

História natural dos artiodáctilos nativos da Bacia do Alto Paraguai com apontamentos sobre taxonomia, distribuição, abundância, ecologia e conservação

Natural history of native artiodactyls of the Upper Paraguay Basin with annotations on taxonomy, distribution, abundance, ecology, and conservation

Alexine Keuroghlian^I  | Gabriel Selbach Hofmann^{II}  | Bruna da Silva Andrade^I 
 Liliani Marília Tiepolo^{III}  | Maxwell da Rosa Oliveira^{IV}  | André Restel Camilo^V  | Walfrido Moraes Tomas^{VI} 

^IProjeto Queixada/Peccary Project Instituto Pró-Taipir. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

^{II}Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil

^{III}Universidade Federal do Paraná. Matinhos, Paraná, Brasil

^{IV}Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil

^VSmithsonian Conservation Biology Institute. Front Royal, Virginia, USA

^{VI}Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Pantanal. Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil

Resumo: Apresentamos uma revisão dos diferentes aspectos relacionados aos mamíferos artiodáctilos nativos da Bacia do Alto Paraguai (BAP), área que compreende a planície pantaneira e os planaltos adjacentes, representados por duas espécies da família Tayassuidae (*Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*) e quatro da família Cervidae (*Blastocerus dichotomus*, *Mazama americana*, *Mazama gouazoubira* e *Ozotoceros bezoarticus*). Embora originalmente estas seis espécies possuísem ampla distribuição geográfica, atualmente, algumas delas se encontram global ou regionalmente ameaçadas. Diferentemente do que ocorre nas áreas de planalto, em avançado estágio de degradação ambiental, a planície pantaneira ainda mantém populações viáveis destas espécies, sendo um local importante tanto para a sua conservação quanto para a realização de estudos considerando a ampla heterogeneidade ambiental existente. Procuramos compilar e sintetizar as principais informações relacionadas a história natural, taxonomia, morfologia, estrutura populacional, ecologia e conservação destas espécies, priorizando a utilização de dados gerados por estudos conduzidos nas diferentes regiões da BAP. Para fins de comparação, dados levantados em ecorregiões vizinhas também foram considerados. Esperamos que este trabalho contribua para o aumento do conhecimento destas espécies no Brasil e auxilie na formulação de políticas públicas e na implementação de estratégias de conservação de longo prazo dos taiaçuídeos e cervídeos neotropicais.

Palavras-chave: *Tayassu pecari*. *Pecari tajacu*. *Blastocerus dichotomus*. *Mazama americana*. *Mazama gouazoubira*. *Ozotoceros bezoarticus*.

Abstract: We present a review of the different aspects related to native artiodactyl mammals from the Upper Paraguay Basin (UPB) and Brazilian Pantanal Basin and highlands, represented by two species from the Tayassuidae family (*Tayassu pecari* and *Pecari tajacu*) and four from the Cervidae family (*Blastocerus dichotomus*, *Mazama americana*, *Mazama gouazoubira*, and *Ozotoceros bezoarticus*). Originally these six species had a wide geographic distribution, but currently, some of them are globally or regionally threatened. However, unlike the deforested Pantanal highlands, the Pantanal basin still maintains healthy populations of these species, making it an ideal area for research and their conservation in this dynamic heterogeneous environment. In this review, we compiled and synthesized the main information related to their natural history, morphology, taxonomy, population structure, ecology and conservation. We prioritized data generated by studies conducted in different regions of the UPB. For comparative purposes, we also include data from neighboring ecoregions. We hope that this review contributes information on these Brazilian species and ultimately contributes to public policies that implement conservation strategies for the long-term conservation of native neotropical peccaries and deer.

Keywords: *Tayassu pecari*. *Pecari tajacu*. *Blastocerus dichotomus*. *Mazama americana*. *Mazama gouazoubira*. *Ozotoceros bezoarticus*.

Keuroghlian, A., Hofmann, G. S., Andrade, B. S., Tiepolo, L. M., Oliveira, M. R., Camilo, A. R., & Tomas, W. M. (2022). História natural dos artiodáctilos nativos da Bacia do Alto Paraguai com apontamentos sobre taxonomia, distribuição, abundância, ecologia e conservação. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 17(1), 115-162. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v17i1.836>

Autora para correspondência: Alexine Keuroghlian (alexinek@hotmail.com).

Recebido em dez. 2020

Aprovado em out. 2021

Responsabilidade editorial: Carolina Carvalho Cheida



INTRODUÇÃO

A ordem Artiodactyla – do grego, dedos pares – está representada por 18 famílias extintas (Simpson, 1984) e dez famílias recentes, 81 gêneros e 211 espécies com distribuição em praticamente todos os biomas do planeta, exceto em áreas do leste da Índia, Nova Guiné e ilhas associadas, Austrália, Nova Zelândia e continente Antártico (Nowak, 1999).

A característica que define esta ordem é a condição paraxônica, em que o plano de simetria das patas passa entre o terceiro e o quarto dedo. Conhecidos como ungulados, possuem formações córneas, como as unhas, envolvendo por completo a extremidade do dedo (Cabrera, 1958). O primeiro dedo está ausente, o segundo e o quinto dedos estão reduzidos em diferentes níveis (Nowak, 1999) e apenas o segundo e o terceiro dedos tocam o solo (Cabrera, 1958), por isso a pegada conspícua do bando. O crânio possui uma secção pré-orbital larga e um processo pós-orbital sempre presente. Possuem muitas áreas glandulares, relacionadas ao comportamento sexual e social. A dentição é altamente especializada, variando entre 30 e 40 dentes, com tendência à redução do número de incisivos (Díaz & Barquez, 2002). Os incisivos superiores são reduzidos ou ausentes, assim como os caninos. Os pré-molares são simples não molariformes, o que os diferencia dos Perissodactyla. Os molares são quadricuspidados hipsodontes, bunodontes ou selenodontes, com coroas baixas e cuspidadas. Como todos os ungulados, possuem costelas torácicas altas e costelas que atuam como ponta da coluna junto às patas anteriores. São animais terrestres, caminhadores e corredores, com formas herbívoras e onívoras; o estômago pode ser simples ou composto por três ou quatro câmaras (Montero & Altino, 2004). Muitas espécies têm apêndices frontais conhecidos como cornos ou chifres (Nowak, 1999).

De acordo com Hassanin & Douzery (2003), a ordem Artiodactyla distribui-se nas subordens Tylopoda, composta pelas famílias Suidae, Tayassuidae, Hippopotamidae e Camelidae, e Ruminantia, composta por Antilocapridae, Giraffidae, Cervidae, Bovidae, Moschidae e Tragulidae.

A família Cervidae possui cinco subfamílias, entre as quais Cervinae (cervos da Europa, Ásia e duas espécies da América do Norte) e Odocoilinae (cervídeos do Novo Mundo) (Putman, 1988). No Brasil, todos os Cervidae pertencem a subfamília Odocoilinae, com nove espécies: *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815), *Mazama americana* (Erxleben, 1777), *Mazama rufa* (Illiger 1815) *Mazama jucunda* (Thomas 1913), *Mazama gouazoubira* (Fischer, 1814), *Mazama nana* (Hensel, 1872), *Mazama nemorivaga* (Cuvier, 1817), *Odocoileus cariacou* (Boddaert, 1784) e *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus, 1758). Já os porcos do Novo Mundo estão representados por quatro espécies da família Tayassuidae, sendo que três ocorrem no Brasil: *Pecari maximus* (Roosmalen et al., 2007), *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) e *Tayassu pecari* (Link, 1795). O porco taguá *Catagonus wagneri* (Rusconi, 1930) é endêmico da região chaquenha do Paraguai e da Bolívia.

Entre as espécies nativas no bioma Pantanal (Figura 1), ocorrem os Cervidae: *Blastocerus dichotomus*, *Ozotoceros bezoarticus*, *Mazama americana* e *Mazama gouazoubira*. Já entre os Tayassuidae, ocorrem *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*. Temos como objetivo apontar aspectos da história natural das espécies que ocorrem no Pantanal, bem como tecer considerações sobre a distribuição geográfica, a taxonomia, a estrutura ecológica e a conservação das espécies, com vistas à ampliação do conhecimento e à definição de estratégias de conservação para a mastofauna e os ecossistemas da Bacia do Alto Paraguai (BAP).

FAMÍLIA TAYASSUIDAE

No Brasil, ocorrem duas espécies da família Tayassuidae, o cateto, também conhecido como caititu (*Pecari tajacu*), e o queixada (*Tayassu pecari*). A descrição da potencial espécie, *Pecari maximus*, descrita por Roosmalen et al. (2007), não é considerada válida, pois análises filogenéticas mostraram que o único espécime de *P. maximus* considerado agrupou-se na linhagem sul-americana de *P. tajacu*, intimamente relacionado com espécimes brasileiras (Gongora et al., 2011).

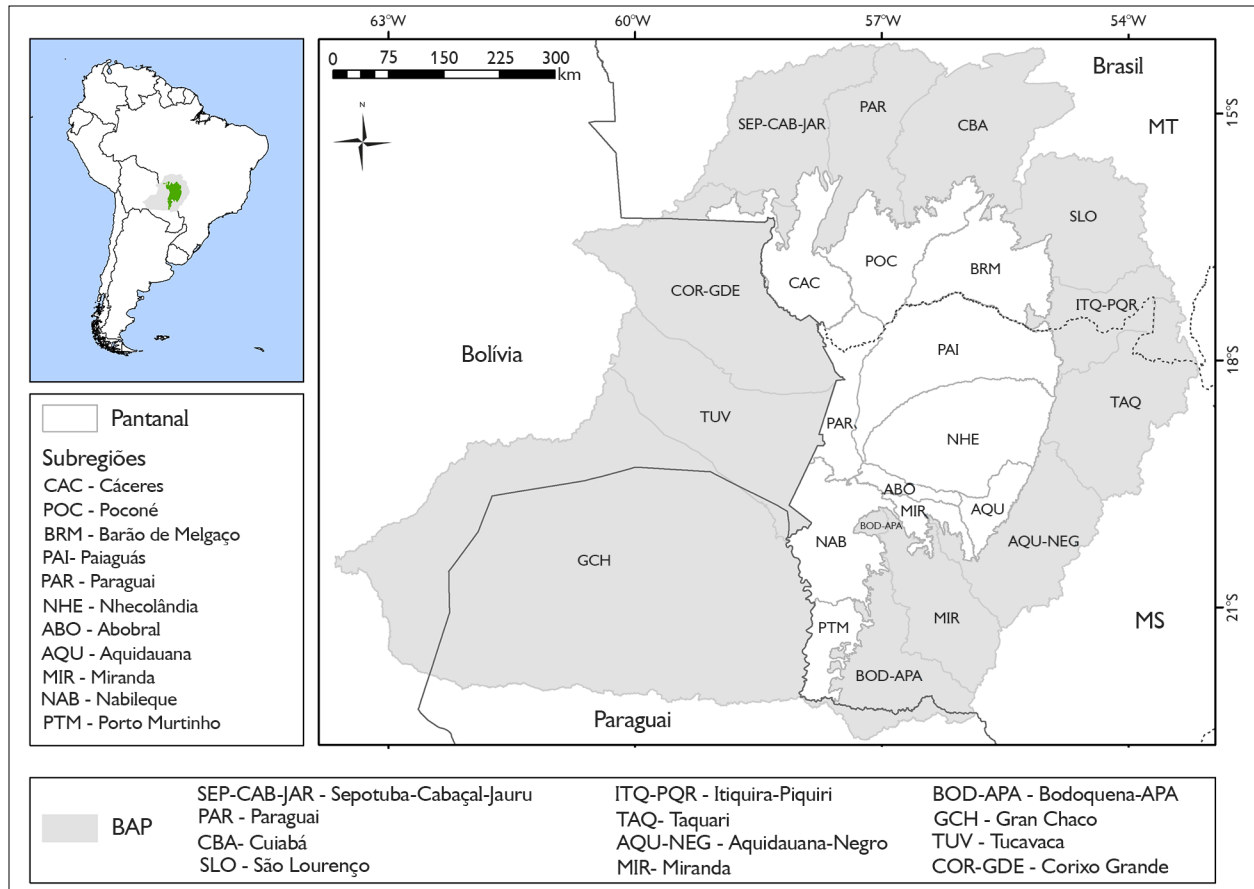


Figura 1. Limites e sub-regiões da Bacia do Alto Rio Paraguai (BAP) e do Pantanal brasileiro. Mapa: SIGNature; SOS Pantanal¹.

Figure 1. Boundaries and subregions of the Upper Paraguai River Basin (BAP) and the Brazilian Pantanal. Map: SIGNature; SOS Pantanal. Map: SIGNature; SOS Pantanal.

A família Tayassuidae constitui um grupo de animais robustos, com cabeça curta e triangular, patas delgadas e curtas, com quatro dedos nos membros anteriores e três nos posteriores. Os caninos superiores são retos e de contorno triangular, direcionados para baixo, já a mandíbula superior é provida de fossetas para alojar os caninos inferiores. Os pré-molares e os molares formam uma série contínua de dentes que aumentam de tamanho do primeiro para o último; os molares possuem quatro cúspides, condição bunodonte. O

crânio apresenta uma crista occipital saliente e um osso pré-nasal especial em forma de ponta, situado sob o nasal. O focinho é alongado, móvel e cartilaginoso, onde uma superfície terminal nua aloja as narinas. Os taiassuídeos são mamíferos frugívoros/onívoros; habitantes principalmente de florestas, embora também ocorram em fisionomias abertas, como campos e brejos ricos em plantas aquáticas (Keuroghlian et al., 2012; Beck et al., 2017). Ambos têm fórmula dentária: $i2/3, c1/1, pm3/3, m3/3 = 38$.

¹ Mapa: delimitação das sub-regiões do Pantanal brasileiro realizada por J. S. V. Silva et al., adaptado ao novo limite de biomas do IBGE (2019) pelo Instituto Socioambiental da Bacia do Alto Paraguai SOS Pantanal; produção e diagramação do mapa feitas por SIGNature Planejamento e Conservação.

Gênero *Tayassu* Fischer, 1814

Tayassu pecari Link, 1795 (Figura 2)

Queixada

White-lipped peccary

Pecarí de labios blanco

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

A distribuição original dos queixadas (*Tayassu pecari*; Figura 2) limita-se à região Neotropical, do sudeste do México ao norte, passando pela América Central, norte e centro da América do Sul. O limite austral da distribuição da espécie se dá desde o sul da província de Entre Rios, norte da Argentina, ao estado do Rio Grande do Sul, no extremo Sul do Brasil (Sowls, 1997). A espécie foi introduzida em Cuba, em 1930 (Mayer & Wetzel, 1987), porém atualmente não é mais encontrada na natureza; presume-se que também tenha sido extinta em El Salvador. Nos últimos 20 anos, a distribuição da espécie foi significativamente reduzida no México, na América Central e na América do Sul (Leopold, 1959; Reyna-Hurtado et al., 2009; Altrichter et al., 2012). Na BAP, *T.pecari* é distribuído menos no planalto do que na planície, onde é amplamente distribuído (W. M. Tomas e A. R. Camilo, banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022; registros de material tombado na Coleção de Vertebrados do Pantanal, da EMBRAPA Pantanal; A. Keuroghlian, dados não publicados; Keuroghlian et al., 2012; G. Hofmann, 2013) (Figura 3).

MEDIDAS CORPORAIS E ESTRUTURA POPULACIONAL

Ao contrário das demais espécies de ungulados, os taiassuídeos são conhecidos por apresentarem um



Figura 2. *Tayassu pecari*. Foto: Douglas Fernandes.

Figure 2. *Tayassu pecari*. Photo: Douglas Fernandes.

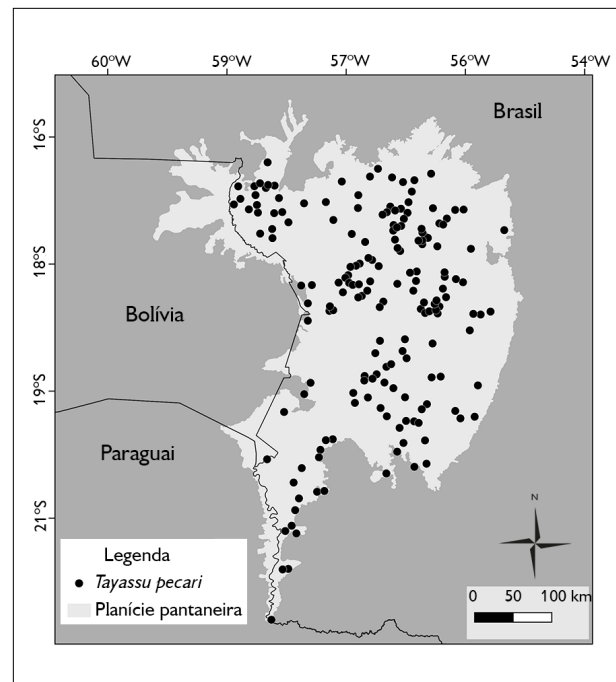


Figura 3. Distribuição geográfica de *T. pecari* no Pantanal².

Figure 3. Geographic distribution of *T. pecari* in the Pantanal wetland.

² Mapa: o mapa foi baseado na delimitação do bioma Pantanal (IBGE 2019) no lado brasileiro, acrescido do limite do Pantanal na Bolívia e no Paraguai, conforme Padovani (2010); a delimitação da BAP segue o mapa elaborado no Laboratório de Geoprocessamento da EMBRAPA Pantanal. Os pontos de ocorrência das espécies correspondem a informações obtidas por meio do banco de dados da EMBRAPA Pantanal (W. M. Tomas e A. R. Camilo, dados não publicados) e de espécimes tombados na Coleção de Referência de Vertebrados do Pantanal, da EMBRAPA Pantanal, para Tayassuidae e Cervidae, bem como de dados de A. Keuroghlian (não publicados) e de literatura (Keuroghlian et al. 2012; G. Hofman, 2013) para Tayassuidae.

dimorfismo sexual pouco evidente (Sowls, 1997; Sicuro et al., 2011). Em outras palavras, há pouca diferença entre machos e fêmeas, tanto em tamanho quanto na aparência geral, embora a bolsa escrotal seja visível a curta distância (Mayer & Wetzel, 1987; Nowak, 1999). Apesar de pouco visíveis, um estudo que avaliou medidas cranianas de indivíduos oriundos das mais diversas regiões do Brasil mostrou que as fêmeas subadultas de queixada possuem uma maior robustez craniana, além de um arranjo morfológico que lhes propicia uma mordida potencialmente mais forte do que os machos da mesma faixa etária (Sicuro et al., 2011). Neste sentido, os autores argumentam que estas diferenças morfológicas podem ser uma consequência da precocidade sexual/reprodutiva das fêmeas em relação aos machos, o que poderia levar a uma maior demanda energética das fêmeas subadultas (Sicuro et al., 2011). Após o desenvolvimento dos machos, estas diferenças morfológicas tenderiam a ser minimizadas. Embora possa haver variações ao longo da sua distribuição geográfica, não há diferenças na coloração da pelagem entre machos e fêmeas. O dorso varia de marrom-avermelhado escuro a preto, enquanto o ventre, a parte medial das pernas, a garganta e o queixo possuem pelagem branca ou amarelo-esbranquiçada, por isso o nome 'queixada'. Recentemente, um estudo compilou registros inéditos de queixadas com leucismo e piebaldismo, tanto no Pantanal quanto em outros biomas brasileiros (Aximoff et al., 2021). A pelagem é eriçada, e ambos os sexos possuem uma crina de pelos longos e rígidos ao longo de toda região dorsal (Beck et al., 2017). Quando em perigo ou durante um comportamento agressivo, os indivíduos costumam erguer as suas crinas (Mayer & Wetzel, 1987; Sowls, 1997).

Em estudo conduzido na fazenda Rio Negro, Mato Grosso do Sul, Keuroghlian & Desbiez (2010) apresentaram dados para várias características biométricas a partir de uma amostra de 233 queixadas capturados, sendo a discussão focada nas questões relacionadas ao peso e ao comprimento da cabeça-corpo. Neste sentido, os autores

não encontraram diferenças significativas entre machos e fêmeas para estes parâmetros, mesmo considerando diferentes categorias de idade (mais detalhes sobre estas classes são fornecidas por Keuroghlian & Desbiez, 2010). No entanto, para ambas as métricas, foram registradas diferenças significativas entre as diferentes classes de idade. Estes testes mostraram que tanto o peso (Figura 4) quanto o comprimento da cabeça-corpo diferem significativamente entre as categorias de idade mais jovens até as classes de idade 2 ou 2,5, respectivamente (Keuroghlian & Desbiez, 2010). A partir da classe de idade 3, as diferenças entre as categorias não foram significativas. Os resultados deste estudo mostraram que o peso médio dos queixadas adultos (classes de idade $\geq 2,5$) foi de 32,32 kg, enquanto o comprimento médio da cabeça-corpo foi de 111 cm. Além disso, mostraram que os indivíduos adultos atingem o peso corporal máximo na classe de idade 3, com média de 33,7 kg (DP = 4,0) (Keuroghlian & Desbiez, 2010).

Até o momento foram poucos os trabalhos que conseguiram avaliar a estrutura e a dinâmica populacional de queixadas na natureza, sendo que, em cativeiro, o

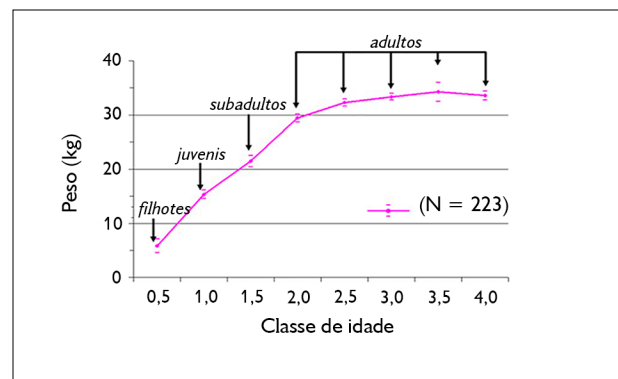


Figura 4. Média e desvio padrão (DP) do peso de queixadas (*Tayassu pecari*) para machos e fêmeas, e diferentes categorias de idade. Dados coletados entre 2001 e 2005 na fazenda Rio Negro, Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil (N = 233). Fonte: Keuroghlian & Desbiez (2010).

Figure 4. Mean and standard deviation for weights of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) for males and females, and different age categories. Data collected between 2001 and 2005 at Fazenda Rio Negro, Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brazil (N = 233). Source: Keuroghlian & Desbiez (2010).

tempo de vida máximo registrado para a espécie foi de 13 anos e três meses (Crandall, 1964; Schmidt, 1990). Um estudo conduzido por Keuroghlian et al. (2012) utilizou o método de captura-marcação-recaptura, com adoção de microchip de identificação por radiofrequência, para calcular uma tabela de vida (Tabela 1). Considerou-se o tempo de geração (G) de seis anos e utilizou-se uma taxa de fecundidade de 1,67 filhotes/ano, baseado no número médio de fetos encontrados de gestantes capturadas na Amazônia (Gottdenker & Bodmer, 1998). A idade dos indivíduos e a distribuição da faixa etária das populações foram estimadas a partir da erupção e do desgaste dentários (Bodmer et al., 1997; Maffei, 2003; Keuroghlian & Desbiez, 2010). Após cinco anos, com mais de 230 animais capturados, os autores encontraram uma curva de sobrevivência do tipo I, típica de populações livres de caça. Adicionalmente, os indivíduos situados na classe etária 4 podem ultrapassar 12 anos de idade.

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

Ao longo de toda a sua área de distribuição, os queixadas são conhecidos por concentrarem sua atividade em áreas florestais (Sowls, 1997). Costumam formar bandos muito numerosos que necessitam de uma extensa área de vida e, portanto, requerem amplas áreas contínuas de habitats não perturbados (Fragoso, 1998; Sowls, 1997; Reyna-Hurtado et al., 2009; Taber et al., 2011; Keuroghlian et al., 2015; Jorge et al., 2019). No norte do Pantanal, G. Hofmann et al. (2016) avaliaram, durante três anos consecutivos, os padrões de atividade e uso de habitats durante os meses de cheia e seca. Durante os meses de intenso alagamento, os queixadas tenderam a utilizar preferencialmente habitats florestais não alagáveis, como acurizais (*Attalea phalerata*) e florestas estacionais secas, embora também tenham mantido o uso de áreas abertas pouco propensas ao alagamento, como campos com murundu (elevações no terreno recobertas por vegetação lenhosa), mosaicos de campo e manchas de Cerrado. Neste período, a espécie não foi registrada em áreas com alta propensão ao alagamento, como cambarazais

Tabela 1. Classificação de idade através de desgaste dentário de *Tayassu pecari*, modificada de Bodmer et al. (1997). Fonte: Keuroghlian & Desbiez (2010).

Table 1. Age classification using *Tayassu pecari* tooth wear, modified from Bodmer et al. (1997). Source: Keuroghlian & Desbiez (2010).

Classe de idade	Idade em anos	Descrição da classe	Classe de idade
0,5	≤ 5 meses	Filhote	
1	6-10 meses	Juvenil	1
1,5	1-2 anos	Subadulto	1
2	2-3	Adulto jovem	2
2,5	3-5,5	Adulto jovem	2
3	5,5-7-8	Adulto	3
3,5	7-8-9	Adulto+	4

(*Vochysia divergens*), landizais (*Calophyllum brasiliense*) e matas de corixo. No período seco, embora tenham se mantido utilizando preferencialmente as matas com acuri e florestas estacionais secas, os queixadas reduziram a utilização das áreas abertas em detrimento dos cambarazais e matas de corixo (G. Hofmann et al., 2016). Outro fato que chamou atenção neste estudo foi a baixíssima utilização de tabocais (*Guadua* sp.) por queixadas e ausência de registros desta espécie nas zonas arbustivas da planície de inundação do rio Cuiabá, uma formação vegetal de ampla ocorrência no norte do Pantanal. Na região da Nhecolândia, os queixadas selecionaram principalmente as florestas e suas bordas em detrimento de outras formações abertas, como campos e cerrados (Desbiez et al., 2009). No sul do Pantanal, o uso de florestas ripárias também foi significativamente maior do que o de outros tipos de habitats (Keuroghlian et al., 2009a). Durante os meses de estiagem no Pantanal, os queixadas parecem concentrar sua atividade em locais próximos a corpos d'água, como rios, lagos, baías ou açudes.

DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

Queixadas são animais altamente sociais e que formam os bandos mais numerosos entre as espécies de taiassuídeos (Sowls, 1997). Kiltie & Terborgh (1983) sugerem que a

formação de grandes bandos aumenta a eficiência contra ataques de predadores, e que os animais inexperientes seguem os mais velhos e aprendem com eles a encontrar fontes de alimento, evitando visitas adicionais a áreas superexploradas. O bando normalmente contém de 20 a 300 animais (Mayer & Brandt, 1982; Kiltie & Terborgh, 1983; Sowls, 1997; Cullen Jr. et al., 2000; Reyna-Hurtado & Tanner, 2007; Desbiez et al., 2010; Reyna-Hurtado et al., 2015). No Pantanal, é comum o registro de bandos numerosos. Na região da Nhecolândia, Desbiez et al. (2009) e Keuroghlian et al. (2015) encontraram bandos de 25 a 75 indivíduos. Na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Serviço Social do Comércio (SESC) Pantanal, município de Barão de Melgaço, em mais de uma oportunidade, G. Hofmann (2013) registrou bandos que ultrapassavam 120 indivíduos, embora a maior parte dos bandos observados fosse composta por 50-80 animais. Registros de bandos de queixada com mais de 130 indivíduos também são relatados para a Amazônia (Fragoso, 1998) e o Cerrado (Jácomo, 2004). O tamanho dos bandos também varia, em função do grau de antropização do ambiente. Nesse sentido, Reyna-Hurtado et al. (2015) relataram que os grandes bandos tenderam a ocorrer em ambientes mais distantes da influência antrópica (em média, 76,4 indivíduos), enquanto que, em áreas próximas a assentamentos rurais, o tamanho médio do bando era de 39,9 indivíduos.

Na planície do Pantanal, a densidade de queixadas varia em função do tipo de hábitat, do nível de fragmentação da paisagem e da pressão de caça. A primeira tentativa de estimar a densidade de queixadas no Pantanal foi realizada por Schaller (1983), na fazenda Acuri, área localizada entre o rio Paraguai e a serra do Amolar, próxima à divisa entre os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e a fronteira com a Bolívia. Baseado no método de contagem de indivíduos, percorrendo transecções em diferentes tipos de vegetação, o autor estimou densidade de 1,59 indivíduos/km² (Schaller, 1983; Sowls, 1997). Mais recentemente, Desbiez et al. (2010) encontraram densidade de 13,7

indivíduos/km² em áreas florestais e 3 indivíduos/km² em áreas abertas de Cerrado, demonstrando a importância do tipo de hábitat na estimativa de densidade desta espécie. No sul do Pantanal, Desbiez et al. (2004) estimaram entre 7,5 e 9,6 indivíduos/km² nas fazendas Nhumirim e Rio Negro, respectivamente. No Pantanal, W. Tomas (2017) analisou seis paisagens diferentes, incluindo paisagem alterada para a implantação de pastagem, e encontrou densidades brutas que variaram de 2,75 indivíduos/km², em áreas com predomínio de vegetação aberta, a 6,84 indivíduos/km², em áreas com paisagens em mosaico, onde predominam habitats florestais. Os resultados de W. Tomas (2017) também demonstram que a variação na estrutura da comunidade de ungulados, na qual o queixada apresenta maiores densidades do que as demais espécies, está positiva e diretamente relacionada com o índice de agregação entre manchas florestais, com o índice do vizinho mais próximo para habitats florestais e com a proporção de áreas-núcleo de habitats florestais. Esses resultados indicam que alterações na composição e no arranjo das paisagens podem afetar consideravelmente a abundância das populações de queixadas no Pantanal.

ÁREA DE VIDA, MOVIMENTO E PADRÕES DE ATIVIDADE

Os queixadas percorrem longas distâncias, e estudos a longo prazo que avaliaram a sua área de vida indicam movimentos sazonais não aleatórios (Keuroghlian et al., 2004; Keuroghlian & Eaton, 2008b; Jorge et al., 2019). As principais variáveis ambientais que determinam o movimento e a área de vida da espécie são disponibilidade de alimento, diversidade de habitats e recursos, cobertura vegetal e fonte de água (Altrichter et al., 2001a; Keuroghlian & Eaton, 2008a, 2008b; Reyna-Hurtado et al., 2009, 2012; Beck et al., 2017; Jorge et al., 2019). Além disso, o horário de atividade dos queixadas no Pantanal, ao longo do ano, parece ser fortemente influenciado pela disponibilidade de água e por altas temperaturas, sendo a espécie essencialmente diurna durante o período de cheia,

alterando a sua atividade para períodos crepusculares/noturnos durante o auge da estação seca (G. Hofmann et al., 2016). Análises do padrão de atividade de queixadas (Altrichter et al., 2002) e do conteúdo nutricional de sua dieta (Lopez et al., 2006) também sugerem que a baixa disponibilidade de recursos e a má qualidade nutricional dos alimentos afetam seu comportamento e, provavelmente, os induzem a percorrer longas distâncias em busca de alimento em determinadas épocas do ano.

Estudos conduzidos no Pantanal e no Cerrado brasileiro mostram que o tamanho da área de vida da espécie também pode variar em função do tipo de hábitat, da fragmentação da paisagem ou pela presença/ausência de animais domésticos, como vacas e porcos (G. Hofmann, 2013; Galetti et al., 2015a; Eaton et al., 2017). Um estudo de monitoramento utilizando radiotelemetria na região do Pantanal da Nhecolândia indicou variação na área de vida dos queixadas de 7,585 a 8,004 ha (95% mínimo polígono convexo) (Keuroghlian et al., 2015) (Figura 5). Nesta região, verificou-se que bandos de queixada que utilizavam sítios com alta degradação ambiental possuíam uma área de vida 51% mais ampla do que bandos que se encontravam em habitats mais conservados (Figura 5). Outro estudo que monitorou o movimento de bandos de queixadas em duas áreas degradadas de Cerrado, localizadas em planaltos na borda sul do Pantanal, mostrou que o movimento e o uso de áreas de longo prazo se correlacionaram positivamente com a diversidade de frutos disponíveis, ou seja, bandos aumentam as distâncias percorridas diariamente nos meses de maior disponibilidade de frutos, embora esse mesmo efeito não tenha sido detectado em comparações entre os períodos de cheia e seca (Jorge et al., 2019). Além disso, os bandos de queixada são afetados negativamente pelo aumento do desmatamento, especialmente durante o período de cheia, quando passam a se alimentar de uma maior diversidade de frutos de espécies arbóreas que se encontram mais esparsos na paisagem degradada. Já nos meses de estiagem, este fator não é percebido tão claramente, pois, neste período, os queixadas costumam

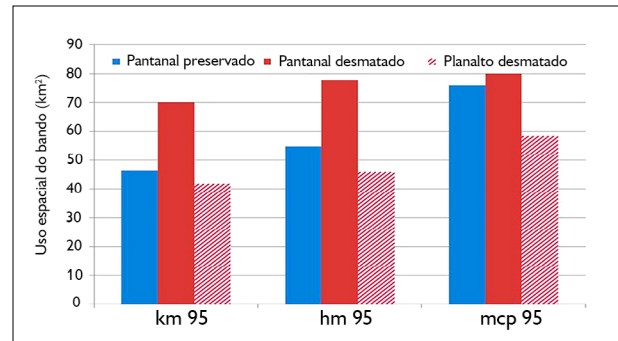


Figura 5. Estimativas de área de vida de *Tayassu pecari*. A análise de área de vida é feita por bando (3-4 sub-bandos/área); mínimo 2 a 4 anos de radiotelemetria; N = 207-246 pontos de localizações para cada área. Legendas: km = método kernel; hm = média harmônica; e mcp = convexo polígono. Fonte: Keuroghlian et al. (2015).

Figure 5. Home range estimates for *Tayassu pecari*. Range estimate based on herd analysis (3-4 subherds/area); minimum 2 to 4 years of radiotelemetry; N = 207-246 location points for each area. Legends: km = kernel method; hm = harmonic mean; and mcp = minimum convex polygon. Source: Keuroghlian et al. (2015).

consumir proporcionalmente mais frutos de espécies de palmeiras que formam densas agregações na paisagem, como acuri (*A. phalerata*) e buriti (*Mauritia flexuosa*) (Jorge et al., 2019). Estes resultados fornecem informações importantes para a conservação desta espécie-chave, indicando que os queixadas são afetados negativamente pela remoção de florestas, cujas consequências podem ser intensificadas com a disponibilidade sazonal de recursos.

Outro tema muito estudado ao longo das duas décadas foi a possível competição entre taiassuídeos e porcos-monteiros (*Sus scrofa*) no Pantanal, uma espécie exótica introduzida na região em sua forma doméstica por volta da segunda metade do século XVIII (Alho & Lacher, 1991). Atualmente, esta espécie se encontra feralizada e distribuída em todo o Pantanal, sendo que as estimativas populacionais sugerem a existência de milhares de indivíduos (Mourão et al., 2004; Cordeiro et al., 2018). Como porcos-monteiros e taiassuídeos ocupam o mesmo nível trófico e possuem características semelhantes, tanto de dieta quanto na utilização do hábitat, foi sugerido que as interações competitivas poderiam resultar em efeitos negativos para catetos e queixadas (Sicuro & Oliveira, 2002;

Desbiez et al., 2009; Desbiez & Keuroghlian, 2009; Oliveira-Santos et al., 2011; G. Hofmann, 2013; Galetti et al., 2015a). Estes trabalhos mostraram uma elevada sobreposição em nível alimentar entre porcos-monteiros e queixadas (Desbiez et al., 2009; Desbiez & Keuroghlian, 2009; Galetti et al., 2015a), além de terem detectado mudanças significativas nos padrões de atividade dos queixadas nos locais onde ocorrem em simpatria com porcos-monteiros (G. Hofmann, 2013; Galetti et al., 2015a). Contudo, até o momento, nenhum estudo conseguiu comprovar uma interferência negativa desta espécie exótica em ambas espécies nativas ou uma relação agonística entre elas. De fato, parece haver elevado padrão de ocorrência espacial entre estas espécies (Oliveira-Santos et al., 2011), com os taiassuídeos utilizando a partição temporal como uma estratégia para evitar/reduzir a competição por recursos (G. Hofmann, 2013).

ECOLOGIA ALIMENTAR

No Pantanal, a dieta dos queixadas é predominantemente frugívora (Desbiez et al., 2009; Keuroghlian et al., 2009b) e eles podem atuar tanto como predadores quanto como dispersores de sementes (Desbiez & Keuroghlian, 2009). Assim como em outras regiões ao longo de sua distribuição, as tendências de uso do habitat indicaram que há uma forte associação entre queixadas e áreas florestais (Keuroghlian et al., 2009a; Jorge et al., 2019), especialmente em florestas ripárias, onde a disponibilidade de frutos costuma ser mais elevada (Keuroghlian et al., 2009b). Contudo, além de frutos e sementes, os queixadas consomem uma ampla variedade de outros recursos alimentares, incluindo folhas, tubérculos, raízes, rizomas, invertebrados terrestres, ovos de aves e tartarugas, além de vertebrados, como sapos, peixes, serpentes e pequenos mamíferos (Beck, 2005; Desbiez et al., 2009; Fernandes et al., 2013). Na época seca, quando a disponibilidade de frutos diminui significativamente, a frequência de raízes e fibras de plantas na dieta dos queixadas aumenta (Desbiez et al., 2009). Outros recursos consumidos pela espécie, como plantas aquáticas,

podem ser mais abundantes em áreas não florestadas, demonstrando, portanto, a importância de outros tipos de habitats para a sobrevivência da espécie, especialmente em função da redução de frutos na época seca, que faz com que os animais necessitem de recursos oriundos de áreas mais abertas (Keuroghlian et al., 2009b). Em comparação à dieta de queixadas da Mata Atlântica, a alimentação no Pantanal é composta por maior diversidade de frutos, embora a abundância total de frutos no Pantanal seja menor (Keuroghlian & Eaton, 2008a; Keuroghlian et al., 2009b).

Em um estudo que procurou documentar a disponibilidade sazonal e o consumo de frutos por queixadas no Pantanal, Keuroghlian et al. (2009b) relataram que tanto a diversidade quanto a quantidade de frutos consumidos por queixadas são maiores no período chuvoso, em comparação à estação seca. Neste contexto, os autores registraram total de 65 espécies de frutos consumidos durante a estação chuvosa e apenas 32 espécies na estação seca. Os frutos da palmeira acuri são de longe os mais consumidos pelos queixadas, embora os frutos das palmeiras bocaiuva (*Acrocomia aculeata*), tucum (*Bactris glaucescens*) e carandá (*Copernicia alba*) também se encontrem entre as dez espécies mais consumidas. Também é possível destacar a importância de frutos de outras espécies na dieta dos queixadas, como cumbaru (*Dipteryx alata*), canjiqueira (*Byrsonima orbignyana*), almécega (*Protium heptaphyllum*) e acupari (*Rheedia brasiliensis*), além de folhas do caraguatá (*Bromelia balansae*). Outro estudo que avaliou a composição das fezes de queixadas no sul do Pantanal (Desbiez et al., 2009) também confirmou os frutos de acuri como os mais consumidos pela espécie, além de identificar o consumo de frutos de diversas outras plantas, como limão-bravo (*Ximenia americana*), joá (*Solanum viarum*), tarumã (*Vitex cymosa*), mangaba (*Hancornia speciosa*) e ximbuva (*Enterolobium contortisiliquum*). Já Galetti et al. (2015a), que monitoraram o consumo de frutos por taiassuídeos e porcos-monteiros no sul do Pantanal através de armadilhas fotográficas, chamaram a atenção para o grande consumo

de marmelada (*Alibertia sessilis*) por queixadas, além de frutos de diversas outras espécies de plantas.

Para avaliar como a dieta de queixadas varia em quatro diferentes regiões de três biomas brasileiros, Mata Atlântica (ombrófila e semidecídua), Cerrado e Pantanal, Bradham et al. (2019) utilizaram isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) presentes em pelos desta espécie em recursos alimentares locais. Os autores verificaram que em todas as regiões e biomas amostrados, queixadas consomem essencialmente recursos provenientes de plantas C3 com valores médios de $\delta^{13}\text{C}$. Na região de floresta semidecidual da Mata Atlântica, na formação mais impactada pela agricultura entre aquelas avaliadas, os resultados provenientes dos pelos de queixadas apresentam os valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$, o que sugere que os indivíduos possam estar consumindo pequenas quantidades de plantas C4 das plantações adjacentes ou que passaram a incorporar mais insetos em suas dietas. No entanto, apesar da inclusão de novos itens nas áreas mais fragmentadas pela agricultura, o consumo de recursos de plantas C3 manteve-se como o principal constituinte de sua dieta. Assim, os autores concluem que a sobrevivência da espécie em paisagens fragmentadas se dará apenas mediante a conservação de remanescentes florestais que disponham dos recursos necessários para a dieta dos bandos.

Outro aspecto curioso a respeito da dieta de queixadas, tanto no Pantanal quanto em outras regiões de sua distribuição, é o consumo de solo (geofagia) (Tobler et al., 2009; Coelho, 2016). Embora seja um comportamento comum para muitas espécies de animais, especialmente para herbívoros e frugívoros, as razões para a prática da geofagia ainda não estão completamente conhecidas, sendo a suplementação de nutrientes minerais e a detoxificação de compostos tóxicos ou não palatáveis presentes na dieta destas espécies apontadas como as causas mais prováveis (Coelho, 2016). Neste sentido, Coelho (2016) procurou avaliar se a escolha de barreiros para o consumo de solo pelas espécies no norte do Pantanal era mais relacionada

à nutrição mineral ou à detoxificação da dieta. Com o monitoramento de diversos sítios geofágicos (barreiros) através de armadilhas fotográficas, o autor descobriu um total de 65 espécies visitando estes locais. Embora não tenha sido possível identificar uma relação significativa com nenhuma propriedade do solo associada à detoxificação da dieta ou à nutrição mineral, este estudo mostrou que *Tayassu pecari* é a espécie que mais passa tempo em barreiros da região, demonstrando, assim, a importância do consumo do solo para as populações locais.

As diversas interações entre taiaçuídeos e plantas apresentam implicações ecológicas importantes, pois influenciam na sobrevivência, predação e dispersão de sementes, bem como nas taxas de germinação, composição de espécies, diversidade e recrutamento de plantas (Beck, 2005, 2006, 2007; Keuroghlian & Eaton, 2009; Beck et al., 2013). Portanto, nas comunidades vegetais onde os queixadas e outras espécies da megafauna ocorrem em baixas densidades ou se encontram extintas, a falta dessas interações mamífero-planta pode levar a mudanças drásticas na composição e na diversidade de espécies, bem como pode desencadear efeitos tróficos em cascata, que afetam não apenas as plantas, mas também muitas espécies animais (Terborgh et al., 2008; Beck et al., 2013; Dirzo et al., 2014; Ripple et al., 2014; Galetti et al., 2015b; Beck et al., 2017).

REPRODUÇÃO E CRESCIMENTO

Observações anedóticas (Sowls, 1984) e pesquisas na Amazônia peruana (Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor et al., 2009) indicam que queixadas se reproduzem ao longo do ano. Gottdenker & Bodmer (1998) sugerem que este padrão de reprodução pode estar relacionado a chuvas relativamente constantes, que resultam em disponibilidade de alimento durante todo o ano. No entanto, existem evidências de variação na sazonalidade reprodutiva. Na floresta tropical da Costa Rica, a espécie apresenta uma sazonalidade reprodutiva distinta, com um pico de acasalamento em fevereiro e outro em julho,

sendo o maior número de recém-nascidos e o pico de amamentação observados durante julho e agosto, período com maior disponibilidade de frutos (Altrichter et al., 2001b). No México, a espécie se reproduz entre abril e novembro. Dados preliminares de Keuroghlian & Eaton (manuscrito em preparação) indicam uma concentração mais alta de recém-nascidos no período chuvoso tanto na planície do Pantanal quanto nas áreas de Cerrado que se situam nos planaltos adjacentes, sendo este padrão uma provável consequência da pronunciada estacionalidade climática e de disponibilidade sazonal de recursos (Keuroghlian et al., 2009b).

O período de gestação do queixada é de aproximadamente 180 dias, embora observações em zoológico também relatem nascimentos entre 156 e 162 dias (Roots, 1966). O tamanho médio da ninhada verificado em fêmeas gestantes capturadas na Amazônia peruana variou de 1,6 a 1,7 filhotes (Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor et al., 2010). Também na Amazônia peruana, Mayor et al. (2009) estimaram 0,89 nascimentos por ano. Em geral, o filhote mama por cerca de seis meses e atinge a maturidade sexual entre um e dois anos de idade (Schmidt, 1990; March, 1993). Utilizando testes de paternidade e maternidade, Leite et al. (2018) indicaram que tanto machos quanto fêmeas possuem filhotes com mais de um parceiro, demonstrando um sistema genético de acasalamento promíscuo, padrão similar também observado em catetos (Cooper et al., 2011).

Uma razão sexual de 1:1 foi relatada em indivíduos gestantes que foram caçados na Amazônia peruana (Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor et al., 2009). Entretanto, estimativas baseadas em dados coletados de indivíduos livres demonstraram que a razão sexual em queixadas é significativamente desviada para fêmeas no Pantanal (variando entre 1,36:1 a 1,88:1, proporção fêmeas:machos) (Biondo et al., 2011). Padrão similar de um maior número de fêmeas também foi observado em outros biomas (Fragoso, 1994; Painter, 1998; Altrichter et al., 2001b; Jácomo, 2004).

COMPORTAMENTO

Queixadas apresentam uma variedade de atividades comportamentais, incluindo forrageamento, ingestão, deslocamento, repouso, chafurdação, natação e interações coespecíficas (Mayer & Wetzel, 1987; Sowls, 1997; Altrichter et al., 2002; Beck et al., 2010). Em geral, os padrões de atividade são influenciados por fatores abióticos, como sazonalidade, temperatura, disponibilidade de água, e por fatores bióticos, incluindo disponibilidade de alimento e outros recursos, condição fisiológica do indivíduo, bem como atividades antrópicas, principalmente caça, destruição de habitats e agricultura (Altrichter et al., 2002; Reyna-Hurtado et al., 2015; G. Hofmann et al., 2016; Jorge et al., 2019).

Como mencionado anteriormente, queixadas são altamente sociais e vivem em grandes bandos, padrão não observado na maior parte dos demais ungulados predominantemente florestais. O forte odor almiscarado exalado pela glândula dorsal é utilizado para comunicação e marcação de território (Mayer & Wetzel, 1987; Sowls, 1997). Os indivíduos esfregam o maxilar inferior sobre a glândula dorsal uns dos outros e, em seguida, através da autolimpeza, distribuem o odor por todo o corpo (Beck et al., 2017). Esta forma de limpeza recíproca resulta em um odor específico do bando (Schmidt, 1990). Queixadas também utilizam usualmente a vocalização para a comunicação intraespecífica, sendo capazes de emitir diversos tipos de sons, como a batida de dentes, grunhidos baixos, latidos altos e gritos de alta frequência (Beck et al., 2017). A vocalização também aumenta a conexão do bando, especialmente na vegetação densa de sub-bosque (March, 1993). Essas vocalizações podem ser percebidas a longas distâncias, sendo utilizadas para comunicação, coesão do bando e alertas para situações de perigo. Os diferentes tipos de vocalizações de queixadas são apresentados de forma detalhada por Sowls (1997).

Em geral, os taiassuídeos, especialmente os queixadas, funcionam como engenheiros do ecossistema

(Jones et al., 1994). Através do revolvimento do solo durante a atividade de forrageio, os queixadas modificam significativamente o sub-bosque, mantendo ambientes com água/lama, e alteram os padrões de serrapilheira e de composição e estrutura da vegetação, podendo gerar efeitos ecológicos cruciais para outras espécies (Silman et al., 2003; Keuroghlian & Eaton, 2009). Além disso, locais frequentemente utilizados podem ter o seu solo compactado, o que favorece a permanência de água por mais tempo do que em poças naturais (Beck et al., 2010). As poças de lama, especialmente aquelas visitadas por grandes bandos de queixada, tendem a ser mais amplas (~ 60 m²) do que as usadas por bandos menos numerosos de catetos (~10 m²). Assim, poças de lama formadas por queixadas podem se tornar um hábitat crucial de reprodução e/ou forrageamento para várias espécies de anuros, principalmente durante a estação de seca.

Em relação à coesão dos bandos, Keuroghlian et al. (2004) observaram que, em um fragmento na Mata Atlântica, uma população de queixadas com 150 indivíduos, periodicamente se dividia em três ou quatro sub-bandos, com média de 42 indivíduos cada. Os autores também registraram alta frequência de troca de indivíduos entre os sub-bandos, além de divisões e fusões periódicas. A troca de indivíduos também foi observada em estudo de radiotelemetria a longo prazo (dez anos) no Pantanal brasileiro (Keuroghlian et al., 2015); e também em áreas de Cerrado em planaltos na borda do Pantanal, além de populações da Costa Rica (Carrillo, 1999). No Pantanal, Biondo et al. (2011) analisaram duas populações com 80 km de distância e constataram baixo grau de diferenciação genética das populações, além de uma dispersão de ambos os sexos. Isto contrasta com a maioria das espécies de mamíferos, que apresenta dispersão de machos superior à de fêmeas (Greenwood, 1980). Além disso, 30% de machos e fêmeas foram previstos como dispersores, o que pode indicar níveis elevados de fluxo gênico entre os dois bandos (Biondo et al., 2011).

PARASITAS E DOENÇAS

Pesquisas sistemáticas abordando doenças ecto e endoparasitárias de taiassuídeos ainda são escassas. A insuficiência de dados está relacionada à difícil logística para necropsias; assim, a maior parte das informações provém de catetos vivendo em cativeiros ou capturados na América do Norte. Até o momento, os ectoparasitos encontrados em queixadas incluem carrapatos (*Amblyomma pecarium*) (Fairchild et al., 1966), entre outros. Utilizando teste de reação em PCR para estimar a taxa de infecção de várias espécies de mamíferos simpátricos no Pantanal, Herrera et al. (2005) encontraram DNA de *Trypanosoma evansi* em 24,3% dos queixadas e em 30,7% dos porcos-monteiros analisados. Já Herrera et al. (2008) verificaram que, no Pantanal, os catetos, queixadas e porcos-monteiros eram hospedeiros de *T. evansi* e *Trypanosoma cruzi*, porém somente os queixadas sofriam de problemas de saúde animal. Em outro estudo no Pantanal, Freitas et al. (2010) analisaram o plasma sanguíneo de 71 queixadas de vida livre, em busca de evidências de *Leptospira interrogans*. Segundo os autores, independentemente do sexo, mais de 70% dos animais apresentaram resultado positivo, havendo aumento da soropositividade conforme o avanço da idade dos indivíduos.

CONSERVAÇÃO

Atualmente, o queixada consta no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e da Fauna Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES) e está classificado como 'vulnerável' na Lista Vermelha da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) (Keuroghlian et al., 2013). Estima-se que, ao longo dos últimos 100 anos, a espécie tenha sido extinta em 21% da sua abrangência histórica e que possua abundância reduzida e baixa/média probabilidade de sobrevivida a longo prazo em 48% da área de sua distribuição atual (Altrichter et al., 2012). No Brasil, mantendo os mesmos critérios da IUCN, a espécie foi considerada como vulnerável (Keuroghlian et al., 2012). Contudo, sua classificação varia entre os diferentes biomas onde ocorre, sendo considerada como

'criticamente em perigo' na Mata Atlântica, 'em perigo' no Cerrado, 'vulnerável' na Caatinga, 'quase em perigo' no Pantanal e 'menos preocupante' na Amazônia (Keuroghlian et al., 2012). Embora existam outros tipos de ameaça listados, a caça e a perda de habitats são os principais fatores apontados para redução local das populações.

Queixadas costumam ser propensos à extinção local, mesmo em paisagens moderadamente fragmentadas. Um exemplo disso foi demonstrado em estudo de Keuroghlian et al. (2017), que a partir de uma ampla amostragem utilizando armadilhas fotográficas para registrar mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais, tentaram prever a presença/ausência destas espécies em fragmentos que não haviam sido amostrados na região do município de Corguinho, Mato Grosso do Sul (região da Serra de Maracajú). Neste sentido, características da paisagem, como tamanho e formato dos fragmentos, conectividade, proximidade e densidade de córregos, foram utilizadas como variáveis preditivas da ocorrência das espécies. Os resultados deste estudo mostraram que os queixadas são restritos a fragmentos florestais relativamente grandes (> 2.000 ha) e que a espécie possui menor tolerância à degradação de habitat do que outras espécies, como anta, cutia e catetos (Keuroghlian et al., 2017). Portanto, este estudo reforçou a ideia de que os queixadas podem ser considerados espécie bioindicadora sensível à degradação de habitat. Neste sentido, outros estudos recentes também comprovam a dependência dos queixadas a paisagens bem conservadas e com cobertura vegetal pouco antropizada (F. Azevedo & Conforti, 2008; Keuroghlian & Eaton, 2009; Biondo et al., 2011; Jorge et al., 2013, 2019; Galetti et al., 2015b; Keuroghlian et al., 2015; Keuroghlian et al., 2018; Oshima et al., 2021). A identificação destas demandas ecológicas ajudará os futuros esforços de conservação da espécie, especialmente para delinear novas áreas protegidas e corredores ecológicos que possam conectar com eficiência fragmentos e áreas remanescentes, e até mesmo os biomas em toda a sua extensão.

Gênero *Pecari* Reichenbach, 1835

Pecari tajacu Linnaeus, 1758 (Figura 6)

Cateto

Collared-peccary

Pecari de collar

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

A distribuição original dos catetos (*Pecari tajacu*; Figura 6), também conhecidos como caititus, é uma das mais amplas entre as espécies de ungulados (Sowls, 1997). O limite norte da sua distribuição se dá no sul dos Estados Unidos da América, nos estados do Arizona, Novo México e Texas. No passado, a distribuição dos catetos estendia-se até o estado do Arkansas, onde a espécie foi extinta há cerca de 150 anos, em razão da caça e da degradação de habitats (Donkin, 1985). Contudo, ao longo das últimas décadas, parece estar havendo uma expansão da distribuição de catetos para o norte do Novo México e do Texas, com a espécie passando a ser registrada no sul do estado de Oklahoma (Albert et al., 2004). Além disso, os catetos ocorrem em grande parte do México e da América Central, além de toda a bacia amazônica e nos lhanos e florestas de terras baixas da Venezuela, das Guianas e do Suriname.



Figura 6. *Pecari tajacu*. Foto: Alexine Keuroghlian.

Figure 6. *Pecari tajacu*. Photo: Alexine Keuroghlian.

A espécie também ocorre ao longo da floresta costeira do Pacífico (nos territórios da Colômbia, do Equador e do Peru), além do Paraguai, da Bolívia e do norte da Argentina, nas regiões do Gran Chaco e bacias dos rios Paraná e Paraguai. Os catetos ainda ocorrem em todos os estados do Brasil, embora as populações se encontrem cada vez mais pressionadas pela perda de hábitat nas regiões Sul, Sudeste e Nordeste. Na Argentina, a espécie está extinta nas porções leste e sul de sua distribuição original, enquanto populações isoladas ainda podem ser encontradas na província de Misiones (Keuroghlian et al., 2018). No Uruguai, a espécie foi extinta há mais de um século (D'Elía, 2004). Na BAP, *P. tajacu* ocorre no planalto e planície, onde é amplamente distribuído (V. M. Tomas e A. R. Camilo, banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022; registros de material tombado na Coleção de Vertebrados do Pantanal, da EMBRAPA Pantanal, A. Keuroghlian, dados não publicados; Keuroghlian et al., 2012; G. Hofmann, 2013) (Figura 7).

Em diversas áreas de sua distribuição, os catetos enfrentam amplas variações na temperatura diária e sazonal, com temperaturas máximas próximas a 45 °C e mínimas próximas a 0 °C (Zervanos & Hadley, 1973; Sowls, 1997; G. Hofmann et al., 2016). Para tanto, os catetos possuem uma série de adaptações fisiológicas e lançam mão de diferentes estratégias comportamentais para tolerar tamanha variação, sendo a habilidade de suportar as baixas temperaturas a principal explicação para sua distribuição latitudinal mais ampla comparada aos demais taiassuídeos (Zervanos & Hadley, 1973; Zervanos, 1975; Zervanos & Day, 1977; Gabor et al., 1997; Sowls, 1997).

CONSIDERAÇÃO TAXONÔMICA

É importante chamar atenção para o fato de que, embora os catetos ainda sejam considerados uma única espécie, diversos estudos vêm encontrando diferenças fenotípicas, morfológicas, cromossômicas e de DNA entre diferentes linhagens nestes indivíduos (Gongora et al., 2017). Neste contexto, tanto dados moleculares como análises crânio-

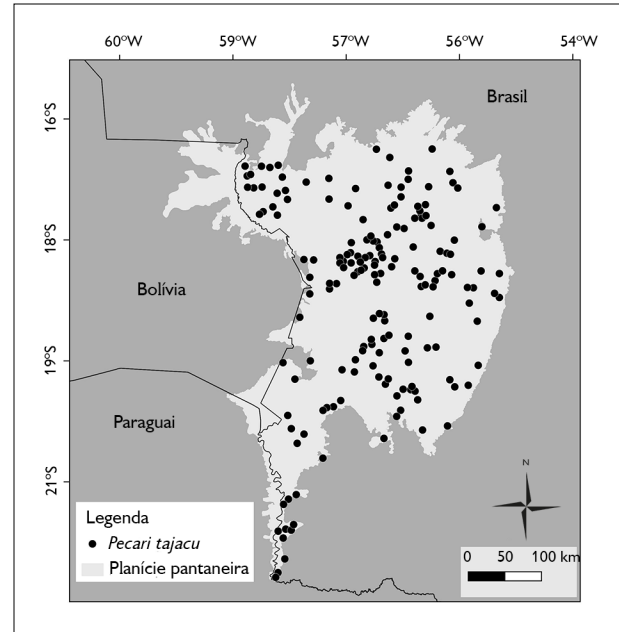


Figura 7. Distribuição geográfica de *P. tajacu* no Pantanal.

Figure 7. Geographic distribution of *P. tajacu* in the Pantanal wetland.

mandibulares apontam para a existência de pelo menos duas linhagens evidentes, sendo a primeira a das populações das Américas do Norte e Central (denominada '*angulatus*'), uma segunda linhagem sul-americana (chamada '*tajacu*'), além de uma zona de hibridização na Colômbia (Gongora & Moran, 2005; Gongora et al., 2006; Groves & Grubb, 2011). As diferenças genéticas entre as linhagens *angulatus* e *tajacu* seriam tão ou mais evidentes do que aquelas que separam *P. tajacu* de *C. wagneri* e de *T. pecari*, o que poderia justificar a separação em duas espécies distintas (Gongora et al., 2006).

MEDIDAS CORPORAIS E ESTRUTURA POPULACIONAL

Os catetos são a menor das três espécies na família Tayassuidae. No Pantanal Sul (regiões do alto e baixo rio Negro), a partir de medidas tomadas de 21 animais adultos, Keuroghlian (dados não publicados) observou que o comprimento total do corpo da espécie varia entre 87 a 99 cm, enquanto o peso varia de 12 a 24 kg (Tabela 2).

Tabela 2. Biometria (cm) de capturas de *Pecari tajacu* adultos (N = 21) no alto e baixo rio Negro, sub-região Pantanal Sul, Mato Grosso do Sul. Fonte: Keuroghlian (dados não publicados).

Table 2. Biometry (cm) of adult *Pecari tajacu* captures (N = 21) in the upper and lower Rio Negro, Pantanal Sul sub-region, Mato Grosso do Sul. Source: Keuroghlian (unpublished data).

Medidas corporais (cm)	Máximo	Mínimo	Média
Comprimento do corpo	99	87	92
Pé traseiro	19	17	18
Altura do ombro	51	34	46
Comprimento da orelha	9	6	8
Comprimento do rabo	3	1	2
Comprimento da base do rabo - glândula odorífica	18	13	16
Peso (kg)	24	12	18

Com base nos dados compilados por Sowls (1997), é possível verificar que todas as medidas biométricas registradas no sul do Pantanal se encontram dentro da faixa de variação registrada para a espécie ao longo de toda sua área de distribuição.

Semelhantes aos queixadas, os catetos não apresentam dimorfismo sexual evidente (Mayer & Wetzel, 1987; Sowls, 1997; Desbiez et al., 2010). No entanto, Sowls (1997) cita alguns estudos realizados na América do Norte que encontraram diferenças nas medidas de esqueletos (por exemplo, comprimento e largura) e na morfologia craniana (dentes caninos e processo zigomático). Outro estudo que comparou a morfologia à funcionalidade craniana, utilizando material proveniente das diferentes regiões do Brasil, mostrou que o dimorfismo sexual nesta espécie é representado não apenas pela variação de tamanho, mas também pela variação alométrica entre as características do crânio por sexo (Sicuro et al., 2011). Neste contexto, o principal fator que diferencia os crânios de machos e fêmeas de catetos é a largura do arco zigomático. Entretanto, os autores reforçam que as diferenças encontradas não são capazes de proporcionar vantagens ou desvantagens funcionais dos machos em relação às fêmeas (Sicuro et al., 2011).

De maneira geral, o corpo dos catetos é todo coberto por pelos de coloração cinza-escuro, exceto por

uma estreita faixa de pelos mais claros (quase brancos), que se estendem do peito até os ombros, dando a nítida impressão da existência de um colar. Esta é a principal característica que dá nome particular a esta espécie na língua inglesa (*collared peccary*) (Sowls, 1997). No entanto, a cor da pelagem pode variar dentro da espécie, inclusive em uma mesma região, como foi registrado na Colômbia (Gongora et al., 2006). A variação na cor vai desde formas acinzentadas, no norte de sua distribuição, até padrões mais escuros nos países da América Central e, novamente, cinza mais claro no sul da América do Sul. Além disso, o padrão de colar mais claro também pode variar, desde formas muito distintas em alguns indivíduos a padrões quase imperceptíveis em outros. Outra característica na pelagem é a formação de uma linha de pelos escuros, que se inicia na parte de trás da cabeça e se estende até a cauda, sendo este padrão mais pronunciado nos indivíduos juvenis (Sowls, 1997; Gongora et al., 2006). Ainda, tanto os recém-nascidos quanto os juvenis costumam apresentar uma pelagem de coloração avermelhada, com esta linha escura das costas destacada (Sowls, 1997). Recentemente, em estudo conduzido em fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Brasil, em diversas oportunidades, um indivíduo leucístico (de coloração muito clara) foi registrado por armadilhas fotográficas, estando bem integrado ao restante do bando (V. Silva et al., 2019). Assim como os queixadas,

os catetos possuem uma glândula odorífera com 7,5 cm de diâmetro na parte inferior das costas, ao longo da linha médio-dorsal, a aproximadamente 20-15 cm da base da cauda, a qual emite um forte odor, que pode ser detectado a longas distâncias e que permite a manutenção da coesão dos bandos, sendo também utilizada para demarcação territorial (Sowls, 1997; Taber et al., 2011).

Até o momento, praticamente todos os estudos que avaliaram a estrutura populacional de catetos na natureza foram conduzidos na América do Norte e se deram a partir de animais caçados. Isto pode representar uma fonte de incerteza em relação aos dados encontrados na medida em que os caçadores tendem a abater sempre os animais maiores para obtenção de carne ou confecção de troféus. Um dos raros estudos cujos dados não provêm de caça, mas sim de capturas, foi realizado no Arkansas e, com base em 219 capturas, encontrou a seguinte estrutura populacional: 55% dos indivíduos acima de dois anos de idade, 15% entre um e dois anos e 30% com idade inferior a um ano (Sowls, 1997). Low (1970) encontrou padrão semelhante para animais capturados no Texas, com 35% dos indivíduos abaixo de um ano, 20% entre um e dois anos, 30% entre dois e sete anos e 15% acima de sete anos de idade, sendo que uma fêmea teve idade estimada em 15 anos.

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

Os catetos têm o maior alcance de distribuição das três espécies de taiassuídeos e, portanto, é o grupo mais adaptável. Vivem em diferentes condições de habitats, desde áreas áridas (Novo México) e semiáridas (Caatinga brasileira) até florestas tropicais úmidas (Amazônia) e regiões sazonalmente alagáveis (Pantanal brasileiro). Durante o período de cheia no Pantanal Norte, os catetos claramente evitam as áreas onde o alagamento é mais pronunciado (por exemplo, cambarazais e zonas arbustivas) e concentram sua atividade preferencialmente nas formações florestais menos sujeitas às inundações, como acurizais (*A. phalerata*) e florestas estacionalmente secas (G. Hofmann et al., 2016). No entanto, a espécie também utiliza, em menor

proporção, áreas de cordilheiras de cerrado, campos com murundus (elevações no terreno recobertos por vegetação lenhosa) e áreas de borda florestal. Além da proteção contra o alagamento, estas formações vegetais (especialmente as florestais) dispõem de grande densidade de palmeiras e outras espécies de dicotiledôneas, cujos frutos compõem grande parte da dieta dos taiassuídeos. Já no período seco, os catetos mantêm atividade nas mesmas formações vegetais, mas também passam a forragear intensamente o sub-bosque das florestas alagáveis, como cambarazais (*Vochysia divergens*), corixos, pimenterais (*Licania parvifolia*) e landizais (*Calophyllum brasiliense*), provavelmente em busca de peixes, crustáceos e outros invertebrados (G. Hofmann et al., 2016).

Assim como os queixadas, em mais de três anos de intensa amostragem com armadilhas fotográficas, os catetos raramente foram registrados em áreas de tabocais e não foram registrados na região da planície de alagamento do rio Cuiabá, onde a vegetação é composta por uma densa cobertura arbustiva (G. Hofmann, 2013). Já na região do Pantanal da Nhecolândia, durante anos atipicamente secos, Desbiez et al. (2009) observaram que catetos concentraram sua atividade preferencialmente em áreas de bordas florestais, no interior de florestas e em florestas arbustivas de Cerrado, respectivamente. Keuroghlian et al. (2009a) observaram no Pantanal Sul, no rio Negro, significativamente mais catetos em florestas de cordilheira do que em outros habitats; em comparação, o uso de florestas ripárias por queixadas foi maior do que o uso de todas as outras categorias de habitat, e os porcos-monteiros utilizaram mais as áreas ao longo das baías do que outros habitats. Em geral, florestas, cordilheiras e baías foram usadas significativamente mais do que áreas de campos e salinas (Keuroghlian et al., 2009a).

Modelos de probabilidade de ocupação elaborados por W. Tomas (2017) mostram que, no Pantanal da Nhecolândia, os catetos preferem áreas com densidades de árvores acima de 200 indivíduos/hectare até 1 km das áreas de florestas densas; também são flexíveis na ocupação de ambientes arborizados menores, apresentando 100% de

probabilidade de ocupação em áreas de habitats arborizados acima de 10 hectares e densidade de árvores acima de 50 indivíduos/hectare, o que inclui Cerrado e capões, mesmo que degradados. No entanto, ainda assim, preferem esses habitats sempre próximos a ambientes florestais.

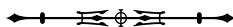
DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

O cateto é uma espécie altamente social e que forma bandos estáveis e com forte coesão dos indivíduos. Ao contrário dos queixadas, os catetos costumam se dividir em sub-bandos durante a atividade de forrageio diurna, com os grupos permanecendo separados em distâncias que variam de 100 a 1.000 metros, o que dificulta a contagem precisa do tamanho dos bandos (Sowls, 1997; Romero et al., 2013). Ao longo de toda área de distribuição da espécie, a maior parte das contagens reporta tamanhos de bandos entre 5 e 15 indivíduos (Bigler, 1974; Sowls, 1997; Keuroghlian et al., 2004; Romero et al., 2013; Keuroghlian et al., 2018), embora existam alguns relatos de bandos com mais de 30 animais (Day, 1985; Fragoso, 1999). Em três anos contínuos de amostragem com armadilhas fotográficas na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) SESC Pantanal, município de Barão de Melgaço (norte do Pantanal), G. Hofmann (2013) observou que a maior parte dos bandos de catetos era composta por 5 a 10 indivíduos, sendo pouco frequente o registro de bandos com mais de 15 animais. Padrão semelhante também foi encontrado na região do Pantanal da Nhecolândia, tanto por Desbiez et al. (2010) quanto por Oliveira-Santos et al. (2011), e por Schaller (1983) na Fazenda Acuri, área localizada entre o rio Paraguai e a Serra do Amolar, próxima à divisa entre os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e a fronteira com a Bolívia.

No Pantanal, a densidade de catetos varia de acordo com a região e os tipos de habitat. Em uma primeira tentativa de estimar a densidade de catetos no Pantanal, Schaller (1983) estimou 0,78 indivíduos/km² na Fazenda Acurizal. Já na região da Nhecolândia, a densidade

populacional estimada variou de 0,71 indivíduos/km² em áreas de planície inundável, entre 6,64 e 1,8 ind/km² em florestas e entre 5,48 e 1,62 ind/km² em áreas de Cerrado (Desbiez et al., 2010). Em amostragem realizada na fazenda Rio Negro, no sul do Pantanal, a densidade populacional de catetos foi estimada em 3,7 ind/km² (Desbiez et al., 2004 citado em Keuroghlian et al., 2009a). Ainda no Pantanal, W. Tomas (2017) encontrou densidades brutas variando de 0,97 indivíduos/km², em paisagens com predomínio de habitats abertos, a 3,02 indivíduos/km², em paisagens com predomínio de habitats florestais. Os resultados de W. Tomas (2017) mostram também que a variação na estrutura da comunidade de ungulados, na qual o cateto é uma das três espécies mais abundantes neste grupo, está positiva e diretamente relacionada com o índice de agregação entre manchas florestais, com o índice do vizinho mais próximo para habitats florestais, e com a proporção de áreas-núcleo de habitats florestais. Apesar desta espécie ser relativamente flexível ao uso de habitats, alterações substanciais na estrutura e na composição das paisagens podem afetar a abundância dos catetos no Pantanal.

Essas densidades registradas até o momento para o Pantanal são muito semelhantes às encontradas em outras regiões de sua distribuição, como no sul dos Estados Unidos da América (Day, 1985; Sowls, 1997), na Mata Atlântica (Cullen Jr., 1997; Keuroghlian et al., 2004) e na Amazônia (Bodmer, 1989). Além do tipo de habitat, a densidade de catetos também parece variar em função de diferentes tipos de pressão antrópica. Por exemplo, C. Peres (1996) encontrou forte declínio da densidade da espécie entre áreas livres de caça na Amazônia (8,8-11,6 indivíduos/km²) e áreas com moderada (10-1,9 indivíduos/km²) e alta pressão de caça (2,4 indivíduos/km²). Embora não tenha estimado a densidade populacional, G. Hofmann (2013), utilizando a mesma metodologia para comparação entre áreas, encontrou forte redução no número de registros de catetos tanto em grandes fazendas de gado quanto em pequenas propriedades, em comparação aos registrados no interior da RPPN SESC Pantanal.



Desta forma, é provável que no norte do Pantanal exista um declínio na densidade de catetos em função do aumento da antropização da paisagem e da maior pressão de caça.

ÁREA DE VIDA, MOVIMENTO E PADRÕES DE ATIVIDADE

Ao longo das diferentes regiões de sua distribuição, diversos estudos avaliaram o tamanho da área de vida de catetos. Na América do Norte, o tamanho da área de vida foi calculado entre 125 ha (Ellisor & Harwell, 1969) até 808 ha (Day, 1985). Praticamente todos os trabalhos conduzidos nestas regiões relataram baixíssima sobreposição nas áreas de vidas dos bandos (< 10% do território de cada bando) (Sowls, 1997). Já em áreas de floresta tropical úmida da Guiana Francesa, Judas & Henry (1999) calcularam áreas de vidas de três bandos monitorados por telemetria em 157 a 243 ha, e encontraram aumento significativo das áreas de vida dos bandos durante os meses de alta disponibilidade de frutos. Os autores também encontraram grande sobreposição entre as áreas de vida dos bandos (46-81 ha), mas ponderam que isto possa ser um efeito da perturbação provocada pelo alagamento em decorrência da construção de uma barragem na região (Judas & Henry, 1999). Estes dados contrastam fortemente com aqueles obtidos na Ilha de Maracá, onde a área de vida de dois bandos monitorados foi calculada em 1.010 e 1.070 ha, não havendo sobreposição da área de vida dos bandos (Fragoso, 1999).

Próximo ao Pantanal, em um estudo conduzido no Chaco paraguaio, a área de vida calculada para um bando de catetos foi de 685 ha. Já em um fragmento de Mata Atlântica, no estado de São Paulo, dois bandos de catetos foram monitorados e apresentaram áreas de vida de 305 e 123 ha, não havendo grandes alterações do tamanho e dos limites das áreas utilizadas pelos bandos (Keuroghlian et al., 2004).

A única tentativa de avaliar as áreas de vida de bandos de catetos no Pantanal foi realizada por Keuroghlian e colaboradores, na fazenda Rio Negro, região da

Nhecolândia (dados não publicados). Nesta tentativa, foram capturados dois indivíduos de um bando e três animais de um segundo bando. Devido a um baixo esforço amostral, o monitoramento destes animais conseguiu levantar apenas 25 registros de cada indivíduo. Para fins de avaliação preliminar, todos os registros de localizações disponíveis para os membros de cada bando foram somados e, então, foram calculadas as áreas de vida de cada bando, segundo método fixo de Kernel (95%) e método do mínimo polígono convexo (95%). As áreas de vida calculadas foram de 401 (método fixo de Kernel; N = 42) e 407 ha (método do mínimo polígono convexo 95%; N = 42) para o primeiro bando, e 760 (método fixo de Kernel; N = 42) e 792 ha (método do mínimo polígono convexo 95%; N = 42) para o segundo bando. Embora sejam estimativas preliminares, onde haveria necessidade de mais registros de localização para aferição da área de vida com maior confiabilidade, estes resultados se encontram dentro do tamanho encontrado para outras regiões de distribuição da espécie e, portanto, representam uma boa aproximação da realidade.

As variações do tamanho da área de vida em uma mesma região não são incomuns. Alguns autores levantaram a hipótese de que o tamanho da área de vida esteja positivamente correlacionado ao número de indivíduos do bando (Castellanos, 1983; Fragoso, 1999), embora a tendência oposta já tenha sido observada na Costa Rica (McCoy et al., 1990). Uma segunda possibilidade é de que estas variações estejam associadas ao tipo de hábitat e à disponibilidade de recursos presentes na área de vida de cada bando (Keuroghlian et al., 2004). Um último fator que também pode influenciar é a presença/sobreposição de outros bandos adjacentes, devido ao comportamento territorialista da espécie, o que explica a baixa sobreposição dos territórios encontrada pela grande maioria dos estudos que monitoraram diferentes bandos vivendo em áreas próximas (Sowls, 1997; Fragoso, 1999; Keuroghlian et al., 2004; Keuroghlian & Eaton, 2008b; Taber et al., 2011).

Os catetos são considerados forrageadores diurnos, com forte tendência a reagir à temperatura (Eddy, 1961). Este comportamento reflete a estreita zona termoneutra da espécie, que se encontra entre 25° e 35 °C (Zervanos, 1975). De fato, no norte do Pantanal, o padrão de atividade da espécie apresenta forte correlação com a temperatura do ar, com os catetos exibindo uma clara preferência pela faixa de temperatura de 20 a 30 °C, e evitando as temperaturas elevadas (G. Hofmann et al., 2016). Assim, durante o período de cheia, quando as temperaturas são menos elevadas e não existe restrição de acesso à água, os catetos concentram fortemente a sua atividade durante o início das manhãs e raramente são registrados durante o período noturno. No entanto, durante o período seco, quando a região é marcada por uma elevada amplitude térmica diária e temperaturas diurnas frequentemente acima de 40 °C, os catetos passam a apresentar um padrão de atividade crepuscular, sendo registrados também à noite (G. Hofmann et al., 2016), em um padrão semelhante ao descrito para o Chaco Paraguai (Taber et al., 1994), sul do Pantanal (Galetti et al., 2015a), Mata Atlântica (Keuroghlian et al., 2004) e Llanos da Venezuela (Castellanos, 1985). Esta mudança sazonal do padrão de atividade de catetos registrado no norte do Pantanal é coerente com os padrões observados no sul dos Estados Unidos da América (Eddy, 1961; Zervanos & Hadley, 1973; Bigler, 1974; Zervanos & Day, 1977; Bissonette, 1978; Ilse & Hellgren, 1995; Sowls, 1997), mas difere daqueles registrados no sul do Pantanal, onde catetos mantiveram atividade crepuscular-noturna tanto no período de cheia quanto nos meses de estiagem (Oliveira-Santos, 2009).

Em relação à forma de deslocamento, catetos costumam se locomover em três tipos diferentes de movimento: (i) caminhadas em velocidades que variam de 6 a 8 km/h; (ii) trotos de 9,6 a 16 km/h; (iii) galopes que atingem 22 até 35 km/h (Byers & Bekoff, 1981; Sowls, 1997). Diversos autores relatam que, durante os meses de verão no sul dos Estados Unidos, catetos realizam grandes deslocamentos dentro de sua área de vida para buscar

áreas de descanso, que costumam ser lugares sombreados para proteção das altas temperaturas, como baixadas cobertas por grandes densidades de arbustos, ravinas ou pequenas cavernas (Bissonette, 1982). Nestes locais de descanso, catetos costumam passar longos períodos em repouso durante as horas mais quentes do dia, para posteriormente retornar aos sítios de alimentação (Eddy, 1961; Bigler, 1974; Sowls, 1997). Da mesma forma, durante as horas mais quentes do dia no norte do Pantanal, os catetos são frequentemente registrados junto aos tanques artificiais de água que tradicionalmente são construídos para dessedentação do gado. Isto indica que eles utilizam estes locais para descanso e também para ingestão de água e chafurdar na lama (comportamento geralmente associado a termorregulação) (G. Hofmann, 2013).

ECOLOGIA ALIMENTAR

A demanda energética diária de catetos varia em função das condições ambientais. Em cativeiro, calculou-se que um cateto pesando 20 kg requer cerca de 800 Kcal/dia no verão e 920 Kcal/dia no inverno (Zervanos & Hadley, 1973). Esta variação torna-se especialmente relevante em regiões marcadas por uma pronunciada variação climática sazonal, como no limite norte de sua distribuição, mas, provavelmente, exerce pouca influência nos animais que habitam as regiões tropicais. Nos trópicos, catetos são conhecidos por apresentarem uma íntima relação com consumos de frutos de palmeiras (Beck, 2006), além de uma dieta predominantemente frugívora (> 60% da dieta é composta de frutos), embora haja variação da proporção de itens alimentares de acordo com o ecossistema (Sowls, 1997; Desbiez et al., 2009; Desbiez & Keuroghlian, 2009; Reyna-Hurtado et al., 2018). Por essa razão, nestas regiões, catetos desempenham um importante papel na manutenção da composição e da estrutura dos ecossistemas, atuando tanto como predadores quanto como dispersores de sementes (Terborgh, 1988; Bodmer, 1991; Fragoso, 1997; Desbiez & Keuroghlian, 2009). Além de frutos, os catetos podem consumir outras partes de

plantas, como raízes, tubérculos, folhas e flores (Beck, 2005; Keuroghlian & Eaton, 2008a; Taber et al., 2011). Também consomem alimentos de origem animal, como ovos de aves e répteis, e predam invertebrados, anfíbios, peixes, aves, répteis e pequenos mamíferos (Kiltie, 1981; Bodmer, 1990; Olmos, 1993; SOWLS, 1997; Fragoso, 1999). Portanto, podem ajustar sua dieta de acordo com a disponibilidade sazonal dos recursos alimentares no ambiente (Olmos, 1993).

Até o momento, a avaliação da dieta de catetos no Pantanal foi realizada através de estudos que examinaram as fezes dos animais coletadas em campo, e não através de análise de conteúdo estomacal. Neste contexto, Desbiez et al. (2009) encontraram uma variação significativa da proporção de itens alimentares entre a estação chuvosa e o período seco. No período úmido, considerado de maior riqueza e abundância de frutos na região, a dieta de catetos foi predominantemente composta por frutos (~50%), seguidos de fibras (~28%) e raízes (~17%). Já durante a estiagem de inverno, período onde os frutos são mais escassos tanto em quantidade quanto em diversidade, as fibras foram os itens mais presentes na dieta (~37,6%), seguidas de folhas de plantas (~21%), raízes (~18%) e frutos (~14%) (Desbiez et al., 2009). Comparado com queixadas e porcos-monteiros da mesma região, catetos apresentam maior amplitude de consumo de itens alimentares, tanto de frutos como de plantas. No total, Desbiez et al. (2009) compilaram um total de 25 tipos de frutos e 60 espécies de plantas consumidas por catetos no Pantanal. Nesta região, os frutos de cumbaru (*Dipteryx alata*) foram os que apareceram com maior frequência nas fezes, seguido por joá (*Solanum viarum*), acuri (*A. phalerata*), tarumã (*Vitex cymosa*), canjiqueira (*Byrsonima orbignyana*) e mangaba (*Hancornia speciosa*). Em relação ao consumo de plantas (fibras, folhas e raízes), as mais frequentes nas fezes de catetos foram a *Sida* sp., o caraguatá (*Bromelia balansae*), duas espécies do gênero *Cereus*, malva-branca (*Waltheria albicans*), *Longsdorpha hypogaea* e *Desmodium barbatum*

(Desbiez et al., 2009). Outras espécies consumidas por catetos no sul do Pantanal são chico-magro (*Guazuma tomentosa*), cagaita (*Eugenia dysenterica*), jenipapo (*Genipa americana*), envira (*Bocageopsis mattogrossensis*), figo (*Ficus gomelleira*), mangaba (*Hancornia speciosa*), pequi (*Caryocar brasiliense*), pitomba (*Melicoccus lepidopetalus*) e ximbuva (*Enterolobium contortisiliquum*) (Galetti et al., 2015a). Um aspecto curioso, registrado em mais de uma oportunidade no norte do Pantanal por G. Hofmann (2013), foi o forte interesse demonstrado por catetos pela seiva que escorre nos troncos das árvores de cambará (*V. divergens*). No entanto, até o momento, não foi possível comprovar o consumo deste material por catetos.

Outro aspecto importante sobre a dieta de catetos nas regiões tropicais é o consumo de solo (geofagia), prática já registrada tanto no norte do Pantanal (Coelho, 2006, 2016) quanto na Amazônia peruana (Tobler et al., 2009). Embora seja um comportamento comum para muitas espécies de animais, especialmente para herbívoros e frugívoros, as razões para a prática da geofagia ainda não são completamente conhecidas, sendo a suplementação de nutrientes minerais e a detoxificação de compostos tóxicos ou não palatáveis presentes na dieta destas espécies apontadas como as causas mais prováveis (Coelho, 2016). Em uma avaliação inicial, onde oito barreiros foram monitorados durante quatro meses no período úmido e durante três meses no período seco, o número de registros de catetos no período seco foi muito superior em comparação ao registrado no período úmido (Coelho, 2006). Em uma segunda avaliação, que procurou verificar se a escolha de barreiros para o consumo de solo pelas espécies no norte do Pantanal era mais relacionada à nutrição mineral ou à detoxificação da dieta, os catetos foram registrados consumindo solos ricos em manganês (o que apoia a hipótese da nutrição mineral) e com presença de argila esmectita (mineral com grande capacidade de detoxificação). Portanto, para o caso dos catetos, ambas as hipóteses podem ser importantes e não excludentes (Coelho, 2016).

REPRODUÇÃO E CRESCIMENTO

A partir de estudos conduzidos em zoológicos, sabe-se que, desde a copulação até o nascimento dos filhotes, o período de gestação de catetos varia entre 141 e 151 dias (Lochmiller et al., 1984; Sowls, 1997; Reyna-Hurtado et al., 2018). O tamanho da ninhada varia de um a quatro filhotes, sendo mais comum a observação de um a dois recém-nascidos seguindo a mãe, comportamento que pode perdurar por quase um ano (Donkin, 1985; Mayor et al., 2007; Taber et al., 2011; Reyna-Hurtado et al., 2018). A razão sexual dos recém-nascidos costuma ser levemente favorável às fêmeas (entre 53 e 56%) em relação aos machos (entre 44 a 47%) (Sowls, 1997; Mayor et al., 2007). Poucas horas após o nascimento, os filhotes passam a se movimentar e seguir suas mães, sendo exclusivamente dependentes de amamentação por 4 a 6 semanas (Donkin, 1985; Sowls, 1997). As fêmeas atingem a puberdade aos sete meses, enquanto os machos atingem a maturidade sexual apenas aos 11 ou 12 meses (Guimarães et al., 2013; S. Silva et al., 2016). Em cativeiro, o parto mais precoce já observado se deu aos 381 dias de vida, sugerindo que as fêmeas de catetos podem iniciar sua vida reprodutiva aos oito meses de idade (Mayor et al., 2007). As interações sexuais são normalmente iniciadas pelos machos, embora a frequência de fêmeas iniciando as interações sexuais aumente significativamente entre as fases de proestro para estro (S. Silva et al., 2016). Os catetos não formam casais permanentes e tampouco haréns de machos dominantes (Sowls, 1997). A espécie exibe um padrão de acasalamento promíscuo, onde os filhotes de uma mesma geração são gerados por diferentes machos e fêmeas do bando (Cooper et al., 2011). Ainda, mesmo em bandos de vida livre, embora a maioria das fêmeas tenha a oportunidade de acasalamento com machos não aparentados, ocasionalmente elas procriam com parentes próximos (Cooper et al., 2011).

Observações realizadas em diferentes áreas do sul dos Estados Unidos revelam que, embora ocorram nascimentos ao longo de todo o ano, cerca de 60% dos filhotes nascem durante os meses de verão do hemisfério norte (junho-

julho-agosto), quando o clima é mais chuvoso (Day, 1985; Sowls, 1997). O maior número de nascimentos durante a estação chuvosa pode ser uma consequência da maior disponibilidade de recursos no ambiente neste período, o que poderia resultar em uma melhor condição nutricional das fêmeas durante a fase de lactação. Em contrapartida, na Amazônia peruana, onde a chuva e a oferta de recursos são constantes ao longo de todo ano, a produtividade anual desta espécie foi estimada em 0,89 fetos/fêmea adulta e parece não haver uma concentração do número de nascimentos de filhotes de catetos em nenhuma estação do ano (Gottdenker & Bodmer, 1998). De fato, estudos conduzidos em cativeiro e na natureza mostram que tanto os machos quanto as fêmeas de catetos são aptos a se reproduzirem ao longo de todo ano (Low, 1970; Sowls, 1997; Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor et al., 2007). Até o momento, nenhum estudo avaliou o padrão de nascimentos de filhotes de catetos no Pantanal. Uma avaliação neste sentido, comparando número de nascimentos entre a estação chuvosa e a estação seca, seria importante para o estabelecimento de estratégias de manejo mais eficientes para a espécie na região.

COMPORTAMENTO

Catetos são animais altamente sociáveis e que apresentam um complexo sistema de comunicação e interações entre os indivíduos de um mesmo bando. Ao contrário do que normalmente ocorre em outras espécies de ungulados, os catetos tendem a permanecer como membros do mesmo bando em que foram concebidos por toda sua vida (Day, 1985; Cooper et al., 2011). De fato, a manutenção da estabilidade do bando é uma característica muito importante desta espécie, na medida que animais solitários ou bandos fragmentados são mais vulneráveis à predação. Os bandos de catetos não possuem hierarquia social ou outra forma de liderança, deslocando-se normalmente em fila única e utilizando odores e vocalizações como forma de comunicação entre os seus componentes (Sowls, 1997). Contudo, como mencionado anteriormente, durante as atividades de forrageamento, os catetos costumam

se dividir em pequenos sub-bandos que permanecem separados por distâncias que variam de 100 a 1.000 metros, tornando a se reagrupar ao final da tarde (Bissonette, 1982; Fragoso, 1999; Keuroghlian et al., 2004; Romero et al., 2013). No norte do Pantanal, através de monitoramento com armadilhas fotográficas, é comum o registro de catetos forrageando em bandos de poucos indivíduos durante o dia. No entanto, é possível notar que, durante a visita aos barreiros e tanques artificiais, os bandos parecem estar reunidos, dado o maior número de indivíduos presentes nas fotografias (G. Hofmann, 2009). Nas horas de repouso, é comum que os indivíduos permaneçam deitados muito próximos uns dos outros, de forma que os corpos normalmente se toquem (Sowls, 1997).

As interações entre os integrantes de um bando são muito frequentes, com vários tipos de contato entre indivíduos, tanto amistosos quanto agressivos (Bissonette, 1982). As interações amistosas, no entanto, costumam ser mais frequentes do que as agressivas (Byers & Bekoff, 1981). Confrontos físicos entre machos por fêmeas no cio não são comuns, e machos e fêmeas apresentam uma grande diversidade de interações prévias aos eventos de acasalamento (Byers & Bekoff, 1981; S. Silva et al., 2016). No entanto, a forma de contato mais frequentemente registrada entre catetos é o ato de se esfregarem uns nos outros, especialmente na região da linha dorsal, onde se localizam as glândulas odoríferas. Provavelmente, este comportamento é utilizado para trocar/fixar o cheiro entre os membros do bando, e costuma ser realizado principalmente antes de iniciarem deslocamentos (Sowls, 1997). As glândulas odoríferas também costumam ser utilizadas para demarcação de território, com os membros do bando esfregando o dorso em rochas, arbustos e troncos de árvores (Bissonette, 1982). Eventos agressivos entre membros de bandos diferentes, para defesa de território, foram relatados por Bissonette (1982). O comportamento territorialista ajuda a explicar a baixa sobreposição de área de vida dos bandos monitorados na natureza, especialmente das áreas centrais dos territórios

(Sowls, 1997; Fragoso, 1999; Keuroghlian et al., 2004; Keuroghlian & Eaton, 2008b; Taber et al., 2011). Catetos também possuem um complexo padrão de vocalização utilizado para comunicação entre membros do bando, como para alertar sobre possíveis ameaças. Até o momento, um total de oito tipos de vocalizações foram identificados para a espécie, incluindo ronronar, grunhidos, latidos, rosnados e guinchados, bem como estalar a mandíbula (Sowls, 1997; Taber et al., 2011).

As relações entre catetos e outras espécies ainda são um tema pouco conhecido. Em razão das semelhanças morfológicas/fisiológicas e pela elevada sobreposição de hábitat e dieta entre catetos e queixadas nas regiões onde coexistem em simpatria, é possível supor uma intensa competição por recursos e, por consequência, uma relação agonística entre eles (G. Hofmann, 2013). Nesse sentido, devido ao maior tamanho corporal e à formação de bandos mais numerosos, os queixadas podem ser considerados como espécie dominante em uma possível competição de interferência com catetos. Durante o período seco de 2011, no norte do Pantanal, G. Hofmann et al. (2016) registraram um evento que pode ser interpretado como interferência negativa dos queixadas nos catetos. Neste registro, os catetos forrageavam o solo consumindo frutos de cumbaru em frente a uma armadilha fotográfica, quando se ouriçaram e abandonaram rapidamente a área, partindo todos em uma mesma direção. Minutos depois, a mesma câmera registrou a chegada de um bando de queixadas vindo na direção oposta àquela tomada pelos catetos. Estes queixadas passaram, então, a se alimentar dos frutos que anteriormente estavam sendo consumidos pelos catetos. Neste evento, os catetos provavelmente usaram seu olfato extremamente aguçado para evitar um encontro com os queixadas (G. Hofmann et al., 2016). É importante salientar que, durante os 12 dias em que a armadilha fotográfica permaneceu funcionando, os catetos não retornaram mais a este local, embora outros unguados tenham sido registrados consumindo estes frutos. Evento semelhante a este também foi registrado por Keuroghlian

et al. (2004), em fragmentos de Mata Atlântica. Neste contexto, a partição temporal de nicho, provavelmente, constitui-se na principal estratégia utilizada por catetos para mediar a coexistência com queixadas (Galetti et al., 2015a; G. Hofmann et al., 2016; Reyna-Hurtado et al., 2018).

As razões que levam a uma possível competição entre catetos e queixadas são as mesmas que podem resultar em efeitos negativos para estas duas espécies mediante introdução/estabelecimento de porcos ferais (*Sus scrofa*). No Pantanal, os porcos foram introduzidos por volta da segunda metade do século XVIII e, atualmente, estão presentes em toda região, onde são conhecidos como porcos-monteiros (Alho & Lacher, 1991). De fato, estudo conduzido no Texas já demonstrou que as densidades de catetos em áreas livres de porcos são de cinco a oito vezes mais altas do que em sítios onde as espécies ocorrem em simpatria (Gabor & Hellgren, 2000). Contudo, embora pareça haver um elevado padrão de coocorrência espacial entre as três espécies no Pantanal, nenhum estudo conseguiu comprovar uma interferência negativa dos porcos-monteiros nas duas espécies de taiaçuídeos ou demonstrar relação agonística entre elas (Desbiez et al., 2009; Oliveira-Santos et al., 2011; G. Hofmann, 2013; Galetti et al., 2015a). Neste sentido, quando em simpatria com estas duas espécies, os catetos parecem ajustar sua atividade, de modo a reduzir a coocorrência espaço/temporal com queixadas e porcos-monteiros, a fim de minimizar os possíveis efeitos negativos gerados pela competição por interferência (G. Hofmann, 2013).

PARASITAS E DOENÇAS

Embora exista uma grande dificuldade logística de se realizar necropsias em campo, diversos ecto e endoparasitas já são conhecidos para catetos ao longo de sua distribuição. Algumas das espécies identificadas chegam a ser tão relacionadas aos taiaçuídeos que acabaram recebendo nomes que apontam esta condição, como *Amblyomma pecarium* e *Trombicula pecari*. Uma compilação realizada por SOWLS (1997) contabilizou

na literatura mais de 25 ectoparasitas conhecidos para catetos, especialmente espécies de pulgas, ácaros, carrapatos e piolhos. Os nematódeos estão entre os endoparasitas mais conhecidos para catetos, com pelo menos 12 espécies identificadas em diferentes órgãos, como estômago, intestino delgado, esôfago e fígado. Entre as diversas doenças que já foram diagnosticadas em catetos, ou das quais eles podem ser vetores de disseminação, estão cólera de porco, exantema vesicular suína, estomatite vesicular, peste bovina, febre aftosa, raiva, coccidioomicose, criptococose, leptospirose, encefalite e encefalite equina venezuelana (SOWLS, 1997; Reyna-Hurtado et al., 2018). Aparentemente, os catetos são imunes à peste suína africana. No Pantanal, os catetos são hospedeiros de *Trypanosoma evansi* e *T. cruzi* (Herrera et al., 2008). Já um estudo realizado em catetos mantidos em cativeiro, em Belém do Pará, identificou que mais de 70% dos animais possuíam ao menos um tipo de parasita gastrointestinal, sendo os mais frequentes *Balantidium coli* e *Ascaris suum* (Marinho Neto et al., 2009).

CONSERVAÇÃO

Atualmente, os catetos constam no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e da Fauna Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES) e se encontram classificados na Lista Vermelha da IUCN (2021), na categoria 'menos preocupante' (*Least Concern* - LN). No Brasil, a espécie também está inserida na categoria 'menos preocupante' (LN), exceto no bioma Mata Atlântica, onde ela foi classificada como 'quase ameaçada' (NT), especialmente devido à perda de hábitat (Keuroghlian et al., 2012), visto que as áreas remanescentes deste bioma somam menos de 30% da distribuição original (Projeto MapBiomas, 2019). Nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, a espécie é considerada ameaçada em praticamente todos os estados, sendo considerada como 'vulnerável' em Santa Catarina, Paraná, Espírito Santo e Rio de Janeiro, e como 'em perigo' em Minas Gerais e no Rio Grande do Sul (Keuroghlian et al., 2012). No Pantanal, a degradação das áreas florestais

para expansão da pecuária e a caça certamente estão entre as principais ameaças aos catetos (G. Hofmann, 2013). A mesma situação é observada em praticamente toda sua área de distribuição geográfica, onde a alta pressão de caça, para consumo da carne e comercialização das peles, e a perda e a degradação dos habitats naturais também são consideradas as principais ameaças à conservação da espécie (Reyna-Hurtado et al., 2018; Sowls, 1997).

FAMÍLIA CERVIDAE

São os cervos e veados amplamente distribuídos por toda América, Europa, Ásia e norte da África (Cabrera, 1960). Representam os verdadeiros ruminantes, com estômago dividido em quatro câmaras. Apoiam-se na ponta do terceiro e quarto dedos para se locomover. Além dos dois dedos principais, outros dois rudimentares, o segundo e o quinto são característicos dos cervídeos. No crânio, a barra pós-orbital e a crista sagital estão ausentes, com depressão do lacrimal anterior aos olhos, onde se insere a glândula pré-orbital. Os incisivos e caninos superiores são largos ou ausentes; os pré-molares e molares são selenodontes. Grande parte dos cervídeos tem chifres descobertos por pele, quase sempre ramificados, que caem e se renovam com frequência variável, dependendo da espécie. Durante o crescimento, os chifres (ou galhadas, se forem ramificados) são cobertos de pele e pelos (velame), que se desprendem ao final do processo de mineralização. O período de formação de novos chifres pode chegar a três meses, variando conforme a espécie.

A revisão da diversidade de Cervidae da região Neotropical realizada por Weber & Gonzalez (2003) propõe 16 espécies distribuídas em seis gêneros: *Blastocerus*, *Hippocamelus*, *Mazama*, *Odocoileus*, *Ozotoceros* e *Pudu*. De acordo com as propostas de N. Azevedo et al. (2021) e P. Peres et al. (2021), ocorrem as seguintes espécies no Brasil: *Blastocerus dichotomus*, *Mazama americana*, *Mazama jucunda*, *Mazama rufa*, *Mazama gouazoubira*, *Mazama nana*, *Mazama nemorivaga*, *Odocoileus virginianus* (= cariacou) e *Ozotoceros bezoarticus*.

A sistemática da família Cervidae tem avançado nos últimos anos com a contribuição de estudos integrados envolvendo morfologia, citogenética e análises filogenéticas moleculares, trazendo muitas novidades e evidenciando a complexidade desta família desde sua chegada à América do Sul. Entre estes estudos, podemos destacar: Pitra et al. (2004), Gilbert et al. (2006), Duarte et al. (2008), S. González et al. (2010), Angeli et al. (2014), Gonzalez et al. (2016, 2020), Ozdova et al. (2021), P. Peres et al. (2021), Galindo et al. (2021), Mantellatto et al. (2020, 2022), Sandoval et al. (2022) e Vacari et al. (2022). A análise filogenética de Duarte et al. (2008) deu suporte para esclarecer as relações filogenéticas e a história evolutiva dos cervídeos sul-americanos, apontando os altos níveis de divergência molecular e citogenética entre grupos de espécies morfologicamente semelhantes de veados do gênero *Mazama*, o que trouxe o questionamento quanto à sua origem polifilética. A partir de então, o gênero *Mazama* passou a ser o mais promissor para o refinamento taxonômico e novos apontamentos têm sido publicados, contribuindo para ampliar a resolução deste complexo gênero. Como resultados recentes destas décadas de pesquisa, temos as validações de *Mazama rufa* (P. Peres et al., 2021; Mantellatto et al., 2022) e *Mazama jucunda* (Mantellatto et al., 2022), a partir de *Mazama americana* e *Mazama bororo*, respectivamente.

Os resultados destes estudos reafirmam as conclusões de Duarte et al. (2008) e Merino & Rossi (2010) quanto à complexidade da sistemática dos grupos e espécies de Cervidae sul-americanos. Duarte & Merino (1997) e Duarte et al. (2008) apontam que algumas espécies deste complexo estão em plena evolução e diversificação, o que é evidenciado pela não fixação dos cariótipos e pelo extenso polimorfismo encontrado. Segundo Duarte et al. (2008), pelo menos oito formas ancestrais de veados invadiram a América do Sul durante o final do Plioceno (2,5-3 MYA), os quais tiveram uma diversificação explosiva inicial independente logo após seu ancestral chegar aqui, dando origem a várias espécies morfologicamente crípticas.

A fórmula dentária das espécies descritas é $i0/3, c0/1, pm3/3, m3/3 = 32$.

***Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Figura 8)**

Cervo-do-pantanal, veado-pantaneiro, veado-galheiro

Marsh deer

Cervo de los pantanos

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Distribui-se amplamente ao longo das várzeas e planícies de inundação dos grandes rios da América do Sul, a leste dos Andes, ao sul da floresta amazônica e ao norte dos Pampas e da Patagônia, desde o sudeste do Peru até o noroeste do Uruguai e região do delta do rio da Prata (R. Hofmann et al., 1976; Pinder & Grosse, 1991;

W. Tomas et al., 1997; Piovezan et al., 2010) (Figura 9). Atualmente, as populações estão fragmentadas e disjuntas, ocorrendo nas áreas úmidas restritas da Bolívia, do Paraguai, da Argentina, do Brasil e de uma pequena área no sudoeste do Peru. No Brasil, está presente nas bacias dos rios Araguaia, Tocantins, Xingu, Guaporé, Paraguai, Paraná e São Francisco. No Pantanal, o cervo ocorre em quase toda a planície (W. M. Tomas e A. R. Camilo, banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022; registros de material tombado na Coleção de Vertebrados do Pantanal, da EMBRAPA Pantanal) (Figura 9), especialmente em áreas mais baixas e sazonalmente inundáveis, como pode ser observado em Mourão et al. (2000). Há uma movimentação sazonal da população em gradientes de elevação de acordo com o avanço e o recuo das inundações, chegando a 20 quilômetros de amplitude (W. Tomas et al., 2001) e até 50 quilômetros em algumas situações (Schaller & Vasconcelos, 1978).



Figura 8. *Blastocerus dichotomus*. Foto: Walfrido M. Tomas/Embrapa Pantanal.

Figure 8. *Blastocerus dichotomus*. Photo: Walfrido M. Tomas/Embrapa Pantanal.

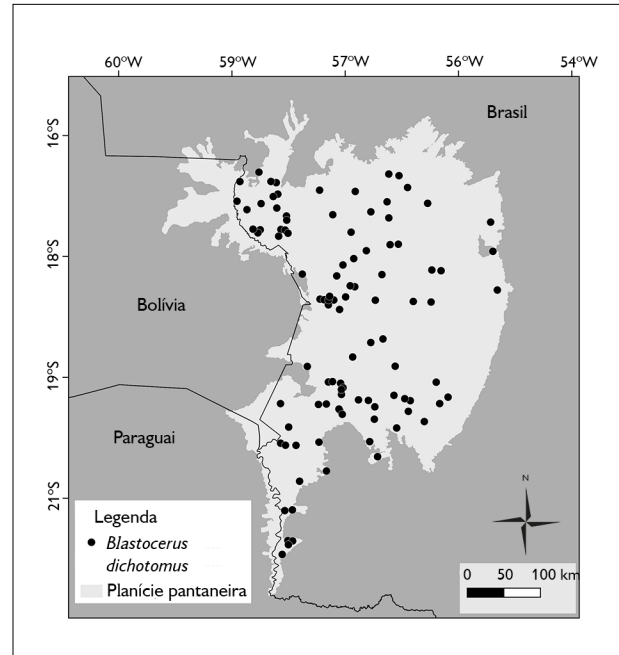


Figura 9. Distribuição geográfica de *Blastocerus dichotomus* no Pantanal.

Figure 9. Geographic distribution of *Blastocerus dichotomus* in the Pantanal.

MEDIDAS CORPORAIS, COLORAÇÃO DA PELAGEM E MORFOLOGIA

Comprimento da cabeça e do corpo: 1.530 a 1.910 mm; altura: 1.100 mm a 1.270 mm; cauda: 120 a 160 mm; peso: até 150 kg (Pinder & Grosse, 1991). O pelo do cervo é relativamente longo, com variação de coloração sazonal (Figura 8). Durante o inverno, é marrom-avermelhado, com tons mais pálidos nos flancos, pescoço e no tórax. O focinho é negro, assim como a extremidade dos membros. A cauda é peluda e de cor ferrugínea na parte superior e negra no lado inferior. No verão, a coloração é mais clara, de tom castanho-avermelhado (Figura 8). Longos pelos brancos na parte interna das orelhas são característicos (Miranda-Ribeiro, 1919). Os filhotes não nascem manchados, como a maioria dos cervídeos, mas com pelagem semelhante à dos adultos. O cervo é dotado de adaptações anatômicas adequadas para habitar ambientes pantanosos, como a presença de membranas interdigitais entre os dedos e membros acentuadamente longos. *Blastocerus* é inconfundível pelo seu grande porte, pelas orelhas grandes e arredondadas e pela imponente galhada presente nos machos adultos, que normalmente tem cinco pontas em cada lado (R. Hofmann et al., 1976), mas podem apresentar mais de 20 ramificações secundárias em indivíduos mais velhos. É um dos animais mais característicos do Pantanal.

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

Geralmente são encontrados solitários, podendo formar pequenos grupos familiares compostos pela fêmea e seu filhote ou por casais (Coimbra-Filho, 1972; Schaller & Vasconcelos, 1978; Beccaceci, 1994). Um único filhote nasce após um período de oito meses de gestação (Nogueira Neto, 1973). Parece não haver um período definido para o nascimento dos filhotes. Há registros de concentrações de nascimentos entre outubro e novembro (Cabrera, 1960) e maio e setembro (Miller, 1930; Nogueira Neto, 1973; Schaller & Vasconcelos, 1978; W. Tomas, 1986). Em sobrevoos nas várzeas do rio Paraná, Pinder (1996)

registrou filhotes de setembro a novembro. Aparentemente, os machos apresentam um ciclo de troca de galhadas individual. Na natureza, os cervos podem ser encontrados com a galhada coberta por velame em qualquer época do ano (Cabrera & Yepes, 1940).

Os habitats utilizados por cervos são preferencialmente abertos e inundáveis, com lâmina d'água a profundidade de 60 cm (Schaller & Vasconcelos, 1978; W. Tomas, 1986; Beccaceci, 1994). Os cervos realizam deslocamentos sazonais durante a contínua movimentação dos níveis dos rios, como nas cheias, procurando por ambientes adequados para forragear (Schaller & Vasconcelos, 1978; W. Tomas et al., 2001). W. Tomas & Salis (2000) argumentam que os habitats do cervo podem ser melhor descritos como a zona de ecótono entre terrenos mais altos e secos e áreas úmidas, e entre áreas úmidas e ambientes francamente aquáticos, a qual pode ser estática ou dinâmica no tempo e no espaço. Esse padrão pode explicar a distribuição sazonal dos cervos identificada por W. Tomas et al. (2001) em um gradiente de inundação no Pantanal. No que se refere à área de vida, Pinder (1994) e Piovezan (2004) propõem que o *home range* do cervo varia de acordo com o tamanho da planície de inundação. No Pantanal, W. Tomas et al. (2001) indicam que a amplitude do gradiente altitudinal e dos pulsos de inundação são os principais fatores que atuam na escala de deslocamentos, definindo o tamanho da área de vida. Os cervos podem ser considerados nômades numa escala variável, dependendo do regime hidrológico da área em questão, o que pode explicar as áreas de uso relativamente pequenas encontradas por Pinder (1994) e Piovezan (2004) nas várzeas marginais relativamente estreitas do rio Paraná, enquanto que no Pantanal, Schaller & Vasconcelos (1978) e W. Tomas et al. (2001) reportam deslocamentos que variam entre 20 km e 50 km.

Segundo W. Tomas (1986), no Pantanal, podem ser vistos alimentando-se em qualquer hora do dia, mas com picos de atividade entre 6 e 8 horas da manhã e 16 e 18 horas da tarde, evitando horários mais quentes.

W. Tomas & Salis (2000) identificaram 40 espécies de plantas, distribuídas em 17 famílias, compondo a dieta do cervo-do-pantanal, através de análise micro-histológica de fezes. O cervo consome principalmente brotos e folhas novas de *Ludwigia nervosa*, *Mimosa pellita*, *Couepia uiti*, *Thalia geniculata*, *Eleocharis acutangula* e *Luziola spruceana*. W. Tomas & Salis (2000) também identificaram o consumo de flores de *Pontederia cordata*, *Thalia geniculata*, *Eichhornia azurea* e *Andropogon hypogynus*. As espécies mais consumidas na estação de inundação do que na seca foram *Aeschynomene sensitiva*, *Axonopus purpusii*, *Couepia uiti*, *Ludwigia nervosa* e *Luziola fragilis*, enquanto *Discolobium pulchellum*, *Hemarthria altissima*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Luziola spruceana* e *Paspalum repens* foram mais consumidas na estação seca do que na de inundação. Plantas aquáticas como *Nymphaea amazonum*, *Hydrocleys nymphoides*, *Nymphoides grayana*, *Pontederia cordata* e *Sagittaria* spp. são também relevantes na dieta do cervo-do-pantanal (W. Tomas & Salis, 2000).

DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

Entre os mamíferos de grande porte brasileiros, o cervo-do-pantanal é o mais bem conhecido quanto a estimativas de abundância de suas populações. O estudo pioneiro foi realizado por Schaller & Vasconcelos (1978) no Pantanal, no qual estimaram a população de 7.000 indivíduos (0,26 a 0,6/ km²) para uma área de 140.000 km². Em 1991, um programa de monitoramento de grandes vertebrados conduzido por pesquisadores da EMBRAPA Pantanal, aplicando desenho amostral e técnicas mais acuradas de levantamento, resultou na estimativa de 40-45 mil cervos para a planície do Pantanal, constatando a maior população conhecida da espécie (Mourão et al., 2000). Em 760 km² do Pantanal do Rio Negro, no Mato Grosso do Sul, W. Tomas et al. (2001) estimaram a população em 300 cervos (0,53 a 1,85/ km²). No Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, W. Tomas et al. (2004) estimaram a população em 389 ± 156 cervos.

CITOGENÉTICA

Neitzel (1987) e Duarte (1992) reportam o cariótipo 2n = 66 (NF = 74).

CONSERVAÇÃO

A IUCN considera esta espécie como 'vulnerável'. A categoria proposta para o táxon é 'vulnerável' (VU), segundo o critério A4cde, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre declínio populacional passado e projeção de declínio populacional futuro (Duarte, 2006); está presente no Anexo I da CITES. No Brasil, de acordo com a Resolução nº 8/2021, também é considerado como 'vulnerável'. A destruição dos ambientes de várzea e a caça são fatores primários de redução das populações. Igualmente grave é a introdução e a disseminação de doenças, como brucelose, febre aftosa, arboviroses (língua azul) e infestação por ectoparasitas, todas transmitidas por ungulados exóticos domésticos (Schaller & Vasconcelos, 1978; W. Tomas et al., 1997; Tiepolo, 2002; Tiepolo et al., 2004, 2010; Duarte, 2006; Szabó et al., 2007). A construção de grandes barragens vem se tornando um dos principais agentes causadores do desaparecimento de populações da espécie, eliminando as várzeas e anulando as possibilidades de sobrevivência e sustentabilidade de populações em longo prazo (W. Tomas et al., 1997; Tiepolo et al., 2004; Tiepolo & Tomas, 2009, 2010). Outros fatores como drenagens, atividades agropastoris e hidrovias contribuem para acelerar o processo de extinção do cervo, em função de alterar o ciclo hidrológico (W. Tomas et al., 1997; Kutchenski Júnior et al., 2004), levando a uma degradação da qualidade dos habitats para a espécie. Outros importantes fatores de mortalidade de cervos são a caça de subsistência; a caça oportunista realizada durante período de cheias e de incêndios; os atropelamentos; a manipulação inadequada durante ocasiões de resgate; e até picadas de abelhas africanizadas (Tiepolo et al., 2004). Segundo a avaliação de risco de extinção da espécie (Duarte et al., 2012a), o declínio populacional é maior do que 30%, e esta tendência tem sido mais grave em áreas como várzeas do rio Paraná,

em função, principalmente, da perda e da degradação de habitats inundáveis (W. M. Tomas, comunicação pessoal, 2022). Estima-se que a população do Pantanal representa 88% da população total da espécie. No entanto, análises de cenários de mudanças climáticas para esta região projetaram um declínio de pelo menos 50% da população entre 2070 e 2100 (G. Pereira, 2016).

Mazama americana (Erxleben, 1777) (Figura 10)

Veado-mateiro
Red brocket deer
Venado colorado



Figura 10. *Mazama americana*. Foto: Lucas Leuzinger/Barranco Alto
Figure 10. *Mazama americana*. Photo: Lucas Leuzinger/Barranco Alto.

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Ocorre desde o sul do México, por toda a floresta amazônica, Brasil, Bolívia, Chaco Paraguai e norte da Argentina (Emmons & Feer, 1997; Varela et al., 2010). Em território brasileiro, a distribuição de *Mazama americana* é simpátrica à de *M. gouazoubira*, *M. nana* e *M. nemorivaga*. Ocorre em todas as formações florestais brasileiras, assim como nas áreas de transição entre florestas e cerrados. Nos cerrados, ocorre em matas ciliares, matas de galeria e nas florestas semidecíduas. Está ausente nos campos do extremo sul do Brasil e nas caatingas do Nordeste. No Pantanal, *M. americana* é amplamente distribuído, sendo mais abundante do que *M. gouazoubira* em áreas com predomínio de florestas (W. M. Tomas e A. R. Camilo, banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022; registros de material tombado na Coleção de Vertebrados do Pantanal, da EMBRAPA Pantanal) (Figura 11).

CONSIDERAÇÃO TAXONÔMICA

O veado-mateiro *Mazama americana* Erxleben, 1777 é considerado um complexo polifilético de espécies crípticas com ampla divergência cromossômica. As evidências têm indicado que as divergências cromossômicas observadas resultam em isolamento reprodutivo (P. Peres et al., 2021). Recentemente, a descrição de um neótipo para *M. americana* permitiu sua caracterização genética e

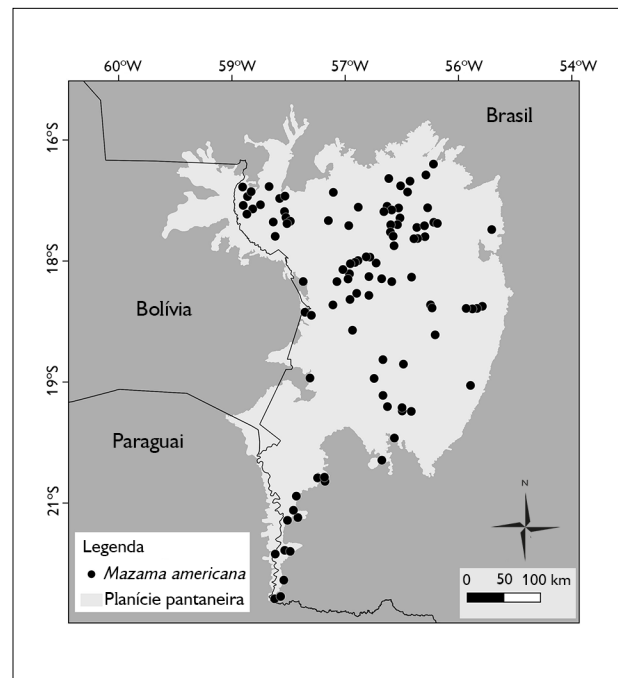


Figura 11. Distribuição geográfica de *Mazama americana* no Pantanal.
Figure 11. Geographic distribution of *Mazama americana* in the Pantanal.

representou uma base comparativa para solucionar as incertezas taxonômicas do grupo. Da mesma forma, P. Peres et al. (2021), ao designarem um neótipo para o sinônimo *Mazama rufa* Illiger, 1815, a reconhecem como uma espécie distinta do complexo *M. americana*,

com a análise de dados morfológicos, citogenéticos e moleculares. No que diz respeito ao Pantanal, os autores consideram que *Mazama rufa* foi

... detectada apenas marginalmente no Pantanal, área que não apresentava habitat adequado. É importante confirmar esta informação, pois é conhecida a presença de uma espécie de veado-catingueiro na área e a região é um refúgio para grandes populações de vários mamíferos, especialmente veados (W. Tomas et al., 2010).

Entretanto, W. Tomas et al. (2010, p. 577) relatam a ampla distribuição de *M. americana* no Pantanal, o que é corroborado pelo nosso mapa de ocorrência da espécie (Figura 11), indicando condição de habitat generalizado da espécie considerada como *M. americana*. Para *M. rufa*, é incerta a mencionada falta de condições adequadas de habitat no Pantanal, não claramente especificadas por P. Peres et al. (2021). Chama a atenção ainda o fato de que a foto que ilustra esta espécie no Pantanal, obtida às margens do rio Negro, Aquidauana, Mato Grosso do Sul (Figura 10), difere em sua coloração daquela apresentada por P. Peres et al. (2021) para *M. rufa*. Neste contexto, entendemos que são necessários aprofundamentos e ampliação das amostragens em relação à forma do grupo *M. americana* que ocorre no bioma, mesmo que a distribuição de *M. rufa* apresentada por P. Peres et al. (2021) esteja documentada para as regiões norte, sul e leste dos planaltos da BAP que circundam o Pantanal. Por estes motivos, manteremos, nesta publicação, o complexo *Mazama americana* para a planície do Pantanal, até que uma nova proposta de resolução taxonômica possa esclarecer a sistemática do gênero na região.

MEDIDAS CORPORAIS, COLORAÇÃO DA PELAGEM E MORFOLOGIA

É a maior espécie do gênero no Brasil, considerada de porte médio a relativamente grande. Apresenta comprimento total do crânio entre 190,1 e 236,6 mm; comprimento da série molar superior entre 52,7 a 66,2

mm; com aproximadamente 500 mm de altura da região escapular e 25 kg nos exemplares do sudeste de São Paulo e nordeste do Paraná, e 650 mm de altura e 30 kg nos de outras regiões (Duarte & Jorge, 1996). Exemplares do Norte do Brasil apresentam medidas de comprimento total de 1.330 a 1.340 mm, comprimento da cauda de 160 a 200 mm, comprimento da orelha entre 105 e 110 mm e comprimento da pata posterior entre 300 a 345 mm (Rossi, 2000).

A região anterior do corpo tem coloração entre castanho-avermelhada claro a muito escura; pescoço castanho contrastando com a cor do corpo; a região abdominal é da mesma cor dos flancos, ligeiramente mais clara; a região inguinal é parda bem clara e esbranquiçada; as faixas orbitais superior e inferior podem estar ausentes ou indistintas; a mancha superciliar anterior está ausente; a parte inferior dos membros traseiros enegrecidos tem tufo de pelos tarsais; há manchas brancas na base das orelhas; pelos antevértidos na linha mediana dorsal do pescoço são ausentes ou presentes. Os filhotes nascem com pequenas manchas brancas, que desaparecem após um ou dois meses. Pode ser diferenciado do veado-catingueiro por apresentar orelhas menores e lanceoladas e pela menor proporção entre o tamanho da orelha e o da cabeça (Figura 10).

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

São avistados solitários ou em casais nas florestas mais densas e contínuas. Alimentam-se de ampla variedade de frutos, flores, gramíneas, leguminosas e outros arbustos e ervas. Não seletivos, chegam a destruir sementes (Gayot et al., 2004). Para efeitos de referência, a área de vida de uma fêmea no Cerrado de Brasília foi de 66,7 ha (Marques & Santos-Jr., 2003), enquanto que um macho estudado por Maffei & Taber (2003), no Cerrado Boliviano, apresentou área de vida de 52,2 ha. Não há informações sobre a área de vida da espécie no Pantanal. As preferências de habitat são bastante restritivas, por se tratar de uma espécie de habitats florestais. No Pantanal, W. Tomas (2017) encontrou

que a probabilidade de ocupação de habitats pela espécie é fortemente influenciada pela área das manchas florestais e pela densidade de árvores acima de 50 cm de circunferência do tronco à altura do peito. Os resultados indicam que a espécie prefere habitats com densidade de árvores deste porte acima de 200 indivíduos/hectare e com área acima de 1.000 hectares, podendo ocorrer em áreas menores, além de preferir paisagens com cobertura florestal acima de 50% (W. Tomas, 2017).

DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

São raros os levantamentos populacionais desta espécie. No Pantanal, Desbiez et al. (2010) reportam densidade de 0,24 indivíduos/km² em habitats florestais. W. Tomas (2017), analisando seis paisagens com diferentes arranjos de habitats no Pantanal, encontrou densidade média de 0,12 ± 0,04 indivíduos/km², variando de zero, em habitats com predominância de ambientes campestres e pastagens cultivadas, até 0,31 indivíduos/km², em áreas com predominância de ambientes florestais densos.

CITOGENÉTICA

De acordo com Duarte (1992) e Duarte & Jorge (2003), existe muita variação cariotípica para a 'espécie' no Brasil, com 2n entre 42 e 53 cromossomos e NF entre 48 e 57, reforçando a ideia de que *Mazama americana* representa um complexo de espécies distribuídas em áreas mais ou menos restritas, ao contrário da ampla distribuição de uma única espécie tradicionalmente aceita (Varela et al., 2010).

CONSERVAÇÃO

Determinar e conhecer a situação de conservação deste complexo de espécies depende da definição taxonômica, que deverá rever a distribuição geográfica, apontando endemismos. Ainda restam dúvidas acerca da distribuição geográfica de *Mazama rufa*, que poderá modificar a definição das espécies que ocorrem no Pantanal, de acordo com a revalidação da espécie realizada por P.

Peres et al. (2021). De qualquer forma, trata-se de um complexo de espécies que utilizam habitats florestais densos e, como outros ungulados, sofrem o efeito da fragmentação e destruição das florestas contínuas e da caça. Segundo Duarte et al. (2012b), as principais ameaças referem-se a perda e fragmentação do habitat; doenças introduzidas por bovinos domésticos (febre aftosa, brucelose, babesiose, ecto e endoparasitas diversos); caça de subsistência, juntamente com a caça comercial. Globalmente, a IUCN (2021) considera a espécie como deficiente de dados (DD). No Brasil, não é categorizada na última atualização da lista.

Mazama gouazoubira (Fischer, 1814) (Figura 12)

Veado-catingueiro

Gray brocket deer, brown brocket

Corzuela común, corzuela parda

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Com ampla distribuição na América do Sul, no Brasil o limite setentrional localiza-se na porção norte do Estado do Mato Grosso. O limite ocidental é estabelecido pelo rio Tocantins, ao sul do estado do Maranhão (Rossi, 2000).



Figura 12. *Mazama gouazoubira*. Foto: Walfrido M. Tomas/EMBRAPA Pantanal.

Figure 12. *Mazama gouazoubira*. Photo: Walfrido M. Tomas/EMBRAPA Pantanal.

Ocorre também no extremo norte do país, nos estados de Roraima e Amapá. A espécie é amplamente distribuída no Pantanal, ocupando diversos tipos de habitats florestais e de Cerrado, sendo mais abundante do que *M. americana* em locais com predomínio de Cerrado e em paisagens onde os habitats florestais ocorrem em manchas (W. M. Tomas & A. R. Camilo, dados não publicados; banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022) (Figura 13).

MEDIDAS CORPORAIS, COLORAÇÃO DA PELAGEM E MORFOLOGIA

Indivíduos desta espécie são considerados de pequeno porte, cujo peso varia de 17 a 23 kg (Duarte & Merino, 1997; Rossi, 2000); comprimento total do crânio está entre 160,2 a 197,5 mm; comprimento da série molar superior, entre 45,2 e 55,9 mm; comprimento da cabeça e do corpo é de 1.030 mm; comprimento da cauda é de 110 mm; chifres não ramificados estão entre 70 a 100 mm (Eisenberg & Redford, 1999).

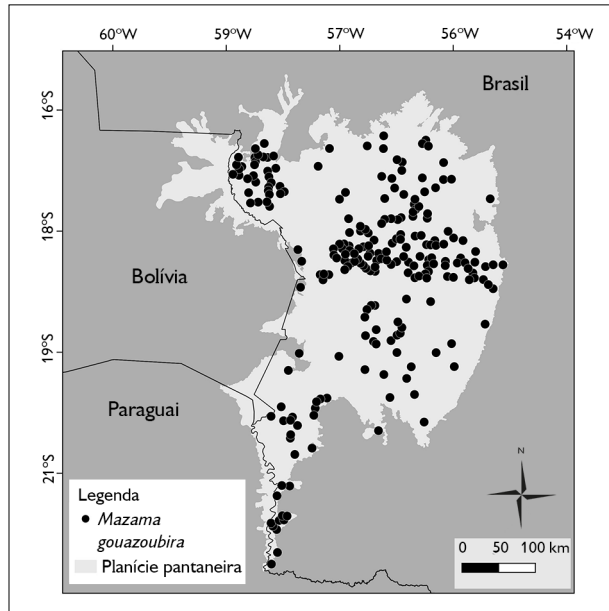


Figura 13. Distribuição geográfica de *Mazama gouazoubira* no Pantanal.

Figure 13. Geographic distribution of *Mazama gouazoubira* in the Pantanal.

A região anterior do corpo tem coloração castanha salpicada de laranja e coberta de pelos com faixa subterminal pequena e bem definida, de cor laranja-claro ou escuro; ancas e dorso da cauda são castanho-alaranjado; a região abdominal é parda bem clara e pardo-alaranjada escura, distinta da coloração dos flancos; faixas orbitais superior e inferior são presentes; mancha superciliar anterior, quando presente, é pardo-amarelada e esbranquiçada; tufo de pêlos tarsais ausentes ou presentes (Figura 12). A pelagem de *M. gouazoubira* é bastante variável, podendo ser observados em uma mesma população indivíduos acinzentados, marrons, avermelhados ou pardos (Figura 12). Os filhotes nascem salpicados de manchas brancas, que desaparecem depois de um a dois meses. As orelhas são relativamente grandes e arredondadas, distintas das de *M. americana* (ver Figuras 10 e 12).

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

Parecem ser mais tolerantes do que *M. americana* quanto ao uso do habitat, vivendo em florestas, matas de galeria, bordas de mata, campos, cerrados, caatingas e áreas alteradas com vegetação de capoeira. No Pantanal, a área de vida do veado-catingueiro foi estimada por Pinder (1997) em 19 ha. Vivem solitários, mas podem ser avistados aos pares, alimentando-se de frutos, flores, fungos, gramíneas, leguminosas e outros tipos de arbustos e ervas. Pinder (1997) considera o veado-catingueiro um generalista que adapta sua dieta às características do ambiente, adotando a frugivoria como um suporte nutricional onde a pastagem é menos abundante ou nutritiva. Esta habilidade pode explicar a amplitude geográfica de sua ocorrência e a variedade de ambientes que ocupa.

A espécie é bastante flexível no uso de habitats, frequentando áreas florestais, bem como cerrados e campos, além de áreas arbustivas. No Pantanal, modelos de ocupação elaborados por W. Tomas (2017) reforçam esta afirmação, já que a espécie apresenta alta probabilidade de ocupar áreas com densidade de árvores acima de 100 indivíduos/ha, o que inclui tanto florestas

quanto cerrados. Também é bastante flexível quanto ao arranjo da paisagem, mantendo cerca de 80% de probabilidade de ocupar paisagens com menos de 40% de áreas de vegetação arbórea (cerrados e florestas).

Grotta-Neto et al. (2019) reportam que os padrões de movimentação de veado-catingueiro no Pantanal variam em função de habitat e período do dia. Segundo esses autores, os veados-catingueiros são mais ativos em horas crepusculares e em habitats abertos. Além disso, em habitats mais florestais, a atividade é reduzida, assim como o deslocamento, já que as áreas utilizadas são geralmente menores. A área de vida estimada para esta espécie no Pantanal é de cerca de 62 hectares (Grotta-Neto, 2016).

DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

No Pantanal, Desbiez et al. (2010) encontraram densidades de $0,39 \pm 0,47$ indivíduos/km² em áreas campestres sazonalmente inundáveis, $3,16 \pm 0,53$ indivíduos/km² em habitats florestais e $3,82 \pm 0,59$ indivíduos/km² em áreas de Cerrado. W. Tomas (2017), analisando seis paisagens diferentes no Pantanal, encontrou uma densidade bruta média de $1,49 \pm 0,20$ indivíduos/km², variando de 0,94 indivíduos/km² em paisagens com predomínio de pastagem cultivada até 2,53 indivíduos/km² em paisagens com predomínio de habitats florestais em manchas e cerrados.

CITOGENÉTICA

$2n = 68$ a 70 (Neitzel, 1979; Duarte & Merino, 1997; Duarte & Jorge, 1998).

CONSERVAÇÃO

Apesar da ampla distribuição, a espécie sofre pressão de caça e dos efeitos da fragmentação e da destruição dos ambientes naturais em toda sua área de ocorrência. A IUCN a considera como uma espécie 'pouco conhecida' (LC), de acordo com a avaliação de Black-Decima & Vogliotti (2016).

Ozotoceros bezoarticus (Linnaeus, 1758) (Figura 14)

Veado-campeiro, veado-branco

Pampas deer

Venado campero, venado de campo

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Ocorre nos campos, cerrados e demais ambientes abertos ao sul da Amazônia, e nos estados de Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Mato Grosso do Sul e Goiás, chegando até o rio São Francisco, em Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Merino et al., 1997; Braga, 2001; S. González et al., 2010). Há registros de pequenas populações em estado crítico na Bolívia (Tarifa, 1993), no Paraguai (Jungius, 1976), na Argentina (Cabrera, 1943; Merino et al., 1997) e no Uruguai (E. González, 2001). Três subespécies são reconhecidas: *O. b. celer* (região sul dos pampas argentinos), *O. b. bezoarticus* (região do Brasil central, sul e sudeste) e *O. b. leucogaster* (norte da Argentina, Paraguai, Bolívia e Pantanal do Brasil) (Cabrera, 1943). S. González et al. (2002) descreveram uma nova subespécie para o Uruguai, *O. b. uruguayensis*, separando-a de *O. b. bezoarticus*. No Pantanal, a espécie é amplamente distribuída (W. M. Tomas & A. R. Camilo, dados não



Figura 14. *Ozotoceros bezoarticus*. Foto: Walfrido M. Tomas/ EMBRAPA Pantanal.

Figure 14. *Ozotoceros bezoarticus*. Photo: Walfrido M. Tomas/EMBRAPA Pantanal.

publicados; banco de dados da EMBRAPA Pantanal, 2022) (Figura 15), mas ausente ou raro em áreas de inundação longa (acima de 8 meses) ou permanente inundada, como pode ser observado em Mourão et al. (2000).

MEDIDAS CORPORAIS, COLORAÇÃO DA PELAGEM E MORFOLOGIA

Comprimento da cabeça e do corpo: 110 a 140 cm; 70 a 75 cm de altura; cauda: 10 a 15 cm; peso: 20 a 40 kg. A pelagem varia geograficamente, de acordo com a subespécie, entre o marrom-avermelhado nas formas do norte (*O. b. bezoarticus*); marrom-claro (*O. b. leucogaster*); baio para os veados do sul (*O. b. celer*); e diferentes tons desde o marrom, baio e canela-escuro em *O. b. arerunguensis* e *O. b. uruguayensis* (S. González et al., 2010). Um círculo branco ao redor dos olhos é notável (Figura 14). A coloração branca ou creme ocorre também nos tufo de pelos tarsais, no interior das orelhas, no

ventre, na parte inferior da cauda, na região perineal, na parte posterior das coxas, no lábio superior, na garganta e no pescoço (Cabrera, 1943) (Figura 14). Os filhotes nascem salpicados com manchas brancas, que desaparecem em até três meses. Nos machos, distingue-se uma galhada de três pontas, sendo uma mais curta, direcionada para frente, e duas mais longas, posteriores (Jackson, 1985), mas o número de pontas secundárias é reduzido em indivíduos mais velhos. No Pantanal, as galhadas dos veados-campeiros caem anualmente durante o inverno, de forma relativamente sincronizada (W. Tomas, 1995). Miranda-Ribeiro (1919) aponta que o caráter mais notável do pelo de *Ozotoceros* é a direção antevertida, da metade do dorso ao meio do pescoço. Groves & Grubb (1987) relacionam que o menor tamanho, as orelhas estreitas e o focinho menos marcado de negro são características que distinguem *Ozotoceros* de *Blastocerus*. Além disso, as orelhas do veado-campeiro são bem menores e mais lanceoladas do que as do cervo (ver Figuras 8 e 14).

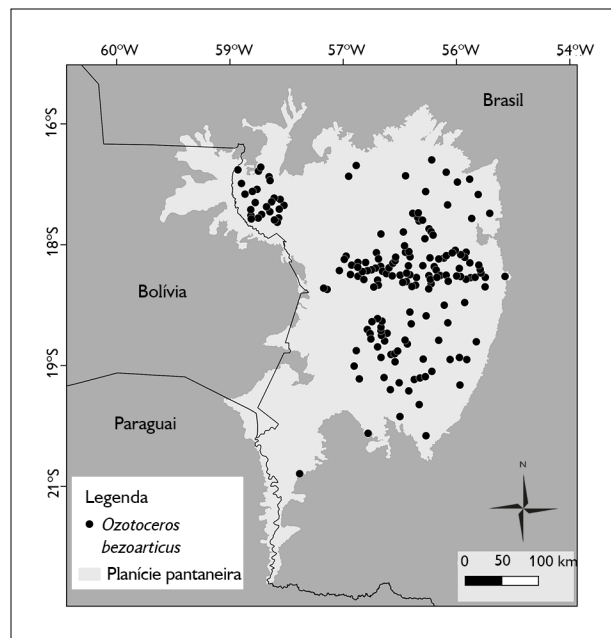


Figura 15. Distribuição geográfica de *Ozotoceros bezoarticus* no Pantanal.

Figure 15. Geographic distribution of *Ozotoceros bezoarticus* in the Pantanal.

HISTÓRIA NATURAL E ECOLOGIA

Podem ser observados solitários ou em grupos que se formam e se desfazem continuamente (Rodrigues & Monteiro-Filho, 1997). No Pantanal, os grupos podem variar de dois até 18 veados no período de junho a outubro. No Pantanal, apresentam uma estrutura social fluida e pouco gregária, estruturada em associações preferenciais entre indivíduos que se unem, permanecendo assim por um tempo variável, quando então se separam (Lacerda, 2008). Há indícios de segregação sexual, com machos se separando das fêmeas e formando grupos relativamente grandes durante a fase de formação de novas galhadas, que coincide com o início da estação de nascimentos (Lacerda, 2008; W. M. Tomas, comunicação pessoal, 2022).

O veado-campeiro no Pantanal seleciona habitats abertos nas bordas de baía, campos com capim rabo-de-burro (*Andropogon* spp.) e campos contendo arbustos de canjiqueiras (*Byrsonima orbigniana*), além de campos limpos (Lacerda, 2008). As fêmeas tendem a preferir vegetação

campestre coberta por capim rabo-de-burro, enquanto machos selecionam mais campos de rabo-de-burro e áreas com canjiqueiras. Os campos são muito utilizados, mas são também muito abundantes, e a preferência encontrada por Lacerda (2008) reflete a intensidade de uso relativa à disponibilidade menor tanto de canjiqueiras quando de áreas de capim rabo-de-burro em relação às áreas de campo limpo. Áreas de capim carona (*Elionurus muticus*) e Cerrado tendem a ser evitadas. Modelos de ocupação desenvolvidos por W. Tomas (2017) indicam que os veados-campeiros ocupam com maior probabilidade áreas campestres próximas ou dentro de áreas com arbustos, corroborando os resultados de Lacerda (2008) quanto à preferência por áreas com canjiqueiras.

A espécie possui glândulas nasais, pré-orbitais, metatarsais e interdigitais, que utiliza para demarcação de território (Langguth & Jackson, 1980). Interações interespecíficas do veado-campeiro com a curicaca (*Theristicus caudatus*) são observadas no Paraná (Braga & Moura-Britto, 1998) e com a ema (*Rhea americana*) em Goiás (Rodrigues & Monteiro-Filho, 1997).

ÁREA DE VIDA, MOVIMENTO E PADRÕES DE ATIVIDADE

No Cerrado, a área de vida encontrada para machos foi de 9,9 km² e 5,9 km² para fêmeas, com deslocamentos diários entre 0,7 a 3,4 km (Leeuwenberg et al., 1997). Também no Cerrado, Rodrigues & Monteiro-Filho (2000) estimaram o *home range* de machos em 11,8 a 175 km² e de fêmeas em 8,3 a 168 km². No Pantanal, Lacerda (2008) encontrou que as áreas de vida dos veados-campeiros variaram entre 0,11 a 75,68 ha utilizando-se 50% das localizações obtidas, 0,17 a 280,32 ha para 75% das localizações e 0,28 a 841,41 ha utilizando-se 95% das localizações, não havendo diferenças significativas entre as áreas de vida de fêmeas adultas, machos adultos e indivíduos jovens. Ainda no Pantanal, Zucco (2014) monitorou 16 machos e 22 fêmeas de veado-campeiro por um período médio de 99 dias e estimou as áreas de vida em $4,3 \pm 2,73$ km² e $2,5$

$\pm 1,8$ km², respectivamente, usando um estimador Kernel. A diferença nas estimativas de áreas de vida entre Lacerda (2008) e Zucco (2014) parece ser resultado do período de monitoramento, já que Lacerda monitorou os veados por períodos substancialmente mais longos. Zucco (2014) estimou, ainda, que a área de vida diária é de $60,4 \pm 19,6$ ha, representando cerca de 23% da área de vida ocupada em períodos médios de 99 dias de monitoramento. O veado-campeiro pode sobrepor grande parte de sua área de vida com a de outros indivíduos (Rodrigues, 1997; Lacerda, 2008).

ECOLOGIA ALIMENTAR

No Pantanal, Lacerda (2008), Desbiez et al. (2011) e M. Tomas et al. (2012) observaram que o veado campeiro é muito mais um podador (*browser*) do que um pastador (*grazer*), ingerindo folhas largas, frutos, flores e até fungos. Lacerda (2008) identificou 62 espécies de 28 famílias sendo consumidas por veados-campeiros no Pantanal, além de um fungo. Dessas espécies, *Aeschynomene fluminensis* (Fabaceae), *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae) e *Melochia simplex* (Sterculiaceae) foram consideradas as preferidas ao longo do ano. Na estação chuvosa, Lacerda (2008) identificou *Vitex cymosa* (Verbenaceae), *Aeschynomene fluminensis*, *Borreria quadrifaria* (Rubiaceae), *Desmodium barbatum* (Fabaceae) e *L. octovalvis*, seguidos por *Licania parvifolia* (Chrysobalanaceae) e *Richardia grandiflora* (Rubiaceae), como as espécies preferidas, enquanto que no período de inundação as herbáceas aquáticas *Ludwigia octovalvis* (Onagraceae) e *Phyllanthus lindbergii* (Euphorbiaceae) foram bastante consumidas. Na estação seca, Lacerda identificou mudanças consideráveis na dieta de veados-campeiros, com flores derrubadas no chão de ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla*), ipê-amarelo (*T. aurea*, Bignoniaceae) e frutos de bocaiúva (*Acrocomia aculeata*, Palmae), coroa-de-frade (*Mouriri elliptica*, Melastomataceae) e pimenteira (*L. parvifolia*) sendo preferencialmente consumidos pelo veado-campeiro, além de plantas herbáceas, como *Aeschynomene fluminensis*, *A. sensitiva*, *Sebastiania hispida* e *Vernonanthura*

brasiliana. Neste período, as gramíneas capim-mimoso (*Axonopus purpusii*) e capim-mimosinho (*Reimarochloa brasiliensis*), bem como as herbáceas *Hydrolea spinosa* (Hydrophyllaceae) e *Euphorbia thymifolia* (Euphorbiaceae), presentes principalmente em depressões úmidas do terreno e em campos sazonalmente alagáveis, foram intensamente consumidas pelo veado-campeiro. Lacerda (2008) ainda reconheceu similaridade na composição da dieta de machos e fêmeas, independentemente de períodos de cio, gravidez, troca de galhadas nos machos e de nascimentos de filhotes, ou seja, não identificando segregação ecológica nas diferentes fases da vida do veado-campeiro no Pantanal. Desbiez et al. (2011) identificaram 45 espécies de plantas de 22 famílias consumidas por veados-campeiros no Pantanal, através de análise de microhistologia fecal, informando que *Aeschynomene fluminensis*, *Byrsonima orbigniana*, *Ludwigia* spp., *Melochia simplex*, *Nymphoides grayana* e *Thalia geniculata* foram as espécies com maior peso seco na dieta do veado-campeiro. Os autores reportam que *Aeschynomene fluminensis*, *Byrsonima orbigniana*, *Ludwigia* spp., *Melochia simplex*, *Nymphoides grayana* e *Thalia geniculata* foram as espécies com maior índice de seleção em geral; na época de chuvas, *Cynodon dactylon*, *H. amplexicaulis* e *Leersia hexandra* foram preferidas, enquanto na época de seca as mais selecionadas foram *Diospyros (Sebastiania) hispida* e *Richardia grandiflora*. M. Tomas et al. (2012), utilizando a técnica de *feeding site* (observação direta em parcelas onde houve forrageio), encontraram 52 espécies consumidas pelos veados-campeiros no Pantanal, distribuídas em 30 famílias. Em paisagens onde predominam cerrados, M. Tomas et al. (2012) encontraram 18 espécies consideradas preferidas, com destaque para *Sebastiania hispida*, *Sida linifolia*, *Aeschynomene* sp., *Mimosa* sp. e *Sida cerradoensis*; em paisagem de campo de vazante, encontraram 14 espécies preferidas, com destaque para *Abutilon* sp., *B. orbigniana*, *Cecropia pachystachya*, *Couepia uiti*, *Indigofera campestris*, *Melochia simplex*, *S. hispida*, *Spermacoce quadrifaria*, *Spermacoce verticillata* e *Stylosanthes* sp.; já em paisagem onde predomina pastagem de braquiária,

19 espécies foram consideradas preferidas, com destaque para *Aeschynomene paniculata*, *Caryocar brasiliense*, *Curatella americana*, *Desmodium* sp., *Hymenaea courbaril*, *Licania parvifolia*, *Mimosa weddelliana*, *Sebastiania hispida*, *Sida cerradoensis* e *Ximenia americana*. M. Tomas et al. (2012) reportam que veados-campeiros evitaram as braquiárias *Urochloa dictyoneura* e *U. humidicola*. Os resultados de Desbiez et al. (2011) e de M. Tomas et al. (2012) indicam que a presença do gado pode não resultar em competição com o veado-campeiro, apesar de alguma sobreposição na dieta de ambas as espécies ser conhecida e mensurada (e.g., Desbiez et al., 2011). Por fim, um estudo da dieta de veados-campeiros no norte do Pantanal chamou atenção para o consumo de diferentes partes de plantas (por exemplo, flores, folhas e brotos) mono e dicotiledôneas reconhecidas por propriedades medicinais (Costa et al., 2006).

REPRODUÇÃO E CRESCIMENTO

O período de gestação é de sete meses, com o nascimento de um filhote manchado com listras brancas no dorso. No Brasil, os nascimentos ocorrem entre agosto e novembro (Merino et al., 1997). Observações de Rodrigues (1997) para o Cerrado e de Lacerda (2008) para o Pantanal apontam que os nascimentos ocorrem quando a disponibilidade de alimento aumenta, nas épocas de maior pluviosidade. No Pantanal, parece estar relacionado com o recuo das cheias, ainda no período de seca (final de julho a outubro) (Lacerda, 2008). No Pantanal, os machos apresentam ciclo sazonal de troca de galhadas, sendo possível observar 100% dos machos com as galhadas revestidas de velame entre junho e julho (W. Tomas, 1995). Lacerda (2008) sugere que, coincidentemente com o reportado por W. Tomas (1995) para o ciclo de galhadas, o ciclo reprodutivo das fêmeas também apresenta um certo retardo conforme as latitudes aumentam. Os nascimentos no Pantanal ocorrem de agosto a novembro, com maior concentração de nascimentos em setembro (Lacerda, 2008). As fêmeas de veado-campeiro, no Pantanal, também apresentam uma forte relação positiva entre a

probabilidade de entrar em gestação e o peso corporal, indicando que fêmeas nascidas no início do período de nascimentos anterior têm maior probabilidade de estarem prenhas já no ano seguinte (Lacerda, 2008).

DENSIDADES E LEVANTAMENTOS POPULACIONAIS

Estimativas do tamanho populacional existem no Parque Nacional das Emas e no Pantanal. Em Emas, estima-se que existam cerca de 1.000 indivíduos (Rodrigues, 2003) e no Pantanal a população ultrapassa 60.000 veados, a maior em toda a área de distribuição (Mourão et al., 2000). No Pantanal, áreas com densidades de 2,5 até 9,8 veados/km² têm sido reportadas (W. Tomas et al., 2001, 2004). No Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, no Mato Grosso do Sul, W. Tomas et al. (2004) estimaram a população da espécie em 245 indivíduos e sugerem a ampliação do parque para áreas mais altas, no intuito de proteger uma população mais numerosa. Uma comparação entre populações de três paisagens diferentes no Pantanal indicou densidades que variaram de $5,77 \pm 1,36$ indivíduos/km², em paisagem com predomínio de Cerrado, a $5,45 \pm 1,16$ indivíduos/km², em paisagens com dominância de campos naturais, e $5,97 \pm 1,12$ indivíduos/km², em áreas de pastagem cultivada (M. Tomas et al., 2012). Este estudo, no entanto, indicou que a densidade de grupos e o tamanho deles variaram entre essas três condições, com áreas de campos naturais contendo menos grupos por área, mas apresentando grupos maiores, enquanto que as áreas de pastagem cultivada e Cerrado apresentaram maior densidade de grupos, assim como grupos com menos indivíduos (M. Tomas et al., 2012). W. Tomas (2017), avaliando seis paisagens com diferentes arranjos de habitats no Pantanal, encontrou uma densidade bruta média de $3,07 \pm 0,31$ indivíduos/km², variando de 1,39 indivíduos/km², em paisagens com predomínio de habitats florestais e Cerrados, até 5,17 indivíduos/km², em paisagens com predomínio de campos abertos naturais. Usando

metodologia de transecções percorridas a cavalo na RPPN SESC Pantanal (norte do Pantanal), Manço (2004) estimou a população de veados-campeiros desta unidade de conservação em 31 indivíduos durante amostragem conduzida durante o período úmido (densidade de 0,87 indivíduos/km²) e em 27 indivíduos (densidade de 0,27 indivíduos/km²) durante a estação seca. Adicionalmente, a autora chamou atenção para o fato de que, a partir da criação da unidade de conservação, com a exclusão do gado e o fim das queimadas na área, as mudanças na estrutura da vegetação estariam alterando a paisagem e levando a uma redução das áreas adequadas para esta espécie na região (Manço, 2004). Posteriormente, mesmo utilizando uma intensa amostragem com armadilhas fotográficas, durante três anos consecutivos, G. Hofmann (2013) registrou apenas uma única fêmea desta espécie no interior da RPPN SESC Pantanal.

CITOGÉNÉTICA

Neitzel (1987) descreveu o cariótipo $2n = 68$ (NF = 74), com 62 cromossomos autossomos acrocêntricos e quatro metacêntricos ou submetacêntricos (X e Y).

CONSERVAÇÃO

Mundialmente considerado como 'quase ameaçado' (NT) pela IUCN. A subespécie *Ozotoceros bezoarticus leucogaster*, que ocorre no Pantanal, foi considerada 'vulnerável' (VU), sob os critérios A3ce, em função de provável redução populacional no futuro (maior do que 30%) nos próximos 15 anos, suspeitado devido à introdução de patógenos via ungulados domésticos (especialmente Orbivirose – Araújo Júnior et al., 2010), segundo a avaliação de risco de extinção para a espécie (Duarte et al., 2012c). No entanto, esta condição está sendo revista, uma vez que as populações continuam vigorosas no Pantanal, sem nenhum indício de declínio, seja por efeitos de doenças, seja por outro fator (W. M. Tomas, comunicação pessoal, 2022). A população dessa subespécie do Pantanal, por outro lado, é abundante o suficiente para

que ela seja removida da lista de ameaçados. Avaliações dos impactos de cenários de mudanças climáticas na região do Pantanal indicam que a espécie apresenta uma tendência de aumento (G. Pereira, 2016), e que a conversão de vegetação nativa em pastagens cultivadas parece não afetar a disponibilidade de recursos para a espécie (M. Tomas et al., 2012). A extensão de ocorrência é estimada em 151.313 km² e a área de ocupação é de 125.000 km²; a população total estimada é de mais de 60 mil indivíduos (Mourão et al., 2000).

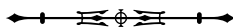
De um modo geral, a espécie é considerada ameaçada devido à perda de habitat, em decorrência da ação antrópica, por expansão populacional e exploração agropecuária (Jackson & Giuletta, 1988). Segundo Weber & Gonzalez (2003), as principais razões da fragmentação das populações de veado-campeiro são o uso extensivo de áreas para a pecuária e agricultura (principalmente soja e cana-de-açúcar) e projetos florestais, como explorações de pinus e eucalipto. Muitos autores sugerem que a intensificação do uso da terra afeta negativamente a presença e a abundância dos veados-campeiros (Demaria et al., 2003; R. Pereira et al., 2006). Na Argentina, Dellafore et al. (2001) observaram que a porcentagem de cultivos ou pastagens exóticas, a densidade de rebanhos domésticos e as subdivisões internas das propriedades estão inversamente relacionadas à densidade de veados-campeiro, condições semelhantes às que ocorrem no Pantanal. No entanto, no Pantanal, essas ameaças parecem não ser motivo de preocupação para a subespécie *O.b. leucogaster* (M. Tomas et al., 2012; W. Tomas, 2017).

Segundo Duarte et al. (2012c), a caça é outro fator de pressão que incide sobre esta espécie, tanto no que se refere à modalidade esportiva quanto à de subsistência, e ainda o abate de animais devido aos aspectos culturais que associam partes do corpo da espécie a propriedades curativas. Para esses autores, o veado-campeiro é particularmente suscetível à caça, devido ao seu padrão de atividades basicamente diurno e por ocupar ambientes abertos e que permitem aproximação. No Pantanal,

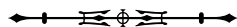
no entanto, a caça é incipiente (W. Tomas et al., 2010). Também pode ser grave a transmissão de doenças por ungulados domésticos. Registros indicam que a espécie pode ser infectada por enfermidades parasitárias e/ou infectocontagiosas, como: dípteros (*Lipoptena* spp.), larvas (*Miasis forunculoide*, *Dermatobia hominis*), carrapatos (*Ixodes* spp., *Amblyoma* spp. e *Boophilus microplus*), hemoparasitas (*Neopora* sp., *Babesia* sp. e *Anaplasma* sp.), endoparasitas (*Moniezia expansa*, *Paramphistomum* spp., *Haemonchus* spp., *Trichostrongylus* spp.), sendo ainda susceptíveis a leptospirose, toxoplasmose, babesiose, brucelose etc. (Asada et al., 2018; Schabib Péres, 2016; Vieira et al., 2011, 2016; Duarte et al., 2012c; Elisei et al., 2010).

REFERÊNCIAS

- Albert, S., Ramotnik, C. A., & Schmitt, C. G. (2004). Collared peccary range expansion in northwestern New Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 49(4), 524-528. [https://doi.org/10.1894/0038-4909\(2004\)049<0524:CPREIN>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1894/0038-4909(2004)049<0524:CPREIN>2.0.CO;2)
- Alho, C. J. R., & Lacher Jr., T. E. (1991). Mammalian conservation in the Pantanal of Brazil. In M. A. Mares & D. J. Schmidly (Eds.), *Latin American mammalogy: history, biodiversity and conservation* (pp. 280-294). University of Oklahoma Press.
- Altrichter, M., Carrillo, E., Sáenz, J., & Fuller, T. K. (2001a). White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 1183-1192.
- Altrichter, M., Drews, C., Carrillo, E., & Sáenz, J. (2001b). Sex ratio and breeding of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical*, 49(1), 383-389.
- Altrichter, M., & Almeida R. (2002). Exploitation of white-lipped peccaries *Tayassu pecari* (Artiodactyla: Tayassuidae) on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Oryx*, 36(2), 126-131. <https://doi.org/10.1017/S0030605302000194>
- Altrichter, M., Taber, A., Beck, H., Reyna-Hurtado, R., Lizarraga L., Keuroghlian A., & Sanderson E. W. (2012). Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx*, 46(1), 87-98. <https://doi.org/10.1017/S0030605311000421>
- Angeli, T., De Oliveira, M. L., & Duarte, J. M. B. (2014). Differentiation of deer species of the genus *Mazama* by track morphometry. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 49(3), 199-203. <https://doi.org/10.1080/01650521.2014.958898>



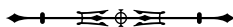
- Araújo Júnior, J. P., Nogueira, M. F., & Duarte, J. M. B. (2010). Survey for foot-and-mouth disease in the endangered marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) from marshlands of the Paraná River Basin, Brazil. *Journal of Wildlife Diseases*, 46(3), 939-943. <http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-46.3.939>
- Asada, M., Takeda, M., Tomas, W. M., Pellegrin, A., Oliveira, C. H. S., Barbosa, J. D., . . . & Kaneko, O. (2018). Close relationship of Plasmodium sequences detected from South American pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) to *Plasmodium* spp. in North American white-tailed deer. *Parasites and Wildlife*, 7(1), 44-47. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2018.01.001>
- Aximoff, I., Painkow Neto, E., Paula, W., Hofmann, G. S., Keuroghlian, A., Jorge, M. L., Lima, E., & Barquero, G. (2021). Sticking out in a herd? Records of anomalous pigmentation in a social herd-forming ungulate (*Tayassu pecari*). *North-Western Journal of Zoology*, 17(2), 288-293.
- Azevedo, F. C. C., & Conforti, V. A. (2008). Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. *Mammalia*, 72(2), 82-88. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2008.027>
- Azevedo, N. A., Oliveira, M. L., & Duarte, J. M. B. (2021). *Guia ilustrado dos cervídeos brasileiros*. Sociedade Brasileira de Mastozoologia. <https://doi.org/10.32673/9788563705037>
- Beccaceci, M. D. (1994). A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve, its Argentine stronghold. *Oryx*, 28(2), 131-134. <https://doi.org/10.1017/S0030605300028441>
- Beck, H. (2005). Seed predation and dispersal by peccaries throughout the Neotropics and its consequences: a review and synthesis. In P. M. Forget, J. E. Lambert, P. E. Hulme & S. B. V. Wall (Eds.), *Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment* (pp. 77-115). CABI Publishing.
- Beck, H. (2006). A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87(3), 519-530. <https://doi.org/10.1644/05-MAMM-A-174R1.1>
- Beck, H. (2007). Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23(5), 599-602. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004294>
- Beck, H., Thebpanya, P., & Filiaggi M. (2010). Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *Journal of Tropical Ecology*, 26(4), 407-414. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000106>
- Beck, H., Snodgrass, J. W., & Thebpanya, P. (2013). Long-term enclosure of large terrestrial vertebrates: implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation*, 163, 115-121. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- Beck, H., Keuroghlian, A., Reyna-Hurtado, R., Altrichter, M., & Gongora, J. R. (2017). White-lipped Peccary *Tayassu pecari* Link, 1795. In M. Melletti & E. Meijaard (Eds.), *Ecology, conservation and management of wild pigs and peccaries* (pp. 265-276). Cambridge University Press.
- Bigler, W. J. (1974). Seasonal movements and activity patterns of the collared peccary. *Journal of Mammalogy*, 55(4), 851-855. <https://doi.org/10.2307/1379419>
- Biondo, C., Keuroghlian, A., Gongora, J., & Miyaki, C. Y. (2011). Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. *Journal of Mammalogy*, 92(2), 267-274. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-174.1>
- Bissonette, J. A. (1978). The influence of extremes of temperature on activity patterns of peccaries. *The Southwestern Naturalist*, 23(3), 339-346. <https://doi.org/10.2307/3670240>
- Bissonette, J. A. (1982). *Ecology and social behavior of the collared peccary in Big Bend National Park, Texas*. US Department of the Interior, National Park Service.
- Black-Decima, P. A. & Vogliotti, A. (2016). *Mazama gouazoubira*. *The IUCN Red List of Threatened Species, 2016*, e.T29620A22154584. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T29620A22154584.en>
- Bodmer, R. E. (1989). Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia*, 81(4), 547-550. <https://doi.org/10.1007/BF00378967>
- Bodmer, R. E. (1990). Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology*, 6(2), 191-201. <https://doi.org/10.1017/S0266467400004314>
- Bodmer, R. E. (1991). Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica*, 23(3), 255-261. <https://doi.org/10.2307/2388202>
- Bodmer, R. E., Puertas, P., Aquino, R., Reyes, C., Fang, T., & Gottdenker, N. (1997). *Manejo y uso sustentable de peccaries en la Amazonia Peruana*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales.
- Bradham, J., Jorge, M. L. S., Pedrosa, F., Keuroghlian, A., Costa, V. E., Bercê, W., & Galetti, M. (2019). Spatial isotopic dietary plasticity of a Neotropical forest ungulate: the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy*, 100(2), 464-474. <http://dx.doi.org/10.1093/jmammal/gyz041>
- Braga, F. G., & Moura-Britto, M. (1998). Relação comensalística entre veados-campeiros *Ozotoceros bezoarticus* (Artiodactyla, Cervidae) e curicacas (*Theristicus caudatus* (Aves, Therskiornithidae), no município da Lapa, Paraná. In *Anais da XXIII Jornadas Argentinas de Mastozoologia*, Misiones.
- Braga, F. G. (2001). Survey of *Ozotoceros bezoarticus* at Parana State, Brazil. *Deer Specialist Group News*, 16(2), 2-4.



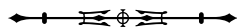
- Byers, J. A., & Bekoff, M. (1981). Social, spacing, and cooperative behavior of the collared peccary, *Tayassu tajacu*. *Journal of Mammalogy*, 62(4), 767-785. <https://doi.org/10.2307/1380598>
- Cabrera, A., & Yépes, J. (1940). *Mamíferos Sud Americanos: vida, costumbres y descripción*. Compañía Argentina de Editores.
- Cabrera, A. (1943). Sobre la sistemática del venado y su variación individual y geográfica. *Revista del Museo de La Plata*, 3(18), 5-41.
- Cabrera, A. (1958). Catálogo de los mamíferos de América del Sur. *Revista del Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia*, 4(1-2), 1-307.
- Cabrera, A. (1960). Catálogo de los mamíferos de América del Sur - II. *Revista del Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia*, 4(2), 309-732.
- Carrillo, E., Wong, G., & Sáenz, J. C. (1999). *Mamíferos de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad.
- Castellanos, H. G. (1983). Aspectos de la organización social del baquiro de collar, *Tayassu tajacu* L., en el estado Guárico, Venezuela. *Acta Biológica Venezolánica*, 11(4), 127-143.
- Castellanos, H. G., Ockenfels, R. A., Day, I. G., & Supplee, V. C. (1985). Home range size and habitat selection of the collared peccary in the state of Guárico, Venezuela. In R. A. Ockenfels, I. G. Day & V. C. Supplee (Eds.), *Proceedings of the Peccary Workshop*. University of Arizona.
- Coelho, I. P. (2006). *Relações entre barreiros e a fauna de vertebrados no nordeste do Pantanal, Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/7747>
- Coelho, I. P. (2016). *Do barro ao bamburro: relações entre a paisagem e a distribuição local de mamíferos e aves no Pantanal, Brasil* [Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/150709>
- Coimbra-Filho, A. (1972). Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In Academia Brasileira de Ciências, *Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção* (pp. 13-98). Academia Brasileira de Ciências.
- Cooper, J. D., Waser, P. M., Hellgren, E. C., Gabor, T. M., & DeWoody, J. A. (2011). Is sexual monomorphism a predictor of polygyny? Evidence from a social mammal, the collared peccary. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(4), 775-785. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1081-2>
- Cordeiro, J. L., Hofmann, G. S., Fonseca, C., & Oliveira, L. F. B. (2018). Achilles heel of a powerful invader: restrictions on distribution and disappearance of feral pigs from a protected area in Northern Pantanal, Western Brazil. *PeerJ*, 6, 1-24. <https://doi.org/10.7717/peerj.4200>
- Costa, S. S., Oliveira, D. B., Manco, A. M., Melo, G. O., Cordeiro, J. L. P., Zaniolo, S., Negrelle, R., & Oliveira, L. F. (2006). Plants composing the diet of marsh and pampas deer in the Brazilian Pantanal wetland and their ethnomedicinal properties. *Journal of Biological Sciences*, 6(5), 840-846. <https://dx.doi.org/10.3923/jbs.2006.840.846>
- Crandall, L. S. (1964). *Management of wild mammals in captivity*. University of Chicago Press.
- Cullen Jr., L. (Ed.). (1997). *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. CNPq/Sociedade Civil Mamiará.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R. E., & Pádua, C. V. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95(1), 49-56. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00011-2)
- Day, G. I. (1985). *Javelina: research and management in Arizona*. Arizona Game and Fish Department.
- D'Elía, G. (2004). Acerca de la mastozoología uruguaya. *Mastozoología Neotropical*, 11(1), 1-4.
- Dellafiore, C. M., Demaria, M. R., Maceira, N. O., & Bucher, E. (2001). Estudio de la distribución y abundancia del venado de las pampas en la provincia de San Luis, mediante entrevistas. *Revista Argentina de Producción Animal*, 21, 137-144.
- Demaria, M. R., McShea, W. J., Koy, K., & Maceira, N. O. (2003). Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation*, 115(1), 121-130. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00101-0](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00101-0)
- Desbiez, A., Donatti, C. I., Marquez, R. M., Keuroghlian, A., Tomas, W. M., Galetti, M., . . . & Bodmer, R. E. (2004). Uso de habitat e densidades populacionais de queixadas, catetos e porcos-monteiros em duas áreas do Pantanal brasileiro. In *Anais do VI Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica*, DICE/UNAP/WCS, Iquitos.
- Desbiez, A. L. J., Santos, S. A., Keuroghlian, A., Bodmer, R. E. (2009). Niche partitioning among white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*), collared peccaries (*Pecari tajacu*), and feral pigs (*Sus scrofa*). *Journal of Mammalogy*, 90(1), 119-128. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-038.1>
- Desbiez, A. L., & Keuroghlian, A. (2009). Can bite force be used as a basis for niche separation between native peccaries and introduced feral pigs in the Brazilian Pantanal? *Mammalia*, 73(4), 369-372. <https://doi.org/10.1515/MAMM.2009.049>
- Desbiez, A. L. J., Bodmer, R. E., & Tomas, W. M. (2010). Mammalian densities in a Neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3), 372-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>

- Desbiez, A. L. J., Santos, S. A., Alvarez, J. M., & Tomas, W. M. (2011). Forage use in domestic cattle (*Bos indicus*), capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) and pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in a seasonal Neotropical wetland. *Mammalian Biology*, 76(3), 351-357. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.10.008>
- Díaz, M. M., & Barquez, R. M. (2002). *Los mamíferos de Jujuy, Argentina*. Latin American Literature.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Donkin, R. A. (1985). The peccary: with observations on the introduction of pigs to the New World. *Transactions of the American Philosophical Society*, 75(5), 1-152. <https://doi.org/10.2307/1006340>
- Duarte, J. M. B. (1992). *Aspectos taxonômicos e citogenéticos de algumas espécies de cervídeos brasileiros* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho].
- Duarte, J. M. B., & Jorge, W. (1996). Chromosomal polymorphism in several populations of deer (genus *Mazama*) from Brazil. *Archivos de Zootecnia*, 45(170), 281-287.
- Duarte, J. M. B., & Merino, M. L. (1997). Taxonomia e evolução. In J. M. B. Duarte (Ed.), *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama* (pp. 1-21). FUNEP.
- Duarte, J. M. B., & Jorge, W. (1998). Análise citotaxonômica dos *Mazama* cinzas do Brasil (*Mazama gouazoubira* e *Mazama rondoni*). In J. M. B. Duarte. *Análise citogenética e taxonômica do gênero Mazama (Cervidae, Artiodactyla)* [Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista].
- Duarte, J. M. B., & Jorge, W. (2003). Morphologic and cytogenetic description of the small red brocket (*Mazama bororo* Duarte, 1996) in Brazil. *Mammalia*, 67(3), 403-410. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.2003.67.3.403>
- Duarte, J. M. B. (2006). Artiodactyla - Cervidae (veado-catingueiro, veado-campeiro, cervo-do-pantanal). In Z. S. Cubas, J. C. R. Silva & J. L. Catão-Dias, *Tratado de animais selvagens: medicina veterinária* (pp. 641-664). Editora Roca.
- Duarte, J. M. B., González, S., & Maldonado, J. E. (2008). The surprising evolutionary history of South American deer. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 49(1), 17-22. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.07.009>
- Duarte, J. M. B., Vogliotti, A., Zanetti, E. S., Oliveira, M. L., Tiepolo, L. M., Rodrigues, L. F., & Almeida, L. B. (2012a). Avaliação do risco de extinção do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* Illiger, 1815, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 2(1), 3-14.
- Duarte, J. M. B., Vogliotti, A., Zanetti, E. S., Oliveira, M. L., Tiepolo, L. M., Rodrigues, L. F., & Almeida, L. B. (2012b). Avaliação do Risco de Extinção do veado-mateiro *Mazama americana* Erxleben, 1777, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 2(1), 33-41.
- Duarte, J. M. B., Vogliotti, A., Zanetti, E. S., Oliveira, M. L., Tiepolo, L. M., Rodrigues, L. F., & Almeida, L. B. (2012c). Avaliação do risco de extinção do veado-campeiro *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 2(1), 20-32.
- Eaton, D. P., Keuroghlian, A., Santos, M. C. A., Desbiez, A. L., & Sada, D. W. (2017). Citizen scientists help unravel the nature of cattle impacts on native mammals and birds visiting fruiting trees in Brazil's southern Pantanal. *Biological Conservation*, 208, 29-39. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.010>
- Eddy, T. A. (1961). Foods and feeding patterns of the collared peccary in southern Arizona. *The Journal of Wildlife Management*, 25(3), 248-257. <https://doi.org/10.2307/3797850>
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. M. (1999). *Mammals of the neotropics: The Central Neotropics*. University of Chicago Press.
- Elisei, C., Pellegrin, A., Tomas, W. M., Soares, C. O., Araújo, F. R., Funes-Huacca, M. E., & Rosinha, G. M. S. (2010). Evidência molecular de *Brucella* sp. em *Ozotoceros bezoarticus* (veado campeiro) do Pantanal Sul-Mato-Grossense. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 30(6), 503-509. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2010000600006>
- Ellisor, J. E., & Harwell, W. F. (1969). Mobility and home range of collared peccary in southern Texas. *The Journal of Wildlife Management*, 33(2), 425-427. <https://doi.org/10.2307/3799848>
- Emmons, L. H., & Feer, F. (1997). *Mamíferos de los Bosques Húmedos de América Tropical*. Editorial FAN.
- Fairchild, G. B., Kohls, G. M., & Tipton, V. J. (1966). The ticks of Panama (Acarina: Ixodoidea). In R. L. Wenzel & V. J. Tipton (Eds.), *Ectoparasites of Panama* (pp. 167-219). Field Museum of Natural History.
- Fernandes, D., Keuroghlian, A., Eaton, D. P., Desbiez, A. L. J., & Preto, S. P. (2013). When there are no fruits for white-lipped peccaries, how about sushi? *Suiform Soundings*, 12(1), 51-54.
- Fragoso, J. M. V. (1994). *Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest* [Ph.D. Thesis, University of Florida].
- Fragoso, J. M. V. (1997). Queixadas e palmeiras na Ilha de Maracá. In C. V. Pádua, R. E. Bodmer & L. Cullen Jr., *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil* (pp. 106-115). CNPq/Sociedade Mamirauá.

- Fragoso, J. M. V. (1998). Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica*, 30(3), 458-469. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00080.x>
- Fragoso, J. M. V. (1999). Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *Journal of Mammalogy*, 80(3), 993-1003. <https://doi.org/10.2307/1383270>
- Freitas, T. P. T., Keuroghlian, A., Eaton, D. P., Freitas, E. B., Figueiredo, A., Nakazato, L., . . . & Freitas, J. C. (2010). Prevalence of *Leptospira interrogans* antibodies in free-ranging *Tayassu pecari* of the Southern Pantanal, Brazil, an ecosystem where wildlife and cattle interact. *Tropical Animal Health and Production*, 42(8), 1695-1703. <https://doi.org/10.1007/s11250-010-9622-2>
- Gabor, T. M., Hellgren, E. C., & Silvy, N. J. (1997). Renal morphology of sympatric suiforms: implications for competition. *Journal of Mammalogy*, 78(4), 1089-1095. <https://doi.org/10.2307/1383051>
- Gabor, T. M., & Hellgren, E. C. (2000). Variation in peccary populations: landscape composition or competition by an invader? *Ecology*, 81(9), 2509-2524. <https://doi.org/10.2307/177471>
- Galetti, M., Camargo, H., Siqueira, T., Keuroghlian, A., Donatti, C. I., Jorge, M. L. S., . . . & Ribeiro, M. C. (2015a). Diet overlap and foraging activity between feral pigs and native peccaries in the Pantanal. *PLoS ONE*, 10(11), e0141459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141459>
- Galetti, M., Guevara, R., Neves, C. L., Rodarte, R. R., Bovendorp, R. S., Moreira, M., . . . & Yeakel, J. D. (2015b). Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. *Biological Conservation*, 190, 2-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.032>
- Galindo, D. J., Martins, G. S., Vozdova, M., Cernohorska, H., Kubickova, S., Bernegossi, A. M., . . . & Duarte, J. M. B. (2021). Chromosomal polymorphism and speciation: the case of the genus *Mazama* (Cetartiodactyla; Cervidae). *Genes*, 12(2), 165. <https://doi.org/10.3390/genes12020165>
- Gayot, M., Henry, O., Dubost, G., & Sabatier, D. (2004). Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 20(1), 31-43. <https://doi.org/10.1017/S0266467404006157>
- Gilbert, C., Ropiquet, A., & Hassanini, A. (2006). Mitochondrial and nuclear phylogenies of Cervidae (Mammalia, Ruminantia): Systematics, morphology, and biogeographic. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40(1), 101-117. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.02.017>
- Gongora, J., & Moran, C. (2005). Nuclear and mitochondrial evolutionary analyses of Collared, white-lipped, and chacoan peccaries (Tayassuidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 34(1), 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.08.021>
- Gongora, J., Morales, S., Bernal, J. E., & Moran, C. (2006). Phylogenetic divisions among Collared peccaries (*Pecari tajacu*) detected using mitochondrial and nuclear sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 41(1), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.05.015>
- Gongora, J., Biondo, C., Cooper, J. D., Taber, A., Keuroghlian, A., Altrichter, M., . . . & González, S. (2011). Revisiting the species status of *Pecari maximus* van Roosmalen et al., 2007 (Mammalia) from the Brazilian Amazon. *Bonn Zoological Bulletin*, 60(1), 95-101.
- Gongora, J., Groves, C., & Meijaard, E. (2017). Evolutionary relationships and taxonomy of suidae and tayassuidae. In M. Melletti & E. Meijaard (Eds.), *Ecology, conservation and management of wild pigs and peccaries* (pp. 1-19). Cambridge University Press.
- González, E. M. (2001). *Guía de campo de los Mamíferos de Uruguay: introducción al estudio de los mamíferos*. Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza.
- González, S., Alvarez-Valín, F., & Maldonado, J. E. (2002). Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. *Journal of Mammalogy*, 83(4), 1127-1140. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<1127:MDOEPD>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<1127:MDOEPD>2.0.CO;2)
- González, S., Cosse, M., Braga, F. G., Vila, A. R., Merino, M. L., Dellafiore, C., . . . & Dixon, M. G. (2010). Pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* (Linnaeus 1758). In J. M. B. Duarte & S. González (Eds.), *Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer* (pp. 119-132). FUNEP/IUCN.
- Gonzalez, S., Duarte, J. M. B., Cosse, M., & Repetto, L. (2016). Conservation genetics, taxonomy, and management applications in Neotropical deer. In A. A. Aguirre & R. Sukumar (Eds.), *Tropical conservation: perspectives on local and global priorities* (1. ed., Vol. 1, pp. 238-254). Oxford University Press.
- Gonzalez, S., Aristimoño, M. P., Elizondo, C., Bidegaray, L., Peres, P.H. F., & Duarte, J. M. B. (2020). Molecular ecology of the Southern gray brocket deer (*Mazama gouazoubira* Fischer, 1814). In J. Ortega & J. E. Maldonado (Eds.), *Conservation genetics in mammals* (1. ed., Vol. 1, pp. 65-82). Springer.
- Gottdenker, N., & Bodmer, R. E. (1998). Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon. *Journal of Zoology*, 245(4), 423-430. <https://doi.org/10.1017/S095283699800805X>
- Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28(4), 1140-1162. [https://psycnet.apa.org/doi/10.1016/S0003-3472\(80\)80103-5](https://psycnet.apa.org/doi/10.1016/S0003-3472(80)80103-5)
- Grotta-Neto, F. (2016). *Ecologia do veado-vatingueiro (Mazama gouazoubira, Fischer 1814) no Pantanal* [Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná]. <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/42812>



- Grotta-Neto, F., Peres, P. H. F., Piovezan, U., Passos, F. C., & Duarte, J. M. B. (2019). Influential factors on gray brocket deer (*Mazama gouazoubira*) activity and movement in the Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 100(2), 454–463. <http://dx.doi.org/10.1093/jmammal/gyz056>
- Groves, C. P., & Grubb, P. (1987). Relationships of living deer. In C. M. Wemmer (Ed.), *Biology and management of Cervidae* (pp. 21–59). Smithsonian Institution Press.
- Groves, C. P., & Grubb, P. (2011). *Ungulate taxonomy*. Johns Hopkins University Press.
- Guimarães, D. A., Cardoso, D. D. L., Ferreira, M. A. P., & Albuquerque, N. I. D. (2013). Puberty in male collared peccary (*Pecari tajacu*) determined by quantitative analysis of spermatogenic cells. *Acta Amazonica*, 43(1), 99–103. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100012>
- Hassanin, A., & Douzery, E. J. (2003). Molecular and morphological phylogenies of Ruminantia and the alternative position of the Moschidae. *Systematic Biology*, 52(2), 206–228. <https://doi.org/10.1080/10635150390192726>
- Herrera, H. M., Norek, A., Freitas, T. P., Rademaker, V., Fernandes, O., & Jansen, A. M. (2005). Domestic and wild mammals infection by *Trypanosoma evansi* in a pristine area of the Brazilian Pantanal region. *Parasitology Research*, 96(2), 121–126. <https://doi.org/10.1007/s00436-005-1334-6>
- Herrera, H. M., Abreu, U. G. P., Keuroghlian, A., Freitas, T. P., & Jansen, A. M. (2008). The role played by sympatric collared peccary (*Tayassu tajacu*), white-lipped peccary (*Tayassu pecari*), and feral pig (*Sus scrofa*) as maintenance hosts for *Trypanosoma evansi* and *Trypanosoma cruzi* in a sylvatic area of Brazil. *Parasitology Research*, 103(3), 619–624. <https://doi.org/10.1007/s00436-008-1021-5>
- Hofmann, R. K., Ponce Del Prado, C. F., & Otte, K. C. (1976). Registros de dos nuevas especies de mamíferos para el Peru, *Odocoileus dichotomus* (Illiger, 1811) y *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1811) con notas sobre su habitat. *Revista Forestal del Peru*, 6(1-2), 61–81.
- Hofmann, G. S. (2009). *Relações entre a temperatura do ar e a estrutura de formações vegetais no norte do Pantanal de Mato Grosso* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <http://hdl.handle.net/10183/15817>
- Hofmann, G. S. (2013). *Taiassúídeos simpátricos no norte do pantanal brasileiro: implicações da estacionalidade climática, do uso da terra e da presença de uma espécie invasora nas interações competitivas entre caíitius (*Pecari tajacu*) e queixadas (*Tayassu pecari*)* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/84953>
- Hofmann, G. S., Coelho, I. P., Bastazini, V. A. G., Cordeiro, J. L. P., & Oliveira, L. F. B. (2016). Implications of climatic seasonality on activity patterns and resource use by sympatric peccaries in northern Pantanal. *International Journal of Biometeorology*, 60(3), 421–433. <https://doi.org/10.1007/s00484-015-1040-8>
- Ilse, L. M., & Hellgren, E. C. (1995). Spatial use and group dynamics of sympatric collared peccaries and feral hogs in southern Texas. *Journal of Mammalogy*, 76(4), 993–1002. <https://doi.org/10.2307/1382593>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2019). *Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000*. IBGE/Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>
- Jackson, J. E. (1985). Behavioural observations on the argentinean pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera, 1943). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 50, 107–116.
- Jackson, J. E., & Giuletti, J. D. (1988). The food habitats of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus celer* in relation to its conservation in relict natural grassland in Argentina. *Biological Conservation*, 45(1), 1–10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90048-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90048-1)
- Jácomo, A. T. A. (2004). *Ecologia, manejo e conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno* [Tese de doutorado, Universidade de Brasília].
- Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachakm, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373–386.
- Jorge, M. L. S., Galetti, M., Ribeiro, M. C., & Ferraz, K. M. P. (2013). Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163, 49–57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- Jorge, M. L. S. P., Keuroghlian, A., Bradham, J., Oshima, J. E. F., & Ribeiro, M. C. (2019). White-lipped peccary movement and range in agricultural lands of Central Brazil. In R. Reyna-Hurtado & C. Chapman (Eds.), *Movement ecology of Neotropical forest mammals* (pp. 39–55). Springer International Publishing.
- Judas, J., & Henry, O. (1999). Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *The Journal of Wildlife Management*, 63(2), 546–552. <https://doi.org/10.2307/3802641>
- Jungius, G. A. (1976). *Status and distribution of threatened deer species in South America*. Report to the SSC/IUCN Deer Specialist Group.
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Longland, W. S. (2004). Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation*, 120(3), 411–425. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.016>
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2008a). Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. *Biotropica*, 40(1), 62–70. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00351.x>



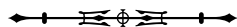
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2008b). Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology*, 275(3), 283-293. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00440.x>
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2009). Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation*, 18(7), 1733-1750. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9554-6>
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Desbiez, A. L. J. (2009a). Habitat use by peccaries and feral pigs of the southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Suiform Soundings*, 8(2), 9-17.
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Desbiez, A. L. (2009b). The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1(4), 87-97.
- Keuroghlian, A., & Desbiez, A. L. J. (2010). Biometric and age estimation of live peccaries in the Southern Pantanal, Brazil. *Suiform Soundings*, 9(2), 24-35.
- Keuroghlian, A., Desbiez, A. L. J., Beisiegel, B. M., Medici, E. P., Gatti, A., Pontes, A. R. M., . . . & Almeida, L. B. (2012). Avaliação do risco de extinção do queixada *Tayassu pecari* Link, 1795, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (1), 84-102.
- Keuroghlian, A., Desbiez, A., Reyna-Hurtado, R., Altrichter, M., Beck, H., Taber, A., & Fragoso, J. M. V. (2013). *Tayassu pecari* (Link, 1795). *The IUCN Red List of Threatened Species*, (2013), e.T41778A44051115. <https://www.iucnredlist.org/species/41778/44051115>
- Keuroghlian, A., Santos, M. D. C. A., & Eaton, D. P. (2015). The effects of deforestation on white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) home range in the southern Pantanal. *Mammalia*, 79(4), 491-497. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0094>
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P., Bradham, J., Oshima, J. E. F., & Jorge, M. L. S. P. (2017). Using key wildlife species to inform conservation planning in the Cerrado and Pantanal of Brazil. In *Anais do XII International Mammalogical Congress*, International Federation of Mammalogists and the Australian Mammal Society, Perth.
- Keuroghlian, A., Reyna-Hurtado, R., Meijaard, E., Altrichter, M., Beck, H., & Gongora, J. R. (2018). Conservation of wild pigs and peccaries. In M. Melletti & E. Meijaard (Eds.), *Ecology, conservation and management of wild pigs and peccaries* (pp. 277-290). Cambridge University Press.
- Keuroghlian, A., & Eaton, D. P. (2022). Sex, food and climate change: How a landscape species will be impacted by global climate change. Manuscrito em preparação.
- Kiltie, R. A. (1981). Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica*, 13(3), 234-236. <https://doi.org/10.2307/2388133>
- Kiltie, R. A., & Terborgh, J. (1983). Observation on the behavior of Rain Forest peccaries in Peru: why do White-lipped peccaries form heds? *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 62(3), 241-255.
- Kutchenski Júnior, F. E., Fiedler, N. C., Tomas, W. M., Silva, G. F., & Rezende, A. V. (2004). Análise da influência dos canais de drenagem artificial na degradação ambiental da planície de inundação do Rio Paraná. *Brasil Florestal*, 80, 17-24.
- Lacerda, A. C. R. (2008). *Ecologia e estrutura social do veado campeiro (Ozotoceros bezoarticus) no Pantanal* [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília]. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/3665>
- Langguth, A., & Jackson, J. E. (1980). Cutaneous scent glands in pampas deer *Blastocerus dichotomus* (L., 1758). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 45, 82-90.
- Leeuwenberg, F., Resende, S. L., Rodrigues, F. H. G., & Bizerril, M. X. A. (1997). Home range, activity and habitat use of the pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* L., 1758 (Artiodactyla, Cervidae) in the Brazilian Cerrado. *Mammalia*, 61(4), 487-495. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2000\)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2000)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2)
- Leite, D. A., Keuroghlian, A., Rufo, D. A., Miyaki, C. Y., & Biondo, C. (2018). Genetic evidence of promiscuity in a mammal without apparent sexual dimorphism, the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*). *Mammalian Biology*, 92(1), 111-114. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.05.005>
- Leopold, A. S. (1959). *Wildlife of Mexico: the game birds and mammals*. University of California Press.
- Lochmiller, R. L., Hellgren, E. C., & Grant, W. E. (1984). Selected aspects of collared peccary (*Dicotyles tajacu*) reproductive biology in a captive Texas herd. *Zoo Biology*, 3(2), 145-149. <https://doi.org/10.1002/zoo.1430030206>
- Lopez, M. T., Altrichter, M., Eduarte, E., & Sáenz, J. (2006). Nutritional aspects of the diet of the white-lipped peccary *Tayassu pecari* in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biología Tropical*, 54(2), 687-700.
- Low, W. A. (1970). *Influence of aridity on reproduction of the collared peccary (Dicotyles tajacu (linn)) in Texas* [Ph.D. Dissertation, University of British Columbia]. <https://open.library.ubc.ca/soa/cIRcle/collections/ubctheses/831/items/1.0102164>
- Maffei, F. L. (2003). Age structure of two hunted peccary species in the Bolivian Chaco (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Mammalia*, 67(4), 575-578. <https://doi.org/10.1515/mamm-2003-0412>

- Maffei, L., & Taber, A. B. (2003). Area de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecologia Bolivia*, 38(2), 179-180.
- Mango, A. M. (2004). *Veados-campeiros (Ozotoceros bezoarticus (Linnaeus, 1758)) (Mammalia: Cervidae) no Nordeste do Pantanal do Mato Grosso (RPPN SESC Pantanal), Barão de Melgaço, MT: densidade, tamanho populacional e uso dos habitats* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro]. <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/3047/1/640101.pdf>
- Mantellatto, A. M. B., González, S., & Duarte, J. M. B. (2020). Molecular identification of *Mazama* species (Cervidae: Artiodactyla) from natural history collections. *Genetics and Molecular Biology*, 43(2), e20190008. <https://doi.org/10.1590/1678-4685-gmb-2019-0008>
- Mantellatto, A. M. B., González, S., & Duarte, J. M. B. (2022). Cytochrome b sequence of the *Mazama americana jucunda* Thomas, 1913 holotype reveals *Mazama bororo* Duarte, 1996 as its junior synonym. *Genetics and Molecular Biology*, 45(1), e20210093. <https://doi.org/10.1590/1678-4685-GMB-2021-0093>
- March, I. (1993). The White-lipped peccary. In W. L. R. Oliver (Ed.), *Pigs, peccaries, and hippos: status sun'ey and conservation action plan* (pp. 13-22). IUCN.
- Marinho Neto, S. P., Benigno, R. N. M., & Albuquerque, N. I. (2009). Biota parasitária gastrointestinal de caítilus "*Tayassu tajacu* Linnaeus 1758" (*Pecari tajacu* Jacq.) criados em cativeiro. In *Anais do VII Seminário de Iniciação da Universidade Federal Rural da Amazônia*, Universidade Federal Rural da Amazônia.
- Marques, S. R., & Santos Jr., T. S. (2003). Mamíferos terrestres de médio e grande porte. In C. J. R. Alho (Ed.), *Conservação da biodiversidade da Bacia do Alto Paraguai: monitoramento da fauna sob impacto ambiental* (pp. 312-340). Uniderp.
- Mayer, J. J., & Brandt, P. N. (1982). Identity, distribution, and natural history of the peccaries, Tayassuidae. In M. A. Mares & H. H. Genoways (Eds.), *Mammalian biology in South America* (pp. 433-456). University of Pittsburgh.
- Mayer, J. J., & Wetzel, R. M. (1987). *Tayassu pecari*. *Mammalian Species*, (293), 1-7. <https://doi.org/10.2307/3503865>
- Mayor, P., Guimaraes, D. A., Le Pendu, Y., Silva, J. V., Jori, F., & Lopez-Béjar, M. (2007). Reproductive performance of captive collared peccaries (*Tayassu tajacu*) in the eastern Amazon. *Animal Reproduction Science*, 102(1-2), 88-97. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2006.10.015>
- Mayor, P., Bodmer, R. E., & Lopez-Bejar, M. (2009). Reproductive performance of the wild white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) female in the Peruvian Amazon. *European Journal of Wildlife Research*, 55(6), 631-684. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0379-8>
- Mayor, P., Bodmer, R. E., Cornejo, C., Gálvez, H., & López-Bejar, M. (2010). Comparative reproductive biology of collared peccary (*Tayassu tajacu*) populations in the wild and in captivity under semi-extensive conditions in the Northeastern Peruvian Amazon. *Suiform Soundings*, 10, 7-21.
- McCoy, M. B., Vaughan, C., Rodríguez, M. A., & Kitchen, D. (1990). Seasonal movement, home range, activity and diet of collared peccaries (*Tayassu tajacu*) in a Costa Rican dry forest. *Vida Silvestre Neotropical*, 2(2), 6-20.
- Merino, M. L., González, S., Leeuwenberg, F., Rodrigues, F. H. G., Pinder, L., & Tomas, W. M. (1997). Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*). In J. M. B. Duarte (Ed.), *Biologia e conservação de cervídeos sul americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama* (pp. 42-58). FUNEP.
- Merino, M. L., & Rossi, R. V. (2010). Origin, systematics, and morphological radiation. In J. M. B. Duarte & S. Ganzález (Eds.), *Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer* (pp. 2-11). FUNEP/IUCN.
- Miller, F. W. (1930). Notes on some mammals of southern Matto Grosso, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 11(1), 10-22. <https://doi.org/10.2307/1373780>
- Miranda-Ribeiro, A. (1919). Os veados do Brasil segundo as coleções Rondon e de varios museus nacionaes e estrangeiros. *Revista do Museu Paulista*, 11, 209-317.
- Montero, R., & Autino, A. (2004). *Sistemática y Filogenia de los Vertebrados: con énfasis en la fauna argentina*. Universidad Nacional de Tucumán.
- Mourão, G. M., Coutinho, M., Maur, O. R., Campos, Z., Tomas, W. M., & Magnusson, W. E. (2000). Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Conservation*, 92(2), 175-183. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00051-8)
- Mourão, G. D. M., Coutinho, M. E., Mauro, R. D. A., Tomás, W. M., & Magnusson, W. (2004). *Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos*. EMBRAPA Pantanal.
- Neitzel, H. (1979). Chromosome evolution in deer Familie der Hirshe (Cervidae). *Bongo*, 3, 27-38.
- Neitzel, H. (1987). Chromosomen evolution of Cervidae: karyotypic and molecular aspects. In G. Obe & A. Basler (Eds.), *Cytogenetics: basic and applied aspects* (pp. 90-112). Springer Verlag.
- Nogueira Neto, P. (1973). *A criação de animais indígenas vertebrados*. Tecnapis.
- Nowak, R. M. (1999). *Walker's mammals of the world*. Johns Hopkins University Press.

- Oliveira-Santos, L. G. R. (2009). *Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul]. <https://repositorih.ufms.br/handle/123456789/592>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Dorazio, R. M., Tomas, W. M., Mourão, G., & Fernandez, F. A. (2011). No evidence of interference competition among the invasive feral pig and two native peccary species in a Neotropical wetland. *Journal of Tropical Ecology*, 27(5), 557-561. <https://doi.org/10.1017/S026646741100023X>
- Olmos, F. (1993). Diet of sympatric Brazilian caatinga peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Journal of Tropical Ecology*, 9(2), 255-258. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007276>
- Oshima, J. E. F., Jorge, M. L. S. P., Sobral-Souza, T., Börger, L., Keuroghlian, A., Peres, C. A., . . . & Ribeiro, M. C. (2021). Setting priority conservation management regions to reverse rapid range decline of a key Neotropical forest ungulate. *Global Ecology and Conservation*, 31, e01796. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01796>
- Ozdova, M., Kubickova, S., Martínková, N., Galindo, D. J., Bernegossi, A. M., Cernohorska, H., . . . & Kadlickova, D. (2021). Satellite DNA in Neotropical Deer Species. *Genes*, 12(1), 123. <https://doi.org/10.3390/genes12010123>
- Padovani, C. R. (2010). *Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal* [Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba].
- Painter, R. L. (1998). *Gardeners of the forest: Plant-animal interactions in a Neotropical forest ungulate community* [Ph.D. Dissertation, University of Liverpool]. <https://ethos.bl.uk/OrderDetails.do?uin=uk.bl.ethos.366366>
- Pereira, G. M. F. (2016). *Influência da variação interanual das inundações no Pantanal sobre a abundância das populações de dois mamíferos ameaçados: o cervo do pantanal (Blastocercus dichotomus Illiger, 1811) e o veado campeiro (Ozotoceros bezoarticus Linnaeus, 1758)* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul].
- Pereira, R. J. G., Duarte, J. M. B., & Negrão, J. A. (2006). Effects of environmental conditions, human activity, reproduction, antler cycle and grouping on fecal glucocorticoids of free-ranging Pampas deer stags (*Ozotoceros bezoarticus bezoarticus*). *Hormones and Behavior*, 49(1), 114-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.yhbeh.2005.05.012>
- Peres, C. A. (1996). Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 77(2-3), 115-123. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00010-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00010-9)
- Peres, P. H. F., Luduvério, D. J., Bernegossi, A. M., Galindo, D. J., Nascimento, G. B., Oliveira, M. L., . . . & Duarte, J. M. B. (2021). Revalidation of *Mazama rufa* (Illiger 1815) (Artiodactyla: Cervidae) as a distinct species out of the complex *Mazama americana* (Erxleben 1777). *Frontiers in Genetics*, 12, 1-18. <https://doi.org/10.3389/fgene.2021.742870>
- Pinder, L., & Grosse, A. P. (1991). *Blastocercus dichotomus*. *Mammalian Species*, (380), 1-4. <https://doi.org/10.2307/3504311>
- Pinder, L. (1994). Marsh deer seasonal movements and home range size. In L. Pinder & U. Seal (Eds.), *Cervo-do-pantanal Blastocercus dichotomus: análise de viabilidade de população e habitat (PHVA)*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- Pinder, L. (1996). Marsh deer *Blastocercus dichotomus* population estimated in the Paraná river, Brazil. *Biological Conservation*, 75(1), 87-91. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00033-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00033-X)
- Pinder, L. (1997). *Niche overlap among brown brocket deer, pampas deer and cattle in the Pantanal of Brazil* [Ph.D. dissertation, University of Florida]. <https://ufdc.ufl.edu/AA00029969/00001>
- Piovezan, U. (2004). *História natural, área de vida, abundância de Blastocercus dichotomus (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, Rio Paraná, Brasil* [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília]. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/37879>
- Piovezan, U., Tiepolo, L. M., Tomas, W. M., Duarte, J. M. B., Varela, D., & Marinho-Filho, J. S. (2010). Marsh deer *Blastocercus dichotomus* (Illiger, 1815). In J. M. B. Duarte & S. González (Eds.), *Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer* (pp. 66-76). FUNEP/IUCN.
- Pitra, C., Fickel, J., Meijaard, E., & Groves, P. C. (2004). Evolution and phylogeny of old world deer. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33(3), 880-895. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2004.07.013>
- Projeto MapBiomias. (2019). *Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*. <http://mapbiomas.org/>
- Putman, R. (1988). *The natural history of deer*. Comstock Publishing Associates.
- Reyna-Hurtado, R., & Tanner, G. W. (2007). Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation*, 16(3), 743-756. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-6198-7>
- Reyna-Hurtado, R., Rojas-Flores, E., & Tanner, G. W. (2009). Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy*, 90(5), 1199-1209. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-246.1>



- Reyna-Hurtado, R., Chapman, C. A., Calme, S., & Pedersen, E. J. (2012). Searching in heterogeneous and limiting environments: foraging strategies of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy*, 93(1), 124-133. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-384.1>
- Reyna-Hurtado, R., Beck, H., Altrichter, M., Chapman, C. A., Bonnell, T. R., Keuroghlian, A., Desbiez, . . . & Naranjo, E. J. (2015). What ecological and anthropogenic factors affect group size in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*)? *Biotropica*, 48(2), 246-254. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12269>
- Reyna-Hurtado, R., Keuroghlian, A., M., Beck, H., Altrichter, M., & Gongora, J. (2018). Collared Peccary *Pecari* spp. (Linnaeus, 1758). In M. Melletti & E. Meijaard (Eds.), *Ecology, conservation and management of wild pigs and peccaries* (pp. 255-264). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316941232.026>
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., . . . & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 151-163. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Rodrigues, F. H. G. (1997). *História natural e biologia comportamental do veado campeiro (Ozotoceros bezoarticus) em uma área de cerrado do Brasil Central* [Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas]. http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/CAMP_be54c3b163b7767972580c1442c84638
- Rodrigues, F. H. G., & Monteiro-Filho, E. L. A. (1997). Commensalistic relation between Pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus* (Mammalia, Cervidae) and rheas *Rhea americana* (Aves, Rheidae). *Brenesia*, 45/46, 187-188.
- Rodrigues, F. H. G., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2000). Home range and activity patterns of Pampas Deer in Emas National Park, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 81(4), 1136-1142. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2000\)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2000)081<1136:HRAAPO>2.0.CO;2)
- Rodrigues, F. H. G. (2003). Estimating pampas deer population at Emas National Park, Brazil. *Newsletter of the IUCN Deer Specialist Group*, 18, 10-11.
- Romero, A., O'Neill, B. J., Timm, R. M., Gerow, K. G., & McClearn, D. (2013). Group dynamics, behavior, and current and historical abundance of peccaries in Costa Rica's Caribbean lowlands. *Journal of Mammalogy*, 94(4), 771-791. <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-266.1>
- Roosmalen, M. G. V., Frenz, L., Van Hooft, W. F., Jongh, H. H., & Leirs, H. (2007). A new species of living peccary (Mammalia: Tayassuidae) from the Brazilian Amazon. *Bonner Zoologische Beiträge*, 55(2), 105-112.
- Roots, C. G. (1966). Notes on the breeding of white-lipped peccaries *Tayassu albirostris* at Dudley Zoo. *International Zoo Yearbook*, 6(1), 198-199. <https://doi.org/10.1111/j.1748-1090.1966.tb01753.x>
- Rossi, R. V. (2000). *Taxonomia de Mazama Rafinesque, 1817 do Brasil (Artiodactyla, Cervidae)* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo]. <https://repositorio.usp.br/item/001081367>
- Sandoval, E. D. P., Rola, L. D., Morales-Donoso, J. A., Gallina, S., Reyna-Hurtado, R., & Duarte, J. M. B. (2022). Integrative analysis of (Artiodactyla; Cervidae) and designation of a neotype for the species. *Journal of Mammalogy*, 103(2), 447-458. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab169>
- Schabib Péres, I. A. H. F. (2016). *Aspectos epidemiológicos da Brucelose em mamíferos silvestres simpátricos aos bovinos no Pantanal* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul].
- Schaller, G. B., & Vasconcelos, J. M. C. (1978). A Marsh deer census in Brazil. *Oryx*, 14(4), 345-351. <https://doi.org/10.1017/S0030605300015921>
- Schaller, G. B. (1983). Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia*, 31(1), 1-36. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v31i1p1-36>
- Schmidt, C. R. (1990). Peccaries. In B. Grzimek (Ed.), *Grzimek's Encyclopedia of Mammals* (pp. 48-55). McGraw-Hill.
- Sicuro, F. L., & Oliveira, L. F. B. (2002). Coexistence of peccaries and feral hogs in the Brazilian Pantanal wetland: an ecomorphological view. *Journal of Mammalogy*, 83(1), 207-217. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0207:COPAFH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0207:COPAFH>2.0.CO;2)
- Sicuro, F. L., Neves, L. F., & Oliveira, L. F. B. (2011). Sex-and age-related morphofunctional differences in skulls of *Tayassu pecari* and *Pecari tajacu* (Artiodactyla: Tayassuidae). *Journal of Mammalogy*, 92(4), 828-839. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-336.1>
- Silman, M. R., Terborgh, J. W., & Kiltie, R. A. (2003). Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology*, 84(2), 431-438. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0431:PROADR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0431:PROADR]2.0.CO;2)
- Silva, S. D. S. B., Le Pendu, Y., Ohashi, O. M., Oba, E., Albuquerque, N. I., Garcia, A. R., Mayor, P., & Guimarães, D. A. A. (2016). Sexual behavior of *Pecari tajacu* (Cetartiodactyla: Tayassuidae) during periovulatory and early gestation periods. *Behavioural Processes*, 131, 68-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.beproc.2016.08.008>
- Silva, V. L., Cândido, J., Campanha, J. N., Oliveira, D. R., Gheler-Costa, C., & Oda, F. H. (2019). A stranger in the family? On the social behavior of a leucistic collared peccary (*Pecari tajacu*) with pigmented conspecifics. *Tropical Ecology*, 60(2), 303-305. <https://doi.org/10.1007/s42965-019-00036-x>
- Simpson, C. D. (1984). Artiodactyls. In S. Anderson & J. K. Jones (Eds.), *Orders and families of recent mammals of the world* (pp. 563-568). John Wiley & Sons.



- Sowls, L. K. (1984). *The Peccaries*. The University of Arizona.
- Sowls, L. K. (1997). *Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use*. Texas A. & M. University Press.
- Szabó, M. P. J., Castro, M. B., Ramos, H. G. C., Garcia, M. V., Castagnolli, K. C., Pinter, A., . . . & Labruna, M. B. (2007). Species diversity and seasonality of free living ticks (Acari: Ixodidae) in the natural habitat of the wild marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in Southeastern Brazil. *Veterinary Parasitology*, 143(2), 147-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2006.08.009>
- Taber, A. B., Doncaster, C. P., Neris, N. N., & Colman, F. (1994). Ranging behaviour and activity patterns of two sympatric peccaries, *Catagonus wagneri* and *Tayassu tajacu*, in the Paraguayan Chaco. *Mammalia*, 58(1), 61-72. <https://doi.org/10.1515/mamm.1994.58.1.61>
- Taber, A., Altrichter, M., Beck, H., & Gongora, J. (2011). The Tayassuidae. In D. E. Wilson & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the mammals of the world: hoofed mammals* (pp. 292-307). Lynx Edicions Barcelona.
- Terborgh, J. (1988). The big things that run the world—a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology*, 2(4), 402-403. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00207.x>
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N. C. A., Valverde, F. H. C., Alvarez, P., Swamy, V., . . . & Paine, C. E. T. (2008). Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, 89(6), 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- Tarifa, T. (1993). Situación de la especie en Bolívia. In CBSG, IUCN (Ed.), *Pampas Deer population and habitat viability assessment*. IUCN.
- Tiepolo, L. M. (2002). *Levantamento populacional e conservação do cervo-do-pantanal Blastocerus dichotomus (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS)* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná]. <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/33472>
- Tiepolo, L. M., Fernandez, F. A. S., & Tomas, W. T. M. (2004). A conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). *Natureza & Conservação*, 2(1), 56-66.
- Tiepolo, L. M., & Tomas, W. M. (2009). Plano de Conservação para o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In G. P. Vidolin, M. G. P. Tussolino & M. M. Britto (Eds.), *Planos de conservação para espécies de mamíferos ameaçadas* (pp. 176-201). Instituto Ambiental do Paraná/Paraná Biodiversidade.
- Tiepolo, L. M., Tomas, W. M., & Lima-Borges, P. A. (2010). Levantamento populacional do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Mammalia, Cervidae) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno: implicações para a conservação. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2), 111-115. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000200004>
- Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E., & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25(3), 261-270. <https://doi.org/10.1017/S0266467409005896>
- Tomas, M. A., Tomas, W. M., & Rodrigues, F. H. G. (2012). Densidade e uso de recursos por veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) em três paisagens diferentes no pantanal, MS. *Oecologia Australis*, 16(4), 914-932.
- Tomas, W. M. (1986). *Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal (Blastocerus dichotomus) (Illiger 1811) (Mammalia Cervidae) no Pantanal de Poconé, MT* [Monografia, Universidade Federal do Mato Grosso].
- Tomas, W. M. (1995). Seasonality of the antler cycle of Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus leucogaster*) from the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 30(4), 221-227. <https://doi.org/10.1080/01650529509360960>
- Tomas, W. M., Beccaceci, M. D., & Pinder, L. (1997). Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). In J. M. B. Duarte (Ed.), *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotoceros e Mazama* (pp. 24-40). FUNEP.
- Tomas, W. M., & Salis, S. M. (2000). Diet of the marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 35(3), 165-172. <https://doi.org/10.1076/snfe.35.3.165.8861>
- Tomas, W. M., Salis, S. M., Silva, M. P., & Mourão, G. (2001). Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function of floods in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(1), 9-13. <https://doi.org/10.1076/snfe.36.1.9.8877>
- Tomas, W. M., Zucco, C. A., Fernandez, F. A., Harris, M., Cardim, E. N., Cestari, C., . . . & Tortato, M. A. (2004). Estimativa da abundância das populações de cervo (*Blastocerus dichotomus*) e veado campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro, MS. In *Anais do IV Simpósio sobre recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal*, Corumbá.
- Tomas, W. M., Tiepolo, L., & Duarte, J. M. B. (2010). Ordem Artiodactyla. In N. R. Reis, A. L. Peracchi, M. N. Fregonezi & B. C. Rossaneis (Eds.), *Mamíferos do Brasil. Guia de identificação* (pp. 495-506). Technical Books Editora.
- Tomas, W. M. (2017). *Application of knowledge on ungulate species-habitat and landscape relationships to establish a conservation strategy in the Pantanal* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul].
- Vacari, G. Q., Peres, P. H. F., & Duarte, J. M. B. (2022). Cross-amplified microsatellite loci for the red brocket deer complex (*Mazama americana* Erxleben, 1777)/Prospecção de locos microsatélites para o complexo de espécies de veado-mateiro (*Mazama americana* Erxleben, 1777). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 5(1), 256-265. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-023>



- Varela, D. M., Trovati, R. G., Guzmán, K. R., Rossi, R. V., & Duarte, J. M. B. (2010). Red Brocket Deer *Mazama americana* (Erxleben 1777). In J. M. B. Duarte & S. González (Eds.), *Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer* (pp. 151-159). FUNEP/IUCN.
- Vieira, A. S., Rosinha, G. M. S., Oliveira, K. E., Vasconcellos, S. A., Lima-Borges, P. A., Tomás, W. M., . . . & Pellegrin, A. O. (2011). Survey of *Leptospira* spp. in pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*) in the Pantanal wetlands of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil by serology and polymerase chain reaction. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 106(6), 763-768.
- Vieira, A. S., Narduche, L., Martins, G., Schabib Péres, I. A. H. F., Zimmermann, N. P., Juliano, R. S., Pellegrin, A. O., & Lilienbaum, W. (2016). Detection of wild animals as carriers of *Leptospira* by PCR in the Pantanal biome, Brazil. *Acta Tropica*, 163, 87–89. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2016.08.001>
- Weber, M., & Gonzalez, S. (2003). Latin American deer diversity and conservation: a review of status and distribution. *Ecoscience*, 10(4), 443-454. <https://doi.org/10.1080/11956860.2003.11682792>
- Zervanos, S. M., & Hadley, N. F. (1973). Adaptational biology and energy relationships of the collared peccary (*Tayassu tajacu*). *Ecology*, 54(4), 759-774. <https://doi.org/10.2307/1935671>
- Zervanos, S. M. (1975). Seasonal effects of temperature on the respiratory metabolism of the collared peccary (*Tayassu tajacu*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 50(2), 365-371. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(75\)90027-4](https://doi.org/10.1016/0300-9629(75)90027-4)
- Zervanos, S. M., & Day, G. I. (1977). Water and energy requirements of captive and free-living collared peccaries. *The Journal of Wildlife Management*, 41(3), 527-532. <https://doi.org/10.2307/3800527>
- Zucco, C. A. (2014). *Pampas deer on the move: spatial ecology and activity of Ozotoceros bezoarticus in the central Pantanal of Brazil* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro].

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

A. Keuroghlian contribuiu com investigação, metodologia, validação e escrita (rascunho original, revisão e edição); G. S. Hofmann com investigação, metodologia, validação, escrita e compilação de dados para elaboração dos mapas de distribuição (rascunho original, revisão e edição); B. S. Andrade com validação e escrita (revisão e edição); L. M. Tiepolo com redação, validação, edição e escrita (rascunho original, revisão e edição); M. R. Oliveira com mapas de distribuição das espécies no Pantanal; A. R. Camilo com compilação e organização dos dados para mapas de distribuição; e W. M. Tomas com redação, validação e escrita do texto, compilação de dados para os mapas de distribuição (rascunho original, revisão e edição).