

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

Uso da armadilhagem fotográfica em estudos sobre a mastofauna  
terrestre do Pantanal

Autor: William Oliveira de Assis  
Orientadora: Grasiela Edith Oliveira Porfírio Petry  
Co-orientador: Heitor Miraglia Herrera

"Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária da Universidade Católica Dom Bosco - Área de concentração: "Sustentabilidade Ambiental e Produtiva" Aplicada a "Saúde, Ambiente e Sustentabilidade"

Campo Grande  
Mato Grosso do Sul  
Fevereiro – 2021





UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
*Inspira o futuro*

## **Uso da Armadilha Fotográfica em Estudos sobre a Mastofauna Terrestre do Pantanal**

**Autor:** William Oliveira de Assis

**Orientadora:** Profa. Dra. Grasiela de Oliveira Porfírio Petry

**Coorientador:** Prof. Dr. Heitor Miraglia Herrera

**TITULAÇÃO:** Mestre em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária

**Área de Concentração:** Sustentabilidade Ambiental e Produtiva

APROVADO em 03 de fevereiro de 2021.

A presente defesa foi realizada por webconferência. Eu, Grasiela Edith de Oliveira Porfírio Petry, como presidente da banca assinei a folha de aprovação com o consentimento de todos os membros, ainda na presença virtual destes.

*Grasiela E.O. Porfírio Petry*

Profa. Dra. Grasiela de Oliveira Porfírio Petry – UFMS/UCDB

Prof. Dr. Heitor Miraglia Herrera – UCDB

Prof. Dr. Simone Batista Mamede – INSTITUTO MAMEDE

Prof. Dr. Marcelo Oscar Bordignon - UFMS

## SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	8
2. OBJETIVOS .....	10
<b>2.1 Objetivo Geral</b> .....	10
<b>2.2 Objetivos Específicos</b> .....	10
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	11
<b>3.1 A Conservação da biodiversidade</b> .....	11
<b>3.2 Mamíferos do Pantanal</b> .....	13
<b>3.3 Levantamentos de mastofauna</b> .....	14
<b>3.4 Armadilhagem fotográfica</b> .....	14
4. REFERÊNCIAS.....	17
5. PRIMEIRO CAPÍTULO.....	25
6. SEGUNDO CAPÍTULO .....	38
7. TERCEIRO CAPÍTULO .....	61

## LISTA DE ABREVIATURAS

Página

Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF).....	12
Organização não governamental (ONG) .....	12
Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) .....	12
Unidades de Conservação (UC) .....	8

## RESUMO

Armadilhas fotográficas possibilitam respostas para questionamentos diversos levantados na observação da vida selvagem. Objetivou-se avaliar a utilização de armadilhas fotográficas para levantamentos de mastofauna, bem como as interações dessa fauna com um habitat específico. Para tanto realizou-se: (1) uma revisão cienciométrica da literatura científica referente a utilização de armadilhagem fotográfica no Brasil. Foram realizadas buscas por artigos científicos em bancos de dados *online*, sendo encontrados 86 artigos publicados entre 2003 e 2019. A frequência de publicações demonstrou uma tendência ao aumento das mesmas a partir de 2012. O cenário brasileiro para os levantamentos de fauna através da utilização deste método se apresenta promissor, visto o crescimento no número de publicações observado na última década; (2) uma estimativa da riqueza, abundância relativa e padrões de atividade das espécies de mamíferos de tamanho médio a grande que ocorrem no Maciço do Urucum, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Para o estudo realizamos três campanhas de armadilhagem fotográfica entre outubro de 2014 e julho de 2016 na região do Maciço do Urucum, totalizando um esforço amostral de 2.403 câmeras-dia. Foram registradas 25 espécies de médios e grandes mamíferos, o que representa aproximadamente 80% do número de espécies registradas na região; (3) e identificou-se a fauna associada a tocas de *Dasyus novemcinctus* e *Euphractus sexcinctus* no Pantanal, bem como a interação existente com este microhabitat. A fauna associada foi avaliada por meio de armadilhagem fotográfica. Um total de 27 tocas de tatus foram amostradas no Pantanal através da armadilhagem fotográfica, com 594 registros independentes de mamíferos, aves e répteis. Este estudo demonstrou que as tocas são preferencialmente utilizadas por pequenos mamíferos como roedores e por alguns invertebrados. Portanto pode-se considerar as espécies *D. novemcinctus* e *E. sexcinctus* como engenheiros de ecossistema, fornecedores de potenciais microhabitats e abrigos para outras espécies menores. Estes resultados em conjunto demonstram a efetividade das armadilhas fotográficas nos estudos da mastofauna.

**Palavras-chave:** Armadilha fotográfica, Biodiversidade, Conservação, Monitoramento.

## ABSTRACT

Camera traps provide answers to several questions raised in the observation of wildlife. The objective was to evaluate the use of camera traps for surveying mastofauna, as well as the interactions of fauna with a specific habitat. Therefore, we carried out: (1) a scientometric review of the scientific literature regarding the use of camera trapping in Brazil. Searches for scientific articles were carried out in online databases and 86 articles published between 2003 and 2019 were found. The frequency of publications showed a tendency for an increase in publications starting in 2012. The Brazilian scenario for fauna surveys using this method is promising, given the growth in the number of publications observed in the last decade; (2) an estimate of richness, relative abundance and activity patterns of medium to large mammal species that occur in the Urucum Massif, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Data was collected on three camera trapping campaigns between October 2014 and July 2016 at the Urucum Massif region, totaling a sampling effort of 2,403 camera-days. A total of 25 species of medium and large mammals were registered, which represents approximately 80% of the recorded species in the region; (3) and to identify the fauna associated with burrows of *Dasypus novemcinctus* and *Euphractus sexcinctus* in the Pantanal, as well as the existing interaction with this microhabitat. The fauna associated with the burrows were evaluated by camera trapping. A total of 27 armadillo burrows were sampled in the Pantanal through camera trapping, with 594 independent records of mammals, birds and reptiles. This study demonstrated that burrows are preferably used by small mammals as rodents and by some invertebrates. Therefore, it is possible to consider *D. novemcinctus* and *E. sexcinctus* as ecosystem engineers, thus promoting potential microhabitats for other smaller species. These results taken together demonstrate that the camera traps are effective in the studies of mastofauna.

**Keywords:** Camera trap, Biodiversity, Conservation, Monitoring.

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta uma grande diversidade de mamíferos, composta por 759 espécies (ABREU et al., 2020). Esta variedade se distribui por seus diversos biomas, entre eles o Pantanal. O Pantanal é um bioma mundialmente conhecido por manter grandes populações de diversas espécies ameaçadas de extinção. Atualmente 174 espécies de mamíferos são registradas para o bioma, que apesar disso, mantem um baixo índice de endemismos (ALHO et al. 2011; PAGLIA et al. 2012).

A atividade humana em constante expansão, a fragmentação e a perda de habitat são ameaças para os ecossistemas e espécies silvestres (COSTA et al., 2005). Logo, são necessárias estratégias para se evitar danos à biodiversidade, sendo o estabelecimento de áreas protegidas e unidades de conservação (UC) uma das principais ferramentas para este propósito (PERES, 2005; LOURIVAL et al. 2011). Em áreas protegidas é possível encontrar alta diversidade de mamíferos, o que demonstra a importância destas para a conservação da biodiversidade (BUTCHART et al. 2010; COAD et al. 2009). Contudo, apenas 5,6% do território mundial e 13% do território dos biomas brasileiros apresentam áreas protegidas (RYLANDS; BRANDON, 2005; WATSON et al. 2014). No Pantanal, as UCs de proteção a nível federal representam 0,98% do território do bioma (MATTAR et al. 2018).

Considerando a necessidade do planejamento e da adoção de estratégias de conservação (TOBLER et al. 2008), os estudos sobre as comunidades faunísticas de uma área são essenciais para reduzir os danos causados pela atividade humana, pois suprem o objetivo de analisar a frequência de ocorrência, abundância, densidade, diversidade e diversos outros aspectos das espécies em relação às mudanças ambientais, para que medidas possam ser tomadas (MORRISON, 1986; SILVEIRA et al., 2010). Entre os métodos empregados para o inventário e monitoramento da mastofauna, está o uso de armadilhas fotográficas, que vem contribuindo substancialmente para aumento do conhecimento sobre essas espécies de animais (TOBLER et al. 2008; ROVERO et al. 2009-; ROCHA et al. 2019). Esse método permite responder uma ampla gama de perguntas relacionadas à biologia e ecologia de mamíferos, sobretudo os terrestres, além



de ampliar o conhecimento em áreas remotas (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005). Historicamente, sua utilização se dá majoritariamente para o monitoramento de mamíferos terrestres de médio e grande porte (TOBLER et al. 2008), porém seu uso tem se ampliado para outros grupos da mastofauna, como os pequenos mamíferos e primatas (OLIVEIRA-SANTOS et al., 2008; DI CERBO; BIANCARDI, 2013). Devido à característica da não-invasividade, a armadilhagem fotográfica mostra-se como uma técnica bastante consolidada para o estudo de diversas espécies de mamíferos, especialmente as terrestres (TOBLER et al. 2008; ROVERO et al. 2009).

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Avaliar o uso da armadilhagem fotográfica para estudos da mastofauna ocorrentes no Brasil, em especial no Pantanal.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Analisar o uso da técnica de armadilhagem fotográfica em estudos de levantamento de mamíferos terrestres de médio e grande porte do Brasil;
- Estimar a diversidade e o padrão de atividade das espécies de mamíferos de médio e grande porte em uma área na borda oeste do Pantanal;
- Utilizar as técnicas da armadilhagem fotográfica para avaliar interações entre pequenos mamíferos e habitats específicos em uma área privada do Pantanal.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 A Conservação da biodiversidade

O termo biodiversidade foi salientado em 1986 por Walter G. Rosen, membro da Comissão do Conselho Nacional de Pesquisa sobre Ciências da Vida dos Estados Unidos da América (WILSON, 2012), e é definido pela existência de variabilidade entre os seres vivos, dentre todos os reinos, que habitam os mais variados complexos ecológicos existentes (FRANCO, 2013). Ações que visam preservar a biodiversidade são de grande importância, e a reserva de áreas destinadas para a conservação da natureza compõe uma destas importantes estratégias, sendo uma ferramenta necessária, visto o reflexo causado pelas ações humanas na biodiversidade em geral (BENSUSAN, 2006). Porém, esta estratégia impõe restrições nas atividades relacionadas ao desenvolvimento humano, como a produção, expansão territorial, infraestrutura e ao uso do ambiente (GANEM; DRUMMOND, 2011).

As origens das estratégias conservacionistas são provenientes da biologia da conservação, um ramo da ciência fundamentado em princípios éticos a favor da conservação da diversidade biológica e nos benefícios que recursos naturais podem prover para a humanidade (PRIMACK; RODRIGUES, 2006). As estratégias conservacionistas buscam propor ações para a manutenção da biodiversidade, e assim reduzir os efeitos causados pelas atividades humanas no meio ambiente (PRIMACK; RODRIGUES, 2006). A biologia da conservação é baseada em alguns princípios básicos, sendo o principal que toda espécie tem o direito de existir; são independentes e sua diminuição ou extinção pode resultar em consequências sobre as demais espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2006). Logo, os seres humanos vivem dentro das mesmas limitações que as demais espécies, possuem a responsabilidade de proteger o planeta, utilizando seus recursos de modo sustentável e mantendo o respeito pela diversidade, sendo esta necessária para a origem da vida (PRIMACK; RODRIGUES, 2006).

O conceito da conservação da natureza através de áreas focadas para a preservação foi moldado desde a antiguidade, sendo este o principal método para a salvaguarda da

biodiversidade, pois tem como enfoque a manutenção dos estoques de recursos naturais, da biodiversidade e da cultura de comunidades locais (BENSUSAN, 2006; UNEP-WCMC, 2016). Nas últimas duas décadas, houve um aumento exponencial na quantidade e na extensão de áreas protegidas estabelecidas mundialmente, com aproximadamente 162.000 áreas de proteção legal espalhadas pelo globo terrestre, compreendendo 28,4 milhões de km<sup>2</sup> de extensão, e aproximadamente 5,6% da superfície terrestre (WATSON et al., 2014). No Brasil, as áreas naturais protegidas são denominadas Unidades de Conservação, e são amparadas legalmente pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000).

Com suas origens em 1970 e sendo oficialmente publicado em 1979, o SNUC foi idealizado pelo até então Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), e com o apoio da organização não governamental (ONG) Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, criou-se o Plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil (PÁDUA, 2011). Uma segunda etapa do plano também elaborada pelo IBDF foi sancionada em 1982, sendo assim publicada com nome e siglas atuais (PÁDUA, 2011). Após extensas discussões, tanto no Legislativo como no Executivo, o projeto foi finalmente publicado na forma da Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000).

Por ser um modelo inovador para a conservação da natureza, o SNUC possibilita através de normas e procedimentos oficiais que a esfera governamental federal, estadual e municipal possam produzir, implementar e coordenar as unidades de conservação do país, sendo incluídas também as áreas de preservação provenientes da iniciativa privada (SOUSA et al., 2011).

O SNUC, mediante o artigo 27, prevê a necessidade da disposição de um Plano de Manejo para todas as categorias de unidades de conservação (BRASIL, 2000). De acordo com o artigo 2º, inciso XVII, da Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000), define-se que o Plano de Manejo é um *“documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”*, atuando na organização territorial. Tem como objetivo geral organizar, de forma vinculada, as decisões dos agentes públicos e privados quanto a planos, programas, projetos e atividades que, direta ou indiretamente, utilizem recursos naturais, assegurando a plena manutenção do capital e dos serviços ambientais dos ecossistemas, e ainda a sustentabilidade ecológica, econômica e social, com vistas a compatibilizar o crescimento econômico e a proteção dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

### 3.2 Mamíferos do Pantanal

O Pantanal é conhecido mundialmente por sua vida selvagem, sua composição de diferentes gradientes de habitats, oferta de alimento e nichos ecológicos que sustentam uma alta diversidade de espécies de mamíferos (ALHO et al., 2011). O ciclo hidrológico natural, que alterna períodos de seca e períodos de cheia, suporta a fauna diversa (ALHO, 2008). Atualmente, o Pantanal abriga 174 espécies de mamíferos em sua totalidade (ALHO et al., 2011), sendo o ecossistema brasileiro que possui o maior número de espécies de mamíferos por quilômetro quadrado (TOMAS et al., 2010). Não há espécies de mamíferos endêmicas no Pantanal, com sua distribuição de espécies tendendo a seguir a de biomas adjacentes (RODRIGUES et al., 2005).

Apesar da alta diversidade, o pantanal é classificado como a segunda menor diversidade entre os biomas brasileiros (PAGLIA et al. 2012). Entre as ordens de mamíferos presentes no Pantanal, as mais diversas são Chiroptera, com 60 espécies, e rodentia com 25 espécies (PAGLIA et al. 2012). O Pantanal também abriga espécies de distribuição restrita no Brasil, como por exemplo *Plecturocebus pallescens* (Guigó), *Tolypeutes matacus* (Tatu-bola) e *Sapajus cay* (Macaco-prego) (VIANA et al. 2019). Possui também um importante papel para as populações de *Pteronura brasiliensis* (Ariranha) e *Panthera onca* (Onça pintada), atuando como santuário para a preservação e recuperação das populações remanescentes (CAVALCANTI; GESE, 2010; PIMENTA et al. 2018).

Os mamíferos possuem uma grande variedade de funções nos ecossistemas no qual estão presentes, influenciando nas dinâmicas ecológicas, favorecendo a heterogeneidade das florestas e atuando na regeneração de áreas degradadas (HARRISON et al., 2013). Sua atuação se dá através da dispersão de sementes (TALAMONI et al., 2008), polinização de flores (ALBUQUERQUE, 2001), regulação da dinâmica de população de plantas através da herbivoria (BECK et al., 2013) e controle de populações de pequenos invertebrados e de vertebrados através da predação (MEDINA et al., 2009; STONER et al., 2007). Além disso, os mamíferos podem ser considerados espécies bioindicadoras, considerando as suas preferências de habitat (MORRISON et al., 2007).

### 3.3 Levantamentos de mastofauna

Embora elementares, os levantamentos de mastofauna são essenciais para a obtenção dos dados primários, planejamento e delineamento de estratégias para a conservação (TOBLER et al., 2008; SANTOS et al., 2016). As técnicas para a obtenção dos dados que compõe um levantamento de mastofauna podem ser baseadas em detecção visual, como armadilhas de pegada e de pelos, investigação de vestígios (tocas, arranhões, fezes), busca ativa, visualização dos indivíduos em trilhas naturais e transectos, e a armadilhagem fotográfica (ALHO et al. 1987; SILVEIRA et al. 2003; TROLLE, 2003; LYRA-JORGE et al. 2008). Porém, individualmente estas podem não cumprir todas as necessidades para um número de detecções adequado, considerando que os mamíferos possuem comportamentos evasivos e grande habilidade sensorial (KARANTH et al., 2004). Estudos comparativos que utilizaram diferentes metodologias demonstraram que apesar do alto custo inicial, o método da armadilhagem fotográfica é o mais apropriado para o levantamento de mastofauna a longo prazo, em todos os diferentes contextos ambientais (SILVEIRA et al., 2003; LYRA-JORGE et al., 2008).

A utilização de armadilhas fotográficas, sendo esta uma das principais metodologias empregadas no monitoramento da mastofauna terrestre de médio e grande porte atualmente, contribui com uma parte substancial dos registros em diferentes estudos (TOBLER et al. 2008; LYRA-JORGE et al. 2008; PORFIRIO et al. 2014; ESTRELA et al. 2015; OLIVEIRA et al. 2019). Devido à natureza do método, o uso das armadilhas fotográficas permite uma coleta constante de dados, proporcionando acesso a áreas remotas, e assim podendo fornecer dados novos que permitirão ampliar o conhecimento sobre áreas anteriormente pouco exploradas (SILVEIRA et al., 2003; SWANN et al., 2011).

### 3.4 Armadilhagem fotográfica

Inventada no século XIX, a fotografia, e por sua vez a câmera fotográfica, permitiram o registro de diversos aspectos da vida humana e trouxeram um novo horizonte para diversas áreas da ciência (CHAPMAN, 1927; MARIEN, 2002). Com os avanços

tecnológicos, e por sua vez o aprimoramento da técnica, as câmeras fotográficas passaram por melhoras em seu design, ficando assim mais leves, menores, e com suas funções automatizadas, o que permitiu sua introdução as pesquisas relacionadas a conservação do meio ambiente (O'CONNEL et al., 2011).

As primeiras utilizações da fotografia no registro da vida selvagem foram baseadas no registro direto, com o fotógrafo efetuando o disparo da câmera fotográfica (GUGGISBERG, 1977). Com as melhorias no método que vieram ao final do século XIX, foram realizados os primeiros registros fotográficos de animais aonde o disparo do mecanismo era realizado pelo próprio indivíduo a ser fotografado, utilizando um disparo passivo através de linhas e pedais como gatilho (KUCERA; BARRETT, 2011). Outros métodos passivos de disparo foram elaborados por diversos pesquisadores. Dodge e Snyder (1960), por exemplo, utilizaram um mecanismo composto por um raio de luz em incidência direta em uma placa fotossensível, quando o feixe era interrompido pelo corpo do animal, era ativado um solenoide conectado ao gatilho da câmera. Cowardin e Ashe (1965) associaram a câmera fotográfica ao cronômetro de um relógio, fazendo com que o aparelho disparasse a cada 15 minutos. Savidge e Seibert (1988) descreveram um mecanismo composto por um transmissor infravermelho, com a câmera realizando o disparo assim que o feixe de luz fosse interrompido.

Ao final da década de 80, as armadilhas fotográficas automatizadas ganharam maior popularidade no mercado (TROLLIET et al., 2014). Os modelos mais antigos que utilizavam filme, forneciam imagens de melhor qualidade que as câmeras digitais, porém com o rápido avanço tecnológico, as câmeras digitais logo começaram a substituir as câmeras de filme em armadilhas fotográficas comerciais (SWANN et al., 2011). As principais vantagens dos modelos digitais são o tempo de operação, podendo funcionar por 30 dias contínuos, e a possibilidade de um maior número de captura de imagens, sendo essas facilmente armazenadas, baixadas, visualizadas e seletivamente selecionadas em um computador (SWANN et al., 2011).

Com uma vasta gama de opções, as armadilhas fotográficas modernas suprem diversas necessidades, como diferentes tipos de aplicações, condições de campo, e atingindo uma grande variedade de espécies (SWANN et al., 2011). A armadilhagem fotográfica se mostra um método rápido e satisfatório, presente e praticamente inseparável de estudos atuais de mastofauna terrestre de médio e grande porte (TOBLER et al., 2008; ROWCLIFFE e CARBONE, 2008; ROWCLIFFE, 2017).

A armadilhagem fotográfica se apresenta como método focado em mamíferos de médio e grande porte, com amplo uso nos estudos relacionados a conservação e ecologia

(TOBLER et al., 2008; ROWCLIFFE; CARBONE, 2008; FREY et al., 2017). Diferentes designs amostrais permitem um amplo uso da técnica, como estimativas de riqueza de espécies (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005; GATTI et al., 2017), abundância e densidade (TROLLE; KÉRY, 2003; SILVEIRA et al., 2010), modelagens de ocupação (NEGRÕES et al., 2010; FERREGUETTI et al., 2015), padrões de atividade e ecologia temporal (GÓMEZ et al., 2005; LEUCHTENBERGER et al., 2014; FOSTER et al., 2013), monitoramento de populações e análises de uso do habitat (SANTOS-FILHO; SILVA, 2002; CRUZ et al., 2015).



#### 4. REFERÊNCIAS

ABREU, E. F. et al. Lista de Mamíferos do Brasil. **Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz)**, 2020. Disponível em: <https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>.

ALBUQUERQUE, L. B. Polinização e dispersão de sementes em solanaceas neotropicais. 2001. 183p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP.

ALHO, C. J. R. et al. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: I-levantamento preliminar de espécies. **Rev. Bras. Zool**, p. 151-164, 1987.

ALHO, C. J. R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 957-966, 2008.

ALHO, C. J. R.; CAMARGO, G.; FISCHER, E. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 297-310, 2011.

BECK, H. et al. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 115-121, 2013.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. FGV Editora, 2006.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 2000.

BUTCHART, S. H. M. et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

CAVALCANTI, S. M. C.; GESE, E. M. Kill rates and predation patterns of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 91, n. 3, p. 722-736, 2010.

CHAPMAN, F. M. Who treads our trails. **National Geographic Magazine**, v. 52, p. 331-345, 1927.

COAD, L. et al. Progress towards the Convention on Biological Diversity's 2010 and 2012 targets for protected area coverage. **Parks: The International Journal for Protected Area Managers**, v. 17, p. 35-72, 2009.

COSTA, L. P. et al. Mammal conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 672-679, 2005.

COWARDIN, Lewis M.; ASHE, James E. An automatic camera device for measuring waterfowl use. **The Journal of Wildlife Management**, p. 636-640, 1965.

CRUZ, J.; SARMENTO, P.; WHITE, P. C. L. Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 854-865, 2015.

DI CERBO, A. R.; BIANCARDI, C. M. Monitoring small and arboreal mammals by camera traps: effectiveness and applications. **Acta Theriologica**, v. 58, n. 3, p. 279-283, 2013.

DODGE, W. E.; SNYDER, D. P. An automatic camera device for recording wildlife activity. **The Journal of Wildlife Management**, v. 24, n. 3, p. 340-342, 1960.

ESTRELA, D. C.; SOUZA D. C.; SOUZA, J. M. et al. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 11, p. 1, 2015.

FERREGUETTI, Á. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 6, p. 1245-1254, 2015.

FOSTER, V. C. et al. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian Biomes. **Biotropica**, v. 45, p. 373-379, 2013.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História**, Franca, v. 32, n. 2, p. 21-48, Dec. 2013.

FREY, S.; FISHER, J. T.; BURTON, C. et al. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: Challenges and opportunities. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 123-132, 2017.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A. Biologia da conservação: as bases científicas da proteção da biodiversidade. **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, p. 437, 2011.

GATTI, A.; FERREIRA, P. M.; CUNHA, C. J. et al. Medium and large-bodied mammals of the private reserve of natural heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2.

GÓMEZ, H., WALLACE, R. B., AYALA, G. et al. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 2, p. 91-95, 2005.

GUGGISBERG, C. A. W. **Early wildlife photographers**. Taplinger Publishing Company, 1977.

HARRISON, R. D. et al. Consequences of defaunation for a tropical tree community. **Ecology letters**, v. 16, n. 5, p. 687-694, 2013.

HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 2, p. 133-145, 2005.

KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D.; KUMAR, N. S. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. In: THOMPSON, W. L., editor. **Sampling rare or elusive species**. Island Press, Washington, DC, 2004. p. 229–247

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KUCERA, T. E.; BARRETT R. H. A history of camera trapping. In: O'CONNEL, A. F. **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011. p. 9-26.

LEUCHTENBERGER, C.; ZUCCO, C. A.; RIBAS, C. et al. Activity patterns of giant otters recorded by telemetry and camera traps. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 26, n. 1, p. 19-28, 2014.

LOURIVAL, R. et al. Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 297-310, 2011.

LYRA-JORGE, M. C. et al. Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 739, 2008.

MARIEN, M. W. Photography: a cultural perspective. Harry N. Abrams. **Inc., New York, NY**, 2002.

MATTAR, E. P. L. et al. Federal Conservation Units in Brazil: The Situation of Biomes and Regions. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018

MEDINA, C. E. et al. Dieta de *Conepatus chinga* (Carnívora: Mephitidae) em un bosque de *Polylepis* del departamento de Arequipa, Perú. **Revista peruana de Biología**, v. 16, n. 2, p. 183-186, 2009.

MORRISON, J. C. et al. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy**, v. 88, n. 6, p. 1363-1380, 2007.

MORRISON, M. L. Bird populations as indicators of environmental change. In: **Current ornithology**. Springer, Boston, MA, 1986. p. 429-451.

NEGRÕES, N.; SARMENTO, P.; CRUZ, J. et al. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. **The Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1195-1203, 2010.

O'CONNELL, A. F.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. (Ed.). **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Springer Science & Business Media, 2010.

OLIVEIRA, R. F.; DE MORAIS, A. R.; TERRIBILE, L. C. Medium-and large-sized mammals in forest remnants of the southern Cerrado: diversity and ecology. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, p. 29, 2019.

OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., TORTATO, M. A., GRAIPEL, M. E. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 5, p. 563-567, 2008.

PÁDUA, M. T. J. Do sistema nacional de unidades de conservação. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: MMA, p. 21-36, 2011.

PAGLIA, A. P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 1-82, 2012.

PERES, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 240-253, 2000.

PERES, C. A. Why we need megareserves in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 728-733, 2005.

PIMENTA, N. C.; ANTUNES, A. P.; BARNETT, A. A. et al. Differential resilience of Amazonian otters along the Rio Negro in the aftermath of the 20th century international fur trade. *PloS one*, v. 13, n. 3, p. e0193984, 2018

PORFIRIO, G. et al. Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. **CheckList**, v. 10, n. 3, p. 473-482, 2014.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. Biologia da conservação. In: **Biologia da conservação**. 2006.

ROCHA, E. C. et al. Medium and large mammals in a Cerrado fragment in Southeast Goiás, Brazil: inventory and immediate effects of habitat reduction on species richness and composition. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, 2019.

RODRIGUES, F. H. G. et al. Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. **Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)**, 2005.

ROVERO, F.; MARSHALL, A. R. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. **Journal of applied Ecology**, v. 46, n. 5, p. 1011-1017, 2009.

ROWCLIFFE, J. M. Key frontiers in camera trapping research. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 107-108, 2017.

ROWCLIFFE, J. M.; CARBONE, C. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 185-186, 2008.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SANTOS, K.; PACHECO, G.; PASSAMANI, M. Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 12, p. 1, 2016.

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, M. N. F. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 4, n. 1, 2002.

SAVIDGE, J. A. An infrared trigger and camera to identify predators at artificial nests. **J Wildl Manage**, v. 52, p. 291-294, 1988.

SILVEIRA, L.; JACOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological conservation**, v. 114, n. 3, p. 351-355, 2003.

SILVEIRA, L. F. et al. What use do fauna inventories serve. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SOUSA, N. O. M. et al. Dez anos de história: avanços e desafios do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília, DF, MMA, p. 9-19, 2011.

SRBEK-ARAÚJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121-125, 2005.

STONER, K. E. et al. The role of mammals in creating and modifying seed shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 316-327, 2007.

SWANN, D. E.; KAWANISHI, K.; PALMER, J. Evaluating types and features of camera traps in ecological studies: a guide for researchers. In: O'CONNEL, A. F. **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011. p. 27-43.

TALAMONI, S. A. et al. Diet of some species of Neotropical small mammals. **Mammalian Biology**, v. 73, n. 5, p. 337-341, 2008.

TOBLER, M. W. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large and medium sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169-178, 2008.

TOMAS, W. M. et al. Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. **The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland (WJ Junk, CJ Da Silva, C. Nunes da Cunha & KM Wantzen, ed.)**. Sofia-Moscow, Pensoft Publishers, p. 563-595, 2010.

TROLLE, M. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 4, p. 823-836, 2003.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. **Journal of mammalogy**, v. 84, n. 2, p. 607-614, 2003.

TROLLIET, F.; HUYNEN, M.; VERMEULEN, C. et al. Use of camera traps for wildlife studies: a review. **Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement**, v. 18, n. 3, p. 446-454, 2014.

UNEP-WCMC, I. U. C. N. Protected planet report 2016. **UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge UK and Gland, Switzerland**, p. 78-95, 2016.

VIANA, D. F. P. et al. Monitoramento da mastofauna da rede de proteção e conservação da Serra do Amolar, Pantanal, MS. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 71., 2019, Campo Grande, MS.

WATSON, J. E. M. et al. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67, 2014.

WILSON, E. O. **Diversidade da vida**. Editora Companhia das Letras, 2012.



## 5. PRIMEIRO CAPÍTULO

### A ARMADILHA FOTOGRÁFICA COMO MÉTODO PARA O LEVANTAMENTO DA MASTOFAUNA TERRESTRE BRASILEIRA

William Oliveira de Assis<sup>1</sup>

Filipe Martins Santos<sup>1</sup>

Heitor Miraglia Herrera<sup>1</sup>

Grasiela Edith Oliveira Porfírio<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária. Universidade Católica Dom Bosco. Av. Tamandaré, 6000. Cep 79117-900. Campo Grande, MS

<sup>2</sup> Pós-graduação em Recursos Naturais. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Av. Costa e Silva, s/n. Cep 79070-900. Campo Grande, MS

#### Resumo

Armadilhas fotográficas possibilitam soluções para questionamentos diversos levantados no estudo da vida selvagem. Portanto, objetivou-se realizar uma revisão da literatura científica referente a utilização da armadilhagem fotográfica em estudos de levantamento de mamíferos no Brasil. Foram realizadas buscas em fevereiro de 2020 por artigos científicos em bancos de dados *online*, utilizando todas as combinações possíveis das palavras-chave, em inglês e português: Mamíferos, levantamento, inventário, composição, riqueza, armadilha fotográfica e Brasil. Foi realizada a leitura dos artigos obtidos e os dados foram organizados em uma planilha Excel. Através de uma Análise de caminhos (Path Analysis) foi determinada a influência das variáveis (i) esforço amostral e (ii) utilização de isca na riqueza de mamíferos silvestres detectados nos biomas Mata Atlântica, Amazônia e Cerrado. Foram encontrados 86 artigos publicados entre 2003 e 2019. A frequência de publicações demonstrou uma tendência ao aumento das publicações a partir de 2012. Os anos com a maior quantidade de publicações foram 2017 e 2018, com 11 artigos publicados cada. O bioma com o maior número de estudos publicados foi a Mata Atlântica, com 43 levantamentos. Entre os 86 estudos analisados, 63 (73,25%) não utilizaram iscas para atrair os animais, enquanto 23 (26,75%) as utilizaram. A Análise de Caminhos demonstrou que a variável esforço amostral exerceu influência direta positiva na riqueza de espécies de mamíferos detectadas na Mata Atlântica, Amazônia e Cerrado, enquanto a variável

utilização de isca não demonstrou exercer influência na riqueza de mastofauna detectada. Por ser uma técnica amostral não-invasiva, a utilização de armadilha fotográfica é ideal para a detecção de mamíferos solitários, com baixas densidades ou que ocupam grandes territórios. Portanto, o cenário brasileiro para os levantamentos de fauna através da utilização deste método se apresenta promissor, visto o crescimento no número de publicações observado na última década.

**Palavras-chave:** Camera-trap, Diversidade, Ecologia, Mamíferos, Riqueza.

## **Introdução**

Inventada e refinada no século XIX, a fotografia, e por sua vez as câmeras fotográficas, permitiram um maior entendimento entre diversos temas (CHAPMAN, 1927). A capacidade de se registrar qualquer aspecto da vida humana trouxe novos horizontes para áreas da ciência, como astronomia e medicina (MARIEN, 2002). Com avanços tecnológicos da engenharia eletrônica, câmeras fotográficas passaram por modificações de design, ficando menores, leves e com automatização de suas funções, o que permitiu que pesquisas relacionadas a conservação do meio ambiente logo introduzissem sua utilização como técnica amostral não invasiva (O'CONNEL et al., 2011).

Os primeiros usos da fotografia na observação da vida selvagem se baseavam no registro direto, com o fotógrafo realizando o disparo ativo da câmera (GUGGISBERG, 1977). No final do século XIX, após desenvolvimentos tecnológicos ao mecanismo de ativação das câmeras e com sistemas de ativação de disparo passivo através de linhas e pedais como gatilho, foram possíveis os primeiros registros fotográficos de animais disparados pelo próprio indivíduo observado (KUCERA; BARRETT, 2011). As atualizações realizadas nos mecanismos das câmeras e em seus componentes ao decorrer do século XX foram gradativamente refinando o método. Dodge e Snyder (1960) utilizaram um mecanismo composto por um raio de luz alimentado por baterias de carro que, quando interrompidos pelo corpo do animal, ativavam um solenoide conectado ao gatilho do equipamento. Cowardin e Ashe (1965) descreveram um mecanismo baseado em um cronômetro de relógio, que disparava a câmera a cada 15 minutos, enquanto Savidge e Seibert (1988) utilizaram de um mecanismo composto por uma câmera fotográfica conectada a um transmissor infravermelho, ativando a câmera assim que o feixe de luz fosse interrompido.

Armadilhas fotográficas automatizadas, assim como os modelos atualmente conhecidos, ganharam popularidade no mercado ao final da década de 80 (TROLLIET et al., 2014). O equipamento fotográfico moderno apresenta ao pesquisador uma diversa gama de opções comerciais,

concebidas para suprir necessidades referentes a suas diferentes aplicações, condições de campo e atingindo uma grande variedade de espécies (SWANN et al., 2011). O uso de armadilhas fotográficas possibilita soluções para questionamentos diversos levantados na observação da vida selvagem, como riqueza de espécies (SRBEK; CHIARELLO, 2005; GATTI et al., 2017; TEDESCO et al., 2018), estimativas de abundância e densidade (TROLLE; KÉRY, 2003; KASPER et al., 2007; SILVEIRA et al., 2009), ocupação (NEGRÕES et al., 2010; FERREGUETTI et al., 2015), padrões de atividade e ecologia temporal (GÓMEZ et al., 2005; LEUCHTENBERGER et al., 2014; FOSTER et al., 2013; FREY et al. 2017), monitoramento de populações e análises de uso do habitat (SANTOS-FILHO; SILVA, 2002; CRUZ et al., 2015; RAMPIM et al., 2020). Ainda, permite documentar espécies raras, delinear sua distribuição e monitorar seu comportamento (KUCERA; BARRETT, 2011). Atualmente são ferramentas amplamente utilizadas no desenvolvimento de estudos relacionados à conservação e ecologia (TOBLER et al., 2008; ROWCLIFFE; CARBONE, 2008; FREY et al., 2017). Com a redução do custo para sua utilização, o método se popularizou a partir do século XXI, considerando o grande aumento do número de estudos relacionados ao uso de armadilhas fotográficas (ROWCLIFFE; CARBONE, 2008).

Para levantamentos de fauna, técnicas baseadas em detecção visual podem não cumprir as necessidades de detecção de espécies raras, crípticas, ou ainda de obtenção de números adequados de detecções, uma vez que mamíferos em geral, possuem boa capacidade sensorial e comportamentos evasivos (KARANTH et al., 2004). As armadilhas fotográficas, por permitirem o acesso a áreas remotas e a coleta constante de dados, proporcionam a oportunidade de aumento da chance de detecção de espécies raras e com hábitos esquivos, bem como de adquirir grandes quantidades de dados, ampliando o conhecimento sobre lugares aonde antes se possuía pouca informação disponível (SILVEIRA et al., 2003; SWANN et al., 2011).

No Brasil, os primeiros estudos com uso da armadilhagem fotográfica foram publicados no começo do século XXI, utilizando de câmeras analógicas de filme (SILVEIRA et al., 2003; TROLLE; KÉRY, 2003). Porém, com o avanço tecnológico das câmeras digitais e consequentemente diminuição de seu custo, as armadilhas fotográficas digitais logo dominaram o cenário da pesquisa brasileira em relação aos levantamentos de mastofauna, o que se observa até os dias atuais (ROWCLIFFE; CARBONE, 2008; LÁZARI et al., 2013; CARVALHO et al., 2014; ROCHA et al., 2019). Os estudos que avaliam a produção científica sobre temas específicos são de grande importância, pois permitem um melhor entendimento do cenário das atividades realizadas no desenvolvimento da pesquisa (BITTENCOURT; PAULA, 2012). Portanto, objetivou-se realizar uma análise cienciométrica da literatura científica referente a utilização de armadilhagem fotográfica com o intuito de avaliar o uso da técnica em estudos de levantamento de mamíferos no Brasil.

## Metodologia

A revisão foi realizada através da busca por artigos científicos publicados a partir do ano 2000, nos seguintes bancos de dados online: Directory of Open Access Journals, JSTOR, Scielo, Portal de Periódicos - CAPES e Google Acadêmico. Foram realizadas buscas em fevereiro de 2020, e, portanto, até esse período, utilizando todas as combinações possíveis entre as seguintes palavras-chave, separadas pelo operador booleano “AND”: Mammals, survey, inventory, composition, richness, camera-trap e Brazil. Foram considerados todos os artigos referentes a estudos realizados no Brasil, que possuíam informações sobre o levantamento de mastofauna com utilização de armadilhagem fotográfica. Teses, dissertações e resumos em encontros científicos não foram considerados nas análises.

Foi realizada a leitura dos artigos encontrados objetivando a busca das seguintes informações: (a) Ano de publicação, (b) bioma, (c) esforço amostral (câmeras-dia), (d) utilização de isca, e (e) riqueza de mamíferos silvestres encontrada. Os dados foram organizados em uma planilha Excel. Os mesmos foram analisados em relação ao número de estudos que utilizaram armadilhagem fotográfica em levantamentos de mastofauna no Brasil a partir de suas frequências anuais e por bioma.

Através de uma análise de caminho (Path analysis) (SANTOS et al., 2018) foi avaliada a influência das variáveis (i) esforço amostral (armadilhas/dia) e (ii) utilização de isca na riqueza de mamíferos silvestres nos biomas brasileiros com produções expressivas. Para a análise cada Área de Estudo dos presentes artigos foi considerada como uma amostra independente. Foram consideradas as variáveis bioma, esforço amostral, utilização de isca e riqueza de mastofauna silvestre encontrada. As Áreas de Estudo que não apresentaram todas as informações destacadas acima foram desconsideradas. O nível crítico de significância adotado foi  $p < 0,05$ . Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2015).

## Resultados

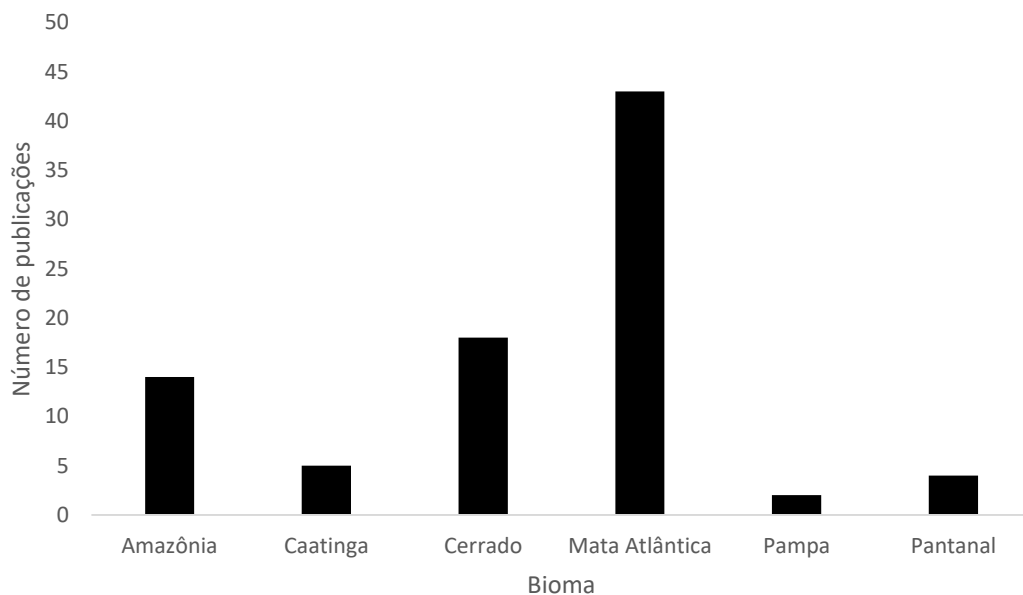
Foram encontrados nos bancos de dados online 86 artigos publicados de janeiro de 2003 a dezembro de 2019 que utilizaram a armadilhagem fotográfica como método para o registro da riqueza da mastofauna no Brasil. A frequência de publicações por ano mostra um pico em 2008 e uma tendência de aumento das publicações a partir de 2012. Os anos com a maior quantidade de publicações foram 2017 e 2018, com 11 artigos publicados cada, seguido por 2016 com dez publicações (Figura 1).



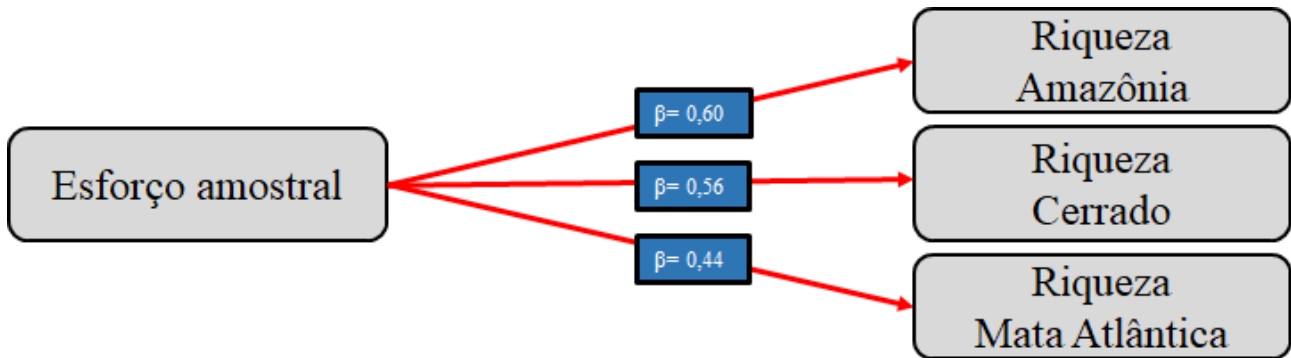
**Figura 1** – Frequência anual de publicações relacionadas a utilização de armadilhagem fotográfica como método para o registro da riqueza de mamíferos no Brasil.

O bioma com o maior número de artigos publicados foi a Mata Atlântica, com 43 levantamentos, seguido do Cerrado com 18 e Amazônia com 14 artigos (Figura 2). Entre os 86 estudos analisados, 63 (73,25%) não utilizaram iscas para atrair os animais, enquanto 23 (26,75%) as utilizaram.

Dos 86 artigos encontrados, um total de 100 Áreas de Estudo foram analisadas, 58% sendo realizadas em Unidades de Conservação, e 42% em áreas privadas. A análise de caminhos demonstrou que a variável esforço amostral exerceu influência direta positiva na riqueza de espécies de mamíferos detectadas na Mata Atlântica ( $\beta$  coeficiente = 0,44,  $p < 0,05$ ), Amazônia ( $\beta$  coeficiente = 0,60,  $p < 0,05$ ) e no Cerrado ( $\beta$  coeficiente = 0,56,  $p < 0,05$ ) (Figura 3), enquanto a variável para utilização de isca não demonstrou exercer influência na riqueza de mastofauna detectada nos três biomas analisados.



**Figura 2** – Frequência por bioma de publicações relacionadas a utilização de armadilha fotográfica como método para o registro da riqueza de mamíferos no Brasil.



**Figura 3** – Influência positiva da variável Esforço amostral em relação a Riqueza dos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica demonstrada através da análise de caminhos.

### Discussão

Os estudos relacionados ao uso da armadilha fotográfica para o levantamento de fauna se popularizaram nas últimas décadas (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2013). A diminuição do custo para utilização do método, somados a necessidade de se registrar espécies que ocorrem em baixas densidades ou que apresentam hábitos crípticos foram peças chave neste processo (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2005). No presente estudo notamos uma tendência ao crescimento na quantidade de artigos publicados entre 2003 e 2019. Um crescimento semelhante foi apontado por Rowcliffe e Carbone (2008), que concluíram que o uso do método apresentava grande potencial para o futuro, devido ao crescimento nos estudos relacionados entre 1994 e 2008.

A Mata Atlântica sofre grande impacto devido à fragmentação de habitat e a massiva presença humana (RIBEIRO et al., 2009). É o bioma mais ameaçado do Brasil, possuindo um total de 76 UCs em seu território, que compreendem aproximadamente três milhões de hectares de extensão (MATTAR et al. 2008). Paralelamente, a observação e o monitoramento constante das espécies presentes dentro deste cenário são de suma importância para a conservação, pois estudos apontam que a riqueza de espécies é diretamente afetada em pequenos fragmentos (ABREU-JUNIOR; KÖHLER, 2009; BROCARD; CÂNDIDO-JUNIOR, 2012). Considerando que fatores como pressão de caça e a fragmentação de habitat são as maiores ameaças aos mamíferos brasileiros (COSTA et al., 2005) e que a proteção de espécies ameaçadas e seus ecossistemas é fundamental para a proteção da biodiversidade (GELDMANN et al., 2013), a quantidade de publicações para a Mata Atlântica no presente estudo se faz condizente.

Por outro lado, observa-se um baixo número de estudos utilizando a técnica nos biomas Caatinga e Pampa. Cobrindo a maioria do semiárido brasileiro, a Caatinga ocupa uma área de aproximadamente 750.000 km<sup>2</sup>, com 30% a 52% do território já modificado pela atividade humana, posicionando-se no terceiro lugar do ranking brasileiro de degradação de bioma (LEAL et al., 2005).

Abriga 153 espécies de mamíferos, sendo 10 destas exclusivas para a Caatinga (PAGLIA et al., 2012). Em relação ao Pampa, sua área cobre aproximadamente 176.000 km<sup>2</sup> do território brasileiro (COLLARES, 2006), sendo habitat para 83 espécies de mamíferos, 12 destas endêmicas ao bioma (PAGLIA et al., 2012). Ao contrário de outros biomas, a produção de gado está intimamente relacionada com a conservação sustentável do Pampa, considerando seu ecossistema composto de pastagens naturais (NABINGER et al., 2009). Portanto, maiores conhecimentos sobre as particularidades destes biomas são fundamentais para que estratégias de conservação com relação às espécies de mamíferos sejam apropriadamente formuladas.

Levantamentos de fauna são essenciais para a compreensão do *status* de conservação de uma determinada região (JENKINS et al., 2015). A utilização de iscas neste processo está intimamente relacionada à coleta de dados, visto que sua utilização se dá com o objetivo de atrair animais para os pontos amostrais e assim ampliar o sucesso de captura (ESTRELA et al., 2015; MARTINS et al., 2016; CALAÇA et al., 2018a). O conhecimento envolvido e a decisão a ser tomada em relação a sua utilização em levantamentos de fauna se faz crucial, considerando que o uso de diferentes metodologias são uma das melhores ferramentas para que se maximize a variedade dos dados coletados (CALAÇA et al., 2018b; SILVEIRA et al., 2003) e que o tipo de isca a ser escolhido pode afetar a composição de espécies a serem registradas (WOODMAN et al., 1996).

Tendo em vista a raridade de algumas espécies de mamíferos, e da natural dificuldade na obtenção de registros, entende-se que o esforço amostral empregado é fundamental para o monitoramento da composição de espécies e de sua diversidade em uma determinada área (TOBLER et al., 2008). É a análise do esforço amostral empregado, considerado pela curva de acumulação de espécies, que permite avaliar a suficiência amostral e por conseguinte o sucesso em estimar a diversidade de um grupo alvo em questão (SILVEIRA et al., 2003; SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005). No presente estudo essa íntima relação fica evidenciada através da análise de caminhos, aonde foi possível observar a influência positiva direta que o esforço amostral exerceu na riqueza de mamíferos encontrada para a Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica.

O uso de armadilhas fotográficas tem se mostrado muito eficiente para a detecção de mastofauna, principalmente em relação aos mamíferos terrestres de médio e grande porte (TOBLER et al., 2008). O potencial da técnica para outros grupos é evidenciado por meio de estudos recentes, que exploraram seu uso em pequenos mamíferos e primatas (OLIVEIRA-SANTOS et al., 2008; OLSON et al., 2012; GLEN et al., 2013). Por ser uma técnica amostral não-invasiva (O'CONNEL et al., 2011), sua utilização é ideal para a detecção de mamíferos solitários, com baixas densidades ou que ocupam grandes territórios, características comuns às espécies que habitam áreas neotropicais (CARBONE et al., 2001). Portanto, o cenário brasileiro para os levantamentos de fauna por meio da utilização de armadilhagem fotográfica se apresenta bastante consolidado, em especial para as

espécies de médio e grande porte, visto o crescimento no número de publicações observado na última década. No entanto, adaptações na amostragem demonstram o potencial do uso da técnica para outros grupos da mastofauna. Concluindo assim que sua utilização supre as necessidades para o preenchimento das lacunas referentes aos estudos ecológicos e a conservação da biodiversidade brasileira.

### Referências

ABREU JÚNIOR, E. F.; KÖHLER, A. Mastofauna de médio e grande porte na RPPN da UNISC, RS, Brasil. **Biota neotropica**, v. 9, n. 4, p. 169-174, 2009.

BITTENCOURT, L. A. F.; PAULA, A. Análise cienciométrica de produção científica em unidades de conservação federais do Brasil. **Enciclopédia biosfera**, v. 8, n. 14, p. 2044-2054, 2012.

BROCARD, C. R.; CANDIDO JUNIOR, J. F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, p. 301-310, 2012.

CALAÇA, A.; FARIA, M. B.; SILVA, D. A. et al. Mammals of the Saracá-Taquera National Forest, northwestern Pará, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 4, 2018a.

CALAÇA, A.; FACHI, M.; SILVA, D. A. et al. Mammals recorded in isolated remnants of Atlantic Forest in southern Goiás, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 1, 2018b.

CARVALHO, I. D.; OLIVEIRA, R.; PIRES, A. S. Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, 2014.

CHAPMAN, F. M. Who treads our trails. **National Geographic Magazine**, v. 52, p. 331-345, 1927.

COSTA, L.P., LEITE, Y.R.L., MENDES, S.L. et al. Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**. v. 1, n. 1, p. 103-112, 2005.

COWARDIN, Lewis M.; ASHE, James E. An automatic camera device for measuring waterfowl use. **The Journal of Wildlife Management**, p. 636-640, 1965.



CRUZ, J.; SARMENTO, P.; WHITE, P. C. L. Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 854-865, 2015.

DODGE, W. E.; SNYDER, D. P. An automatic camera device for recording wildlife activity. **The Journal of Wildlife Management**, v. 24, n. 3, p. 340-342, 1960.

ESTRELA, D. C.; SOUZA D. C.; SOUZA, J. M. et al. Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 11, p. 1, 2015.

FERREGUETTI, Á. C.; TOMÁS, W. M.; BERGALLO, H. G. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 6, p. 1245-1254, 2015.

FOSTER, V. C.; SARMENTO, P.; SOLLMANN, R. et al. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 373-379, 2013.

FREY, S.; FISHER, J. T.; BURTON, C. et al. Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data: Challenges and opportunities. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 123-132, 2017.

GATTI, A.; FERREIRA, P. M.; CUNHA, C. J. et al. Medium and large-bodied mammals of the private reserve of natural heritage Recanto das Antas, in Espírito Santo, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2.

GELDMANN, J.; BARNES, M.; COAD, L. et al. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, v. 161, p. 230-238, 2013.

GLEN, A. S.; COCKBURN, S.; NICHOLS, M. et al. Optimising camera traps for monitoring small mammals. **PloSone**, v. 8, n. 6, p. e67940, 2013.

GÓMEZ, H., WALLACE, R. B., AYALA, G. et al. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 2, p. 91-95, 2005.

GUGGISBERG, C. A. W. **Early wildlife photographers**. Taplinger Publishing Company, 1977.

- JENKINS, C. N.; ALVES, M. A. S.; UEZU, A. et al. Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. **PloSone**, v. 10, n. 12, p. e0145064, 2015.
- KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D.; KUMAR, N. S. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. In: THOMPSON, W. L., editor. **Sampling rare or elusive species**. Island Press, Washington, DC, 2004. p. 229–247
- KASPER, C. B. et al. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, 2007.
- KUCERA, T. E.; BARRETT R. H. A history of camera trapping. In: O'CONNEL, A. F. **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011. p. 9-26.
- LÁZARI, P. R. et al. Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 2, p. 70-75, 2013.
- LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.
- LEUCHTENBERGER, C.; ZUCCO, C. A.; RIBAS, C. et al. Activity patterns of giant otters recorded by telemetry and camera traps. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 26, n. 1, p. 19-28, 2014.
- MARIEN, M. W. Photography: a cultural perspective. Harry N. Abrams. **Inc., New York, NY**, 2002.
- MARTINS, T. O.; BUNHUOLO, S. P., ORTENCIO-FILHO, H. et al. Large and medium-sized mammals in the urban park Cinturão Verde, Cianorte, northwestern Paraná. **CheckList**, v. 12, n. 2, p. 1851, 2016.
- MATTAR, E. P. L. et al. Federal Conservation Units in Brazil: The Situation of Biomes and Regions. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018

NABINGER, C.; FERREIRA, E. T.; FREITAS, A. K. et al. Produção Animal com base no campo nativo: aplicação de resultados de pesquisa. In: PILLAR, V. P. (Ed.), **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, pp. 175–198, 2009.

NEGRÕES, N.; SARMENTO, P.; CRUZ, J. et al. Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. **The Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1195-1203, 2010.

O'CONNELL, A. F.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. (Ed.). **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Springer Science & Business Media, 2010.

OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., TORTATO, M. A., GRAIPEL, M. E. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 5, p. 563-567, 2008.

OLSON, E. R.; MARSH, R. A.; BOVARD, B. N. et al. Arboreal camera trapping for the Critically Endangered greater bamboo lemur *Prolemur simus*. **Oryx**, v. 46, n. 4, p. 593-597, 2012.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 1-82, 2012.

RAMPIM, L. E.; SARTORELLO, L. R.; FRAGOSO, C. E. et al. Antagonistic interactions between predator and prey: mobbing of jaguars (*Panthera onca*) by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). **acta ethologica**, p. 1-4, 2020.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA, E. C. et al. Medium and large mammals in a Cerrado fragment in Southeast Goiás, Brazil: inventory and immediate effects of habitat reduction on species richness and composition. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, 2019.

ROVERO, F.; MARSHALL, A. R. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 5, p. 1011-1017, 2009.

ROWCLIFFE, J. M.; CARBONE, C. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 185-186, 2008.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. et al. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 276-286, 2011.

SANTOS, F. M.; MACEDO, G. C.; BARRETO, W. T. G. et al. Outcomes of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* infections on health of Southern coati (*Nasua nasua*), crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), and ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Brazilian Pantanal. **PloSone**, v. 13, n. 8, p. e0201357, 2018.

SANTOS-FILHO, M.; SILVA, M. N. F. Uso de habitats por mamíferos em área de Cerrado do Brasil Central: um estudo com armadilhas fotográficas. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 4, n. 1, 2002.

SAVIDGE, J. A. An infrared trigger and camera to identify predators at artificial nests. **J Wildl Manage**, v. 52, p. 291-294, 1988.

SILVEIRA, L.; JACOMO, A. T. A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological conservation**, v. 114, n. 3, p. 351-355, 2003.

SILVEIRA, L.; FURTATO, M. M.; TÔRRES, N. M. et al. Maned wolf density in a central Brazilian grassland reserve. **The Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 1, p. 68-71, 2009.

SOBERÓN, J.; LLORENTE, J. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. **Conservation biology**, v. 7, n. 3, p. 480-488, 1993.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 1, p. 121-125, 2005.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51-62, 2013.

SWANN, D. E.; KAWANISHI, K.; PALMER, J. Evaluating types and features of camera traps in ecological studies: a guide for researchers. In: O'CONNEL, A. F. **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011. p. 27-43.

TEDESCO, C. D.; DA SILVA, D. M.; ZANELLA, N.. Medium-sized mammals in peri-urban environments in southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 40, p. 1-9, 2018.

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; PITMAN, R. L. et al. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v. 11, n. 3, p. 169-178, 2008.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. **Journal of mammalogy**, v. 84, n. 2, p. 607-614, 2003.

TROLLIET, F.; HUYNEN, M.; VERMEULEN, C. et al. Use of camera traps for wildlife studies: a review. **Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement**, v. 18, n. 3, p. 446-454, 2014.

WOODMAN, N.; TIMM, R. M.; SLADE, N. A. et al. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in Neotropical lowlands. **Journal of Mammalogy**, v. 77, n. 1, p. 274-281, 1996.

## 6. SEGUNDO CAPÍTULO

### **Medium and large size mammals at the Urucum Massif, Mato Grosso do Sul, Brazil: species richness, relative abundance and activity patterns revealed by camera trapping**

William Oliveira de Assis<sup>1</sup>, Filipe Martins Santos<sup>1</sup>, Leonardo França do Nascimento<sup>2</sup>, Wanessa Teixeira Gomes Barreto<sup>3</sup>, Wesley Arruda Gimenes Nantes<sup>1</sup>, Carlos Fonseca<sup>4</sup>, Amadeu Soares<sup>4</sup>, Heitor Miraglia Herrera<sup>1,3</sup>, Grasiela Edith de Oliveira Porfirio<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Universidade Católica Dom Bosco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Avenida Tamandaré, 6000, CEP 79117-010, Campo Grande, MS, Brazil

<sup>2</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Pós-Graduação em Biologia Animal, Avenida Costa e Silva, s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brazil

<sup>3</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Avenida Costa e Silva, s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brazil

<sup>4</sup> Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia, 3810-193, Aveiro, Portugal

<sup>5</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Pós-Graduação em Recursos Naturais, Avenida Costa e Silva, s/n, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brazil

## Abstract

Species inventories are a basic approach in biodiversity studies and are elementary for designing strategies for conservation. The Urucum Massif is recognized as a region of flora and fauna endemism, and it is one of the few mountain ranges found in the western edge of the Brazilian Pantanal. Despite the lack knowledge regarding mammalian species occurrence, several mining companies established in this region has been rapidly changing the landscape. Therefore, the aim of the study was to carry out a medium to large size mammals' inventory in the Urucum Massif, to estimate their relative abundance and activity patterns using data provided by camera trapping surveys. Three camera-trapping surveys were carried from October 2014 up to July 2016, totalizing 2,403 camera-days with 27 camera traps used. The relative abundance of mammals was assessed by capture rates of camera trapping surveys through the Relative Abundance Index, and activity patterns were estimated using kernel density estimates function. Result of the study showed that 25 species of medium to large size mammals (n= 1,009 independent records) were recorded, which is 80% of species previously reported in the region just using camera trapping data. Based on camera trapping, the highest relative abundance indexes (RAIs) were observed for *Pecari tajacu*, *Dasyprocta azarae* and *Dasypus novemcinctus*, while the lowest RAIs were observed for the species that had one record, such as *Coendou prehensilis* and *Herpailurus yagouaroundi*. Overall, *D. azarae*, *Nasua nasua*, and *Euphractus sexcinctus* were diurnal, while *Tamandua tetradactyla*, *D. novemcinctus*, *Tapirus terrestris* and *Sylvilagus brasiliensis* were nocturnal, and *P. tajacu* and *Cerdocyon thous* were associated to the crepuscular period. Of the total recorded species, 28% (n=7) are threatened nationally, and 12% (n=3) globally. Due to the scarcity of protected areas in the Urucum Massif, we recommend long term mammalian monitoring, besides ecological studies, to support conservation measures for this group in the region.

**Keywords:** conservation, inventory, mammalia, Pantanal

## Introduction

Species inventories comprise a basic approach in biodiversity studies and are elementary for insights, planning, and designing strategies for conservation (Tobler et al., 2008; Santos et al., 2016). About 759 mammal species are recorded in Brazil (Abreu et al. 2020), of which approximately 24% (n=166) are known to occur in Mato Grosso do Sul state (Tomas et al. 2017). This state is noteworthy in terms of biodiversity, because it encompasses portions of the Cerrado, Atlantic Forest, Chaco, and most of the Brazilian Pantanal (Graciolli et al. 2017).

The Pantanal is known worldwide as a hotspot for mammal abundance in South America (Tomas et al. 2010a), with up to 170 mammalian species already identified in the region (Alho et al. 2011). Although knowledge about mammalian occurrence in the region has increased since the first surveys carried out in the 80s (e.g. Schaller, 1983; Alho et al., 1987; Trolle, 2003; Godoi et al., 2010; Porfirio et al., 2014), there is still lack of basic information on species occurrence in some part of the region (Tomas et al. 2010a; Alho et al. 2011).

The Urucum Massif is one of the few mountain ranges found in the western edge of the Brazilian Pantanal (Assine et al. 2015). This region has unique characteristics due to the influences from neighboring ecosystems, the endemism it contains, and the occurrence of species of restricted distribution in Brazil (Tomas et al. 2010b; Hannibal et al. 2017). However, besides the lack of knowledge regarding species presence (Tomas et al. 2010b), there is a conservation concern since the Urucum Massif is an economically important region due to the presence of large deposits of iron and manganese (Del'Arco et al. 1982). Several mining companies are found in the region, and their activities widely results in habitat reduction or modification, compromising wild species in several aspects (Hannibal et al. 2017). Considering the huge environmental impacts related to mining activity (Facury et al. 2019; Thompson et al. 2019), the importance of knowledge on species occurrence for wildlife monitoring and for restoration of degraded habitats is unquestionable. Moreover, as most medium and large mammalian species need large areas of good quality habitat, containing sufficient feed resources and shelter, they can be considered as environmental bioindicators (Campos et al.



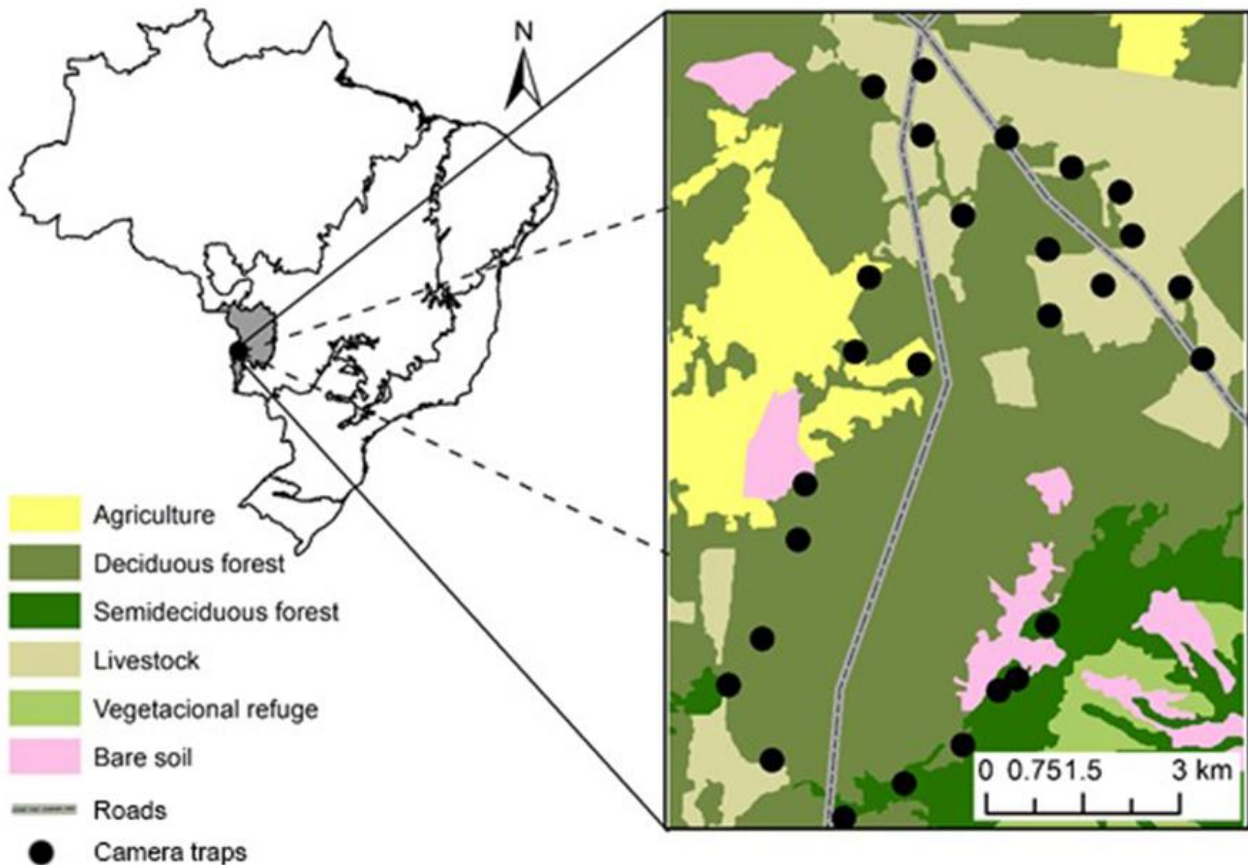
2012), as their absence or decrease in population suggests habitat fragmentation or landscape changes (Campos et al. 2012).

Several methods have been employed to conduct medium to large size mammal inventories, such as track plots, track census, transect census, search for evidences (scratches, burrows, feces) and in the last decades the camera trapping (Alho et al. 1987; Silveira et al. 2003; Trolle, 2003; Lyra-Jorge et al. 2008; Cabral et al. 2017; Campos et al. 2019). Camera trapping has become one of the main methodologies used in mammalian surveys, accounting for a substantial part of the species records (Tobler et al. 2008; Lyra-Jorge et al. 2008; Porfirio et al. 2014; Estrela et al. 2015; Oliveira et al. 2019). Therefore, this study aims to contribute to the body of knowledge on terrestrial mammalian species occurring at the Urucum Massif via camera trapping surveys carried out in this region. Thus, the goal of this study is to estimate species richness (S) of medium to large-sized mammals occurring in the Urucum Massif, as well as to estimate their relative abundance and activity patterns.

## **Material and Methods**

### ***Study Area***

The study was carried out in the region of Urucum Massif, which is located 20 km South of Corumbá, Mato Grosso do Sul state, Brazil (Figure 1). The Urucum Massif is a region of non-floodable terrains that enters the Pantanal wetland (Tomas et al. 2010b). It is bordered on the north by the Paraguay River, west by Bolivia, and on the south and east by the Pantanal floodplain, which consists of an area of 1,300 km<sup>2</sup> (Godoi et al., 2010). The climate is seasonal, with two well-defined seasons: the rainy season from October to March, and the dry season from April to September (Godoi et al., 2010). The vegetation ranges from semideciduous seasonal forest to deciduous seasonal forest, as well as altitudinal grasslands. Gallery forest and island of xerophytic vegetation are also found in the region (Tomas et al. 2010b). In addition to mining companies, the region is characterized by the presence of variable size of private areas dedicated to cattle ranching, rural settlements and balnearies.



**Figure 1:** Location of camera traps in the region of Urucum Massif (from October 2014 up to July 2016), Mato Grosso do Sul state, Brazil. In gray color: Pantanal biome. Map: Marina Zanin Gregorini.

### *Data collection*

Two camera-trapping surveys were carried from October 2014 up to July 2016. In the first field campaign 21 camera traps were deployed for 58 days, totalizing a sample effort of 1,218 camera-days. In the second campaign we deployed 27 camera traps for 43 days, with a sample effort of 1,161 camera-days. With data obtained in an extra survey with three camera traps for eight days, totalizing an effort of 2,403 camera-days. These data were pooled to the first and second surveys for the analyses.

Camera traps were installed in the different habitats, such as gallery forests, altitudinal grasslands, and in deciduous and in semi-deciduous forests at a distance of approximately one kilometer. All cameras (Bushnell Trophy Cam<sup>®</sup>, Overland Park, Kansas, USA) were programmed to

operate continuously (24 h/day) and to take three consecutive pictures at an interval of five seconds between records. No bait was used to attract the animals, and stations were checked continuously to change batteries and to download pictures (Porfirio et al. 2014). This study was authorized by SISBIO (n° 47821-1).

### ***Data analysis***

Species were identified using the procedure of Borges and Tomás (2004). Data obtained during the study were used to provide a list of medium to large-sized terrestrial mammals occurring in the region, and to estimate their relative abundance, but the activity patterns were estimated only for species with  $\geq 10$  detections (Monterroso et al. 2014). The conservation status of each species was obtained and discussed based on the red lists of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and Brazilian Environment Ministry (MMA, 2018), following the method described by Campos et al. (2019).

A species accumulation curve was generated through randomizations (with 1000 runs) of different sized samples in order to evaluate the effort employed in the mammalian survey by camera-trapping (Porfirio et al. 2014). To develop the curve, each day was treated as an independent sample (Tobler et al., 2008). The relative abundance of mammals was assessed by capture rates of camera trapping surveys through the relative abundance index (RAI), which is calculated using the number of independent pictures from each species divided by the total sampling effort of camera-trapping (O'Brien et al. 2003). To carry out this analysis, an interval of 24 hours between pictures of the same species was used to guarantee independence between them (Tobler et al. 2008).

To assess activity patterns, all records were screened to avoid pseudo replication, and to guarantee data independence, an hour interval was given for records of the same species at each station (Silveira et al., 2003; Campos et al. 2019). However, when different individuals of the same species were identified within the interval, the records were considered independent. The time of each record was converted to solar time (Foster et al. 2013), and classified into three categories: day-time

(from one hour after sunrise to one hour before sunset), night-time (from one hour after sunset and one hour before sunrise) and crepuscular (one hour before and after sunrise and sunset) (Ikeda et al., 2016).

Activity curves of medium to large-sized mammals were generated using kernel density estimates function (Ridout and Linkie, 2009) of the software package *Circular* (Lund et al. 2017). Activity patterns were estimated based on the proportion of records in each category: diurnal, nocturnal, crepuscular and cathemeral (activity throughout the diurnal and nocturnal period). Relationships between mammal species and categories of activity patterns were assessed by correspondence analysis (CA), using the package *MVar.pt* (Ossani and Cirilo, 2016), and a Bray Curtis matrix considering the number of independent records of each species in each time category. CA allows a visual interpretation between these relationships: the smaller distance of the species with its category of activity pattern reflects the greater proportion of records in the respective category (Leps and Smilauer 2003). All analyzes were performed in the software R 3.5.0 (R Development Core Team, 2015).

## **Results**

During the course of the study, 25 species of medium to large-sized mammals (n= 1,009 independent records) from nine orders and 15 families were recorded in the Urucum Massif (Table 1; Figure 2). Of all the species recorded, 28% (n=7) and 12% (n=3) are threatened nationally and globally, respectively (Table 1).

**Table 1:** List of species, common name, habitat type of detections, conservation *status* according to IUCN Red List<sup>1</sup> (2020) and according to the Environment Ministry of Brazil<sup>2</sup> (MMA, 2018) and number of records of mammals identified at Urucum Massif through camera trapping between October 2014 up to July 2016. GF=Gallery Forest; DF=Deciduous Forest; SDF= Seasonal Semi Deciduous Forest; AG= Altitudinal Grassland; WS= Woodland Savanna; SS = Shrubby Savanna. DD= Data Deficient; EN= Endangered; V= Vulnerable; NT= Near Threatened; NR=Not reported.

<b>Taxon and Scientific Name</b>	<b>Common Name</b>	<b>Habitat Type</b>	<b>Conservation status<sup>1,2</sup></b>	<b>Number of records</b>
<b>Artiodactyla</b>				
<b>Cervidae</b>				
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Red brocket deer	DF, SDF, WS, SS	DD <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	33
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Gray brocket deer	GF, DF, SDF, WS, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	83
<b>Tayassuidae</b>				
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Collared peccary	GF, DF, SDF, WS, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	248
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	White-lipped peccary	GF	VU <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	3
<b>Carnivora</b>				
<b>Canidae</b>				
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Crab-eating fox	GF, DF, SDF, WS, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	27
<b>Felidae</b>				
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	Margay	GF	NT <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	1
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelot	SS, SDF, DF, WS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	5

<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma	SDF, SS, GF	LC <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	5
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	Jaguarundi	SDF, WS, DF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	1
<b>Procyonidae</b>				
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	South America coati	GF, DF, WS, SDF, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	82
<i>Procyon cancrivorus</i> (C.[Baron] Cuvier, 1798)	Crab-eating raccoon	GF, SDF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	7
<b>Mustelidae</b>				
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra	GF, SDF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	5
<b>Cingulata</b>				
<b>Dasypodidae</b>				
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Nine-banded armadillo	GF, DF, SDF, WS, SS, AG	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	156
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Six-banded armadillo	GF, DF, SDF, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	19
<b>Didelphimorphia</b>				
<b>Didelphidae</b>				
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	White-eared opossum	SDF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	1
<i>Philander canus</i> (Linnaeus, 1758)	Gray Four-eyed Opossum	GF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	2
<b>Lagomorpha</b>				
<b>Leporidae</b>				
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Tapeti	SDF, DF, WS, AG	EN <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	10

---

**Perissodactyla**
**Tapiridae**

<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	Lowland tapir	GF, DF, SDF, SS, WS	VU <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	56
--	---------------	------------------------	-----------------------------------	----

**Pilosa****Myrmecophagidae**

<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Giant anteater	SDF, SS	VU <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	1
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Southern tamanduá	SDF, DF, WS, SS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	10

**Primates****Cebidae**

<i>Sapajus cay</i> (Illiger, 1815)	Azara's capuchin	GF, DF, SDF, WS, SS	LC <sup>1</sup> , VU <sup>2</sup>	20
------------------------------------	------------------	------------------------	-----------------------------------	----

**Rodentia****Dasyproctidae**

<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	Azara's agouti	GF, DF, SDF, SS, AG	DD <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	229
---	----------------	------------------------	-----------------------------------	-----

**Echimyidae**

<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	Brazilian porcupine	GF, SDF	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	1
<i>Thrichomys pachyurus</i> Thomas, 1903	Sauíá	SDF, WS, SS, AG	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	1

**Sciuridae**

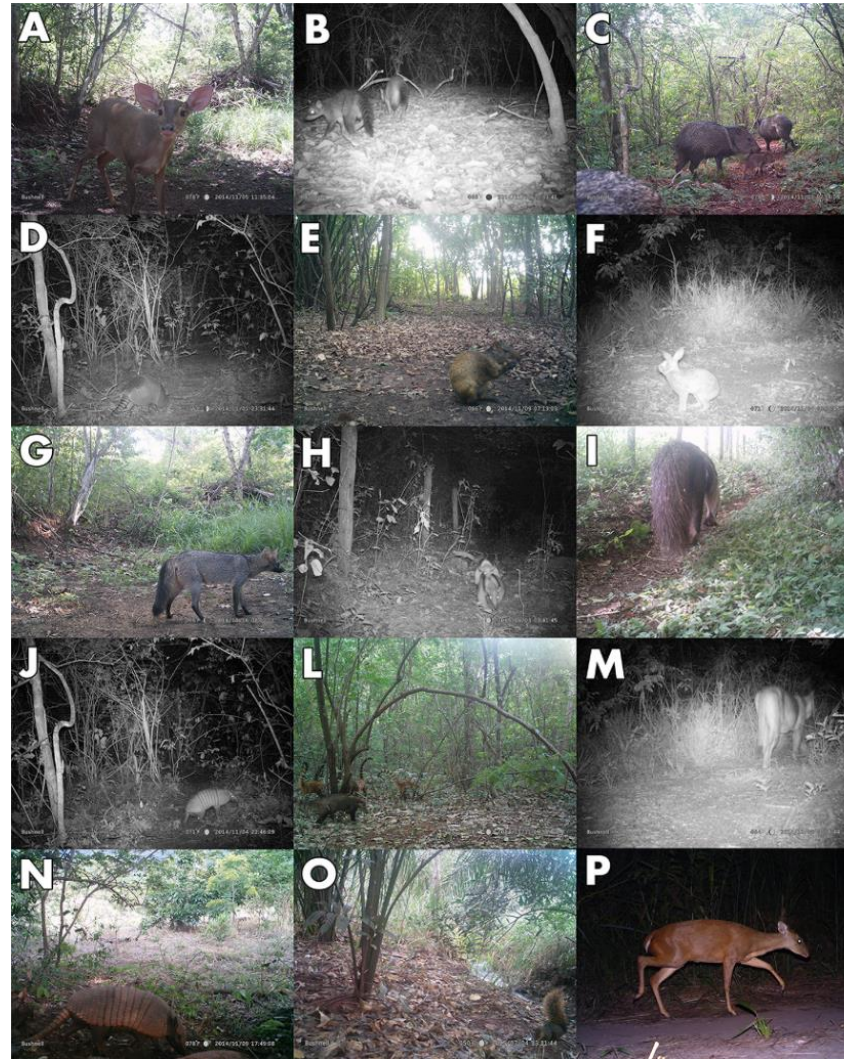

---

---

<i>Hadroskiurus spadiceus</i> Olfers, 1818	Southern Amazon squirrel	SDF, SS, DF, WS	LC <sup>1</sup> , NR <sup>2</sup>	3
--	-----------------------------	-----------------	-----------------------------------	---

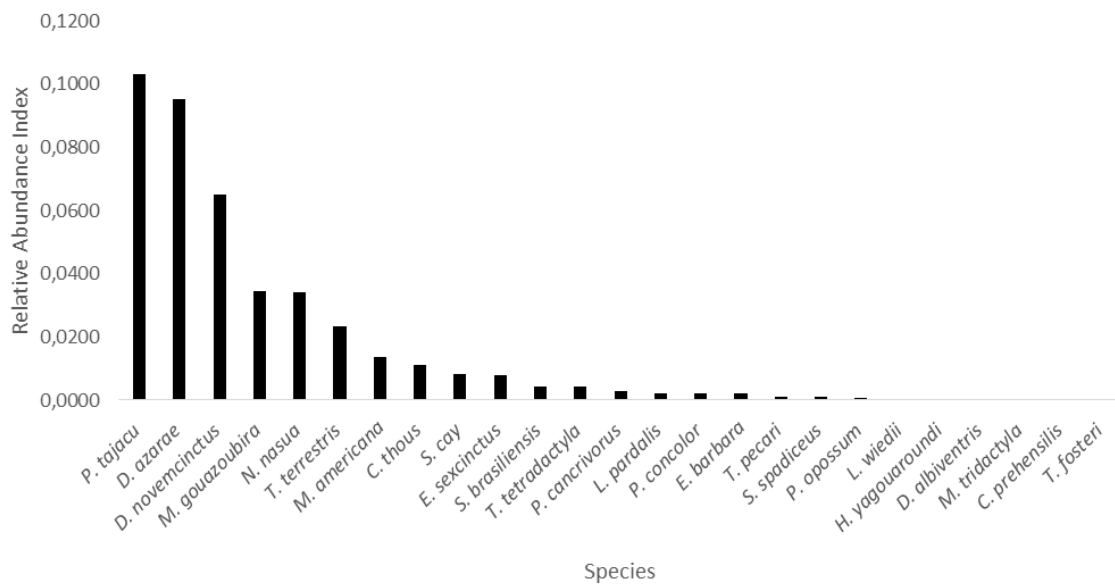
---





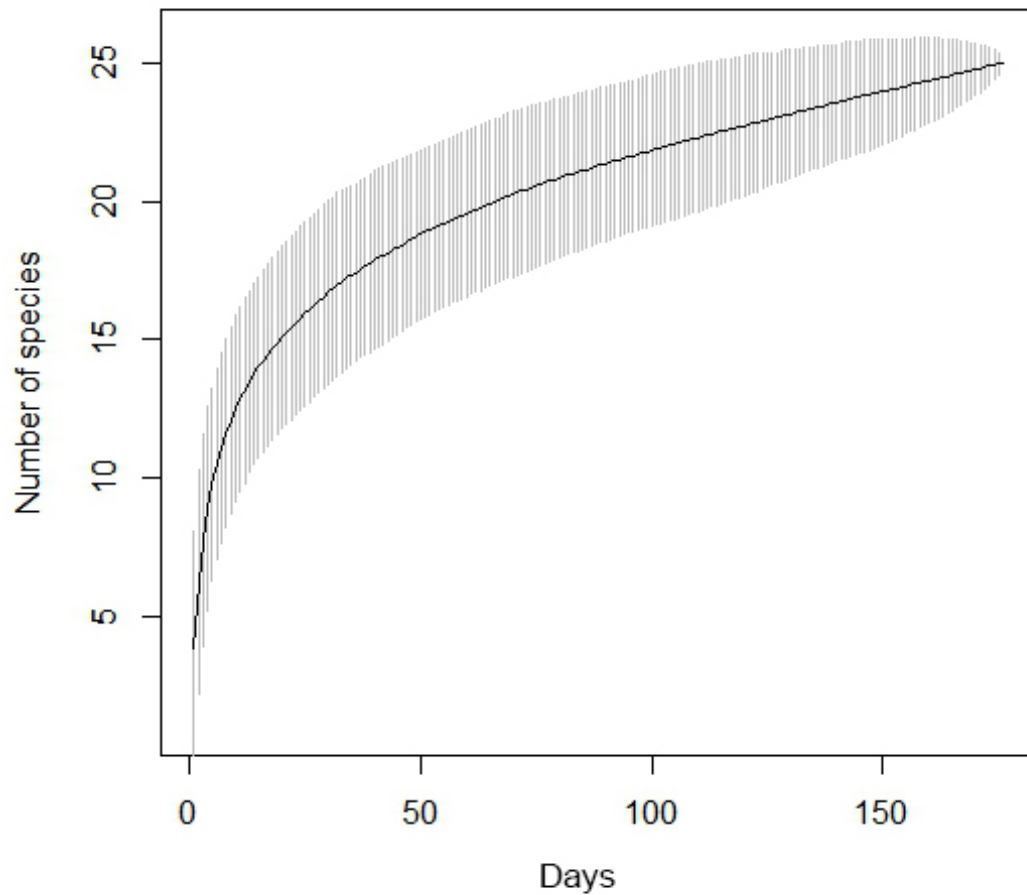
**Figure 2:** Mammal species identified at Urucum Massif through camera trapping between October 2014 up to July 2016. A. *Mazama gouazoubira*; B. *Procyon cancrivorus*; C. *Pecari tajacu*; D. *Dasybus novemcinctus*; E. *Dasyprocta azarae*; F. *Sylvilagus brasiliensis*; G. *Cerdocyon thous*; H. *Tamandua tetradactyla*; I. *Myrmecophaga tridactyla*; J. *Euphractus sexcinctus*; L. *Nasua nasua*; M. *Puma concolor*; N. *Euphractus sexcinctus*; O. *Hadrosaurus spadiceus*; P. *Mazama americana*.

Carnivora was the richest order, with eight species recorded, followed by Artiodactyla and Rodentia with four species each. Lagomorpha, Perissodactyla and Primates had only one species recorded. Based on camera trapping, the highest indexes of relative abundance were observed for *P. tajacu* (collared peccary), *D. azarae* (Azara's agouti) and *D. novemcinctus* (nine-banded armadillo). The lowest RAIs were observed for the species that were recorded once: *D. albiventris* (white-eared opossum), *C. prehensilis* (Brazilian porcupine), *T. pachyurus* (sauía), *L. wiedii*, *H. yagouaroundi*, and *M. tridactyla* (giant anteater) (Figure 3).



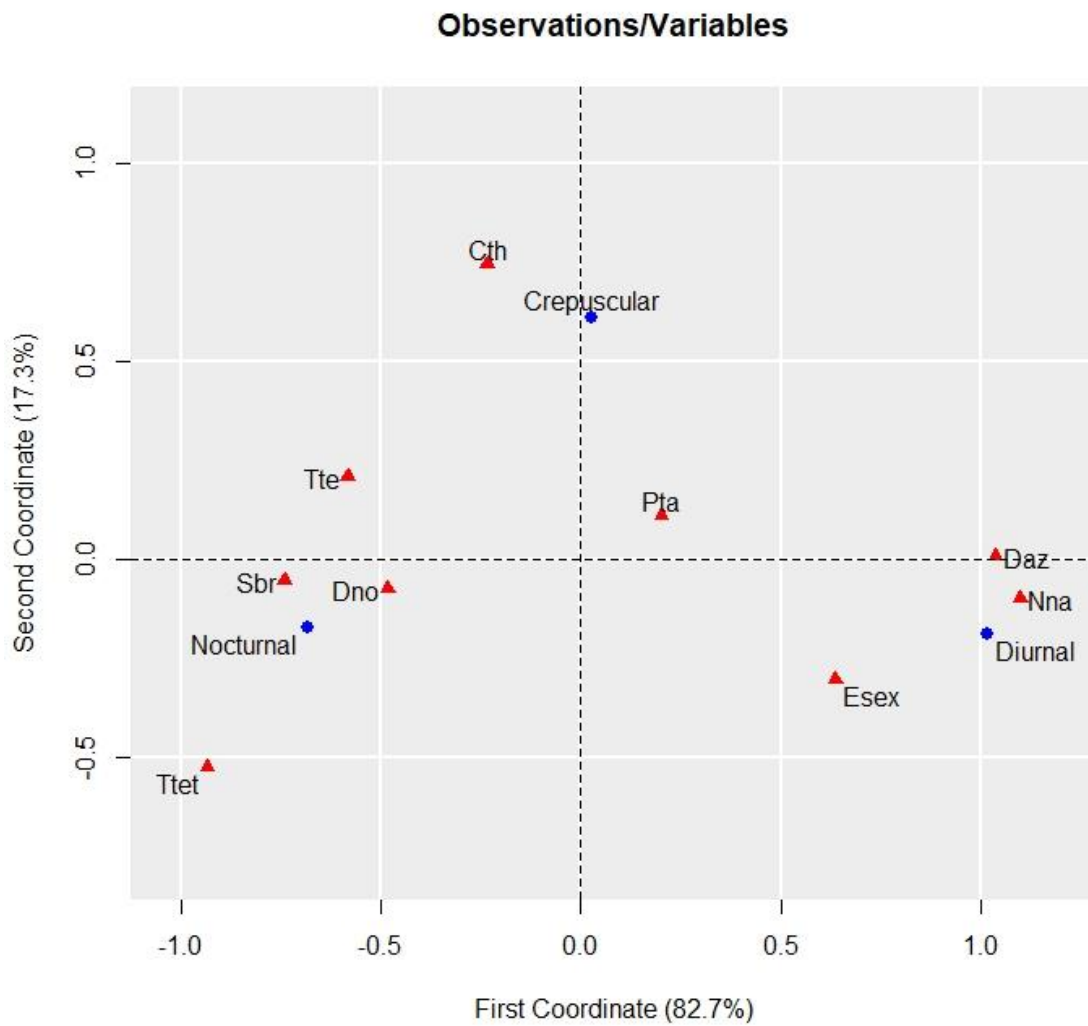
**Figure 3:** Relative Abundance Index (RAI) calculated by the number of independent records of each mammal species recorded by camera trapping in the Urucum Massif carried out between October 2014 up to July 2016.

The species accumulation curve demonstrated an asymptotic tendency throughout the sampled days (Figure 4). Activity patterns were estimated to collared peccary, Azara's agouti, nine-banded armadillo, *N. nasua* (Southern coati), *T. terrestris* (tapir), *C. thous* (crab-eating fox), *E. sexcinctus* (six-banded armadillo), *T. tetradactyla* (Southern tamandua), and *S. brasiliensis* (Brazilian tapiti).

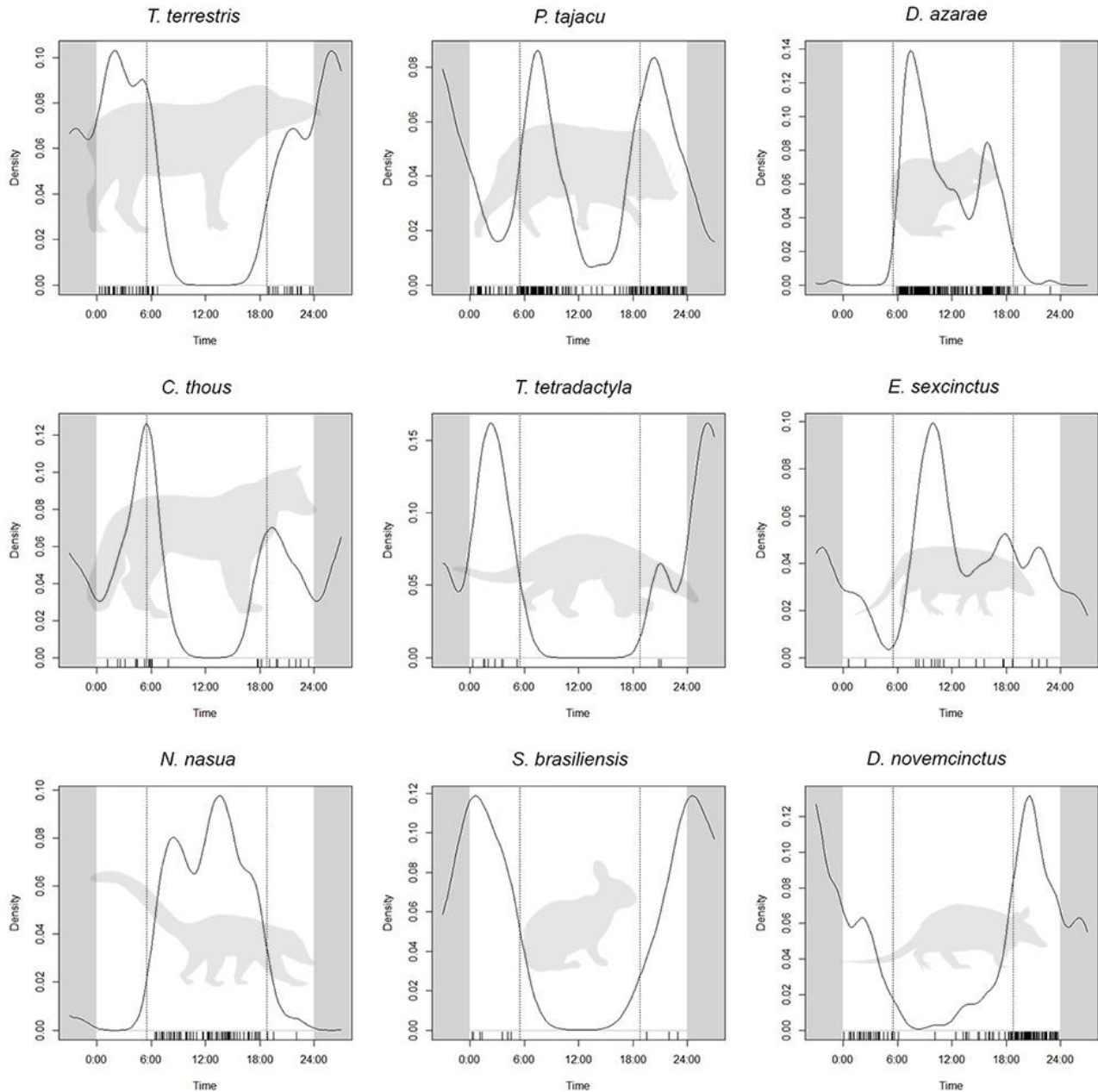


**Figure 4:** Species accumulation curve considering camera trapping effort carried out at the Urucum Massif between October 2014 up to July 2016. Grey bars mean 95% Confidence Intervals.

The correspondence analysis (CA) demonstrated that 82.7% of the data variation was explained in the first axis of the graph. Azara's agouti, Southern coati, and Six-banded armadillo were diurnal; Southern tamandua, Nine-banded armadillo, tapir and Brazilian rabbit were nocturnal; while collared peccary, and crab-eating fox were associated to the crepuscular period ( $X^2=577.75$ ;  $df= 16$ ;  $p < 0.05$ ) (Figure 5 and 6).



**Figure 5:** Correspondence analysis (CA) demonstrating association between mammal species and time categories generated using the number of independent records of each species registered in camera trapping surveys carried out in the Urucum Massif between October 2014 up to July 2016. Tte: *Tapirus terrestres*; Pta: *Pecari tajacu*; Daz: *Dasyprocta azarae*; Dno: *Dasyprocta novemcinctus*; Ttet: *Tamandua tetradactyla*; Esex: *Euphractus sexcinctus*; Cth: *Cerdocyon thous*; Sbr: *Sylvilagus brasiliensis*; Nna: *Nasua nasua*.



**Figure 6:** Activity pattern of mammal species registered in camera trapping surveys carried out in the Urucum Massif between October 2014 up to July 2016.

## Discussion

The camera trapping surveys revealed the presence of 25 medium to large species of mammals in the Urucum Massif. Two previous studies focused on medium to large size mammalian fauna in the region (Mauro and Campos 2000; Hannibal et al. 2017). Research by Mauro and Campos (2000) reported 39 species of mammals to the mountain ridges around Corumbá, while Hannibal et al. (2017)

reported 32 species of medium and large-sized mammals in the Urucum Mountains. The present study reported about 80% of the medium to large size mammalian species recorded in a previous study in the Urucum region (Hannibal et al. 2017), just using camera trapping as survey method. The asymptotic tendency of species accumulation curve recorded in the present study demonstrates that other species were not been detected in the sampling. This is consistent, when species with cryptic habits or with low densities, such as the jaguar (*Panthera onca*) and agouti (*Cuniculus paca*) are considered. The detection of species in relation to the study of Hannibal et al. (2017) confirms the efficiency of the sampling method used in our study. Camera trapping has proved to be a quick and satisfactory method, present and practically inseparable from fauna survey studies nowadays, especially those related to medium and large terrestrial mammals (Tobler et al. 2008; Rowcliffe and Carbone 2008; Rowcliffe, 2017). Nevertheless, the present study also detected terrestrial small mammal species and primates that used the ground. Under this context, other different sampling designs have allowed broader use of the technique in ecological studies even with small mammals and arboreal species (Oliveira-Santos et al. 2008; De Bondi et al. 2010; Di Cerbo and Biancardi, 2013; Rowcliffe, 2017).

The RAI indicated the collared peccary, Azara's agouti and nine-banded armadillo as the species with the higher rates of detection. In this instance, it is important to emphasize that RAI gave us a general idea about the most detectable species considering the total sampling effort deployed. Neotropical mammals have different detection probabilities, which may vary depending on species behaviour, model of camera trap (with conventional or infrared flash), and trap location. This is evident by the observation in the present study that although the sampling design employed focused on terrestrial mammals, species with arboreal habits such as *C. prehensilis*, *Hadroskiurus spadiceus* and *Sapajus cay* were also recorded on ground level. The ability to detect them in the present study was not constant (see also Harmsen et al. 2010; Sollmann et al. 2013), and therefore, the data presented cannot be used as an inference about population size (Sollmann et al. 2013).

Carnivora, Rodentia and Artiodactyla were the orders with the highest species richness, following a pattern also observed in similar studies carried out in the Pantanal and Cerrado (Trolle 2003; Porfirio et al. 2014; Estrela et al. 2015; Oliveira et al. 2019). Lagomorpha and Perissodactyla were the orders with the lowest species richness, this pattern is expected because only one species of these orders occur within the area (Paglia et al. 2012). Although only one species (*S. cay*) of primates was detected by camera trapping in the present study, four other species (*Mico melanurus*, *Aotus azarae*, *Plecturocebus pallescens*, *Alouatta caraya*) were reported in the region by Hannibal et al. (2017). However, the other species detected in the previous study are essentially arboreal, and the terrestrial sample design used in the present study failed to detect them.

On a broader scale, the activity patterns recorded in the present study were similar to those reported in previous studies, with few exceptions. Some subtle differences were observed in relation to the collared peccary (crepuscular in this study), which was mostly diurnal in Bolivian Amazon (Gómez et al. 2005), and cathemeral in other areas of the Pantanal (Porfirio et al. 2017b). In general, this seems to be a good indication since differentiated activity patterns could be expected owing to the disturbance generated by mining activity (Gaynor et al. 2018). Azara's agouti and Southern coati are diurnal, as observed in other areas of the Pantanal and Bolivian Amazon (Gómez et al. 2005; Porfirio et al. 2017b; Porfirio et al. 2018), while the Southern tamandua was nocturnal, as observed in the humid Chaco of Argentina (Huck et al. 2017). Six-banded armadillo and nine-banded armadillo are diurnal and nocturnal, respectively, which confirmed activity patterns observed in other sites of the Pantanal and Cerrado (Maccarini et al. 2015; Oliveira et al. 2019). Additionally, Brazilian rabbit and tapir are nocturnal, as observed for other regions (Gómez et al. 2005; Maffei et al. 2002; Porfirio et al. 2016, 2017b), and the crab-eating fox followed the crepuscular pattern observed in the Cerrado (Oliveira et al. 2019). Activity patterns of Azara's capuchin, red, and grey brocket deer are discussed in literature by Porfirio et al. (2017a) and Rucco et al. (2019).

Three species: *T. pecari*, *T. terrestris* and *M. tridactyla*, currently classified as Vulnerable by the IUCN (2020) were detected in the present study. Furthermore, the herein recorded *L. wiedii* is classified as near threatened. The red list of Brazilian Environment Ministry (MMA 2018) considers seven threatened species, all of which are Vulnerable: *M. tridactyla*, *T. terrestris*, *T. pecari*, *S. cay*, *L. wiedii*, *P. concolor* and *H. yagouaroundi*. Although *L. wiedii* and *H. yagouaroundi* naturally occur at low densities (Tortato et al. 2013; Giordano, 2016), most of these species depend on well-conserved forested areas (Tortato et al. 2013; Keuroghlian and Eaton, 2008; Hannibal et al. 2019) and/or needs large areas for their home range, such as *P. concolor* (Silveira, 2004; de la Torre et al. 2017). In regards to this, despite the Urucum Massif covers an area of 1,300 km<sup>2</sup> (Godoi et al. 2010) only 19.28 km<sup>2</sup> of its area is protected under a conservation unit (*Parque Natural Municipal de Piraputangas*; Municipal Decree of Corumbá n° 078; 22/05/2003). Although every conservation effort should be encouraged in the region, the currently protected area is small and does not fully represent the diversity of habitats found in the Urucum Massif (Tomas et al. 2010a), and possibly does not entirely meet the ecological requirements of several large sized species. Furthermore, the threats related to mining and expansion of agriculture, livestock, rural settlements, and urban centres are a matter of concern for regional mammalian conservation (Tomas et al. 2010a). Therefore, in order to subsidize conservation measures in the region monitoring mammals in the long term and encourage ecological studies are recommended. As well as creation of Conservation Units and investment in management and conservation of endangered species already identified in the Urucum Massif.

## **Acknowledgments**

Field procedures were conducted in accordance with a license granted by the Biodiversity Information and Authorization System of the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (license number 47821-3). We thank the owners of Fazenda Bom Jesus, Nhuporã, Bandalta (Missão Salesiana de Mato Grosso), and Paraíso for granting permission to the authors to work on their lands. Special thanks to Arackén Porfirio for logistical support. This study was supported by Universidade



Federal de Mato Grosso do Sul - MEC, and financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brazil (CAPES) – Finance Code 001. Herrera, H. M. thanks Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (research productivity scholarship Process number 308768/2017-5).

## References

- Abreu, E. F., Casali, D. M., Garbino, G. S. T., Loretto, D., Marmontel, M., Nascimento, M. C., Oliveira, M. L., Pavan, S. E., Tirelli, F. P. (2020). Lista de Mamíferos do Brasil. *Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz)*. Available at: <https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>.
- Alho, C. J., Lacher Jr, T. E., Campos, Z., & Gonçalves, H. C. (1987). Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: I-levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(2), 151-164.
- Alho, C. J. R., Camargo, G., & Fischer, E. (2011). Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 297-310.
- Assine, M. L., Merino, E. R., Pupim, F. N., Warren, L. V., Guerreiro, R. L., & McGlue, M. M. (2015). Geology and geomorphology of the Pantanal basin. In *Dynamics of the Pantanal wetland in South America* (pp. 23-50). Springer, Cham.
- Borges, P. L., & Tomás, W. M. (2004). Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal.
- Cabral, R., Zanin, M., Porfírio, G., & Brito, D. (2017). Medium-sized to large mammals of Serra do Tombador, Cerrado of Brazil. *Check List*, 13(3), 2129.
- Campos, W. H., Neto, A. M., Peixoto, H. J. C., Godinho, L. B., & Silva, E. (2012). Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(72), 429.
- Campos, C. B. D., Esteves, C. F., Dias, D. D. M., & Rodrigues, F. H. G. (2019). Medium and large sized mammals of the Boqueirão da Onça, North of Bahia State, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59.
- De Bondi, N., White, J. G., Stevens, M., & Cooke, R. (2010). A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife research*, 37(6), 456-465.
- de la Torre, J. A., Núñez, J. M., & Medellín, R. A. (2017). Spatial requirements of jaguars and pumas in Southern Mexico. *Mammalian Biology*, 84, 52-60.
- Del'Arco, J. O., Silva, R. D., Tarapanoff, I., Freire, F. A., Pereira, L. D. M., Souza, S. D., ... & Tassinari, C. C. G. (1982). Folha SE. 21 Corumba e parte da folha SE. 20. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetacao e uso potencial da terra. Di Cerbo, A. R., & Biancardi, C. M. (2013). Monitoring small and arboreal mammals by camera traps: effectiveness and applications. *Acta Theriologica*, 58(3), 279-283.
- Estrela, D. C.; Souza, D. C.; Souza, J. M.; Castro, A. L. S. (2015). Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. *Check List*, 11(4)1-6.
- Facury, D. M., Cota, G. E. M., Júnior, A. P. M., & de Paula Barros, L. F. (2019). Panorama das publicações científicas sobre o rompimento da Barragem de Fundão (Mariana-MG): subsídios às investigações sobre o maior desastre ambiental

- do país/Panorama of the scientific publications about the rupture of the Fundão Dam (Mariana-MG): subsidies for investigations into the country's biggest environmental disaster. *Caderno de Geografia*, 29(57), 306-333.
- Foster, V. C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A. T., Negrões, N., ... & Silveira, L. (2013). Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four Brazilian biomes. *Biotropica*, 45(3), 373-379.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.
- Giordano, A. J. (2016). Ecology and status of the jaguarundi *Puma yagouaroundi*: a synthesis of existing knowledge. *Mammal Review*, 46(1), 30-43.
- Godoi, M. N., da Cunha, N. L., & Cáceres, N. C. (2010). Efeito do gradiente floresta-cerrado campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. *Mastozoología neotropical*, 17(2), 263-277.
- Gómez H, Wallace RB, Ayala G, Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(2):91-5
- Gracioli, G., de Oliveira Roque, F., Farinaccio, M. A., de Souza, P. R., & Pinto, J. O. P. (2017). Biota-MS: Montando o quebra-cabeça da biodiversidade de Mato Grosso do Sul. *Iheringia Série Zoologia*, 107(Supl.).
- Hannibal, W., Godoi, M. N., Tomas, W. M., Porfirio, G., Ferreira, V. L., & Cáceres, N. (2017). Biogeography and conservation of non-volant mammals from the Urucum Mountains: a Chiquitano dry forest ecoregion in western Brazil. *Mammalia*, 81(2), 169-180.
- Hannibal<sup>1</sup>, W., de Jesus<sup>1</sup>, P. R., Oliveira<sup>1</sup>, R. F., & Ragusa-Netto, J. (2019). Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir in a fragmented landscape of Cerrado in southern Goiás, Brazil. *Boletim da sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 84, 19-22.
- Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L., & Doncaster, C. P. (2010). Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica*, 42(1), 126-133.
- Huck, M., Juarez, C. P., Rotundo, M., Dávalos, V., & Fernandez-Duque, E. (2017). Mammals and their activity patterns in a forest area in the Humid Chaco, northern Argentina.
- Ikeda, T., Uchida, K., Matsuura, Y., Takahashi, H., Yoshida, T., Kaji, K., & Koizumi, I. (2016). Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. *PloS one*, 11(10), e0163602.
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2008). Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology*, 275(3), 283-293.
- Leps, J. and Smilauer, P. (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lund, U., Agostinelli, C., & Agostinelli, M. C. (2017). Package 'circular'. *Repository CRAN*.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R., & Meirelles, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 739.
- Maccarini, T. B., Attias, N., Medri, Í. M., Marinho-Filho, J., & Mourão, G. (2015). Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. *Mammal Research*, 60(4), 403-409.
- Maffei L., Cuéllar E., Noss A.J. 2002. Using camera-traps to assess mammals in the Chaco-Chiquitano ecotone. *Revista Boliviana Ecológica* 11: 55-65.

- Mauro, R. D. A., & Campos, Z. (2000). Fauna. *Zoneamento ambiental da borda oeste do Pantanal: Maciço do Urucum e adjacências*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Mamíferos. Brasília, ICMBio/MMA. v. 2, 625p.
- Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 68(9), 1403-1417.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003, May). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. In *Animal Conservation forum* (Vol. 6, No. 2, pp. 131-139). Cambridge University Press.
- Oliveira, R. F., de Morais, A. R., & Terribile, L. C. (2019). Medium-and large-sized mammals in forest remnants of the southern Cerrado: diversity and ecology. *Neotropical Biology and Conservation*, 14, 29.
- Oliveira-Santos L.G.R., Tortato M.A., Graipel M.E. 2008. Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology* 24(5): 563–567. DOI: 10.1017/ S0266467408005324
- Ossani, P.C.; Cirillo, M.A. (2016.) *MVar.pt*: Análise multivariada (Brazilian Portuguese). <https://cran.r-project.org/web/packages/MVar.pt/index.html>.
- Paglia, A. P., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Herrmann, G., Aguiar, L. M., Chiarello, A. G., ... & Mendes, S. L. (2012). Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional papers in conservation biology*, 6, 1-82.
- Porfírio, G., Sarmiento, P., Xavier Filho, N. L., Cruz, J., & Fonseca, C. (2014). Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. *Check List*, 10(3), 473-482.
- Porfírio, G., Foster, V. C., Fonseca, C., & Sarmiento, P. (2016). Activity patterns of ocelots and their potential prey in the Brazilian Pantanal. *Mammalian Biology*, 81(5), 511-517.
- Porfírio, G., Santos, F. M., Foster, V., Nascimento, L. F., Macedo, G. C., Barreto, W. T. G., ... & Herrera, H. M. (2017a). Terrestriality of wild Sapajus cay (Illiger, 1815) as revealed by camera traps. *Folia Primatologica*, 88(1), 1-8
- Porfírio, G., Sarmiento, P., Foster, V., & Fonseca, C. (2017b). Activity patterns of jaguars and pumas and their relationship to those of their potential prey in the Brazilian Pantanal. *Mammalia*, 81(4), 401-404.
- Porfírio, G., Foster, V. C., Sarmiento, P., & Fonseca, C. (2018). Camera Traps as a tool for carnivore conservation in a mosaic of protected areas in the Pantanal wetlands, Brazil. *Nature Conservation Research*. 3(2).
- R Development Core Team. (2015). R: A Language and Environment for Statistical Computing Version 3.0.0. Available from: [www.R-project.org](http://www.R-project.org)
- Ridout M.S., Linkie M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14(3): 322–337. DOI: 10.1198/jabes.2009.08038
- Rowcliffe, J. M., & Carbone, C. (2008). Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future?. *Animal Conservation*, 11(3), 185-186.
- Rowcliffe, J. M. (2017). Key frontiers in camera trapping research. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 107-108.
- Rucco, A. C., de Oliveira Porfírio, G. E., Santos, F. M., do Nascimento, L. F., Foster, V. C., Fonseca, C., & Herrera, H. M. (2019). Padrões de Atividade de Duas Espécies de Cervídeos Simpátricos (*Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*) no Maciço do Urucum, Corumbá, MS. *Oecologia Australis*, 23(3).

- Santos, K., Pacheco, G., & Passamani, M. (2016). Medium-sized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. *Check List*, 12, 1.
- Schaller, G. B. (1983). Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arq Zool*, 31, 1-36.
- Silveira, L., Jacomo, A. T., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological conservation*, 114(3), 351-355.
- Silveira, L. (2004). Ecologia comparada e conservação da Onça-pintada (*Panthera onca*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. (Doctoral dissertation, Universidade de Brasília).
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution—Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405-412.
- Thompson, F., de Oliveira, B. C., Cordeiro, M. C., Masi, B. P., Rangel, T. P., Paz, P., ... & Soares, M. (2019). Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Science of The Total Environment*, 135914.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation*, 11(3), 187-189.
- Tomas, W. M., Ishii, I. H., Strussmann, C., Nunes, A. P., de SALIS, S. M., CAMPOS, Z. D. S., ... & Padilha, D. R. C. (2010). Borda Oeste do Pantanal e Maciço do Urucum em Corumbá, MS: área prioritária para conservação da biodiversidade. In *Embrapa Pantanal-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 5., 2010, Corumbá, MS. Anais... Corumbá: Embrapa Pantanal: UFMS; Campinas: ICS do Brasil, 2010. 1 CD-ROM SIMPAN 2010.
- Tomas, W. M., Cáceres, N. C., Nunes, A. P., Fischer, E., Mourão, G., & Campos, Z. (2010). Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, 563-595.
- Tomas, W. M., Antunes, P. C., Bordignon, M. O., Camilo, A. R., Campos, Z., Camargo, G., ... & Hannibal, W. (2017). Checklist of mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 107.
- Tortato, M. A., de Oliveira, T. G., de Almeida, L. B., & de Mello Beisiegel, B. (2013). Avaliação do risco de extinção do gato-maracajá *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 76-83.
- Trolle, M. (2003). Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 12(4), 823-836.

## 7. TERCEIRO CAPÍTULO

### **Camera trapping reveal the role of *Dasypus novemcinctus* and *Euphractus sexcinctus* as ecosystem-engineers in the Pantanal wetland**

William Oliveira de Assis, Heitor Miraglia Herrera, Filipe Martins Santos, Leonardo França Nascimento, Jader de Oliveira, Carlos Fonseca, Grasiela Edith de Oliveira Porfirio

#### **Abstract**

The nine-banded armadillo *Dasypus novemcinctus* and the six-banded armadillo *Euphractus sexcinctus* seem to be the most common species of armadillos in the Brazilian Pantanal. Due to their habits of building burrows, they could be assigned as ecosystem engineers, since their activity alter physical surroundings providing habitats that can be used by several other species. Likewise, we expected that these provided habitats could favor vector-borne agents. Therefore, this study aimed to (i) identify fauna associated to burrows of nine-banded armadillos and six-banded armadillos in the Pantanal wetland, (ii) the extant of interactions with this microhabitat, and (iii) identify the presence of vector-borne agents inside the burrows. A total of 27 burrows of armadillos were sampled with camera trapping. Vertebrates interacting with burrows of the armadillo were evaluated following four categories of interactions. A total of 594 independent records of mammals, birds and reptiles, divided into 15 orders, 33 species were obtained through camera trapping. Photographic records showed that Carnivora was the richest order sampled, and the species *Thrichomys pachyurus*, *Dasyprocta azarae* and *Clyomys laticeps* were the ones with the highest number of records. *Dasypus novemcinctus* and *E.*

*sexcinctus* were the only species of armadillos recorded in our study. This study demonstrates that the holes are preferably shared by small mammal species such as rodents and some invertebrates. The tick *Amblyomma sculptum* was the only vector borne agent found inside the burrows. With such information, we can place armadillo's burrows as elements that deserve further investigation in view of their potential role in parasite transmission cycles in the Pantanal region.

**Key words:** Armadillos, Burrows, Interaction, Microhabitat.

## Introduction

Armadillos (Mammalia, Cingulata) are semi-fossorial animals widely distributed in Central and South America (WETZEL, 1985). These mammals are specialized diggers, whose behaviour is usually related to shelter, feeding, resting and reproductive traits (ANACLETO, 2006; MEDRI 2008; DESBIEZ; KLUYBER 2013). Subsequently, armadillo excavations can be recognized as "burrows", if they are used to sleep and protect themselves from predators, or "fossados", when constructed to forage (ANACLETO, 2006).

Of the twenty-one species of armadillos that occur worldwide (AGUIAR, 2004), eleven are reported to occur in Brazil (MEDRI et al. 2006), and eight are recorded in the Brazilian Pantanal: *Cabassous chacoensis*, *Cabassous tatouay*, *Cabassous unicinctus*, *Dasypus novemcinctus*, *Dasypus septemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Priodontes maximus*, and *Tolypeutes matacus* (ALHO et al. 2011). However, the nine-banded armadillo *D. novemcinctus* and the six-banded armadillo *E. sexcinctus* seem to be the most common species in this biome (RODRIGUES et al., 2002; MACCARINI et al. 2015). The nine-banded armadillo is usually associated to dense forested habitat (MCDONOUGH et al. 2000; GOULART et al. 2009), and is an animal of intense digging habit, having forelegs and hind limbs specialized in digging, with fingers ending in long, curved and sharp claws (MEDRI et al., 2006). They use digging for both food searching and for construction of their burrows,

which range from 0.5 to 3 meters deep and up to seven meters long (MEDRI et al., 2006). Six-banded armadillo, in turns, usually inhabit open vegetation and forest edges. These animals build burrows about 21 centimetres wide and 19 centimetres high and can form clusters of burrows in open areas (LIMA BORGES; TOMÁS, 2004; EISENBERG; REDFORD, 1999).

Due to their habits of building burrows, *D. novemcinctus* and *E. sexcinctus* could be assigned as ecosystem engineers, since their activity alter physical surroundings providing habitats that can be used by several other species (JONES et al; 1997; RODRIGUES et al. 2020). This role was already attributed to the giant armadillo *Priodontes maximus*, considered as an ecosystem engineer, since its large burrows provided new habitats for at least 24 other vertebrate species in the Pantanal, among them the Southern tamandua (*Tamandua tetradactyla*), the ocelot (*Leopardus pardalis*) and the tayra (*Eira barbara*) (DESBIEZ; KLUYBER, 2013). However, according to a recent review, ecosystem-engineer research related to the other armadillos' species is still lacking (RODRIGUES et al. 2020).

In addition, Desbiez and Kluyber (2013) proposed that the frequency of giant armadillos' burrows used by mammals, associated with microclimatic conditions within the burrows could favor the survival and proliferation of several vectors, which in turn are responsible for maintaining parasites transmission cycles between wild and domestic populations. Although not recorded by Desbiez and Kluyber (2013), this scenario was found in other areas, for example, the Amazon basin, where an association between *Panstrongylus geniculatus* (an important vector in the transmission cycle of *Trypanosoma cruzi*) and armadillo burrows was reported (MILES et al. 1981). In fact, up to the moment, such scenario was not reported to the Pantanal, despite the knowledge on different reservoirs, their habitats, and parasite transmission cycles has been increasing in recent years, especially concerning some group of vector-borne agents (HERRERA et al. 2004; LIMA et al. 2015, DE SOUZA et al. 2017; SANTOS et al. 2019). Therefore, following the observations of Desbiez and Kluyber (2013) to *P. maximus*, our working hypothesis was that the smaller and common species of armadillos

in the Pantanal, *D. novemcinctus* and *E. sexcinctus*, could play the role of ecosystem engineers. Likewise, we expected that these provided habitats could favor vector-borne agents. Therefore, this study aimed to (i) identify fauna associated to burrows of nine-banded armadillos and six-banded armadillos in the Pantanal wetland, (ii) the extant of interactions with this microhabitat, and (iii) identify the presence of vector-borne agents inside the burrows.

## **Material and Methods**

### ***Study site***

The study was carried out in an area of 10 km<sup>2</sup> of a Private Natural Heritage Reserve, located in the Pantanal sub-region of Nhecolândia (19°03'54.62"S 56°45'53.05"W), which is characterized by a topographic variation that maintains floodplain, permanent or temporary ponds and elevated areas that do not undergo regular flooding. In the elevations, deciduous and/or semi-deciduous forests extend along water bodies, known as "cordilheiras", as well as patches of forests surrounded by floodplains, called "capões" (HAMILTON et al., 1996). The climate is tropical semi-humid, with dry winters and lower temperatures from April to September and hot and rainy summers from October to March (SORIANO et al. 1997).

### ***Data collection***

The study was carried out mainly on camera trapping surveys that were conducted from November 2015 to January 2016; and from June to August 2016, totalizing 27 camera traps used, 71 sampled days and a camera trapping effort of 927 camera-days (Table 1). Camera traps (Bushnell®, Overland Park, Kansas, USA) were installed 10-15 cm above the ground in front of burrows of armadillos selected when located within a 3.0 m margin on either side of one, among the five transects (~250 m each one) that were plotted in the study site. Transects were distanced 500 m each other in an area composed by forested and opened habitats. Two or three cameras were installed along each



transect, spaced around 50-70 m apart. Camera traps operated 24 h/day with five seconds interval between pictures. Baits were not used to attract the animals and equipment were checked within 20 days intervals to change batteries and to download pictures. Sample effort was calculated following Srbek-Araujo and Chiarello (2005). Excavations of armadillos investigated were assigned to be from nine-banded and six-banded armadillos due to their morphometric characteristics (CERBONCINI et al. 2008). However, to confirm the authorship of the burrows we collected information about width, height, and depth using a tape of five meters to each burrow sampled with camera traps (CERBONCINI et al., 2008).

**Table 1.** Sampling effort of the two surveys of camera trapping conducted from November 2015 to January 2016 (Nhecolândia I) and from June to August 2016 (Nhecolândia II), on a private ranch in the Pantanal of Nhecolândia.

Survey	Number of cameras	Sampled days	Sample effort (Camera-days)
I	15	25	375
II	12	46	552
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>71</b>	<b>927</b>

Concurrent with camera trapping recover, we searched for invertebrates and other *taxa* inside the monitored burrows, which were carefully excavated with the aid of shovels and spades. The soil samples were sieved into two different meshes (4 and 1 mm, respectively) for a thorough search for small fauna (invertebrates). The animals found in each burrow were packed in bottles containing alcohol 70, and later identified by external morphological characters by specialists. Reptiles and amphibians found were identified in the field and released in the same place. This study was authorized by SISBIO (n° 49662-1) and CEUA-UCDB (n° 019/2015).

### ***Data analysis***

The data obtained through camera trapping were screened, excluding pictures of the same species, at the same camera trapping station within a period of 1 hour in order to guarantee independence between the records (SILVEIRA et al., 2003). A species accumulation curve was obtained by means of 1000 randomizations of different sample sizes using the package *vegan* (OKSANEN et al. 2018) at R software, where each day of sampling was treated as a sample (TOBLER et al., 2008).

Vertebrates interacting with burrows of the armadillo were evaluated following the categories proposed by Desbiez and Kluyber (2013) as following: (1) The animals passed in front of the burrow without presenting any type of interaction with them; (2) The animal interacted (observed, smelled) with the burrow or its entrances for less than five seconds; (3) The animal interacted with the entrance (foraged at the entrance, rested on the sand mound, searched the entrance of the burrow for prey, entered the entrance of the burrow), but remained visible for the camera for more than five seconds; (4) The animal entered the burrow and left the field of view of the camera trap.

From the number of occurrences of records in each of the categories (1-4), a Principal Component Analysis (PCA) was performed using a Bray-Curtis matrix to verify which species were using the burrows, that is, species that presented interactions type 3 or 4 with the burrows (as proposed by Desbiez and Kluyber, 2013). Analysis was carried out in the software Past (HAMMER et al. 2001). Other small vertebrates and invertebrates were listed after the identification into the lowest possible taxonomic level.

## Results

A total of 27 burrows of armadillos were sampled, of which the mean height was 17.9 cm ( $\pm$  8.56), width was 20.6 cm ( $\pm$  7.69) and depth 42.53 cm ( $\pm$  13.91). A total of 594 independent records of mammals, birds and reptiles, divided into 15 orders and 33 species were obtained through camera trapping survey (Table 2; Figure 1 and 2). The accumulation curve of camera trapping data showed a tendency to asymptote (Figure 3). In addition, eight *taxa* of invertebrates were identified inside the burrows of armadillos during our excavations, of which three up to genera and three up to species level (Table 3). The tick *Amblyomma sculptum* was the only vector borne agent found inside the burrows (Table 3). We observed small vertebrates and invertebrates in 51% of the monitored burrows.

Photographic records showed that Carnivora was the richest order sampled, with seven species recorded, followed by Rodentia with with four species and Artiodactyla with three species (Table 2). During data collection, the species *Thrichomys pachyurus*, *Dasyprocta azarae* and *Clyomys laticeps* were the ones with the highest number of records, and the species *Geochelone carbonaria*, *Micrastur semitorquatus* and *Tupinambis teguixin* were the least recorded (Table 2). *Dasypus novemcinctus* and *Euphractus sexcinctus* were the only species of armadillos recorded in our study.

**Table 2.** List of species identified by camera traps using burrows of armadillos (*Dasypus novemcinctus* and *Euphractus sexcinctus*) in the Pantanal, during surveys carried out in from November 2015 to January 2016; and from June to August 2016; Common name, number of records (n) and type of interactions in percentage according to Desbiez and Kluyber (2013).

Táxon	Common name	n	Interaction 1	Interaction 2	Interaction 3	Interaction 4
			(%)	(%)	(%)	(%)
<b>Mammals</b>						
<b>Artiodactyla</b>						
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	Red brocket deer	2	2 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	Gray brocket deer	13	13 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Collared peccary	53	44 (83)	8 (15,1)	1 (1,9)	0 (0)
<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	Wild Boar	30	24 (80)	0 (0)	6 (20)	0 (0)
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	White-lipped peccay	32	28 (87,5)	4 (12,5)	0 (0)	0 (0)
<b>Carnivora</b>						
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Crab-eating fox	8	3 (37,5)	3 (37,5)	2 (25)	0 (0)
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Tayra	3	2 (66,7)	1 (33,3)	0 (0)	0 (0)

<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (Geoffroy, 1803)	Jaguarundi	2	2 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	Ocelot	6	4 (66,7)	1 (16,6)	1 (16,6)	0 (0)
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	Puma	2	1 (50)	1 (50)	0 (0)	0 (0)
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	South American coati	24	9 (37,5)	11 (45,8)	4 (16,7)	0 (0)
<i>Procyon cancrivorus</i> (Cuvier, 1798)	Crab-eating raccoon	3	1 (33,3)	1 (33,3)	1 (33,3)	0 (0)
<b>Cingulata</b>						
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Six-banded armadillo	48	19 (39,6)	17 (35,4)	9 (18,75)	3 (6,25)
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	Nine-banded armadillo	10	1 (10)	4 (40)	3 (30)	2 (20)
<b>Marsupialia</b>						
<i>Monodelphis domestica</i> (Wagner, 1842)	Grey Short-tailed Opossum	11	7 (63,6)	2 (18,2)	2 (18,2)	0 (0)
<b>Perissodactyla</b>						
<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	Tapyr	14	14 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<b>Pilosa</b>						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	Giant Anteater	1	1 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Southern Tamandua	10	7 (70)	2 (20)	1 (10)	0 (0)
<b>Rodentia</b>						

<i>Clyomys laticeps</i> (Thomas, 1909)	Broad-headed Spiny Rat	64	1 (1,6)	18 (28,1)	29 (45,3)	16 (25)
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichenstein, 1823	Azara's agouti	72	53 (73,6)	13 (18,1)	6 (8,3)	0 (0)
<i>Oecomys mamorae</i> (Thomas, 1906)	-	4	1 (25)	2 (50)	0 (0)	1 (25)
<i>Thrichomys pachyurus</i> (Wagner, 1845)	-	81	0 (0)	13 (16)	54 (66,7)	14 (17,3)

---

**Birds**
**Cariamiformes**

<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	Red-legged Seriema	4	4 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
--	--------------------	---	---------	-------	-------	-------

**Columbiformes**

<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	White-tipped Dove	56	54 (96,4)	2 (3,6)	0 (0)	0 (0)
--	-------------------	----	-----------	---------	-------	-------

**Falconiformes**

<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	Collared Forest-Falcon	1	0 (0)	0 (0)	1 (100)	0 (0)
---	------------------------	---	-------	-------	---------	-------

**Galliformes**

<i>Aburria jacutinga</i> (Spix, 1825)	Black-fronted Piping-Guan	4	3 (75)	0 (0)	1 (25)	0 (0)
---------------------------------------	---------------------------	---	--------	-------	--------	-------

<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	Bare-faced Curassow	10	8 (80)	0 (0)	2 (20)	0 (0)
-----------------------------------	---------------------	----	--------	-------	--------	-------

<i>Ortalis canicollis</i> (Wagler, 1830)	Chaco Chachalaca	2	1 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
--	------------------	---	---------	-------	-------	-------

**Passeriformes**

<i>Cyanocorax cyanomelas</i> (Vieillot, 1818)	Purplish Jay	2	1 (50)	1 (50)	0	0
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	Rufous Hornero	2	2 (100)	0	0	0
<b>Tinamiformes</b>						
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	Undulated Tinamou	18	12 (66,7)	3 (16,6)	3 (16,6)	0
<hr/>						
<b>Reptiles</b>						
<b>Squamata</b>						
<i>Tupinambis teguixin</i> (Gray, 1845)	Black Tegu	1	1 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<b>Testudinata</b>						
<i>Geochelone carbonaria</i> (Spix, 1824)	Tortoise	1	1 (100)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<b>Total</b>		<b>594</b>				
<hr/>						



**Figure 1:** Species identified by camera traps using burrows of armadillos in the Pantanal during surveys carried out in from November 2015 to January 2016; and from June to August 2016 A. *Mazama americana*; B. *Pecari tajacu*; C. *Eira barbara*; D. *Herpailurus yagouaroundi*; E. *Procyon cancrivorus*; F. *Euphractus sexcinctus*; G. *Clyomys laticeps*; H. *Thrichomys pachyurus*; I. *Cariama cristata*.

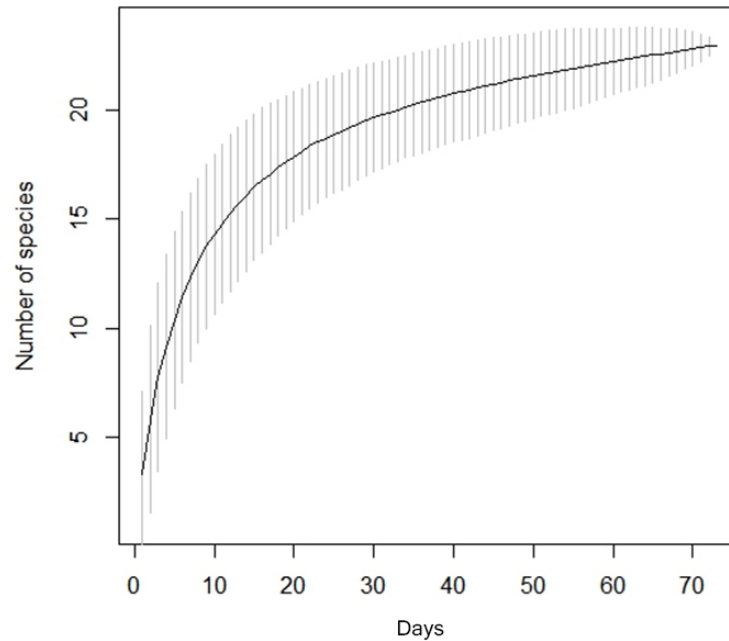




**Figure 2:** Species identified by camera traps using burrows of armadillos in the Pantanal during surveys carried out in from November 2015 to January 2016; and from June to August 2016 A. *Leptotila verreauxi*; B. *Micrastur semitorquatus*; C. *Aburria jacutinga*; D. *Crax fasciolata*; E. *Ortalis canicollis*; F. *Cyanocorax cyanomelas*; G. *Crypturellus undulatus*; H. *Tupinambis teguixin*; I. *Geochelone carbonaria*.

**Table 3.** List of invertebrates, amphibians and reptiles found inside armadillos burrows sampled in the Pantanal of Nhecolândia subregion in January 2016 and August 2016.

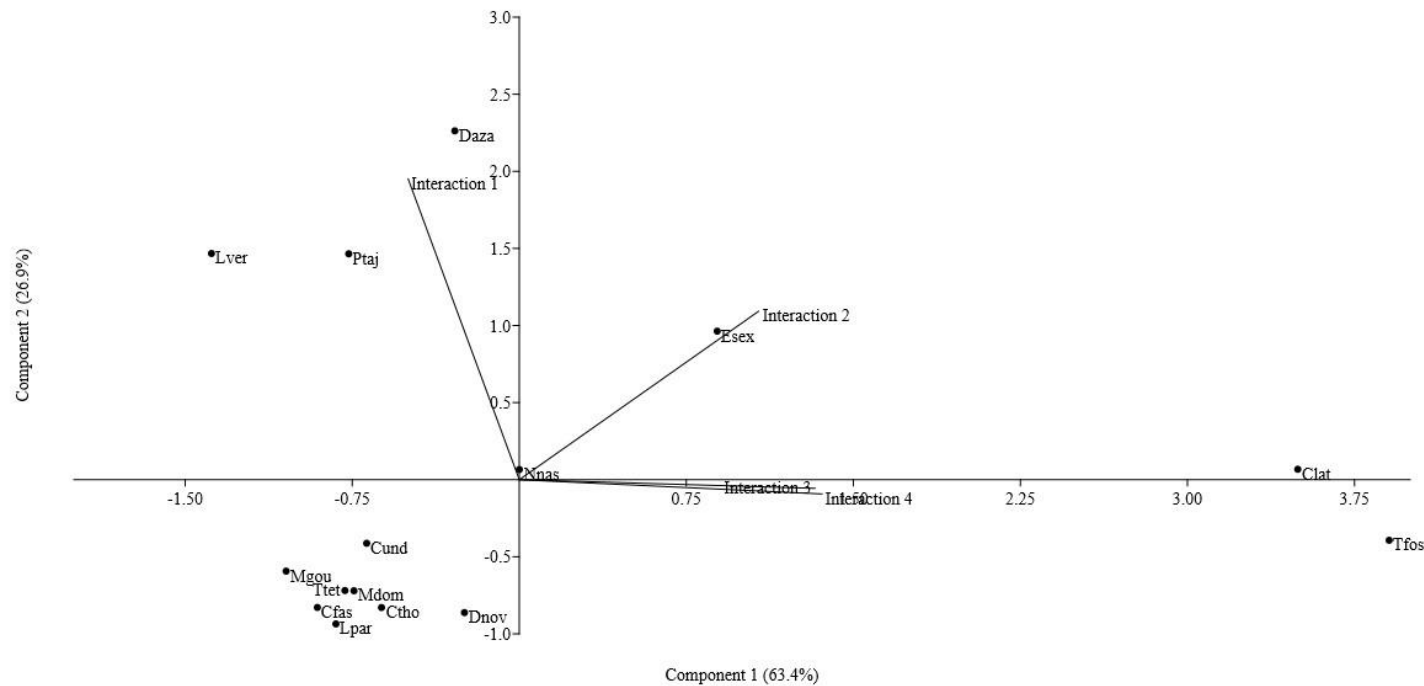
<b>Order</b>	<b>Family</b>	<b>Genus/Species</b>
Blattodea	Blattidae	-
Coleoptera	Cerambycidae	-
	Chrysomelidae	-
	Elateridae	-
	Scarabaeidae	-
	Staphylinidae	<i>Paederus</i> sp.
Hemiptera	Reduviidae	
Hymenoptera	Formicidae	<i>Cyphomyrmex</i> sp.
		<i>Solenopsis</i> sp.
Isoptera	Termitidae	-
Ixodida	Ixodidae	<i>Amblyomma sculptum</i>
Amphibia	Microhylidae	<i>Elachistocleis ovalis</i>
Squamata	Gymnophthalmidae	<i>Micrablepharus maximiliani</i>



**Figure 3:** Species accumulation curve obtained through 1,000 randomization of camera trap samples taken at the Pantanal da Nhecolândia, MS, considering camera trapping surveys carried out from November 2015 to January 2016; and from June to August 2016.

The Principal Component Analysis showed that 90,3% of the data variation was within the first two axes. The small rodent species *Clyomys laticeps* and *Thrichomys pachyurus* were the only species associated with categories 3 and 4 of interactions. Among the other small mammals recorded, *Monodelphis domestica* and *Oecomys* sp. had no record classified in categories 3 and 4.

Medium and large mammal species as deer, anteaters, *Puma concolor*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Pecari tajacu*, *Procyon cancrivorus*, and *Eira barbara* did not interact with the burrows, just passed in front of them, while other mammals had few records in category 2 (Table 2). *Dasybus novemcinctus* were associated with type 1 of interactions, while records of *Euphractus sexcinctus* were associated with type 2 (Figure 4).



**Figure 4:** Principal Component Analysis demonstrating association between species recorded by camera traps and types of interaction with burrows of armadillos. I1; I2; I3; I4 = Categories of interactions of vertebrate species with burrows of armadillos, according to Desbiez e Kluyber (2013). Daza: *Dasyprocta azarae*; Ptaj: *Pecari tajacu*; Lver: *Leptotila verreauxi*; Esex: *Euphractus sexcinctus*; Nnas: *Nasua nasua*; Clat: *Clyomys laticeps*; Cund: *Crypturellus undulatus*; Mgou: *Mazama gouazoubira*; Ttet: *Tamandua tetradactyla*; Mdom: *Monodelphis domestica*; Cfas: *Crax fasciolata*; Ctho: *Cerdocyon thous*; Lpar: *Leopardus pardalis*; Dnov: *Dasypus novemcinctus*.

## Discussion

In this study we observed interactions and habitat sharing between mammals and invertebrates in half of the sampled holes. Although few vectors were found, the presence of *Amblyomma* ticks, which acts as vectors of several pathogenic microorganisms such as *Rickettsia rickettsii* and *Borrelia* sp., reinforces the role these environments can play in the transmission cycle of parasites, as suggested by Desbiez and Kluyber (2013).

The averages of the entrance dimensions of the sampled holes correspond to the averages of armadillo holes excavated by the species *Euphractus sexcinctus* and *Dasypus novemcinctus* as demonstrated by Anacleto (2006) and Medri (2008). In fact, some authors point out that armadillos' burrows have their own characteristics, so that the two species in question can be distinguished by their holes (CARTER; ENCARNAÇÃO, 1983; EMMONS; FEER; 1997). Therefore, although Schaller (1983) points out that for the sandy soil of the Pantanal, this characterization of the burrows becomes more difficult, the fact that these were the only species phototrapped reinforce that they are the two armadillos' species occurring in our study site.

During the study, it was observed that just two species of small mammals interacted with the holes, demonstrating that like *Priodontes maximus*, *Euphractus sexcinctus* and *Dasypus novemcinctus*, can be considered engineers of the ecosystem, because they provide, through their activity, a habitat that can be used by other smaller species (JONES et al., 1997). *Crypturellus undulates*, *Aburria jacutinga* and *Crax fasciolata* were the only species of bird which interacted with the burrows, foraging in their entrances, as demonstrated by camera traps. However, the small number of pictures categorized in interactions 3 and 4 prevents us from claiming that they have in fact established/consolidated such a relationship.

Among the 33 species registered with camera traps, 23 had some kind of interaction in the categories 2, 3 and 4 with the burrows. Most of these species are small and medium sized mammals. In the Pantanal da Nhecolândia, Medri (2008) showed that the burrows of *E. sexcinctus* are made downwind, which make it internal temperature lower. This fact may help to understand why rodents seek armadillos' burrows for shelter. The association of rodents with armadillos' holes was also observed in a Cerrado region, being related to the vegetation type (VIEIRA et al., 2005). Bueno et al. (2004) observed that the presence of *Clyomys bishop* in armadillo holes was larger when the hole was within denser vegetation than in open areas. It was also observed the presence of amphibians and reptiles in the holes excavated by armadillos. In the same region, Medri (2008) found other species using armadillos burrows as shelter, among them the lizard *Ameivula pyrrhogularis* and the amphibian *Pleurodema fuscomaculatum*.

The tick *Amblyomma sculptum*, which is found in several wild and domestic Pantanal species, is among the invertebrates sampled (CANÇADO et al., 2017). Because of the association of this tick with other mammalian species we can suggest that armadillos' burrows serve as a source for tick dispersal, since species of small mammals are associated with burrows. The tick *A. sculptum* is a species of medical importance, since it serves as a vector for bacteria such as *Rickettsia rickettsii*, which is the etiological agent of spotted fever and *Borrelia burgdorferi*, the pathogenical agent causing Lyme disease (LABRUNA, 2013). Other invertebrates have been associated with *Dasyopus novemncinctus* burrows in the Amazon region, mainly triatomines of the genus *Panstrongylus* and *Triatoma*, considered vectors of the *Trypanosoma cruzi* protozoan, causative agent of Chagas disease (GAUNT; MILES, 2000). Therefore, our findings reinforce the idea that armadillos' burrows acts in enzootic cycles of several parasites, contributing to their maintenance in natural environments.

In conclusion, this study demonstrates that the holes of *Euphractus sexcinctus* and *Dasytus novemcinctus* are preferably shared by small mammal species such as rodents and some invertebrates, including ticks. Like *Priodontes maximus*, these two smaller species can also be considered ecosystem engineers. Since we confirm the presence of ticks in the burrows, we suggest that this microhabitat can act as a parasite transmission point. With such information, we can place six-banded and nine-banded armadillos' burrows as elements that deserve further investigation in view of their potential role in enzootic cycles in the Pantanal region.

### Literature Cited

- AGUIAR, John M. Species summaries and species discussions. **Edentata**, v. 2004, n. 6, p. 3-26, 2004.
- ALHO, Cleber José Rodrigues; CAMARGO, G.; FISCHER, E. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 297-310, 2011.
- ANACLETO, T. C. S. (2006). Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do Cerradosobre os tatus. Universidade Federal de Goiás, Goiás.
- BUENO, Adriana A. et al. Association of the " IUCN vulnerable" spiny rat *Clyomys bishopi* (Rodentia: Echimyidae) with palm trees and armadillo burrows in southeastern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 52, n. 4, p. 1009-1011, 2004.
- CANÇADO, Paulo Henrique Duarte et al. Estado atual dos carrapatos em relação a seus animais-hospedeiros domésticos e selvagens do Pantanal no Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, 2017.
- CARTER, Tracy S.; ENCARNAÇÃO, Christiane D. Characteristics and use of burrows by four species of armadillos in Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 64, n. 1, p. 103-108, 1983.
- CERBONCINI, R. A. S. ; BRAGA, T. V. ; SILVA, L. D. ; PASSAMANI, M. . Escavações de tatus (Cingulata, dasypodidae) em um fragmento de cerrado sensu stricto no campus da UFLA. In: XVII

CONGRESSO DE POS GRADUAÇÃO DA UFLA, 2008, LAVRAS. ANAIS DO XVII CONGRESSO DE POS GRADUAÇÃO DA UFLA, 2008.

DE SOUSA, K. C. M. et al. Anaplasmatidae agents among wild mammals and ectoparasites in Brazil. **Epidemiology & Infection**, v. 145, n. 16, p. 3424-3437, 2017.

DESBIEZ, Arnaud Léonard Jean; KLUYBER, Danilo. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. **Biotropica**, v. 45, n. 5, p. 537-540, 2013.

EISENBERG JF, REDFORD KN (1999) Mammals of the neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brasil. University of Chicago Press, Chicago

EMMONS, Louise; FEER, François. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 1997.

GAUNT, Michael; MILES, Michael. The ecotopes and evolution of triatomine bugs (Triatominae) and their associated trypanosomes. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 95, n. 4, p. 557-565, 2000.

GOULART, F. V. B., CÁCERES, N. C., GRAIPEL, M. E., TORTATO, M. A., Ghizoni, I. R., & OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, 74(3), 182-190, 2009.

HAMILTON, S.K., SIPPEL, S.J., and MELACK, J.M. 'Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing', **Arch. Hydrobiol.**, 137, 1–23, 1996.

HAMMER, ♦., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology** 78:1946–1957, 1997.

LABRUNA, M. B., 2013. Brazilian Spotted Fever: The Role of Capybaras. In: J. Moreira J., K. Ferraz, E. Herrera & D. Macdonald (Ed.): Capybara: 371-383. SPRINGER, New York.



LIMA BORGES SPA (2004) TOMÁS WM. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal Embrapa Pantanal, Corumbá

MACCARINI, Thiago Bernardes et al. Temperature influences the activity patterns of armadillo species in a large neotropical wetland. **Mammal Research**, v. 60, n. 4, p. 403-409, 2015.

MCDONOUGH, C. M., DELANEY, M. J., QUOC LE, P., BLACKMORE, M. S., & LOUGHRY, W. J. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. **Revista de Biologia Tropical**, 48(1), 109-120, 2000.

MEDRI, I.M.; MOURÃO, G.M.; RODRIGUES, F.H.G. Ordem Xenarthra. In: Mamíferos do Brasil. (REIS et al, ed.) Londrina, Brasil: Nélío R. dos Reis, p. 71- 99, 2006.

MEDRI, Ísis Meri. Ecologia e história natural do tatu-peba, *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758), no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. 2008.

MILES, M. A.; DE SOUZA, A. A.; POVOA, M. Chagas' Disease in the Amazon Basin: III. Ecotopes of ten triatomine bug species (Hemiptera: Reduviidae) from the vicinity of Belem, Pará State, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 18, n. 4, p. 266-278, 1981.

OKSANEN, Jari et al. Package ‘vegan’community ecology package. See <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>, 2018.

RODRIGUES, F. H. G. et al. Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. **Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)**, 2002.

SCHALLER, George B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arq Zool**, v. 31, p. 1-36, 1983.

SILVEIRA, L., A.T.A. JÁCOMO and A.F. DINIZ-FILHO. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation** 114: 351–355, 2003.

SRBEK-ARAÚJO, A.C. and A.G. CHIARELLO. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 2(1): 1–5, 2005

SORIANO BMA, OLIVEIRA H, CATTO JB, COMASTRI Filho JA, GALDINO S, SALIS SM (1997) Plano de utilização da fazenda Nhumirim. Embrapa CPAP Documentos. Document No. 21

TOBLER, M.W., S.E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R.L. PITMAN, R. MARES and G. POWELL. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. **Animal Conservation** 11: 187–189, 2008.

VIEIRA, E. M., IOB, G., BRIANI, D. C., & PALMA, A. R. T. Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology*, 70(6), 359-365, 2005.