
- Google Earth Pro 2013. Google, Inc. Mountain View California.
- Gormley, A. M., Forsyth, D. M., Griffioen, P., Lindeman, M., Ramsey, D. S., Scroggie, M. P., & Woodford, L. (2011). Using presence - only and presence–absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 25-34.
- Hegel, C. G. Z., Marini, M. A. 2013. Impact of the wild boar, *Sus scrofa*, on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation*, 8:17-24.
- Hines, J. E., 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.gov/software/presence.html>.
- Kaller, M. D.; Hudson III, J. D.; Achberger, E. C. e Kelso, W. E. 2007. Feral hog research in western Louisiana: expanding populations and unforeseen consequences. *Human-Wildlife Conflicts*, 1:168-177.
- Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation* 71, 333–336.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79, 2852–2862.
- Kelly, M.J., Noss, A.J., DiBitetti, M.S., Maffei, L., Arispe, R., Paviolo, A., DeAngelo, C.D., DiBlanco, Y.E., 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal of Mammalogy* 89,408–418.
- Keuroghlian, A.; Eaton, D.P.; Desbiez, A.L.J., 2000. Habitat use by Peccaries and Feral Pigs of the Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Suiform Soundings*, 8(2): 9-16.

- Keuroghlian, A.; Eaton, D.P., 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wideranging frugivore. *Journal of Zoology* 275:283–293.
- Long, J.L., 2003. Introduced mammals of the world: their history, distribution and influence. CSIRO, Collingwood.
- Lowe S.; Browne, M.; Boudjelas S.; de Poorter M., 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) Species Survival Commission, The World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A., Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248–2255.
- Medici, E.,P., Desbiez, A.,L.,J. 2012. Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. *Integrative Zoology*. 7: 356–372.
- Moonen, A-C.; Bàrberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127:7–21.
- Noss, A.J., Cue llar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cue llar, E., Arispe, R., Rumiz, D.I., Rivero, K., 2003. A camera trapping and radiotelemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12,24–32.
- Nunes, A.V., Scoss, L.M, Prado, M.R., Lessa, G.M. 2013. Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 9(2): 240–245.
- O'Brien, T.G. 2011. Abundance, density and relative abundance: A conceptual framework; p. 71-96 *In* A.F. O'Connell, J.D. Nichols and K.U. Karanth (ed.). *Camera traps in animal ecology methods and analyses*. Tokio: Springer.
- Oliveira, de H.; Urchei, M. A.; Fietz, C. R. 2000. Aspectos físicos e socioeconômicos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, Documentos, 25.
- Oliveira-Santos, L.,G.,R., et al., 2009. Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology* , doi:10.1016/j.mambio.2009.08.005.
- Oliveira-Santos, L.G.R., Dorazio, R.M., Tomas, W.M., Mourão, G., Fernandez, F.A.S., 2011. No evidence of interference competition among the invasive feral pig and two native peccary species in a Neotropical wetland. *Journal of Tropical Ecology*, 27: 557–561.
- Oliveira-Santos, L.G.R., Zucco, C.A., Agostinelli, C. 2013. Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. *Animal Behaviour*, 85(1): 269-80. doi: 10.1016/j.anbehav.2012.09.033. PubMed PMID: WOS:000313573200034.
- Oksanen J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens and H. Wagner. 2015. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1.  
URL <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M. S., Chiarello, A. G., Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Siciliano, S., Kierulff, M. C. M., Mendes, S. L., Tavares,

- V. da C., Mittermeier, R. A. & Patton J. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.
- Paoletti, M.G.; Pimentel, D.; Stinner, B.R.; Stinner, D., 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40: 3-23.
- Pedrosa, F.; Salerno, R.; Padilha, F.V.B.; Galleti, M., 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação*, 2015.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52,273–288.
- Pimentel, D. 2007. Environmental and economic costs of vertebrate species invasions into the United States. Pp.: 2-8, *In*: Witmer, G. W.; Pitt, W. C. e Fagerstone, K. A. (editores). *Managing vertebrate invasive species: Proceedings of an international symposium*. USDA APHIS Wildlife Services, National Wildlife Research Center, Fort Collins, Colorado, USA.
- R Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Reis, N.R., A.L. Peracchi., W.A. Pedro and I.P. Lima. 2011. *Mamíferos do Brasil*. (2 ed.). Londrina: Technical Books. 439 p.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- Salvador, C. & Fernandez, F.A.S. 2014. Using the Eurasian Wild Boar Phenotype as a Basis to Document a New Process of Invasion by *Sus scrofa* L. in a Neotropical Biodiversity Hotspot. *Wildl. Biol. Pract.* 10(3): 22-29.
- Saunders, D. A., & Hobbs, R. J. (Eds.) 1991. *The Role of Corridors. Nature Conservation 2*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
- Seward, N. W.; VerCauteren, K. C.; Witmer, G. W. e Engeman, R. M. 2004. Feral swine impacts on agriculture and the environment. *Sheep and Goat Research Journal* 19:34-40.
- Srbek-Araújo, A.C., Chiarello, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge University Press. 21:1–5.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on **02 March 2015**.
- Trolle, M., Kéry, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84(2):607–614.
- Vandermeer, J.; Perfecto, I., 1997. The agroecosystem: A need for the conservation biologist's lens. *Conservation Biology*, 11 (3): 591-592.
- West, B. C.; Cooper, A. L.; Armstrong, J. B. 2009. Managing wild pigs: A technical guide. *Human-Wildlife Interactions Monograph* 1:1-55.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist*, 125 (6): 879-887.



Figura 1. Imagem de satélite de 2012 e 2013 retirada do programa Google Earth, demonstrando as duas áreas de estudo com os respectivos pontos das armadilhas fotográficas em amarelo e preto.





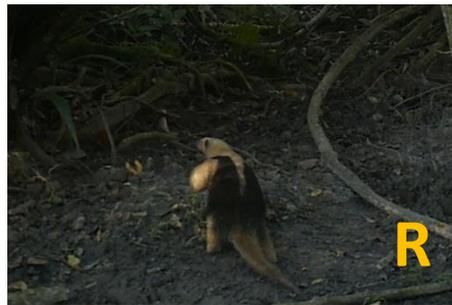




Figura 2. Mamíferos identificados através de armadilhas fotográficas em duas fazendas na região sul do estado de Mato Grosso do Sul. A: Anta (*Tapirus terrestris*); B: Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*); C: Cervo-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*); D: Cateto (*Pecari tajacu*); E: Cutia (*Dasyprocta azarae*); F: Gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*); G: Irara (*Eira barbara*); H: Jaguatirica (*Leopardus pardalis*); I: Javali (*Sus scrofa*); J: Lobinho (*Cerdocyon thous*); K: Macaco-prego (*Sapajus cay*); L: Mão-pelada (*Procyon cancrivorus*); M: Onça-parda (*Puma concolor*); N: Paca (*Cuniculus paca*); O: Quati (*Nasua nasua*); P: Queixada (*Tayassu pecari*); Q: Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); R: Tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*); S: Tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*); T: Tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*); U: Tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*); V: Veado-mateiro (*Mazama americana*).

Tabela 1. Esforço amostral por câmera, em dias, em cada ponto de coleta

Câmera	Ponto	Esforço
301	P1	65.5
301	P2	85.0
301	P3	82.4
302	P1	12.0
302	P3	73.0
302	P4	80.5
303	P1	64.4
303	P2	87.1
304	P1	10.0
304	P2	55.6
304	P3	85.0
305	P1	48.1
305	P2	80.2
305	P3	80.2
307	P1	210
307	P2	81
308	P1	66.9
308	P2	75.1
309	P1	148.2
309	P2	82.2
310	P1	150.2
310	P2	80.0

Tabela 2. Espécies fotografadas, número total de registros fotográficos, e número de fotografias por 100 dias\*câmera por espécie, no período de abril a dezembro de 2014, em duas fazendas do município de Rio Brillhante, MS.

Espécie	N total de fotos	N de fotos/100 dias	Massa corporal(kg) <sup>1</sup>	Tamanho médio de grupo <sup>1</sup>	Massa relativa (%)
Javali ( <i>Sus scrofa</i> )	667	37,01	50	8	69,54
Anta ( <i>Tapirus terrestris</i> )	512	28,41	177,2	1	23,65
Cachorro ( <i>Canis familiaris</i> )	101	5,61			
Lobinho ( <i>Cerdocyon thous</i> )	44	2,44	6,6	2	0,15
Tamanduá-bandeira ( <i>Myrmecophaga tridactyla</i> )	42	2,33	32	1	0,35
Gado bovino ( <i>Bos taurus</i> )	39	2,16	290	1	2,95
Jaguaririca ( <i>Leopardus pardalis</i> )	27	1,50	7	1	0,05
Cateto ( <i>Pecari tajacu</i> )	25	1,39	19,4	3,3	0,42
Cutia ( <i>Dasyprocta azarae</i> )	19	1,05	2,7	1	0,01
Tapiti ( <i>Sylvilagus brasiliensis</i> )	19	1,05	0,9	1	0,01
Tatu-galinha ( <i>Dasytus novemcinctus</i> )	16	0,89	4,1	1	0,02
Cervo-do-pantanal ( <i>Blastocerus dichotomus</i> )	8	0,44	108,6	1	0,23
Onça-parda ( <i>Puma concolor</i> )	8	0,44	35,4	1	0,07
Tamanduá-mirim ( <i>Tamandua tetradactyla</i> )	8	0,44	6,2	1	0,01
Capivara ( <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> )	6	0,33	43	5,8	0,39
Tatu-peba ( <i>Euphractus sexcinctus</i> )	6	0,33	4,7	1	0,01
Irara ( <i>Eira barbara</i> )	5	0,28	3,9	1	0,01
Paca ( <i>Cuniculus paca</i> )	5	0,28	7,5	1	0,01
Queixada ( <i>Tayassu pecari</i> )	5	0,28	29,3	55	2,10
Gato-mourisco ( <i>Puma yagouaroundi</i> )	4	0,22	3	1	0,01
Mão-pelada ( <i>Procyon cancrivorus</i> )	4	0,22	8,8	1	0,01
Macaco-prego ( <i>Sapajus cay</i> )	3	0,17	3,3	1	0,01
Quati ( <i>Nasua nasua</i> )	3	0,17	3,2	6,6	0,02
Cavalo ( <i>Equus caballus</i> )	1	0,06			
Lontra neotropical ( <i>Lontra longicaudis</i> )	1	0,06	5,8	1	0,01
Veado-mateiro ( <i>Mazama americana</i> )	1	0,06	28,9	1	0,01

1: Eisenberg & Redford 1992; Oliveria-Santos et al.2011

Tabela 3. Proporção de espécies por status de conservação segundo duas fontes - Ministério do Meio Ambiente e IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza). Categorias: EN (Em perigo), VU (Vulnerável), LC (“Least concern” - Menos preocupante).

Espécie	Status de conservação	
	MMA	IUCN
Anta	VU	VU - População em declínio
Cateto	Não consta <sup>1</sup>	LC- População estável
Capivara	Não consta	LC- Tendência da população desconhecida
Cervo-do-pantanal	VU	VU- População em declínio
Cutia	VU <sup>1</sup>	Dados insuficientes - População em declínio
Gato-mourisco	VU	LC- População em declínio
Irara	VU no RS	LC- População em declínio
Jaguatirica	Saiu	LC- População em declínio
Lobinho	Não consta	LC- População estável
Lontra	Não consta	Dados insuficientes - População em declínio
Macaco-prego	VU	LC- População em declínio
Mão-pelada	Não consta	LC- População em declínio
Onça-parda	VU	LC- População em declínio
Paca	Não consta <sup>2</sup>	LC- População estável
Quati	VU no RS	LC- População estável
Queixada	VU	VU - População em declínio
Tamanduá-bandeira	VU	VU - População em declínio
Tamanduá-mirim	VU <sup>2</sup>	LC- Tendência da população desconhecida
Tapiti	VU <sup>3</sup>	LC- Tendência da população desconhecida
Tatu-galinha	Não consta	LC- População estável
Tatu-peba	Não consta	LC- População estável
Veado-mateiro	EN <sup>1</sup>	Dados insuficientes - Tendência da população desconhecida

Não consta<sup>1</sup>: não está na lista nacional, mas encontra-se na lista de alguns

estados, como EN no RS e MG, e VU no PR, SP, RJ e ES. VU<sup>1</sup>: Não foi incluída na

lista nacional, mas encontra-se listada como Vulnerável no RS e SP. não consta<sup>2</sup>:

Não foi incluída na lista nacional, mas encontra-se listada como EN no RS e PR, e

como VU no SP e RJ. VU<sup>2</sup>: Não foi incluída na lista nacional, mas encontra-se

listada como VU no RS e MG. VU<sup>3</sup>: Consta como VU em um estado brasileiro (PR)

na lista de 2008, mas não consta na lista de 2014. EN<sup>1</sup>: Consta como em perigo (EN) em dois estados brasileiros -RS e RJ.

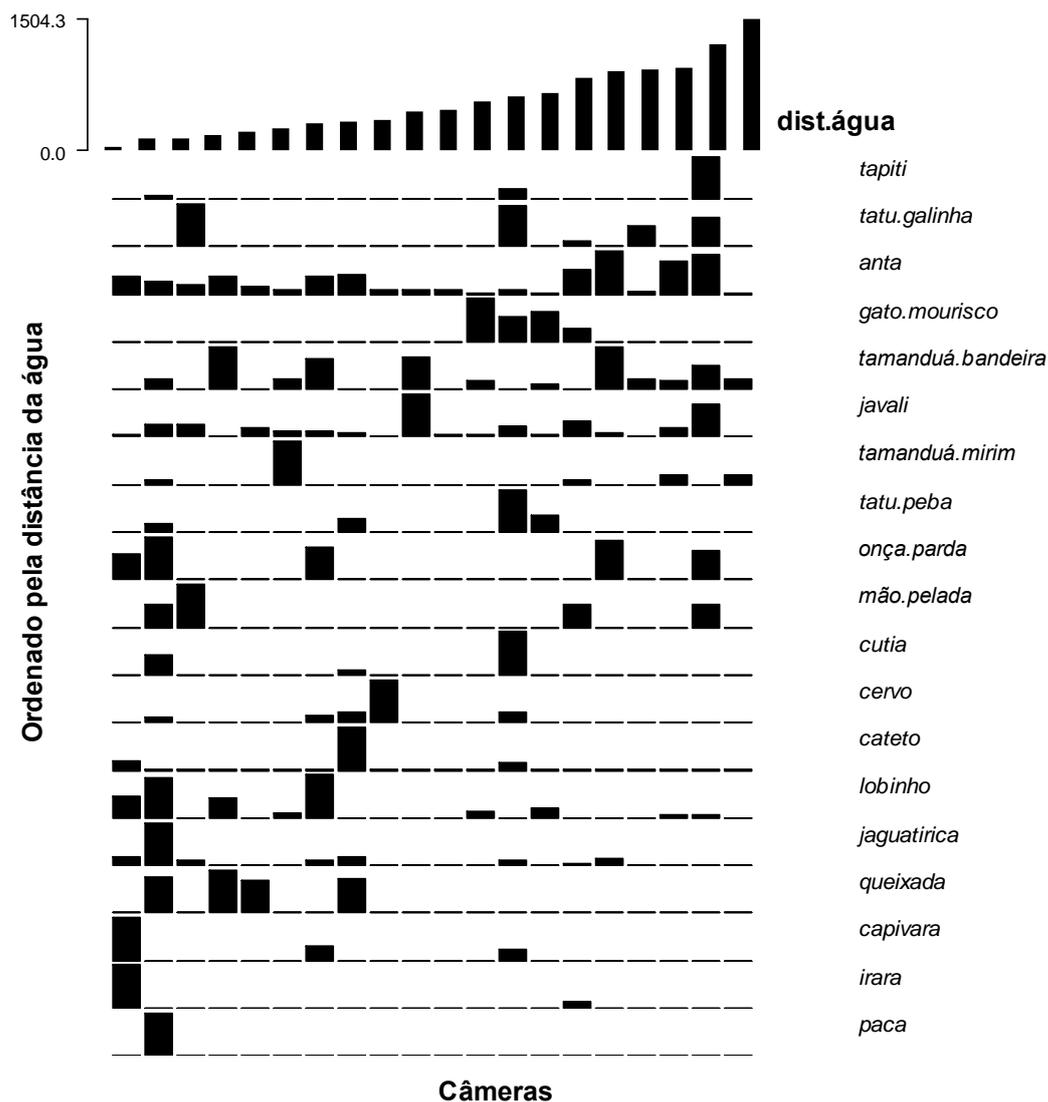


Figura 3. Frequência de ocorrência de fotos de pequenos, médios e grandes mamíferos silvestres obtidas por armadilhas fotográficas em duas áreas de agroecossistemas em Rio Brillante, MS, ordenadas pela distância das câmeras ao

corpo d'água mais próximo (dist.água), medida em metros. Espécies que tiveram menos do que 0,2 fotos/100 dias\*câmera foram excluídas.

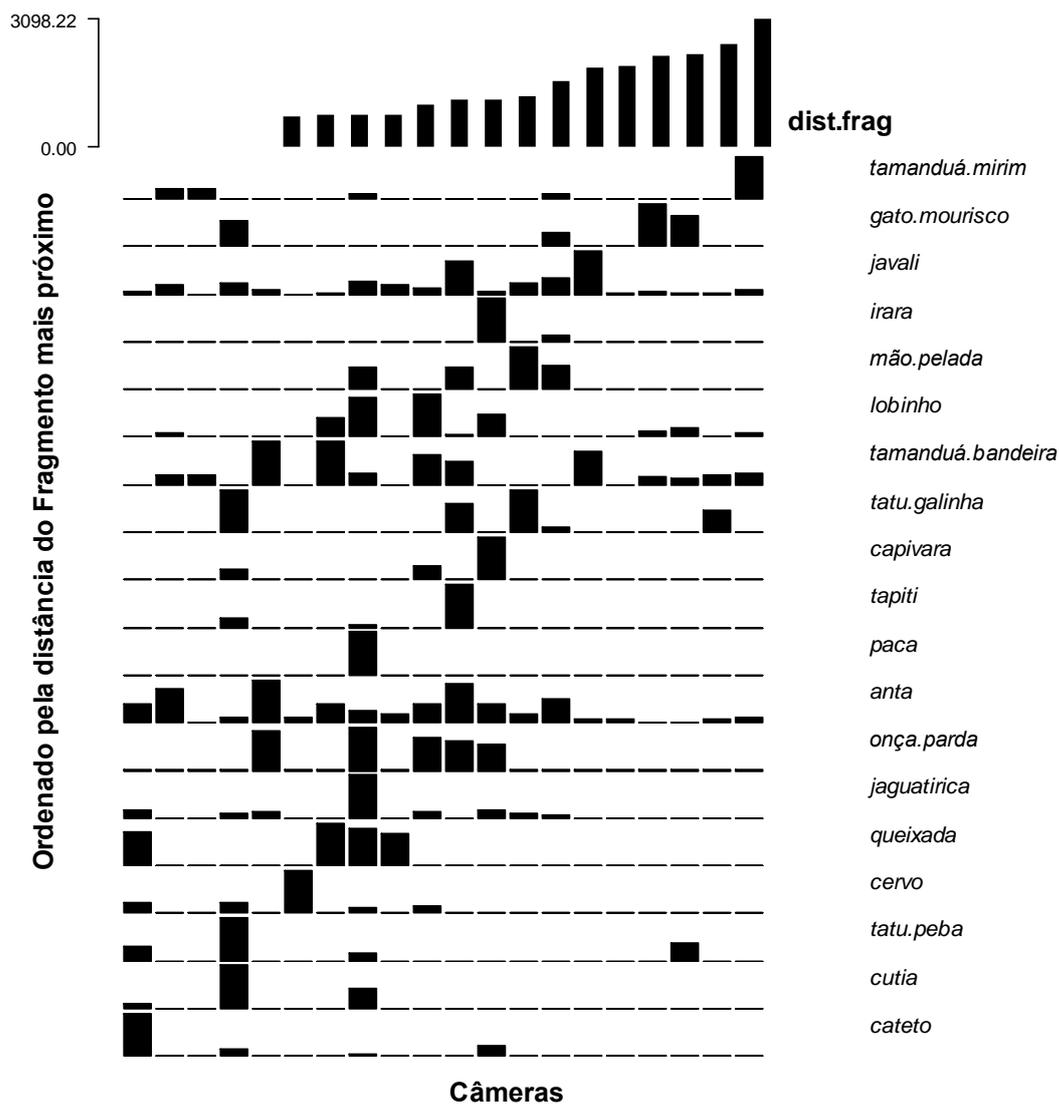


Figura 4. Frequência de ocorrência de fotos de pequenos, médios e grandes mamíferos silvestres obtidas por armadilhas fotográficas em duas áreas de agroecossistemas em Rio Brillhante, MS, ordenadas pela distância das câmeras ao maior fragmento de mata mais próximo (dist.frag), medida em metros. Espécies que tiveram menos do que 0,2 fotos/100 dias\*câmera foram excluídas.

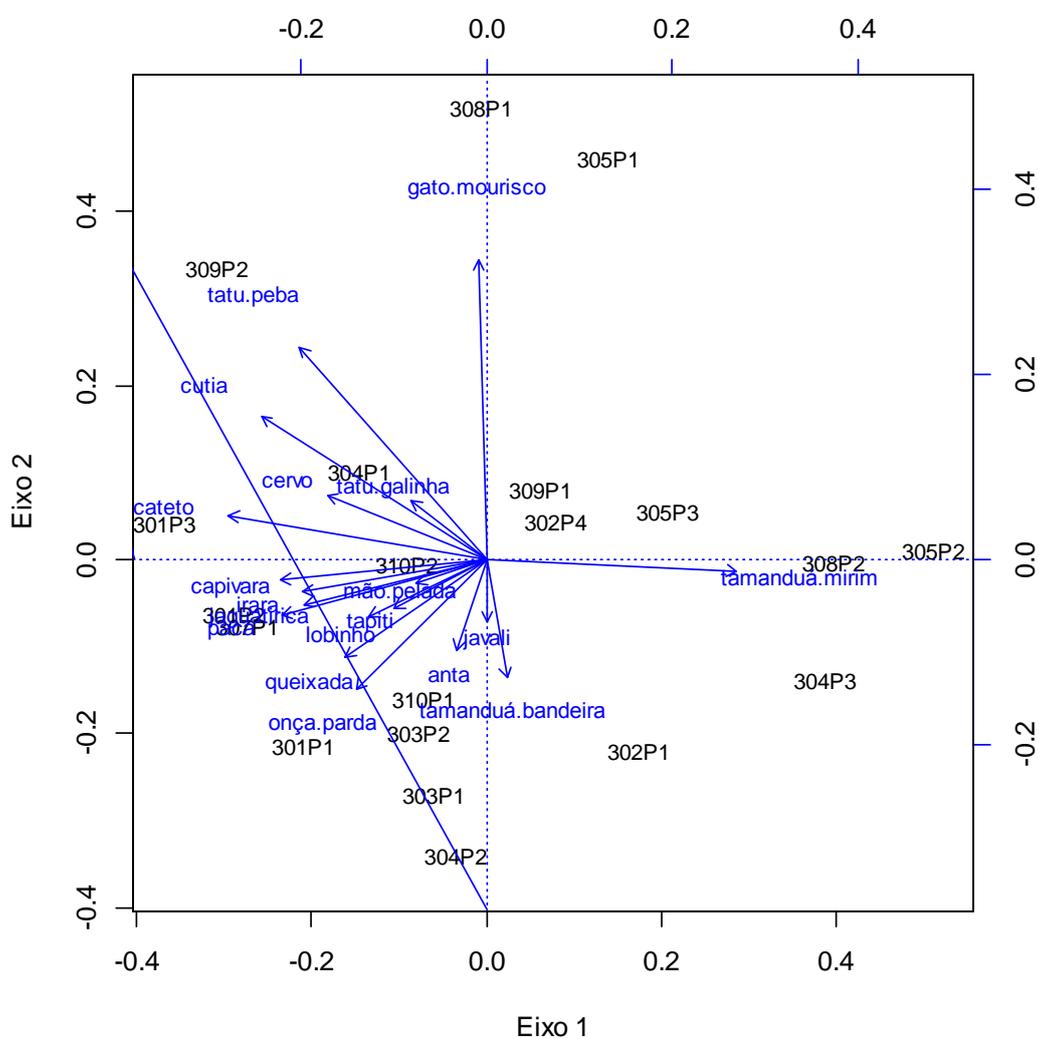


Figura 5. Gráfico composto (biplot) obtido pela análise de coordenadas principais (PCoA). Os objetos (em preto) são conjuntos de fotos de mamíferos silvestres obtidas por uma determinada armadilha fotográfica. Em azul encontram-se os escores médios pesados (*wascores*) das espécies. As escalas à esquerda e abaixo se referem aos objetos e as da direita e acima se referem às espécies.

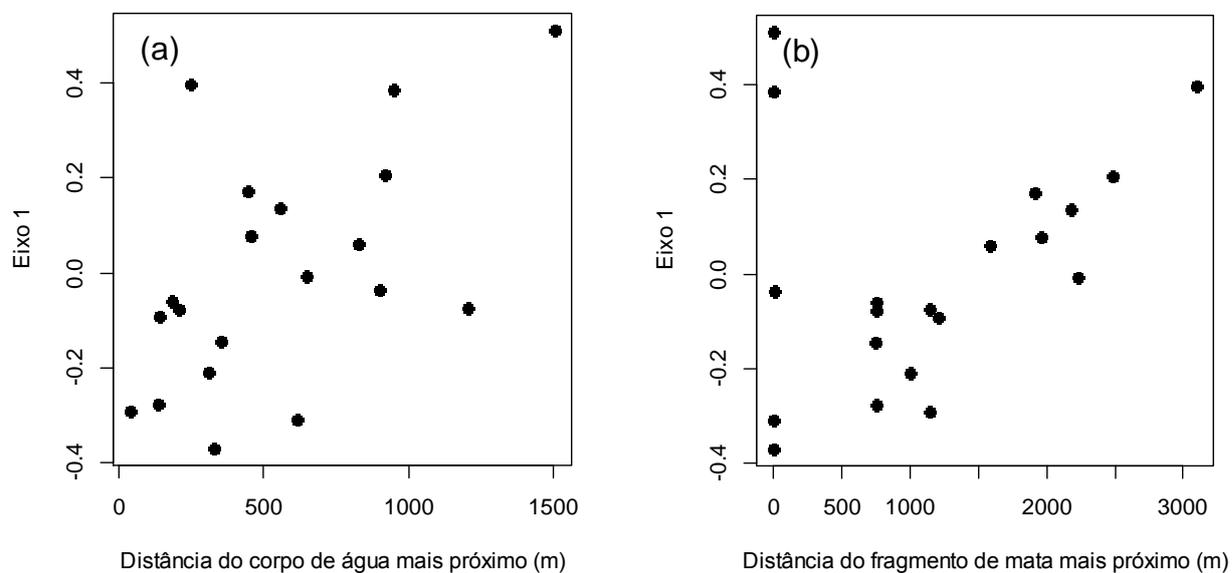


Figura 6. Relação do primeiro eixo da ordenação (PCoA) dos conjuntos de fotos de mamíferos silvestres obtidas por uma determinada armadilha fotográfica em função da distância (a) do corpo d'água mais próximo e (b) do fragmento de mata mais próximo. As armadilhas fotográficas estiveram armadas entre abril e dezembro em duas áreas de agroecossistemas em Rio Brilhante, MS.

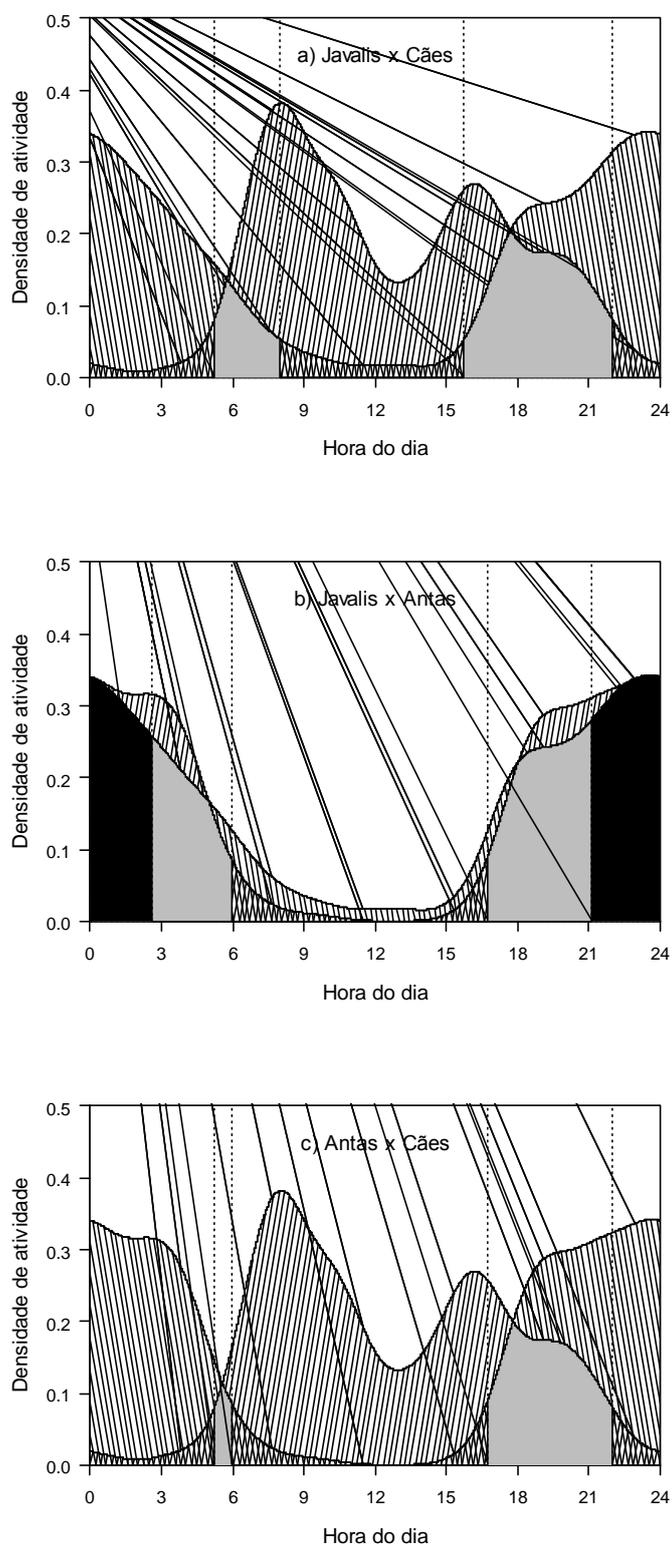


Figura 7. Sobreposição de atividade entre (a) javali e cão doméstico; (b) javali e anta; e (c) anta e cão doméstico, em agroecossistemas em Rio Brillhante, MS entre

abril e dezembro de 2014. Os cães são representados por hachurado ascendente (da esquerda para a direita) nos gráficos (a) e (c) e antas são assim representadas no gráfico (b). Em cinza estão representadas as seções de sobreposição no limite de 95% e em preto no limite de 50%