Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Processo de Avaliação do Risco de Extinção da Fauna Brasileira

Tayassu pecari (Link, 1795)

Alexine Keuroghlian; Beatriz de Mello Beisiegel; Andre Antunes; Andressa Gatti; Antônio Rossano Mendes Pontes; Beatriz de Mello Beisiegel; Hugo Cardoso de Moura Costa; Maria Luisa da Silva Pinto Jorge; Mariana Landis; Mauro Galleti.

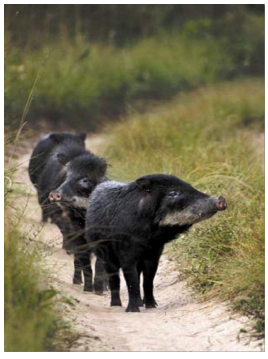
Categoria: Vulnerável (VU)
Data da avaliação: 02/2018

Justificativa

Tayassu pecari tem uma ampla distribuição no território nacional, mas necessita de grandes áreas bem protegidas para manutenção de subpopulações. Em 18 anos, ou três gerações da espécie, o país perdeu 16,2% de sua vegetação nativa; portanto, estimou-se uma perda populacional de 21% no Brasil. Quando calculamos essa perda populacional de 21% (1) não excluímos os fragmentos com menos de 2000 ha, portanto assumimos que ali haveria queixadas; (2) não consideramos qualquer dado demográfico, seja impacto da caça nas populações remanescentes, os ciclos populacionais (e seja lá qual for o fator que desencadeie o ciclo) e capacidade de resiliência da espécie reaparecer sem as condições ideias (fragmentação, pobre qualidade de habitat, sobre impato de caça ou tomada de javalis); (3) não consideramos eventos estocásticos na previsão, como secas severas e falta de alimento para sustentar os enormes bandos de queixada; (4) não consideramos a perda de habitat por exclusão competitiva pelo javali. Dessa forma, esta porcentagem pressupõe uma taxa constante de perda populacional, o que não é realista para *Tayassu pecari*, uma vez que essa espécie é a primeira a desaparecer em resposta a pressões humanas. No futuro próximo, existe a perspectiva de um grande aumento da degradação da qualidade de habitat na Amazônia devido, entre outros fatores, à expansão das rodovias e seu efeito de espinha de peixe, potencializando todas as demais ameaças, como caça e fragmentação, sobre a maior área de manutenção da espécie, em longo prazo, no país. Com todos esses fatores completariam os 9% de perda populacional nas próximas três gerações para que a espécie atinja os 30% necessários para ser incluída em Vulnerável. Portanto, as perdas populacionais da espécie, em um período de três gerações, devem atingir 30% ou mais, sendo categorizada como **Vulnerável (VU)** pelos critérios **A4cd.** Não existem informações sobre o fluxo populacional entre o Brasil e os países vizinhos, portanto a categoria não é alterada na avaliação regional.

Classificação Taxonômica

Reino: Animalia
Filo: Chordata
Classe: Mammalia
Ordem: Cetartiodactyla
Família: Tayassuidae
Gênero: *Tayassu*
Espécie: *Tayassu pecari*



Autor: R.E. Barber

Nomes Comuns

Queixada

Notas Taxonômicas
Não há informações para o táxon.

Notas Morfológicas
Tayassu pecari possui o corpo comprido em forma de barril, cabeça triangular e pescoço curto e compacto. Os olhos são pequenos e a visão pobre. Possui um olfato muito desenvolvido e o nariz achatado é utilizado na procura de raízes. A pelagem é constituída por pelos rajados de marrom e preto, sendo que na região peitoral e inguinal os pelos são mais claros. Ao contrário das demais espécies de ungulados, os taiassuídeos são conhecidos por apresentarem um dimorfismo sexual pouco evidente (Sowls, 1997; Keuroghlian & Desbiez, 2010; 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).

Distribuição

Endêmica do Brasil: Não

Distribuição Global
A distribuição original dos queixadas (*Tayassu pecari*) se limita a região Neotropical, do sudeste do México, para 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 tenha sido extinta em El Salvador, e sua distribuição foi significativamente reduzida no México, América Central e América do Sul ao longo dos últimos 20 anos (Leopold, 1959; Reyna-Hurtado *et al*., 2009; 2010; Altrichter *et al*., 2012).

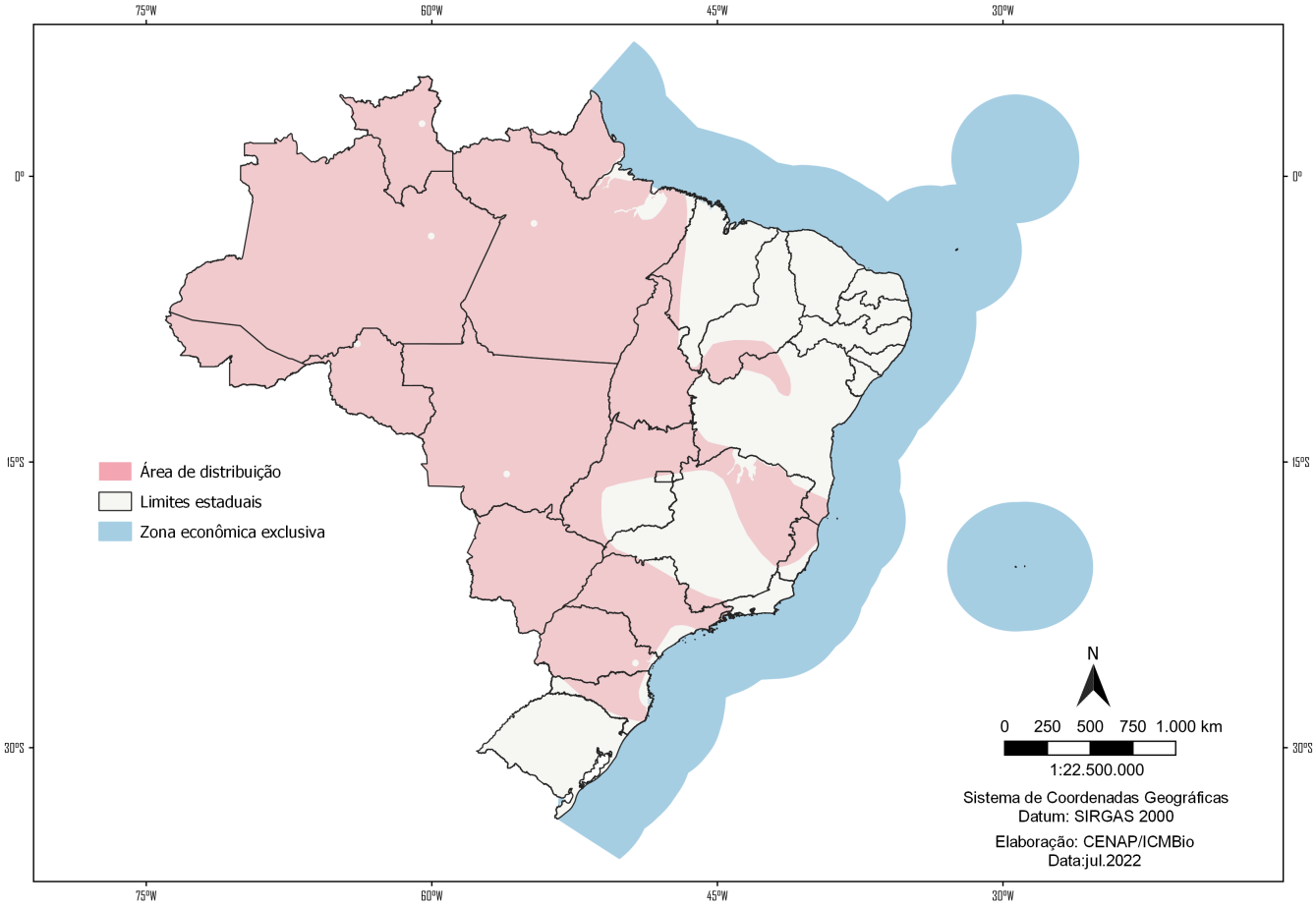
Distribuição Nacional
A espécie possui ampla distribuição no território brasileiro, ocorrendo nos estados do Amazonas, Acre, Roraima, Amapá, Rondônia, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, São Paulo, Paraná e em partes nos estados do Maranhão, Piauí, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e Santa Catarina. Benchimol & Peres (2015) estimaram uma área crítica de 1.200 hectares para a ocorrência de queixadas na Amazônia Central. A espécie está presente em todos os biomas brasileiros. Na Mata Atlântica, utilizando os dados do SOS Mata Atlântica e INPE (2010) e considerando os fragmentos significativos como Unidades de Conservação e grandes complexos de vegetação remanescente, foram identificadas populações de queixada em apenas 31,37% da área de remanescentes deste bioma (1 ciclo). Na Mata Atlântica do nordeste, onde existem apenas 5,6 % da mata original, na forma de fragmentos em torno de 10 ha, a espécie está extinta (Mendes-Pontes *et al*., 2006; da Silva Jr. & Mendes-Pontes, 2008; Mendes-Pontes *et al.*, 2016; Garbino *et al.*, 2018). R. C. Paula, com. pess. (2009) registrou a ocorrência da espécie ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, em áreas do Cerrado e da Caatinga. Neste bioma, cerca de 77% da área têm baixa e média probabilidade de sobrevivência da espécie e apenas 18% da distribuição atual da espécie no Cerrado foram considerados como área onde a espécie está conservada (Taber *et al.*, 2007). Até 2008, mais de 45% da Caatinga já havia sido desmatado. Dos dois biomas mais conservados, o Pantanal já perdeu cerca de 20% de sua cobertura vegetal nativa e a Amazônia já perdeu 16% da sua área a partir da

construção da Transamazônica, em 1970 (Fearnside, 2005). E mesmo na Amazônia, onde a espécie possui maiores chances de sobrevivência, a sobrecaça tem causado extinções locais significativas (Peres, 1996; 2000; 2001; 2016; Melo *et al.*, 2015; Luna *et al.*, 2017). Queixadas ocorrem em habitats que variam do nível do mar a até 2.000 m de altitude, incluindo as encostas orientais dos Andes (Mayer & Wetzel, 1987; Sowls, 1997).

Estados
Acre, Amapá, Amazonas, Bahia, Distrito Federal, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, Piauí, Rio de Janeiro, Rondônia, Roraima, Santa Catarina, São Paulo, Tocantins

Biomas
Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal, Sistema Costeiro-Marinho

Bacias Hidrográficas
Sub-bacia Amapá Litoral, Sub-bacia Araguaia, Sub-bacia Doce, Sub-bacia Foz Amazonas, Sub-bacia Grande, Sub-bacia Gurupi, Sub-bacia Iguaçu, Sub-bacia Jequitinhonha, Sub-bacia Litoral BA ES, Sub-bacia Litoral ES, Sub-bacia Litoral RJ SP, Sub-bacia Litoral SP, Sub-bacia Litoral SP PR SC, Sub-bacia Madeira, Sub-bacia Mearim, Sub-bacia Negro, Sub-bacia Paraguai 01, Sub-bacia Paraguai 02, Sub-bacia Paraguai 03, Sub-bacia Paraíba do Sul, Sub-bacia Paranaíba, Sub-bacia Paranapanema, Sub-bacia Paraná RH1, Sub-bacia Parnaíba Alto, Sub-bacia Parnaíba Médio, Sub-bacia Paru, Sub-bacia Purus, Sub-bacia São Francisco Alto, Sub-bacia São Francisco Médio, Sub-bacia Solimões, Sub-bacia Tapajós, Sub-bacia Tietê, Sub-bacia Tocantins Alto, Sub-bacia Tocantins Baixo, Sub-bacia Trombetas, Sub-bacia Uruguai Alto, Sub-bacia Xingu



História Natural

Espécie migratória? Não

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, 2008; Jorge *et al.*, 2019). As principais variáveis ambientais que determinam o movimento e a área de vida da espécie são a disponibilidade de alimento, diversidade de habitas e recursos, cobertura vegetal, e fonte de água (Altrichter *et al.*, 2001; Keuroghlian & Eaton, 2008; 2008; Reyna-Hurtado *et al.*, 2009; 2012; Beck *et al.*, 2017; Jorge *et al.*, 2019). São diurnos, tendendo a ser mais ativos no começo da manhã e no fim da tarde (Mayer & Wetzel, 1987; Galleti *et al.*, 2015), mas podem forragear e se alimentar através da noite em períodos de lua cheia (Mendes Pontes, 2004). Adicionalmente, o horário de atividade desta espécie no Pantanal ao longo do ano parece ser fortemente influenciado pela disponibilidade de água e altas temperaturas, com os queixadas sendo essencialmente diurnos durante o período de cheia e alterando a sua atividade para períodos crepusculares/noturnos durante o auge da estação seca (Hofmann *et al.*, 2016). Em bandos grandes e dependendo do bioma podem atingir uma área de uso de 19 a 200 km² para um único grupo (Fragoso, 1998; Jácomo, 2004).De acordo com Fragoso (1998), não há evidência de movimentos migratórios ou nômades em seus dois grupos de queixadas monitorados. No entanto, esse mesmo autor (Fragoso, 1997) descreve que

a movimentação e as áreas de vida do maior de seus dois grupos monitorados parecem estar relacionadas com a escala em mosaico da vegetação. Ainda, de acordo com Jácomo (2004), um bando pode caminhar 10 km em um dia, gastando dois ou três dias viajando ou forrageando. 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). 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. Outro estudo que monitorou o movimento de bandos de queixada em duas áreas mais degradadas no Cerrado localizadas em planaltos na borda do sul do Pantanal, mostrou que o movimento e 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 o período de cheia e seca (Jorge *et al*., 2019).

Hábito Alimentar

Tipo	Referência Bibliográfica
Frugívoro	Bradham *et al.* 2019

Hábito alimentar especialista? Não

Observações sobre o habitat

Queixadas são importantes na manutenção dos ecossistemas como predadores e dispersores de sementes (Terborgh, 1988; Bodmer, 1991; Fragoso, 1997; Keuroghlian & Eaton, 2009; Desbiez & Keuroghlian, 2009); são classificados como frugívoros, com frutas e sementes englobando de 60 a 80% de sua dieta (Desbiez *et al.*, 2009; Keuroghlian & Eaton, 2008; 2009), alimentando-se também de raízes, plantas aquáticas, larvas de insetos e minhocas (Kiltie & Terborgh, 1983; Desbiez *et al.*, 2009; Keuroghlian *et al.*, 2009, Keuroghlian & Eaton, 2008; 2009). Na Caatinga, Olmos (1993) constatou que a dieta da queixada incluía 79% de raízes, 6% de tubérculos, 14% de sementes e 1% de cipós suculentos. Sobreposição e separação nos hábitos alimentares foram registradas para catetos e queixadas na Caatinga (Olmos, 1993), enquanto que na Amazônia, em Roraima, foi registrada separação total de habitat através da exclusão competitiva de catetos por queixadas na época seca (Mendes Pontes & Chivers, 2007). Palmeiras são um recurso importante, e muitas vezes chave para os queixadas nos Neotrópicos (Bodmer, 1991; Fragoso, 1998; Keuroghlian & Eaton, 2008). *Syagrus romanzofianna* e *Euterpe edulis* são muito comuns nas áreas de platô da Mata Atlântica, o que pode explicar as altas densidades de queixadas nestes platôs (Keuroghlian & Eaton, 2008a 2009), enquanto os buritis *Mauritia flexuosa* podem sustentar populações inteiras durante a estação seca na Amazônia (Mendes Pontes & Chivers, 2007). Elas produzem frutos o ano inteiro e devem ser um recurso chave para os queixadas quando a disponibilidades de outros frutos é baixa (Mendes Pontes & Chivers, 2007; Keuroghlian & Eaton, 2008; 2009). Nas áreas de Floresta Amazônica, o freqüente uso e perturbação dos pântanos (brejos ou baixadas) pelos queixadas (Fragoso, 1998a; 1998b; 1999), sugere que estes ungulados possuem um impacto significativo no recrutamento de mudas de buriti *Mauritia flexuosa*, assim como na estrutura da comunidade de plantas e na diversidade dentro destes pântanos. No Pantanal, a dieta dos queixadas apresenta uma frequência de plantas de habitats não inundáveis mais alta do que a daquelas de habitats inundáveis tanto na época seca quanto na chuvosa (Desbiez *et al.*, 2009). Na época seca, quando a disponibilidade de frutos diminui (Keuroghlian *et al.*, 2009), a freqüência de raízes e fibras de plantas na dieta dos queixadas aumenta (Desbiez *et al.*, 2009), sendo que tais recursos podem ser mais abundantes em áreas mais abertas, que portanto, também são fundamentais para a sobrevivência da espécie.

A área necessária para a sobrevivência de um grupo de queixadas deve então contemplar a diversidade de habitats natural do Pantanal, uma vez que a dramática redução de frutos na época seca faz com que os animais necessitem de recursos oriundos de áreas mais abertas (Keuroghlian *et al.*, 2009). No planalto arredor do Pantanal, Jorge *et al*. (2019) mostraram que uso de área pode ser relacionado ao disponibilidade de frutas. As frutas sendo mais diversa e abundante na chuva indicou um uso de área maior na região, devido a mudanças na distribuição espaço-temporal de árvores frutíferas. Bradham *et al.*, (em prelo) utilizaram isótopos estáveis de carbono (13C) e nitrogênio (15N) provenientes de pelo de queixada, e de recursos alimentares dos mesmos locais, para avaliar como a dieta de queixadas varia em quatro regiões de três biomas brasileiros: Mata Atlântica (ombrófila e semi-decídua), Cerrado e Pantanal, cada um representando valores distintos dentro de um gradiente de cobertura vegetal, características climáticas e graus de impacto antrópico. Resultados revelam que em todas regiões e biomas amostrados, queixadas consomem essencialmente recursos provenientes de plantas C3, com valores médios de 13C variando de –28.7‰ a – 26.9‰. Na Mata Atlântica semi-decídua, região mais impactada pela agricultura, resultados provenientes dos pelos de queixadas apresentam os valores mais altos de 13C, o que indica que alguns indivíduos podem estar consumindo pequenas quantidades de plantas C4, muito provavelmente provenientes das plantações ao redor. Uma análise temporal dos dados provenientes da Mata Atlântica semi-decídua sugere que o aumento nos valores de 13C é um fenômeno recente, uma vez os valores de 13C dos pelos coletados antes do ano 2000 são significativamente mais baixos do que os dos pelos coletados em 2016. Apesar de alguns indivíduos de queixada indicarem estar alterando levemente sua dieta em regiões fortemente dominadas por monoculturas, estas claramente ainda não são o componente principal de sua dieta. Nossos resultados sugerem que queixadas ainda são altamente dependentes de recursos das plantas florestais, mesmo em paisagens altamente modificadas. Além dos 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*., 2009). Em comparação à dieta de queixadas da Mata Atlântica, a alimentação no Pantanal é composta por uma maior diversidade de frutos, embora a abundância total de frutos no Pantanal seja menor (Keuroghlian & Eaton, 2008; Keuroghlian *et al*., 2009).

Reprodução

Intervalo de nascimentos: 1 Dia(s)

Tempo de gestação: 162 Dia(s)

Tamanho da prole: 2 indivíduo(s)

Campo	Macho	Fêmea
Maturidade sexual	1,5 Ano(s)	1,5 Ano(s)
Peso	30 Quilogramas	30 Quilogramas
Comprimento máximo		

Campo	Macho	Fêmea
Comprimento na maturidade sexual		
Senelidade reprodutiva		13 Ano(s)
Longevidade	12 Ano(s)	12 Ano(s)

Em cativeiro, foi observada que a gestação dura entre 156 e 162 dias (Roots, 1966). As fêmeas produzem ninhadas anuais entre 1,64 e 1,67 filhotes e a taxa de fêmeas grávidas é de 40% (Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor *et al*., 2017*).* As fêmeas se reproduzem a partir de 1,5 anos e a idade da última reprodução é estimada em 12 + anos (Robinson & Redford, 1986). Na Mata Atlântica (Estação Ecológica de Caitetus, SP) e no Cerrado não foram encontradas diferenças entre os dados de peso e comprimento do corpo entre os machos e as fêmeas, e a razão sexual entre machos e fêmeas também não demonstra diferença - 1,57:1 (fêmeas:macho) na Mata Atlântica, 1,36 F:1 M e 1,88 F:1 M em duas áreas diferentes do Pantanal e 1,6:1 no Cerrado (Keuroghlian, 2003; Jácomo, 2004; Biondo *et al.*, 2011), enquanto no nascimento, a razão sexual encontrada para o queixada é 1:1 (Gottdenker & Bodmer, 1998; Mayor *et al.*, 2010). O peso médio foi de 30,8 kg, e comprimento do corpo foi 103,8 cm (N= 18) na Mata Atlântica (Keuroghlian, 2003). No Pantanal, o peso médio para adultos foi de 32,32 kg, e o comprimento do corpo foi de 111 cm (N= 104) (Keuroghlian & Desbiez, 2010). No Pantanal, foi avaliado pela primeira vez o sistema de acasalamento da queixada por meio de estudo genético. Os resultados indicaram que o sistema de acasalamento nesse bando de queixadas é promiscuo (Leite *et al.*, 2018). 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*., 2001). No México, a espécie se reproduz entre abril e novembro. Dados preliminares de Keuroghlian (*in prep*) 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*., 2009). 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*., 2001, Jácomo, 2004).

População

Tempo gerancional: 6 Ano(s)

Tendência populacional: Declinando

Características Genéticas

A estrutura populacional genética e a dispersão de queixadas foram avaliados em duas populações do Pantanal (Biondo *et al.*, 2011). Por ser uma espécie que realiza grandes deslocamentos, queixadas têm bastante fluxo gênico entre suas populações. Biondo *et al.* (2011) verificaram que, populações de queixadas são geneticamente semelhantes em localizações distantes 80 km entre si no Pantanal. Portanto, a espécie necessita de grandes áreas conectadas para evitar a deriva genética e a endogamia. Os resultados sugerem um baixo grau de diferenciação genética entre as localidades analisadas e dispersão de ambos os sexos (contrário ao que se espera para a maioria das espécies de mamíferos; Biondo *et al*., 2011). Foi avaliada a diversidade genética de populações de queixadas em quatro localidades no Pantanal, duas localidades no Cerrado, e uma localidade na Mata Atlântica, e os resultados encontrados sugeriram moderados níveis de diversidade genética para as populações de queixadas nos três biomas. Ao verificar a estrutura genética populacional, foi observado que as populações do Pantanal e da área de Cerrado localizada no Planalto do Pantanal, foram atribuídas ao mesmo agrupamento genético. Por outro lado, as populações de queixadas do Cerrado do Parque Nacional das Emas, e da região do Pontal do Paranapanema, área de Mata Atlântica, encontraram-se diferenciadas geneticamente entre si e das localidades do Pantanal (Maciel, 2018).

Observações sobre a população

Queixadas distinguem-se dos demais ungulados neotropicais por formarem grandes bandos, podendo chegar a centenas de animais (Kiltie & Terborgh, 1983). A taxa intrínseca de crescimento populacional (Rmax) é estimada entre 0,49 e 0,84 (Robinson & Redford, 1986*)*. A ausência das queixadas do ecossistema causa uma cascata de impactos negativos, incluindo a redução das populações de onça-pintada (Paviolo *et al*., 2008), mudanças nos recursos dos frutos e na estrutura da vegetação (Painter, 1998; Silman *et al*., 2003; Galetti *et al*., 2015), aumento de roedores praga e doenças associadas (Galetti *et al*., 2015), e um empobrecimento geral das comunidades de plantas e animais selvagens (Terborgh *et al.*, 2008; Keuroghlian & Eaton, 2009; Beck *et al*., 2010; Beck *et al*., 2013; Azevedo & Conforti, 2008; Galetti *et al*., 2015a; 2015b).**Amazônia**Fragoso (1998) estimou, em Roraima, uma variação de 50 a 130 indivíduos no tamanho dos grupos. As densidades encontradas para os dois grupos estudados foram de 1,4 a 8,1 ind./km². Numa amostragem mais recente, Luna *et al.* (2017) encontraram uma abundância de 12 ind./trap-night na ESEC Maracá, Roraima. Na REBIO Uatumã, AM, Luna *et al*. (2017) encontraram uma abundância de 0.2 ind./trap-night. No PARNA Viruá, a biomassa de queixadas foi estimada em 350 kg/km2 enquanto que o tamanho de grupo foi estimado em 34.5 ind./grupo (Melo *et al.*, 2015).Na Amazônia e outros biomas têm sido relatadas flutuações populacionais de queixadas, incluindo diversos casos de desparecimento da espécie em diferentes regiões de extensos maciços florestais, e.g. Manu – Peru (Alvard, 1995*;* Silman *et al*., 2003; Ohl-Schacherer, 2007), RDS Amanã – Amazonas (J. Valsecchi, com. pess., 2018*)*, Roraima (Fragoso, 2004; Melo *et al.*, 2015; Luna *et al.*, 2017), Guiana (Richard-Hansen *et al.*, 2014) Rio Tapauá – Amazonas (Germano Paumari, com. pess., 2018), Rio Iaco - Sena Madureira/Acre (Antunes *et al.*, 2016). Tais flutuações populacionais ainda são pouco compreendidas e diferentes hipóteses, não necessariamente excludentes, têm sido levantadas para explicá-las, tais como sobrecaça, migrações e epidemias. Epidemias

contraídas de porcos domésticos têm sido apontadas como causa de declínios populacionais (Fragoso, 2004). Seu desaparecimento é atribuído ainda à caça de subsistência, embora a intensidade dessa atividade não deva variar tanto temporalmente ao ponto de extinguir localmente a espécie. Por outro lado, a intensa pressão de caça para abastecer o comércio internacional de peles silvestres durante o século XX deve ter causado declínios ou mesmo colapsos em diversas regiões da Amazônia (Antunes *et al*., 2016). De fato, dentre as espécies terrestres comercializadas, a queixada foi a mais impactada. A diminuição local da abundância de queixadas nas regiões estudadas pode ser ainda explicada pelas migrações dos grupos, seja para evitar a caça excessiva próxima das comunidades e aldeias, ou quando situações ambientais adversas obrigam os grupos a procurarem novas áreas de forrageio. Bodmer *et al.* (2017) relataram que a abundância de ungulados reduziu em 95% após as cheias extremas ocorridas nos últimos anos em Loreto, Peru. Há ainda que se considerar a competição com javalis, apesar do pouco conhecimento sobre a expulsão das queixadas por essa espécie exótica. Por fim, a queixada necessita de um fragmento com mínimo de 1.300 a 2.000 ha (Benchimol & Keuroghlian, com. pess., 2018) para permanecer na área, isso se não houver caça. Se houver caça intensa, a área deveria ser cerca do dobro do tamanho, se nos basearmos nos modelos de refúgio de área de caça de Joshi & Gadgil (1991).**Pantanal**No Pantanal da Nhecolândia, Desbiez *et al.* (2009) encontraram grupos de 25 a 75 indivíduos. Kiltie & Terborgh (1983) sugerem que, em grandes grupos, os queixadas são mais eficientes contra os ataques de predadores, em função de uma maior vigilância dos membros do grupo e também acreditam que animais inexperientes possam seguir e aprender com os mais velhos a encontrar fontes de alimento, e evitar visitas adicionais a áreas já super exploradas. No Pantanal da Nhecolândia um censo por transectos lineares encontrou diferentes densidades nas três fisionomias vegetais presentes: (1) nas planícies alagáveis a densidade foi muito baixa para estimativas, (2) nas florestas foram estimados 13,7 +- 4,34 ind/km2 e no cerrado 2,99+-1,33 ind/km2 (Desbiez *et al*., 2010). Em geral, a densidade populacional de queixada d estimada no Pantanal em dois locais diferentes: 7,5 ind./km² e 9.6 ind./km² na Fazenda Rio Negro, e Fazenda Nhumirim (Desbiez *et al*., 2004, Desbiez *et al*., 2010).**Cerrado**Segundo Françoso *et al.* (2015), apenas 8,3% do Cerrado estão inseridos em áreas protegidas (federais, estaduais ou municipais). A partir da década de 70, uma enorme expansão agropecuária levou 67% das áreas de Cerrado a serem hoje consideradas altamente modificadas, sendo que apenas 20% do bioma ainda está em estado original (MapBiomas, 2017). No Bioma existe grande pressão de caça, não existindo previsão de diminuir nos próximos anos. Além disso, acredita-se que os efeitos prejudiciais de agrotóxicos nas plantações de soja/milho devem aumentar, uma vez que existem um aumento nas áreas com este tipo de cultivo.Na região central do Mato Grosso do Sul, em um estudo de adequabilidade ambiental em área de Cerrado, de 3000 km2, onde 64% da área já foi convertida em pasto, Jorge *et al.* (dados não publicados) encontraram que somente 16% da área (e não 36%) tem probabilidade de ocorrência da espécie. Estes 16% compreendem as áreas de florestas nativas mais bem conectadas na região. Extrapolando para toda a região do Cerrado, seria possível afirmar que dos 33% que restam de Cerrado, por volta de 15% vão ter ocorrência de queixadas, considerando que os níveis de conectividade são equivalentes aos encontrados no estudo de Jorge *et al.* (dados não publicados), o que é uma estimativa conservadora, pois a maioria do Cerrado está mais fragmentado do que os níveis apresentados na região de estudo.No entorno do Parque Nacional das Emas há queixadas que se beneficiam da abundância de recursos devido às plantações de milho e estão estabelecendo uma subpopulação numerosamente atípica para o bioma (M. Butti, com. pess., 2018). O estudo de Jácomo (2004) dentro da área do Parque Nacional das Emas, trabalhando com 19 bandos de queixadas, estimou que os tamanhos dos grupos variaram de 15 a 150 indivíduos, com um tamanho médio de 83 indivíduos por grupo.**Mata Atlântica**Na Mata Atlântica (Estação Ecológica de Caetetus), Keuroghlian *et al.* (2004) estimaram uma população de queixadas em 150 indivíduos (outras estimativas populacionais de queixadas na Mata Atlântica são apresentadas na Tabela 1). Estes animais compartilhavam a mesma área de uso, divididos em 3 a 4 sub-grupos, cada um contendo em média 47,2 indivíduos. Bandos

ou sub-bandos com cerca de 50 indivíduos também foram observados em uma variedade de habitats não perturbados e não afetados pela fragmentação do habitat (Fragoso, 1994; Sowls, 1997; Cullen Jr, 1997). Esses sub-grupos são temporariamente separados em suas visitas nas mesmas regiões. Com isso a sobreposição espacial de subgrupos acaba acontecendo em muitos casos.Grandes áreas de Mata Atlântica onde a queixada foi extinta incluem o Parque Estadual do Turvo, RS (Kasper *et al*., 2007), o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ (Cunha, 2007), o Parque Nacional do Iguaçu (Azevedo & Conforti, 2008), o Parque Estadual do Morro do Diabo, SP (J.M. Aragão, com. pess., 2018) e o Centro de Endemismo Pernambuco (Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte), onde as queixadas nunca foram registradas por pesquisadores contemporâneos, ou seja, desde 1990 (Mendes-Pontes *et al*., 2006; Silva Jr. & Mendes Pontes, 2008). Todas as áreas sob forte pressão de caça. No PARNA Iguaçu e entorno, as queixadas foram vistos pela última vez em 1997 (Azevedo & Conforti, 2008), e embora outras explicações para seu desaparecimento possam ser invocadas, como a possibilidade de que os grupos tivessem se movimentado para áreas não cobertas durante o estudo ou de que doenças tivessem sido a causa do desaparecimento das queixadas, os autores não encontraram evidências que apontassem para estas explicações. Kasper *et al*. (2007), trabalhando no Parque Estadual do Turvo (RS), citam que em trabalhos anteriores na mesma área de estudo foi registrada a presença de *T. pecari*; no entanto, segundo os autores, os últimos relatos da espécie remontam ao final da década de 90, quando houve a eliminação de um pequeno bando (10 a 18 animais) na borda do Parque. Estes autores consideram que este provavelmente representava o último local de ocorrência da espécie no Rio Grande do Sul. Em algumas Unidades de Conservação, *Tayassu pecari* foi registrado, mas ainda sem tempo suficiente para determinar se a população está estável e irá permanecer, após um grande período de ausência de informação sobre sua presença, sendo, inclusive, considerado como extinto nestas áreas, como é o caso do Parque Nacional do Iguaçu (Brocado *et al.,* 2016), Parque Estadual Carlos Botelho e Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (Beisiegel *et al.*, 2014). No entanto, para Beisiegel *et al.* (2014), essa recuperação da espécie na área do remanescente florestal de Paranapiacaba é fortemente impactada pelas ameaças existentes na área (Colheita ilegal de Palmito e Caça) e pode levar a nova exclusão dessas populações, caso a situação não seja rapidamente modificada com investimentos nas áreas protegidas.Segundo Vidolin & Wandembruck (2017), no estado do Paraná, a maioria dos remanescentes florestais, onde as queixadas ocorrem, apresenta problemas relacionados ao tamanho insuficiente das áreas para manutenção de populações viáveis. Vidolin (2008) realizou um estudo em remanescentes de Florestas com Araucárias no estado, onde obteve baixas densidades populacionais para a espécie. Estes resultados chamam a atenção para a possibilidade de uma extinção ecológica em algumas áreas ou uma drástica redução no número de indivíduos que embora ainda presente na área não desempenha mais suas funções ecológicas (Vidolin & Wandembruck, 2017).No presente, as populações de queixada foram identificadas em apenas 31,37% dos remanescentes significativos de Mata Atlântica, com uma área total aproximada de 44.000 km2 (dados do SOS Mata Atlântica e INPE, 2010). Nesta área, foi estimada uma população de cerca de 23.600 animais, dos quais 14.160 são indivíduos maduros (60%). Estima-se que esta população se distribua em 590 sub-bandos, considerando que a unidade mínima viável para a espécie é um sub-bando com 40 indivíduos (Keuroghlian *et al*., 2004). Estes estariam distribuídos em 22 áreas distintas, representados por pequenos e grandes fragmentos florestais e alguns complexos de vegetação como a Serra do Mar entre Paraná e São Paulo ou o Corredor Ecológico Iguaçu-Paraná. Destas áreas com presença reconhecida da espécie, dez possuem populações pequenas com menos de 100 queixadas e entre estas cinco possuem populações menores que 40 indivíduos. Dentre os maiores fragmentos ou complexos de vegetação, para apenas oito foram estimadas populações maiores do que 500 indivíduos, o que poderia ser considerado uma população saudável. Uma população estável distribuída na sua área de uso tem uma densidade média de 6,5 indivíduos/km2, usando densidades estimadas e populações conhecidas (Fragoso, 1998; Desbiez *et al.*, 2010; Cullen Jr *et al.*, 2001; Keuroghlian *et al*., 2004; Bernardo, 2004; Travassos, 2008). Entretanto, a

densidade média estimada para as áreas com ocorrência confirmada na Mata Atlântica foi considerada como sendo de apenas 0,54 indivíduos/km2. Tal valor resulta das estimativas de tamanho de população nos 22 fragmentos com presença confirmada para espécie onde estavam disponíveis informações sobre presença, ausência e abundância de queixadas. As estimativas foram obtidas a partir de dados publicados e outras informações obtidas em campo por pesquisadores com conhecimento das áreas avaliadas (Andrigueto-Filho *et al.*, 1998; Chiarello, 1999; 2000; Leite, 2000; Cullen e*t al.*, 2001; Fonseca, 2001; Margarido, 2001; Sanches, 2001; Pedrocchi *et al.*, 2002; Borges, 2004; Geise *et al*., 2004; Keuroghlian *et al.*, 2004; Marques, 2004; Nunes, 2004; Pardini & Develey, 2004; Beisiegel, 2006; Denes, 2006; Mazolli, 2006; Aguiar *et al*., 2007; Cáceres *et al.*, 2007; Mazzoli & Hammer, 2008; Modesto *et al.*, 2008; Travassos, 2008; Antunes & Eston, 2009; Bachand *et al.*, 2009; Vidolin *et al.*, 2009; Beisiegel & Oliveira, 2010). Sobretudo, considerou-se que a existência de pressão de caça dentro das áreas protegidas avaliadas foi o principal fator que levou às baixas densidades estimadas para a espécie. Segundo Vidolin (2008), o índice de abundância relativa estimado foi de uma média de 119 indivíduos para os dois grupos encontrados em uma área de 232 km2 de remanescentes florestais no Paraná.Das quatro populações maiores do que 500 indivíduos que desaparecem em curtos intervalos de tempo, o PE Turvo tinha uma população estimada em 522 indivíduos, o PE Morro do Diabo tinha uma população estimada em 2.000 indivíduos, o PE Intervales tinha uma população estimada de 1.494 indivíduos (A. Keuroghlian, com. pess., 2018) e o PN Iguaçu tinha uma população estimada em 6.000 a 12.000 indivíduos (Azevedo & Conforti, 2008). Desta forma, estimou-se que até populações de 12.000 indivíduos correm o risco de extinguir-se em um curto intervalo de tempo. Das populações atuais de queixada, apenas a do PE do Rio Doce (MG) pode se aproximar à população mínima estimada para o PN do Iguaçu (ver Tabela 1), e nenhuma chega a 12.000 indivíduos. Além disto, as subpopulações remanescentes no bioma vêm registrando declínios populacionais observados, declínio na extensão de ocorrência, área de ocupação e qualidade do habitat e caça (ver Tabela 1). Portanto todas as populações de queixada do bioma correm o risco de desaparecer em um intervalo de tempo menor do que três gerações.**Caatinga**Não há informações sobre o estado populacional das queixadas na caatinga.

FRN							
x	Anos	Média de anos	Classe de idade	lx	mx	lxmx	xlxmx
0.00	0 - 3	1.50	0.5 - 2.0	1.00	3.50	3.50	5.25
1.00	4 - 8	6.00	2.5 - 3.5	0.70	8.50	5.94	35.65
2.00	>8	10.00	4	0.66	7.00	4.61	46.13
	8 to 12 yrs						87.03
						14.05	= R0
				Tempo geracional = xlxmx/Ro	**6.19**		
FAZ ST EMILIA							
x	Anos	Média de anos	Classe de idade	lx	mx	lxmx	xlxmx
0.00	0 - 3	1.50	0.5 - 2.0	1.00	3.50	3.50	5.25
1.00	4 - 8	6.00	2.5 - 3.5	0.80	8.50	6.80	40.80
2.00	>8	10.00	4	0.55	7.00	3.82	38.18
							84.23
						14.12	**= R0**
				Tempo geracional = xlxmx/Ro	**5.97**		

Local	Média de Indivíduos (Min-Máx)	Indivíduos/ Bandos	Taxa de avistamento (grupos/10km)	Abundância relativa (ind./10km)	Densidade (grupos/km²)	Densidades (ind/km²)	Referências e métodos
Fazenda Mosquito	-	-				3,60	Cullen Jr. *et al.* (2001) – transecção linear
PE Morro do Diabo	-	-				6,94	Cullen Jr. *et al.* (2001) – transecção linear
Estação Ecológica Caetetús	127 (78-206)	37,5 (30-45)				6,30	Cullen Jr. *et al.* (2001) – transecção linear
PE Morro do Diabo	127 (78-206)	37,5 (30-45)				6,3 (3,9-10,2)	Cullen Jr. (1997) – transecção linear
Estação Ecológica Caetetús	150 (98-203)	41,7 (32,6-50,7)				6,9 (4,5-9,3)	Keuroghlian *et al.* (2004) –análise combinando área de uso, contagem de sub bandos e número médio de indivíduos/grupo
PE da Ilha do Cardoso			0,14				Bernardo (2004) - transecções lineares
REBIO Tinguá	-	-	0,07			-	Travassos (2008) - transecções lineares
Remanescentes Florestais com Araucária, Paraná -Coletado em 2007/2008-	119					0,51	Vidolin 2008
ESEC Maracá (Fl. de Terra Firme) -Coletado em 1999-	50 (14-85)				3.7	66.5	Mendes Pontes (2004) Mammalian Biology (Line Transect-Distance)
ESEC Maracá (Fl. Mista) -Coletado em 1999-	24 (4-43)				3.2	21	Mendes Pontes (2004) Mammalian Biology (Line Transect-Distance)
PARNA Viruá -Coletado em 2010-	35		0.31	10.7			Melo et al. (2015) Wildlife Biology 21: 234–245 (Line transect)

Ameaças

Estudos mostraram que as queixadas são altamente vulneráveis à remoção de habitats nativos, fragmentação e caça ilegal, o que as torna especialmente adequadas para orientar esforços de conservação em toda a sua área biogeográfica (Cullen *et al.*, 2001; Peres, 2001; Jorge *et al.*, 2013; Keuroghlian *et al.*, 2017). As principais ameaçadas a espécie foram pontuadas separadamente por Bioma. Na **Amazônia: Caça**: Na Amazônia, a caça aliada ao desmatamento são as principais ameaças à sobrevivência das queixadas. A caça foi citada como causa do desaparecimento de queixadas em florestas continuas de alta qualidade na Guiana Francesa (C. Richard-Hansen, com. pess., 2017). No Brasil, a caça excessiva tem resultado na extensa fragmentação das populações e na eliminação das queixadas de grandes áreas de sua distribuição original. Em Reservas Extrativistas e de Desenvolvimento Sustentável, a caça de subsistência é praticada pelas comunidades locais, mas há uma grande escassez de monitoramento e regulação, ou mesmo acordos locais entre os moradores como áreas de refúgio, cotas ou estações de caça. Reservas Extrativistas e de Uso sustentável são as categorias de maior representatividade na Amazônia, principalmente em regiões de várzea e a sua efetividade para a conservação está diretamente relacionada com a densidade populacional das

reservas, viabilidade econômica da exploração dos recursos naturais não-madeireiros e dos impactos da caça de subsistência (Peres et al., 2011). Os efeitos dessas ameaças, no entanto, são geograficamente heterogêneos considerando as proporções continentais desse bioma, onde é abrigada a maior sociobiodiversidade do planeta, a capacidade suporte varia conforme os diversos ambientes e as pressões antrópicas também variam extremamente. Regiões mais produtivas sustentam maiores intensidades de caça (Peres, 2000). Regiões muito fragmentadas características do arco-do-desmatamento e de parte de Roraima, além de diminuir o efetivo populacional, aumentam o acesso humano as queixadas. Com o desmatamento, as áreas outrora livres de caça, que atuavam como refúgios e ou fontes na recuperação populacional, passam a ser também exploradas, comprometendo o principal mecanismo de resiliência da fauna à caça na Amazônia (Peres, 2001; Peres *et al*., 2016; Antunes *et al.*, 2016), baseado na dinâmica fonte-sumidouro. Nesse caso, a caça não regulamentada passa a ser determinante nos declínios acentuados ou extinções locais. Se manejadas, as populações animais podem prover benefício socioeconômicos às populações tradicionais a longo prazo e contribuir para as florestas em pé. Co-manejo entre populações locais, organizações governamentais, não-governamentais e instituições de pesquisa consiste em uma poderosa ferramenta para a conservação da Amazônia. A grande coesão social parece ser o principal fator responsável pela vulnerabilidade das populações de queixadas à caça. Diante de um grupo de caçadores e cães treinados, as queixadas agrupam-se, ocasião em que podem ser eliminadas várias dezenas de animais (Fragoso, 1994; Peres, 1996) ou até mesmo todo o grupo. Além disso, as grandes caçadas se caracterizam pela não seletividade em relação às classes de idade e sexo, ferindo animais que não podem se recuperar e separando filhotes das fêmeas em lactação. Muitas vezes eliminam uma grande parcela dos membros do grupo, interrompem a organização social que é extremamente frágil (Sowls, 1997) e afetam a sobrevivência de todo o bando, podendo causar extinções locais dos queixadas. A intensa pressão de caça para abastecer o comércio internacional de peles silvestres durante o século XX deve ter causado declínios ou mesmo colapsos em diversas regiões da Amazônia (Antunes *et al.*, 2016). Em escala de bacia, a produção de peles de queixada reduziu em 67% entre o pico de exploração no fim da década de 1930 e início da década de 1940 quando comparado à produção no fim da década de 1960. De fato, dentre as espécies terrestres comercializadas, o queixada foi a mais impactada e com menores capacidades de recuperação populacional. Extremamente suscetível à sobrecaça (Peres, 1996; 2000; 2001; 2016; Melo *et al.*, 2015; Antunes *et al*., 2016; Luna *et al.*, 2017), em três assentamentos espinha-de-peixe de Roraima eles foram localmente extintos devido à ameaça (Melo *et al.*, 2015; Luna *et al.*, 2017). Numa amostragem de um ano no assentamento Novo Paraíso, em Roraima, foram caçados 80 indivíduos, com uma taxa de retirada de 0.332 ind./consumidor-ano (Melo *et al.*, 2015). **Fragmentação e destruição do habitat**: A progressiva destruição ambiental em função da agricultura e da criação de gado, como também da exploração das florestas, representa o principal fator responsável pelas perdas de habitat de *T. pecari*, que pode ser considerado como um dos mamíferos de grande porte mais ameaçados da região neotropical (Fragoso, 1997), pois, devido ao seu hábito de formar grandes grupos, os queixadas necessitam de áreas extensas e contínuas para obter recursos durante o ano. **Aumento da densidade humana** (assentamentos espinha de peixe): Nos assentamentos humanos em Roraima os colonos vivem completamente da caça de subsistência e predatória, que é uma prática grandemente disseminada, que, no caso das queixadas, caçam não apenas para a sobrevivência, mas também por conveniência, quando encontram um bando. Esta caça pode causar grandes flutuações populacionais ou extinções locais (Mendes-Pontes, 2016). A polícia federal fornece carteira de caçador de sobrevivência para qualquer colono que a solicitar, e com ela, caçam indiscriminadamente. Em dois assentamentos no sul de Roraima, Melo *et al.* (2015) não registraram bandos de queixadas durante 890 km de censos. A caça com cachorros ferais é 100% eficiente e requer apenas de alguns minutos a uma ou duas horas para localizar um bando desde que ele exista na área. Os caçadores, entretanto, tendem a andar pouco à procura da caça, e não mais que 5 km. **Grandes empreendimentos** (rodovias, hidrelétricas e

hidrovias): Atualmente estes grandes empreendimentos têm sido planejados mesmo no interior de Unidades de Conservação de proteção integral, que deveriam consistir em áreas onde as espécies com necessidades de grandes extensões, como as queixadas, têm maior probabilidade de sobrevivência. Queixadas precisam de grandes áreas com habitats pouco alterados, sendo que 71% de sua ocorrência presente encontra-se em locais que sofreram poucas alterações ambientais (Reyna-Hurtado, 2009). Dados preliminares indicam que dificilmente as queixadas atravessam estradas e rodovias (Savio, com. pess., 2021). A alteração e destruição de grandes áreas dentro destas UCs, que deve acontecer em função destes empreendimentos, representa uma ameaça gravíssima à sobrevivência da espécie. A construção de hidrelétricas nos rios amazônicos representa uma grande ameaça á populações de queixadas, pois além dos efeitos diretos do empreendimento como o desmatamento, abertura de estradas e da densidade humana, as barragens modificam e/ou interrompem a dinâmica do pulso de inundação das florestas de várzea, estas que são importantes para a manutenção de grandes varas de queixadas devido a alta disponibilidade de recursos. As populações de queixadas localizadas em regiões de várzea no Brasil podem ser indiretamente afetadas por construções de barragens nas cabeceiras dos rios na Cordilheira dos Andes (Forsberg*et al.*, 2017). Além disso, alterações climáticas como inundações severas são responsáveis redução populacional de ungulados na Amazônia Peruana por afogamento (Bodmer *et al.*, 2017) e pelo aumento das atividades de caça que são realizadas principalmente durante a estação cheia (Endo *et al.*, 2016). **Incêndios**: Em Roraima, os incêndios propositais para queima do lavrado para subsequente uso para a agricultura têm destruído as áreas florestais sistematicamente. Por exemplo, apenas no ano de 1998 acredita-se que 20% de toda a área florestada de Roraima foi destruída por estes incêndios, que inclusive atingiram a ESEC Maracá. Estes incêndios foram iniciados no assentamento Trairão e controlados pela brigada e pelo início da época das chuvas (Mendes-Pontes & Chivers, 2002). **Criação de gado, abertura de rodovias e ramais, monoculturas, grilagem de terra e fragmentação e isolamento do habitat que ocorrem principalmente no arco do desmatamento**. Na **Mata Atlântica: Caça**: Os queixadas são facilmente caçados e foram extirpados de muitos fragmentos de Mata Atlântica (Cullen Jr., 1997; Cullen Jr. *et al.*, 2000; Ditt, 2002; Azevedo & Conforti, 2008; Galetti *et al.*, 2009). No Centro de Endemismo Pernambuco estão extintos (Mendes Pontes *et al.*, 2006). **Fragmentação e destruição do habitat**. No **Pantanal: Degradação do habitat associada à pecuária**: As práticas tradicionais de criação de gado no Pantanal, consistindo em movimento sazonal de rebanhos por pastagens nativas, eram consideradas de baixo impacto ambiental (Santos *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2004; Desbiez *et al.*, 2009). Entretanto, a partir da década de 70, estas práticas tem se alterado; as grandes propriedades vêm sendo divididas, com consequente adoção de práticas de criação intensiva de gado que incluem eliminação das florestas situadas nas terras altas, corte seletivo de árvores de grande valor econômico, substituição das pastagens e florestas nativas por gramíneas exóticas que aumentam a capacidade de suporte da terra para o gado, queimadas descontroladas e aumento da densidade dos rebanhos de gado, causando sobrepastagem e alteração da cobertura vegetal de gramíneas nativas e do sub bosque das florestas (Desbiez *et al.*, 2009). Todos estes impactos têm como uma de suas consequências principais a perda de florestas, que são o tipo de habitat com menor capacidade de suporte para o gado mas que representam, junto com suas bordas, os habitats mais importantes para os queixadas no Pantanal (Desbiez *et al.*, 2009; Keuroghlian *et al.*, 2009; Desbiez *et al.*, 2010), pois são a maior fonte de alimentos para as queixadas e servem também como refúgio (Desbiez *et al.*, 2010). Esta perda de florestas é uma das ameaças mais importantes para toda a fauna do Pantanal (Desbiez *et al.*, 2009). O aumento da intensidade da criação de rebanhos tem causado degradação de todos os habitats do Pantanal, uma vez que os rebanhos domésticos de vacas, cavalos e búfalos têm impactos maiores sobre o solo do que os grandes mamíferos nativos do Pantanal. Esta degradação é mais evidente nas vizinhanças dos corpos de água durante a época seca, perto de barreiros e dentro das ilhas de floresta situadas nas florestas alagadas (Desbiez *et al.*, 2009; Eaton *et al.*, 2016). **Fragmentação das florestas nativas** (cordilheiras): Keuroghlian *et al.* (2015) mostram que um bando no Pantanal aumentou

sua área de vida após desmate da região, pois evitou a utilização das áreas desmatadas. Jorge *et al.* (2019) mostraram que as queixadas responderam negativamente ao desmatamento em terras agrícolas onde foram removidas porções elevadas (ou seja, mais de 50%) da floresta nativa. Para entender como a espécie acessa e usa habitats florestais em paisagens agrícolas, analisaram o movimento (ou seja, distâncias lineares deslocadas) em intervalos temporais variáveis (3h, 6h, 12h, 24h, 168h e 720h) e intervalos mensais dos bandos (área de vida: mínimo polígono convexo (MCP) 30%, 50%, 70% e 90%) em duas regiões agrícolas do Brasil Central. Os movimentos de curto e longo prazo não mostraram variações em meses ou estações. O movimento e uso de áreas de longo prazo se correlacionaram positivamente com a diversidade de frutas disponíveis e correlacionaram negativamente com a porcentagem de cobertura florestal. Além disso, a relação negativa entre uso de áreas e a cobertura florestal foi mais pronunciada durante a estação chuvosa, com os bandos em áreas com menos cobertura florestal tendo use de área duas vezes maior que aqueles em áreas com maior cobertura florestal. Os movimentos e intervalos a longo prazo respondem a fatores externos, que, neste caso, são mais prováveis mudanças na distribuição espaço-temporal de árvores frutíferas em áreas com menor cobertura florestal. Os resultados fornecem informações importantes para a conservação desta espécie-chave, estabelecendo que as queixadas são afetadas negativamente pela remoção de florestas, cujas consequências podem ser exacerbadas com a sazonalidade. **Usinas hidrelétricas**: Usinas hidrelétricas planejadas ou recém construídas e o projeto de uma hidrovia que envolve o aprofundamento e alteração do curso do Rio Paraguai ameaçam o Pantanal como um todo, pois irão afetar radicalmente a hidrologia e pulso de inundação da região e terão consequências profundas sobre sua fauna, incluindo *Tayassu pecari* que é muito dependente de ambientes aquáticos na seca (Junk *et al.*, 2006 citado em Desbiez *et al.*, 2009; A. Keuroghlian, com. pess., 2018; M. L. S. P. Jorge, com. pess., 2018). **Doenças**: Porcos monteiros (*Sus scrofa*) apresentaram resultados positivos para infecção por brucelose e leptospirose (Paes *et al.*, 2009) e podem ser uma ameaça importante para as queixadas no Pantanal. Freitas *et al.* (2010) verificaram que 70% das queixadas testados na Fazenda Rio Negro foram soropositivos para a leptospirose, e a porcentagem de animais soropositivos aumentou com a idade. As fontes de infecção podem ser gado, cavalos, capivaras, veados, búfalos, equinos, ovinos, suínos e humanos (Tomich *et al.*, 2007 citado em Freitas *et al.*, 2010). Não se sabe se os animais apresentaram sintomas clínicos, que podem incluir efeitos prejudiciais sobre a fertilidade. Queixadas também apresentaram infecção por *Trypanosoma evansi* com consequentes anemia e provavelmente imunodepressão, tornando-os mais suscetíveis a infecções secundárias, efeito este mais pronunciado nos animais jovens infectados (Herrera *et al.*, 2008). **Espécies exóticas**: O javali (*Sus scrofa*) e o cruzamento de javali com porco monteiro, conhecido por java-porco, são uma potencial ameaça. **Alteração de habitat**: Perda de corpos de água causada pela perda de florestas ripárias no processo de desmatamento. **Alterações na legislação ambiental:** Definição de legislação no processo de desmatamento (mudanças no Código Florestal). Na **Caatinga:** Devido ao seu hábito de formar grandes grupos, as queixadas necessitam de áreas extensas e contínuas para obter recursos durante o ano. Por isso, a alteração, o desmatamento e/ou fragmentação do habitat são as principais ameaças para as populações de queixadas na caatinga, seguido pela caça. Essas ameaças podem ser detalhadas da seguinte maneira: **Implantação de parques eólicos**: além da abertura descontrolada de estradas para a instalação de torres de medição, os próprios parques eólicos estão sendo instalados sem estudos de impacto ambiental prévio e nas últimas regiões mais preservadas para a espécie no bioma. Estes empreendimentos são considerados de baixo impacto, porém são construídos um ao lado do outro na mesma área, causando um impacto sinérgico que atinge diversas espécies da fauna (C. B. Campos, com. pess., 2018). **Desmatamentos e/ou fragmentação**: Para produção de carvão, utilização da lenha para fogão e cercas, cultura de mamona e pinhão manso para biocombustível, ampliação das plantações de sisal, área para pastagem e roças; **Alteração do habitat**: Alterações do habitat devido à criação extensiva de caprinos, ovinos e bovino. **Conflito entre o homem e a fauna silvestre**: Atualmente as populações de queixadas ocupam regiões mais

preservadas da caatinga e consequentemente mais distantes de áreas agrícolas. Apesar disso, pequenos agricultores ainda sofrem prejuízos em suas lavouras quando essas estão mais afastadas das residências e nas rotas de deslocamento das queixadas. Esses encontros geram abates de queixadas por retaliações por parte dos agricultores. **Caça**: A caça excessiva tem resultado na extensa fragmentação das populações e na eliminação dos queixadas de grandes áreas de sua distribuição original. O hábito de consumir animais silvestres é antigo, vindo desde antes da colonização e, ainda hoje, é grande a importância social da fauna nativa nordestina. **Fogo**. **Mineração**. No **Cerrado: Fragmentação e destruição do habitat. Caça:** Caça por diversão, caça consequente de conflitos por conta de prejuízos a culturas agrícolas. No cerrado, a caça está ligada principalmente à retaliação dos proprietários rurais aos danos causados em suas propriedades por esta espécie, tal como observado por Jácomo (2004) no entorno do Parque Nacional das Emas. **Espécies exóticas:** Introdução do javali *Sus scrofa* (evidências no entorno do Parque Nacional do Caparaó, Ibiá, Unaí e na região do Triângulo Mineiro, Minas Gerais). **Doenças:** Potencial impacto de doenças infecciosas. **Fogo.** Além da Avaliação Nacional, foi realizado a avaliação biomática para essa espécie: **Pantanal: Quase ameaçada (NT)** O pantanal perdeu 14% de sua florestal natural nos últimos 15 anos (MapBiomas, 2016). Não é possível precisar as mudanças dessa taxa no futuro, mas é possível projetar um aumento na perda devido a mudanças no código florestal que restringem a área natural a ser protegida no Pantanal em 20%. Além disso, 95% do Pantanal está dentro de propriedades particulares, o que aumenta o risco de desmatamento no futuro. Desta forma, em 18 anos, ou três gerações, considerando o que já foi perdido e o que será perdido, 30% - ou mais - da extensão de ocorrência ou área de ocupação de *Tayassu pecari* no Pantanal poderá diminuir. Desta forma a espécie atinge um dos subcritérios para ser considerada VU pelo critério A4c, portanto sendo considerada NT. **Caatinga: Vulnerável (VU) A2cd** A Caatinga é considerada o limite extremo nordeste de distribuição da espécie. Apesar da porcentagem de desmatamento da caatinga ser de 2% no período de 2002 a 2008, as taxas para os municípios onde a presença da espécie é confirmada variam de 2 a 15% (MMA/IBAMA/PNUD, 2009). Considerando as ameaças destacadas, especialmente desmatamentos, alteração de habitat e caça, suspeita-se que a população sofreu uma redução de 30% nos últimos 18 anos (três gerações) e pode vir a sofrer redução na mesma porcentagem nos próximos 18 anos. **Cerrado: EM PERIGO (EN) A2cde** Nos últimos 18 anos, ou três gerações, a perda estimada de áreas naturais do Cerrado foi de 23%. Os queixadas só são encontrados em fragmentos maiores do que 20 km2, portanto estima-se que só utilizem 40% dos remanescentes de vegetação natural, ou o que corresponde a 50% do que sobrou do bioma (77%), portanto, podendo ser considerada uma perda populacional equivalente a 50%. Além disso, existe pressão de caça que estima-se que não deve diminuir nos próximos anos e acredita-se que os efeitos prejudiciais de agrotóxicos nas plantações de soja/milho deve aumentar, uma vez que existe um aumento nas áreas com este tipo de cultivo. Portanto nesse bioma a espécie é classificada como EN pelos critérios A2cde. **Amazônia: Menos preocupante (LC)** O bioma é uma área extensa, com populações saudáveis e viáveis, devendo-se ter atenção às áreas mais suscetíveis ao desmatamento e ocupação humana onde há evidências de extinções locais devido à pressão de caça. Coloca-se a preocupação de que a espécie pode vir a ser incluída em alguma categoria de ameaça no futuro, caso persistam as tendências atuais de perda de habitat e sobrecaça na Amazônia, considerando a grande susceptibilidade da espécie à caça. **Mata Atlântica: EM PERIGO (EN) C2b** Na Mata Atlântica, apenas duas sub populações de queixadas já estimadas têm mais de 250 indivíduos maduros, ainda assim totalizando menos de 1.500 indivíduos maduros. Há subpopulações que não foram consideradas nesta estimativa por serem isoladas, pequenas e estarem em áreas de forte pressão de caça, portanto, com alta probabilidade de extinção em curto prazo. Existem subpopulações, em áreas grandes, pouco estudadas ou com baixas densidades que também não foram incluídas no cálculo. Existe uma pressão continuada devido à caça e ao crescimento da malha viária, que isola as subpopulações de queixadas e a espécie está sujeita a flutuações populacionais extremas. Portanto a espécie é classificada como EN C2b.

Tipo de Ameaça	Referência Bibliográfica
2 - Agropecuária e Aquacultura 2.1 - Culturas anuais e perenes não-madeireiras	Fragoso 1997
Região: - Bioma - Amazônia	
2 - Agropecuária e Aquacultura 2.3 - Pecuária	Santos *et al.* 2004 Desbiez *et al.* 2009 Santos *et al.* 2002
8 - Espécies invasoras, problemáticas e doenças 8.1 - Espécies exóticas	
3 - Produção energética e mineração 3.2 - Mineração	
3 - Produção energética e mineração 3.3 - Energia renovável	Desbiez *et al.* 2009
4 - Transportes e serviços de transmissão 4.1 - Estradas e ferrovias	
5 - Uso de recursos biológicos 5.3 - Extração florestal	
7 - Modificações nos sistemas naturais 7.1 - Incêndios e supressão de incêndios	Mendes Pontes & Chivers 2002
5 - Uso de recursos biológicos 5.1 - Caça e captura de animais terrestres ou marinhos	Antunes *et al.* 2016 Peres 2000
7 - Modificações nos sistemas naturais 7.1 - Incêndios e supressão de incêndios 7.1.1 - Aumento da frequência/intensidade de incêndios	Mendes Pontes & Chivers 2002
5 - Uso de recursos biológicos 5.1 - Caça e captura de animais terrestres ou marinhos 5.1.2 - Efeitos indiretos (a espécie não é o alvo)	Peres 2000 Antunes *et al.* 2016
8 - Espécies invasoras, problemáticas e doenças 8.2 - Espécies domésticas 8.2.4 - Patógenos/parasitas	Paes 2009

Usos

Caça de subsistência e comercial (Abrahams *et al.*, 2017; L. H. da Silva, com. pess., 2017; H. C. M. Costa, com. pess., 2018). A queixada é uma das espécie mais apreciadas pelas populações indígenas e não indígenas da Amazônia, quase que invariavelmente responsável pela maior biomassa e número de indivíduos consumidos entre todas as espécies cinegéticas (Redford & Robinson, 1986; Peres, 2000, Keuroghlian *et al.*, 2018).

Tipo de Uso	Referência Bibliográfica
1 - Alimentação humana 1.1 - Caça de subsistência	Leonardo Henrique da Silva, com. pess., 2017 Hugo Costa, com. pess., 2017 Abrahams *et al.* 2017
1 - Alimentação humana 1.2 - Caça para comércio	Leonardo Henrique da Silva, com. pess., 2017 Hugo Costa, com. pess., 2017

Conservação

Histórico de Avaliação

Tipo	Ano	Abrangência	Categoria	Critério	Referência Bibliográfica
Nacional Brasil	2010		Vulnerável (VU)	A2abcde+3bcde	Keuroghlian 2012
Nacional Brasil	2018		Vulnerável (VU)	A4cd	
Estadual	1998	Rio de Janeiro	Em Perigo (EN)		Bergallo *et al.* 2000 Estado do Rio de Janeiro
Estadual	1998	Minas Gerais	Em Perigo (EN)		Machado *et al.* 1998
Estadual	2004	Paraná	Criticamente em Perigo (CR)		Mikich & Bérnils 2004
Estadual	2005	Espírito Santo	Em Perigo (EN)		Estado do Espírito Santo
Global	2008		Quase Ameaçada (NT)		Reyna-Hurtado 2008

Tipo	Ano	Abrangência	Categoria	Critério	Referência Bibliográfica
Estadual	2010	Paraná	Criticamente em Perigo (CR)		Estado do Paraná
Estadual	2010	São Paulo	Em Perigo (EN)		Estado de São Paulo
Estadual	2010	Minas Gerais	Criticamente em Perigo (CR)		Estado de Minas Gerais
Estadual	2011	Santa Catarina	Criticamente em Perigo (CR)		Estado de Santa Catarina
Global	2013		Vulnerável (VU)	A2bcde+3bcde	Keuroghlian & Fragoso 2013
Estadual	2014	Rio Grande do Sul	Criticamente em Perigo (CR)		Estado do Rio Grande do Sul
Estadual	2017	Bahia	Em Perigo (EN)		Cassano *et al.* 2017 Estado da Bahia
Estadual	2018	São Paulo	Em Perigo (EN)		Estado de São Paulo
Estadual	2022	Espírito Santo	Em Perigo (EN)		Estado do Espírito Santo

Presença em lista nacional oficial de espécies ameaçadas de extinção? Sim

Presença em Convenção

Convenção	Ano
Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção 2014	
Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção 2022	
CITES - Anexo II	1997

Ações de Conservação
Em 2018, foi elaborado o Plano de Ação dos Ungulados, contemplando as queixadas, além dos cervídeos ameaçados e a anta brasileira (Portaria nº 356/2019). **Recomendações para a conservação da espécie** Criação de Unidades de Conservação de Proteção Integral e implementação das Unidades de Conservação (UCs) já existentes e ampliação destas UCs já existentes de forma a criar grandes corredores. Tais medidas são necessárias em todos os biomas. Na Amazônia, principalmente em áreas de contínuo avanço do desmatamento (criação de gado, soja e grandes empreendimentos), onde o sistema de unidades de proteção

integral é ainda insuficiente para garantir a integridade da grande diversidade de ecossistemas existente; e na Caatinga, as prioridades são a união e ampliação do Parque Nacional do Boqueirão da Onça, do Parques Nacionais da Serra da Capivara e da Serra das Confusões e a criação do Parque Nacional da Serra Vermelha. As áreas apontadas estão entre as poucas onde o queixada ainda ocorre neste bioma (C. B. Campos, com. pess., 2018). A implementação das UCs já existentes, na forma de infra-estrutura e fiscalização, também é essencial em todos os biomas. Na Amazônia, são necessários o fortalecimento do quadro de funcionários e a instalação de infra-estrutura adequada para ações de fiscalização e de execução do plano de manejo. As maiores áreas contínuas de Mata Atlântica, essenciais para a conservação dos queixadas, bem como de outras espécies de mamíferos que usam grandes áreas, localizam-se atualmente no corredor da Serra do Mar, dos Estados de Santa Catarina ao Rio de Janeiro, e na Mata Atlântica do Interior (Ribeiro *et al.,* 2009). Entretanto, com exceção de algumas porções do Parque Estadual da Serra do Mar, queixadas são raros ou estão extintos na maior parte das UCs tanto da Serra do Mar quanto do interior. Embora a fragmentação e degradação dos habitats seja um fator importante no declínio populacional dos queixadas, o que determina a raridade ou extinção local desta espécie nestas grandes áreas protegidas é a caça. **Assim, coibir a caça através da fiscalização efetiva e outras medidas nestas UCs e seu entorno seria a principal ação para a conservação do queixada.** Uma vez cessada a caça, sendo o queixada uma espécie que realiza grandes movimentos, as populações ainda existentes podem ser suficientes para repovoar as áreas onde a espécie se extinguiu. Mesmo que em alguns locais seja necessária a reintrodução do queixada, tal medida é inútil enquanto persistir a caça à espécie (Azevedo & Conforti, 2008). Na Caatinga, uma das prioridades é o incentivo e fomento para a implantação de projetos sociais sustentáveis para geração de renda para os moradores das áreas rurais. Estes projetos podem contribuir para a redução da caça e uso indevido do solo. Em unidades de conservação de uso sustentável, que compõem a maior área de UCs na Amazônia, é necessário o estabelecimento de Planos de Utilização para que as atividades de caça não alterem a viabilidade populacional da espécie. Recuperar áreas degradadas de forma a promover a conectividade entre áreas isoladas por meio de corredores ecológicos. Estes corredores podem consistir na vegetação das áreas ripárias (Biondo *et al.,* 2011). Efetivar programas de monitoramento, prevenção e combate a incêndios nas UCs e áreas de entorno. Revisão da política dos projetos de assentamento, visto que da forma como é feita na atualidade (por exemplo nos estados de MT, RO, RR) tem causado degradação do habitat, fragmentação e desmatamento que, aliados à caça intensiva, causam extinções locais, principalmente das espécies cinegéticas. Como alternativas aos já existentes sugere-se que sejam investidos recursos na capacitação das comunidades locais para geração de renda de modo a permitir o uso sustentável dos recursos naturais. Ações cruciais para a manutenção da renda ao longo de todo o ano, e possibilidade de geração de lucro, são principalmente (1) a criação ou reativação das cooperativas locais dos assentamentos. As cooperativas são a forma de garantir escoamento da produção e geração de renda. Em seguida, (2) manutenção das estradas, cursos de capacitação para uso sustentável da terra, e dos recursos da floresta, como por exemplo, criação de peixe (o mais solicitado) e outros animais. (3) os colonos se ressentem de não terem suporte financeiro do governo local para poderem implementar suas técnicas agrícolas ou pecuárias. (4) Educação ambiental nas escolas locais sobre a conscientização em relação ao uso sustentável dos recursos da floresta. A conservação das florestas de reservas legais particulares é fundamental para a preservação do queixada e de outras espécies de mamíferos do Pantanal (Desbiez *et al.*, 2009). Pesquisas em manejo de pastos nativos, melhorias no sistema de manejo de gado, manejo do fogo e aumento da geração de renda através de turismo ecológico são necessárias para que se integre a criação de gado dentro dos processos naturais do Pantanal, preservando a diversidade de habitats do bioma e respeitando suas limitações (Desbiez *et al.,* 2009; Eaton *et al*., 2015). Melhorar fiscalização de caça em áreas de Unidades de Conservação, especialmente na Mata Atlântica. Em unidades de conservação de Uso Sustentável na Amazônia é necessário o estabelecimento de Acordos de Caça em estreita parceria com as comunidades locais, as atividades de caça não alterem a viabilidade populacional da espécie. Implementação do monitoramento participativo do consumo de caça em unidades

de conservação de Uso Sustentável na Amazônia como forma de avaliar os efeitos da caça sobre as populações locais de queixada e garantir a persistência da espécie. Precisamos de um programa de educação ambiental de nível nacional para alertar os caçadores de javali a diferença entre Suidae e Taiassuidae, pois evidencias de matança de queixadas por caçadores achando que é javali está crescendo absurdamente.

Ação	Situação	Referência Bibliográfica
Plano de Ação Nacional (PAN)	Em Implementação	
Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ungulados		
Plano de Ação Nacional (PAN)	Em Implementação	
Meios de subsistência, economia e outros incentivos	Necessária	
Implementação de áreas protegidas	Necessária	
Criação de áreas protegidas	Necessária	

Presença em UC

UC	Referência Bibliográfica
APA Cavernas do Peruaçu	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012
APA do Boqueirao da Onça	Paula *et al.* 2011 C.B. Campos, com. pess., 2018, com. pess.
APA Guaraqueçaba	Tetto 2019
APA Guaraqueçaba	Costa 2016 Costa 2016 Costa 2018 Costa 2018
APA Ilhas E Várzeas do Rio Paraná	Keuroghlian 2012
APA Ilhas E Várzeas do Rio Paraná	Keuroghlian 2012
APA Meandros do Rio Araguaia	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012
APA Planalto Central	Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
APA Serra da Mantiqueira	Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019
ESEC Cuniã	
ESEC da Serra das Araras	Keuroghlian 2012
ESEC da Terra do Meio	Carlos & Ronaldo 1970 Beisiegel 2008 Beisiegel 1970
ESEC de Taiamã	Keuroghlian 2012
ESEC de Uruçuí-una	Keuroghlian 2012
ESEC Iquê	Keuroghlian 2012
ESEC Serra Geral do Tocantins	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012
Flona Altamira	Keuroghlian 2012
Flona Amapá	Norris 2016
Flona Caxiuanã	
Flona do Tapajós	Nunes 1969 Nunes 2013 Fonseca 1969 Fonseca 2010 Fonseca 2010 Nunes 2013
Flona Jamari	Keuroghlian 2012
Flona Jamari	Beisiegel 2011 Beisiegel 1970
Flona Saracá-taquera	Nunes 2013 Nunes 1970 Nunes 2013
Flona Saracá-taquera	
Flona Tefé	

UC	Referência Bibliográfica
Flona Trairão	Ravetta 2008 Ravetta 2008 Ravetta 2009 Ravetta 2009 Ravetta 2008 Ravetta 2009 Ravetta 2009 Ravetta 2008 Ravetta 2008 Ravetta 2008
PARNA Amazônia	Ravetta 2007 Ravetta 2007
PARNA Anavilhanas	Tardio 2008
PARNA Araguaia	Keuroghlian 2012
PARNA Campos Amazônicos	Magnusson 2016
PARNA Cavernas do Peruaçu	Keuroghlian 2012
PARNA da Chapada dos Guimarães	Keuroghlian 2012
PARNA das Emas	Keuroghlian 2012
PARNA das Emas	Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2019 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017 Endo 2017
PARNA da Serra da Bodoquena	Keuroghlian 2012
PARNA da Serra da Capivara	Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
PARNA da Serra das Confusões	Keuroghlian 2012
PARNA da Serra do Itajaí	Keuroghlian 2012
PARNA da Serra do Itajaí	Almeida 1969 Almeida 2016 Almeida 2017 Almeida 2017 Almeida 2017 Almeida 2014
PARNA da Serra do Itajaí	Almeida 2020 Almeida 2018
PARNA das Sempre-vivas	Keuroghlian 2012
PARNA de Brasília	Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
PARNA de Brasília	Carvalho 2015 Carvalho 2015 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Cavalcanti 2019 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2015 Carvalho 2016 Carvalho 2015 Carvalho 2015
PARNA de Brasília	Camargo 2019
PARNA de Ilha Grande	Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
PARNA de Itatiaia	Aximoff 2009 Aximoff 1969 Aximoff 2009
PARNA de Itatiaia	Keuroghlian 2012
PARNA de Itatiaia	
PARNA do Caparaó	Kaizer 2016 Kaizer 2016 Kaizer 2018 Kaizer 2016 Kaizer 2016 Kaizer 2016
PARNA do Caparaó	
PARNA do Descobrimento	Keuroghlian 2012
PARNA do Descobrimento	Drummond 2009 Drummond 2009 Silva 2019 Drummond 1969
PARNA do Jamanxim	Keuroghlian 2012
PARNA do Pau Brasil	Drummond 2009 Drummond 1969 Drummond 2009
PARNA Grande Sertão Veredas	Ferreira 2017 Ferreira 2017 Ferreira 2017 Ferreira 2017 Ferreira 2017 Ferreira 2017
PARNA Grande Sertão Veredas	
PARNA Grande Sertão Veredas	Keuroghlian 2012
PARNA Guaricana	Keuroghlian 2012
PARNA Guaricana	Costa 2016 Mazzolli 2010 Mazzolli 1970 Mazzolli 2010

UC	Referência Bibliográfica
PARNA Iguaçu	Suzin 2019
PARNA Iguaçu	Keuroghlian 2012
PARNA Jaú	Iwanaga 2007 Iwanaga 1970
PARNA Jaú	
PARNA Juruena	Keuroghlian 2012
PARNA Mapinguari	Magnusson 2016
PARNA Mapinguari	
PARNA Montanhas do Tumucumaque	Keuroghlian 2012
PARNA Nascentes do Lago Jari	Venticinque 1969 Venticinque 2010
PARNA Nascentes do Lago Jari	
PARNA Nascentes do Rio Parnaíba	Keuroghlian 2012
PARNA Pico da Neblina	
PARNA Saint-hilaire/Lange	Keuroghlian 2012
PARNA Serra da Cutia	
PARNA Serra da Mocidade	Leite 2016
PARNA Serra do Pardo	Keuroghlian 2012
PARNA Serra do Pardo	Paula 1969 Paula 1969 Paula 2010 Paula 2010 Paula 1969 Paula 1969 Paula 2010 Paula 2010
Rebio Bom Jesus	Costa 2016
Rebio da Mata Escura	Keuroghlian 2012
Rebio de Sooretama	Mazzolli 2012 Mazzolli 1970 Mazzolli 2012 Gatti 2017
Rebio de Sooretama	Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
Rebio do Córrego do Veado	Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019 Gatti 2019
Rebio do Córrego do Veado	
Rebio do Córrego do Veado	A. Gatti. com. pess. 2018, com. pess. A. Gatti. com. pess. 2018, com. pess. Gatti 1969 Gatti 2011
Rebio do Guaporé	Rocha 2020
Rebio do Gurupi	Raíces 1969 Junior 1969 Junior 2015 Junior 1969 Raíces 2011 Raices 2011 Junior 2015 Junior 1969 Junior 1969 Mendonca 2019 Junior 2015 Junior 2015 Junior 2015 Junior 1969
Rebio do Gurupi	
Rebio do Lago Piratuba	Keuroghlian 2012
Rebio Perobas	Canuto 1970 Canuto 2012
Rebio Tapirapé	Silva 2018

UC	Referência Bibliográfica
Rebio Tapirapé	Silva 2016 Silva 2017
Rebio Uatumã	
Resex Arapixi	Sampaio 2018
Resex Baixo Juruá	Keuroghlian 2012
Resex Cazumbá-iracema	Sampaio 2018
Resex Chico Mendes	Avino 2019
Resex do Corumbau	Silva 2019
Resex Médio Juruá	Hugo C.M. Costa 2013 Costa 1970 Costa 2013
Resex Médio Juruá	
Resex Médio Purus	Sampaio 2018
Resex Rio Xingu	
Resex Riozinho da Liberdade	Sampaio 2018
Resex Tapajós-arapiuns	
Revis das Veredas do Oeste Baiano	Keuroghlian 2012
APA Campos do Jordão	Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019
APA Marinha do Litoral Sul	Jorge 1970 Jorge 2012 Jorge 1969 Jorge 2012
APA Sapucaí Mirim	Almeida 2019
APA Serra do Mar	Keuroghlian 2012
APA Tietê	
Área de Proteção Ambiental Cochá E Gibão	Keuroghlian 2012
Área de Proteção Ambiental da Chapada dos Guimarães	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
Área de Proteção Ambiental das Cabeceiras do Rio Cuiabá	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012
Área de Proteção Ambiental do Arquipélago do Marajó	
Área de Proteção Ambiental do Lago de Tucurui	
Área de Proteção Ambiental Estadual de Guaratuba	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012
Área de Proteção Ambiental Estadual de Guaratuba	Mazzolli 1970 Mazzolli 2010 Mazzolli 2010 Costa 2016
Área de Proteção Ambiental Lago de Sobradinho	Keuroghlian 2012
Área de Proteção Ambiental Serra da Vargem Alegre	
Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu	Keuroghlian 2012
Área de Relevante Interesse Ecológico Japiim Pentecoste	Keuroghlian 2012
Estação Ecológica de Acauã	
Estação Ecológica de Águas Emendadas	Keuroghlian 2012
Estação Ecológica dos Caetetus	Nardi 2018 Nardi 2018 Nardi 2018
Estação Ecológica dos Caetetus	Keuroghlian 2012
Estação Ecológica Jataí	Keuroghlian 2012
Estação Ecológica Samuel	
Floresta Estadual do Paru	
Parque Estadual Águas do Cuiabá	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Carlos Botelho	Magioli 2017 Ferraz 2016 Ferraz 2017 Magioli 1969 Ferraz 2015 Magioli 2015 Beisiegel 2014 Ferraz 2016 Beisiegel 1970
Parque Estadual Carlos Botelho	

UC	Referência Bibliográfica
Parque Estadual Cristalino	Keuroghlian 2012
Parque Estadual da Ilha do Cardoso	Jorge 2016 Jorge 2012 Rodrigues 2011 Jorge 2016 Nardi 2018 Jorge 2012 Rodrigues 2011 Rodrigues 2012 Rodrigues 1969 Jorge 2013 Jorge 2016 Jorge 2016 Jorge 2016 Rodrigues 2012 Jorge 2016 Jorge 2016 Jorge 2014 Jorge 2013 Jorge 2013 Rodrigues 2012 Jorge 2016 Rodrigues 2012 Jorge 2013 Jorge 2014

UC	Referência Bibliográfica
Parque Estadual da Serra do Mar	Jorge 1969 Nardi 2018 Ferraz 2014 Ferraz 2016 Jorge 2012 Maciel 1970 Magioli 2015 Jorge 2012 Ferraz 2015 Maciel 2016 Magioli 2014 Maciel 2015 Nardi 2018 Magioli 2016 Almeida 2017 Magioli 2016 Ferraz 2016 Ferraz 2016 Magioli 1970
Parque Estadual da Serra do Mar	Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2020
Parque Estadual da Serra do Tabuleiro	Keuroghlian 2012
Parque Estadual da Serra Dourada	Keuroghlian 2012
Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari	Keuroghlian 2012
Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema	Keuroghlian 2012
Parque Estadual de Campos do Jordão	Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019 Almeida 2019
Parque Estadual de Guajará-mirim	
Parque Estadual do Cantão	Keuroghlian 2012
Parque Estadual do Jalapão	Keuroghlian 2012 Keuroghlian 2012

UC	Referência Bibliográfica
Parque Estadual do Lajeado	Keuroghlian 2012
Parque Estadual do Morro do Chapéu	Keuroghlian 2012
Parque Estadual do Pantanal do Rio Negro	Keuroghlian 2012
Parque Estadual do Rio Doce	Keuroghlian 2012
Parque Estadual dos Pirineus	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Igarapés do Juruena	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Restinga de Bertioga	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Serra Ricardo Franco	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Serra Santa Bárbara	Keuroghlian 2012
Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira	Ferraz 2019
Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira	
Parque Estadual Veredas do Peruaçu	Keuroghlian 2012
Reserva Biológica Rio Ouro Preto	
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã	Keuroghlian 2012
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã	Amaral 1969 Amaral 2017 Amaral 2017 Amaral 2012 Amaral 2015 Amaral 2012 Amaral 2015 Melo 2015 Amaral 1969 Amaral 2015 Amaral 2012 Amaral 2012 Amaral 2007 Amaral 2015 Amaral 2012 Amaral 2007 Amaral 1970 Amaral 2012 Amaral 2007
Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Juma	

UC	Referência Bibliográfica
Reserva de Desenvolvimento Sustentavel do Rio Madeira	
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Igapó-açu	
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá	Amaral 2015 Amaral 2015
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu Purus	
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uacarí	
Cristalino Iii	
Peugeot-onf-brasil	
Recanto das Antas	A. Gatti. com. pess. 2018, com. pess.
RPPN Estância Caiman	Keuroghlian 2012
RPPN Estância Caiman	Morato 2016 Morato 1969 Morato 2016 Morato 2015
RPPN Estância Ecológica Sesc - Pantanal	Keuroghlian 2012
RPPN Fazenda Figueira	Tetto 2019
RPPN Fazendinha	Biondo 1970 Biondo 2008 Biondo 2009 Biondo 2008 Biondo 2008 Biondo 1970 Biondo 2008 Biondo 1970 Biondo 2008 Biondo 2010 Biondo 2008 Biondo 2009 Biondo 2008
Alto Rio Negro	
Enawenê-nawê	Keuroghlian 2012
Inawebohona	Keuroghlian 2012
Kayapó	
Parakanã	

UC	Referência Bibliográfica
Paumari do Cuniua	
Paumari do Lago Manissuã	
Paumari do Lago Paricá	
Perigara	Keuroghlian 2012
Pimentel Barbosa	
Rio Negro Ocaia	
Tenondé Porã	Almeida 2017
Yanomami	
Yanomami	
Zoró	Oliveira 2011 Oliveira 1969 Oliveira 2011

Pesquisa

Pesquisas existentes Projeto Queixada no Pantanal, Cerrado e Bodoquena. Responsáveis: A. Keuroghlian, Maria L. Jorge, Julia Oshima, J. Bradham, Miltinho Ribeiro, C.Biondo, Marcelo S. Nardi, Mozart Savio, M. Galetti. Projeto Queixada nas Unidades de Conservação da Mata Atlântica de São Paulo. Responsáveis: Mauro Galetti e equipe da UNESP Rio Claro; Maria L. Jorge, Alexine Keuroghlian, C. Biondo. Avaliação da estrutura genética e populacional intra e entre biomas. Responsáveis: Cibele Biondo, Danilo Aqueu Rufo e Alexine Keuroghlian. O Projeto Médio Juruá (projetomediojurua.org) busca avaliar o uso de recursos naturais não-madeireiros por populações amazônicas tradicionais dentro e fora de Reservas Extrativistas e de Uso Sustentável. Responsáveis: Carlos Peres, Hugo C. M. Costa e equipe. Hugo Costa e André Antunes: Efeito de caça, ecologia e flutações populacionais de queixadas na Amazônia. Projeto Conservação e manejo de mamíferos ameaçados de extinção em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica, realizado no estado do Espírito Santo. Responsáveis: Sérgio Lucena Mendes, Andressa Gatti, Cibele Biondo, Alexine Keuroghlian, Danielle de Oliveira Moreira, Paula Modenesi Ferreira, Jardel Brandão Seibert e Gabriela Schmaedecke. Analisando o padrão de fragmentação do habitat dessas espécies, seus modos de movimentação no ambiente e suas características genéticas, pretende-se contribuir para a busca de soluções para a proteção dessas espécies, que possam ser replicadas em outras áreas. Projeto Conservação de Ungulados na Mata Atlântica, realizado no estado do Espírito Santo. Responsáveis: Sérgio Lucena Mendes, Andressa Gatti, Cibele Biondo, Alexine Keuroghlian, Gabriela Schmaedecke, Danielle de Oliveira Moreira. Envolve atividades relacionadas à ecologia, genética e conservação de antas, catetos e queixadas. **Pesquisas necessárias** É necessário investigar os papéis da fauna nativa do Pantanal e das criações domésticas na transmissão e manutenção de *Leptospira* no ambiente. Também é necessário investigar os impactos da prevalência de *Leptospira* spp. na reprodução e na dinâmica populacional de *Tayassu pecari* (Freitas *et al.*, 2010). O conhecimento sobre a ecologia dos queixadas na Caatinga é nulo. Projetos de pesquisa enfocando a ecologia e demografia dos queixadas nas áreas de ocorrência confirmada e inventariando sua presença em outras grandes áreas de Caatinga são prioritários. Na Amazônia, é necessário implantar o monitoramento das

populações da espécie em áreas de concessão florestal, grandes empreendimentos, uso intensivo e assentamentos. Incentivar pesquisas sobre ecologia e distribuição da espécie visando subsidiar seu uso sustentável a longo prazo. Pesquisas ecológicas básicas em todas as temáticas em regiões de várzea Amazônica.

Tema	Situação	Referência Bibliográfica
Ecologia	Em Andamento	
Ecologia	Necessária	
Estudo populacional	Necessária	
Genética	Em Andamento	
Impactos de ameaças	Necessária	
Monitoramento populacional	Necessária	

Validadores
Anthony Brome Rylands, Priscilla Prudente Do Amaral

Como citar
Keuroghlian, A.; Beisiegel, B.M.; Antunes, A.; Gatti, A.; Pontes, A.R.M.; Beisiegel, B.M.; Costa, H.C.M.; Jorge, M.L.S.P.; Landis, M.; Mauro Galleti. 2023. *Tayassu pecari* (Link, 1795). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Disponível em: https://salve.icmbio.gov.br - Acesso em: 22 de out. de 2023.

Referências Bibliográficas

Abrahams, M.I.; Peres, C.A. & Costa, H.C.M. 2017. Measuring local depletion of terrestrial game vertebrates by central-place hunters in rural Amazonia. **PLoS ONE**, 12.10: p.e0186653.

Aguiar, L.M. Ludwig, G. Svoboda, W.K. Hilst, C.L.S. Navarro, I.T. & Passos, F. P., 2007. Occurrence, local extinction and conservation of Primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. Revista Brasileira de Zoologia, 24 (4): p.898--906.

Altrichter, M.; Carrillo, E.; Sáenz, J. & Fuller, T. 2001. White-lipped peccary (Tayassu pecari, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. **Biología Tropical**, 49: p.1183-1192.

Altrichter, M.; Taber, A.; Beck, H.; Reyna-Hurtado, R.; Lizarraga, L.; Keuroghlian, A. & Sanderson, E.W. 2012. A report of range-wide declines for a key Neotropical ecosystem architect, the white-lipped peccary. **Orxy**, 1: p.87-98.

Alvard, M. 1995. Shotguns and sustainable hunting in the Neotropics. **Oryx**, 29 (1):

Andriguetto-Filho, J.M.; Krüger, A.C. & Lange, M.B.R 1998. Caça, biodiversidade e gestão ambiental na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Biotemas**, 11 (2): p.133-156.

Antunes, A.P.; Fewster, R.M.; Venticinque E.M.; Peres C.A.; Levi T.; Rohe F. & Shepard, G.H. 2016. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. **Sci. Adv.**, 2:

Antunes, A.Z. & Eston, M.R. de. 2009. Mamíferos (Chordata: Mammalia) florestais de médio e grande porte registrados em Barreiro Rico, Anhembi, Estado de São Paulo.. **Revista do Instituto Florestal**, 21 (2): p.201-215.

Azevedo, F.C.C. & Conforti, V.C. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. **Mammalia**, 72: p.82--88.

Bachand, M. Trudel, O.C. Ansseau, C. & Almeida-Cortez, J., 2009. Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Biociências, 7 (2): p.188--194.

Beck, H.; Keuroghlian., A.; Reyna-Hurtado, R.; Altrichter, M. & Gongora, J.R. 2017. White-lipped Peccary Tayassu pecari Link, 1795. p.265-276. *In*: Melletti M. & Meijaard E.. **Conservation and Management of Wild Pigs and Peccaries**. Cambridge University Press.

Beck, H.; Snodgrass, J.W. & Thebpanya, P. 2013. Long-term exclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. **Biological Conservation**, 163: p.115-121.

Beck, H.; Thebpanya, P. & Filiaggi, M. 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans?. **Journal of Tropical Ecology**, 26 (4): p.407-414.

Beisiegel, B.M Nakano-Oliveira, E. Jorge, M.L.S.P, 2014. Are white-lipped pecaries back in the Paranapiacaba Forest, São Paulo, Brazil?. Suiform Soudings, 12 (2): p.29-34.

Beisiegel, B.M. & Oliveira, E.N.C. 2010. Mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR. Relatório Técnico, Plano de Manejo do PETAR.

Beisiegel, B.M. 2006. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. **Biota Neotropica**, 6 (1): p.1-16.

Benchimol, M. & Peres, C.A. 2015. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. **Biological Conservation**, 187: p.61-72.

Bergallo, H.G.; Rocha, C.F.D.; Alves, M.A.S. & Van Sluys, M. 2000. **A Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro. 1ª ed**. p.168. Editora Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) Rio de Janeiro.

Bernardo, C.S.S. 2004. **Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP. Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba/SP. p.152.

Biondo, C. Keuroghlian, A. Gongora, J. Miyaki, C. 2011. Population genetic structure and dispersal in the white-lipped peccaries (Tayassu pecari) from the Brazilian Pantanal. **Journal of Mammalogy**, 92 (2): p.267-274.

Bodmer, R.; Fang, T.; Miguel Antunez, M.; Puertas, P.; Chota, K.; Pittet, M.; Kirkland, M.; Walkey, M.; Claudia Rios, C.; Perez-Peña, P.; Mayor, P.; Zegarra, J. & Docherty, E. 2017. Impact of recent climate fluctuations on biodiversity and people in flooded forests of the Peruvian Amazon. p.81-91. *In*: Rodríguez & Anderson. **The Lima Declaration on Biodiversity and Climate Change: Contributions from Science to Policy for Sustainable Development**. Secretariat of the Convention on Biological Diversity Montreal.

Bodmer, R.E. 1991. Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates. **Oecologia**, 85: p.361--365.

Borges, A.B.T. 2004. Uso de hábitat por uma população de antas (Tapirus terretris – Mammalia, Perissodactyla) no núcleo de Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro – Santa Catarina, Brasil.

Bradham, J.; Jorge, M.L.S.P.; Pedrosa, F.; Keuroghlian, A.; Costa, V.E.; Berce, W. & Galetti, M. 2019. Spatial isotopic dietary plasticity of a Neotropical forest ungulate: the white-lipped peccary (Tayassu pecari). **Journal of Mammalogy**, 100 (2): p.464–474.

Brocado, C.R. Silva, M.X. Delgado, L.E.S. Galetti, M., 2016. White-lipped peccaries are recorded at Iguaçu National Park after 20 years.. Mammalia, p.1-4.

Carlos, & Ronaldo, M.E.J., 1970. Monitoramento da Biodiversidade em Unidades de Conservação Federais

Cassano, C.R.; Almeida-Rocha, J.M.; Alvarez, M.R.; Steiner, C.; Bernardo, S.; Bianconi, G.V.; Campiolo, S.; Campos, C.B.; Danilewicz, D.; Falcão, F.D.C.; García, F.V.; Andrés, G.; Giné, F.; Guidorizzi, C.E.; Jerusalinsky, L. & Le, Y. 2017. Primeira Avaliação do Status de Conservação dos Mamíferos do Estado da Bahia, Brasil. **Oecologia Australis**, 21 (2): p.156–170.

Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, 89: p.71--82.

Chiarello, A.G. 2000. Density and population size of Mammals in remnant of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, 14 (2): p.1649-1657.

Cullen Jr., L. 1997. **Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, São Paulo, Brazil**. Dissertação de Mestrado. Dissertação (Mestrado), University of Florida, Gainesville, Florida.

Cullen Jr., L.; Bodmer, R.E. & Valladares-Padua, C.B. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, 35 (2): p.137--144.

Cullen, L.; Bodmer, R.E. & Valladares-Padua, C.B. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. **Biological Conservation**, 95: p.49-56.

Cunha, A.A., 2007. Alterações na composição da comunidade e o status de conservação dos mamíferos de médio e grande porte da Serra dos órgãos. p.211--224. *In*:Cronemberger. Ciência e conservação na Serra dos órgãos, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; Ibama

Cáceres, N.C.; Bornschein, M.R.; Lopes, W.H. & Percequillo, A.R. 2007. Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24 (2): p.426-435.

Da Silva Jr., A.P. & Pontes, A.R.M. 2008. The effect of a mega-fragmentation process on large mammal assemblages in the highly-threatened Pernambuco Endemism Centre, north-eastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, 17 (6): p.1455-1464.

Denes, F. 2006. **Caracterização da pressão antrópica no Parque Nacional Saint Hilaire/Lange (Litoral do Paraná)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. p.120.

Desbiez, A.; Donatti, C. I.; Marques, R. M.; Keuroghlian, A.; Tomas, W. M.; Galetti, M.; Santos, S. A. & Bodmer, R. E., 2004. Uso de Habitat e Densidades Populacionais de Queixadas, Catetos e Porcos-Monteiros em duas Áreas do Pantanal Brasileiro. *In*:VI Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamerica.*In*: VI Congresso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamerica, Iquitos. (Resumo)

Desbiez, A.L.J.; Bodmer, R.E. & Santos, S.A. 2009. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, 1: p.11-20.

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): p.372-378.

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: p.119-128.

Ditt, E.H. 2002. **Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema**. Annablume Editora, IPê, IIEB São Paulo, SP.

Eaton, D.P.; Keuroghlian, A.; Santos, M.C A.; Desbiez, A. L.J. & Sada, D.W. 2016. 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: p.29-39.

Endo, W.; Peres, C.A. & Haugaasen, T. 2016. Flood pulse dynamics affects exploitation of both aquatic and terrestrial prey by Amazonian floodplain settlements. **Biological Conservation**, 201:

Estado da Bahia 15/08/2017. Portaria nº. 37: Torna pública a Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. Disponível em: http://www.ceama.mp.ba.gov.br/biblioteca-virtual-ceama/doc_view/3977-portaria-n-37-de-15-de-agosto-de-2017.html. Acessado em: 08/05/2019.

Estado de Minas Gerais 30/04/2010. Deliberação Normativa COPAM nº 147, de 30 de abril de 2010: Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192. Acessado em: 22/07/2022.

Estado de Santa Catarina 06/12/2011. Resolução Consema No 002/2011: Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado de Santa Catarina. p.02–08. Disponível em: https://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/2011/2462-resolucao-consema-02-2011/file. Acessado em: 22/07/2022.

Estado de São Paulo 21/07/2010. Decreto Estadual nº 56.031 de 20 de julho de 2010. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas, as Quase Ameaçadas, as Colapsadas, as Sobrexplotadas, as Ameaçadas de Sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. p.6. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/159961.

Estado de São Paulo 27/11/2018. Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018: Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html. Acessado em: 22/07/2022.

Estado do Espírito Santo 13/06/2005. Decreto nº 1499-R. Declara as espécies da Fauna e Flora silvestres ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo, e dá outras providências. p.37. Acessado em: 16/06/2005.

Estado do Espírito Santo 25/11/2022. Decreto nº 5237-R, de 25 de novembro 2022. Declara as espécies de fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espirito Santo e dá outras providências. p.13.

Estado do Paraná, 2010 01/06/2010. Decreto Nº 7264/2010: Reconhece e atualiza Lista de Espécies de Mamíferos pertencentes à Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná e dá outras providências, atendendo o Decreto Nº 3.148, de 2004. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibirImpressao&codAto=56582.

Estado do Rio Grande do Sul 09/09/2014. Decreto n.º 51.797, de 8 de setembro de 2014. Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/DEC 51.797.pdf.

Estado do Rio de Janeiro 05/06/1998. Portaria SEMA RJ nº 1: Lista da Fauna Ameaçada de Extinção no Estado - Rio de Janeiro. Disponível em: https://www.dropbox.com/s/tmouwd5v7cibbu7/Portaria Sema 001-1990 - Doerj.pdf?dl=0. Acessado em: 17/08/2022.

Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, 1 (1): p.113-123.

Fonseca, M.T. 2003. **Considerações sobre a Mastofauna do Parque Estadual do Rio Doce**. Relatório Técnico

Forsberg, B. R.; Melack, J. M.; Dunne, T.; Barthem, R. B.; Goulding, M.; Paiva, R. C. & Weisser, S. 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. **PloS one**, 12 (8):

Fragoso, J. M. V. 1994. **Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest**. Tese de Doutorado. University of Florida. Gainesville.

Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: Scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. **Journal of Ecology**, 85: p.519--529.

Fragoso, J.M.V. 1998. Home range and movement patterns of white lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, 30: p.458--469.

Fragoso, J.M.V. 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. **Journal of Mammalogy**, 80: p.993--1003.

Fragoso, J.M.V. 2004. A long-term study of White-lipped peccary (Tayassu pecari) population fluctuations in northern Amazonia: Anthropogenic vs. “natural” causes. p.286-296. *In*: Silvius *et al.*. **People and nature:**

wildlife conservation in South and Central America.Columbia Univerity. New York.

Fragoso, J.M.V. 2004. A long-term study of white-lipped peccary (Tayassu pecari) population fluctuation in Northern Amazonia. p.286-296. *In*: Silvius *et al.*. **People in Nature, Wildlife Conservation in South and Central America**. Columbia University Press New York, NY.

Françoso, R.D.; Brandão, R.; Nogueira, C.R, Salmona, Y.B.; Machado, R.B. & Colli, G.R., 2015. Habitat loss and the effectiveness of protectedareas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. Natureza & Conservação, 13: p.35-40.

Freitas, T.P.T. Keuroghlian, A. Eaton, D.P. de Freitas, E.B. Figueiredo, A. Nakazato, L. de Oliveira, J.M. Miranda, F. Paes, R.C.S. Monteiro, L.A.R.C. Lima, J.V.B. Neto, A.A.C. Dutra, V. & de 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: p.1695--1703.

Galetti, M. Giacomini, H.C. Buenos, R.S. Bernardo, C.S.S. Marques, R.M. Bovendorp, R.S. Steffler, C.E. Rubim, P. Gobbo, S.K. Donatti, C.I. Begotti, R.A. Meirelles, F. Nobre, R.D.A. Chiarello, A.G. & Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, 142: p.1229--1241.

Galetti, M.; Bovendorp, R.S. & Guevara, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, 3: p.824-830.

Galetti, M.; Camargo, H.; Siqueira, T.; Keuroghlian, A.; Donatti, C.I.; Jorge, M.L.S.P.; Pedrosa, F.; Kanda, C.Z. & Ribeiro, M.C. 2015. Diet Overlap and Foraging Activity between Feral Pigs and Native Peccaries in the Pantanal. **PLoS ONE**, 10 (11): p.e0141459.

Garbino, G.S.T.; Rezende, G.C.; Fernandes–Ferreira, H. & Feijó, A. 2018. Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Biodiversity and Conservation**, 41 (1): p.175-184.

Geise, L.; Pereira, L.G.; Bossi, D.E.P. & Bergallo, H.G. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 64: p.599-612.

Gottdenker, N. & Bodmer, R. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon. **Journal of Zoology**, 245: p.423-430.

Herrera, H.M.; Abreu, U.G.P.; Keuroghlian , A.; Freitas, T.P. & Jansen, A. 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. **Parisitology Research**, 103 (3): p.619-624.

Hofmann, G. S.; Coelho, I. P.; Bastazini, V. A. G.; Cordeiro, J. L. P. & de 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): p.421-433.

ICMBio 25/07/2019. Portaria nº 356. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ungulados - PAN Ungulados, contemplando sete táxons ameaçados de extinção, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, espécies contempladas, prazo de execução, formas de implementação, supervisão, revisão e institui o Grupo de Assessoramento Técnico..

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: p.49-57.

Jorge, M.L.S.P., Keuroghlian, A. Bradham, J., Oshima, J., Ribeiro, M.C. 2019. White-lipped peccary movement and range in agricultural lands of Central Brazil. p.39-55. *In*: Reyna & Chapman. **Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals**. Springer

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. Brasília. p.120.

Jácomo, A.T.A.; Furtado, M.M. & Kashivakura, C.K. 2013. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. **Journal of Mammalogy**, 94: p.137–145.

Kasper, C.B.; Mazim, F.D.; Soares, J.B.G.; Oliveira, T.G. & Fabian, M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24 (4): p.1087--1100.

Keuroghlian, A. & Desbiez, A.L.J. 2010. Biometric and age estimation of live peccaries in the Southern Pantanal, Brazil. **Suiform Soundings**, 9: p.24-35.

Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. **Biotropica**, 40: p.62-70.

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): p.1733-1750.

Keuroghlian, A. & Eaton, D.P., 2008. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide ranging frugivore. Journal of Zoology, 275: p.283--293.

Keuroghlian, A. 2003. **The response of peccaries to seasonal fluctuations in an isolated patch of tropical forest**. Tese de Doutorado. University of Nevada. Reno. p.158.

Keuroghlian, A. Desbiez, A. L. J. Mello Beisiegel, B. Medici, E. P. Gatti, A. Mendes-Pontes, A. R. Campos, C.B. Tófoli, C.F. Junior, E.A.M. Azevedo, F.C. Pinho, G.M. Cordeiro, J.L.P. Junior, T.S.S. Morais, A.A. Mangini, P.R. Flesher, K. Rodrigues, L.F. Almeida, L.B., 2012. Avaliação do risco de extinção do queixada Tayassu pecari Link, 1795, no Brasil. Biodiversidade Brasileira, ano II, 3: p.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**. Disponível em: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T41778A44051115.en. Acessado em: 26/06/2017.

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: p.411-425.

Keuroghlian, A. Eaton, D.P. & Desbiez, A.L.J. 2009. 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): p.87--97.

Keuroghlian, A. Eaton, D.P. & Desbiez, A.L.J., 2009. Habitat use by peccaries and feral pigs of the southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. Suiform Soundings, 8: p.9--17.

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: p.411--425.

Keuroghlian, A.; Reyna-Hurtado,R.; Meijaard, E. Altrichter, M.; Beck, H. & Gongora, J.R. 2018. Conservation of wild pigs and peccaries. p.277-290. *In*: Melletti & Meijaard. **Conservation and Management of Wild Pigs and Peccaries**. Cambridge University Press

Keuroghlian, A.; Santos, M. 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): p.491-497.

Kiltie, R.A. & Terborgh, J., 1983. Observation on the behavior of Rain Forest peccaries in Peru: why do White-lipped peccaries form heds?. Zeitschrift fur Tierpsychologie, 62: p.241--255.

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. **Mammalian Biology**, 92: p.111-114.

Leite, M.R.P. 2000. **Relações entre a onça-pintada, onça-parda e moradores locais em três unidades deconservação da Floresta Atlântica do Estado do Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. p.84.

Leopold, A. S. 1959. Fauna Silvestre de México, Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México D.F.

Luna, R.B.D.; Alfonso Reyes, A.F.; Lucena, L.R.R.D. & Pontes, A.R.M. 2017. Terrestrial mammal assemblages in protected and human impacted areas in Northern Brazilian Amazonia. **Nature Conservation**, 22: p.147-167.

MAPBIOMAS 2016. Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (município de Poços de Caldas, estado de Minas Gerais). Coleção 2. Disponível em: http://mapbiomas.org/pages/about/about. Acessado em: 18/09/2017.

MMA 17/12/2014. Portaria 444: reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção". p.13. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/portaria/427-2014.html. Acessado em: 24/02/2022.

MMA/IBAMA/PNUD (Cooperação técnica) 2009. Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008: Dados Revisados.

Machado, A.B.M.; Fonseca, G.A.B.; Machado, R.B.; Aguiar, L.M.S. & Lins, L.V. 1998. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**. p.608. Fundação Biodiversitas Belo Horizonte - MG.

Maciel, F.G. 2018. **Diversidade e estrutura genética populacional de queixadas (Tayassu pecari) no Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica.**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do ABC. São Bernardo do Campo.

MapBiomas 2017. MAPBIOMAS – Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Estatísticas. Disponível em: http://mapbiomas.org/stats.

March, I. J. 1993. The White-lipped Peccary (Tayassu pecari). *In*: W. L. R. Oliver. **Pigs, Peccaries, and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan**. IUCN Gland, Switzerland.

Margarido, T.C.M. 2001. **Aspectos da História Natural de Tayassu pecari (Link, 1795) (Artiodactyla, Tayassuidae) no Estado do Paraná, Sul do Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. p.109.

Marques, R.M. 2004. **Diagnóstico das populações de aves e mamíferos cinegéticos do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. p.164.

Mayer, J.J. & Wetzel, R.M. 1987. *Tayassu pecari*. **Mammalian Species**, 293: p.1--7.

Mayor, P.; Bizri, H.R.; Bodmer, R. & Bowler, M. 2017. Assessment of mammal reproduction for hunting sustainability through community-based sampling of species in the wild. **Conservation Biology**, 31 (4): p.912-923.

Mayor, P.; Bodmer, R. E.; Cornejo, C.; Gálvez, H., & LópezBejar, 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: p.7-21.

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**, 56: p.681-684.

Mazolli, M. & Hammer, M.L.A. 2008. Qualidade de ambiente para a onça-pintada, puma e jaguatirica na Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, utilizando os aplicativos Capture e Presence. **Biotemas**, 21 (2): p.105--117.

Mazzolli, M. 2006. **Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planaltomeridional brasileiro**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. p.105.

Melo, E.R.A.; Gadelha, J.R.; Silva, M.N.D.; Silva Jr, A.P. & Mendes-Pontes, A.R. 2015. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern amazon. **Wildlife Biology**, 21 (5): p.234-245.

Mendes Pontes, A.R. & Chivers, D. 2002. Abundance, habitat use and conservation of the Olingo *Bassaricyon sp.* in Maracá Ecological Station, Roraima, Brazilian Amazonia. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 37 (2): p.105--109.

Mendes Pontes, A.R. & Chivers, D.J. 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. **Journal of Zoology**, 273: p.257--265.

Mendes Pontes, A.R.; Peres, P.H.A.; Normande, I.C. & Brazil, C.M. 2006. Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atlântica ao Norte do São Francisco. p.10--50. *In*: Porto *et al.*. **Diversidade Biológica e Conservação da Floresta Atl\^{a}ntica ao Norte do São Francisco**. Ministério do Meio Ambiente, MMA Brasilia, DF.

Mendes-Pontes, A.R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. **Mammalian Biology**, 69 (3): p.319-336.

Mendes-Pontes, A.R.; Beltrão, A.C.M.; Normande, I.C.; Malta, A.J.R.; Silva Júnior, A.P. & Santos, A.M.M. 2016. Mass Extinction and the Disappearance of Unknown Mammal Species: Scenario and Perspectives of a Biodiversity Hotspot's Hotspot. **PLoS ONE**, 11 (5):

Mikich, S.B. & Bérnils, R.S. 2004. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. p.764. Instituto Ambiental do Paraná Curitiba.

Modesto, T.C.; Pessoa, F.S.; Enrici, M.C.; Attias, N.; Jordão-Nogueira, T.; Costa, L.M.; Albuquerque, H.G. & Bergallo, H.G. 2008. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, 8 (4): p.153-159.

Nowak, R.M. 1999. **Walker`s Mammals of the World**. The Johns Hopkins University Press Baltimore.

Nunes, S.F. 2004. **Riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada na região serrana no ES**. Dissertação de Mestrado. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Espírito Santo. p.65.

Ohl-Schacherer, J.; Shepard Jr, G. H.; Kaplan, H.; Peres, C. A.; Levi, T. & W. Yu, D. W. 2007. The Sustainability of Subsistence Hunting by Matsigenka Native Communities in Manu National Park, Peru. **Conservation Biology**,

Olmos, F. 1993. Notes on the food habits of Brazilian “Caatinga” carnivores. **Mammalia**, 57 (1): p.126–130.

Paes, R. C. S. 2009. **Diagnóstico da doença de Aujeszky e estudo de leveduras em porcos monteiros (Sus Scrofa) nas sub-regiões de Nhecolândia e Rio Negro, Pantanal-MS**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

Painter, L. 1998. Gardeners of the forest: plantgastrointestinais em Tayassu pecari mantidos em cativeiro no Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, 31: p.1041-1044.

Painter, R. L. 1998. **Gardeners of the forest: Plant-animal interactions in a Neotropical forest ungulate community**. Tese de Doutorado. University of Liverpool.

Pardini, R. & Develey, P.F. 2004. Mamíferos de médio e grande porte na estação ecológica Juréia-Itatins. p.304-313. *In*: Marques & Buleba. **Estação ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Holos

Paula, R.C.; Campos, C.B. & Morato, R.G., 2011. Mastofauna da bacia hidrográfica do rio São Francisco: Diagnóstico da mastofauna de médio e grande porte. p.226-276. *In*:Ministério do Meio Ambiente (MMA). Diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, SEDR/DZT /MMA Brasília.

Paviolo, A.; De Angelo, C.D.; Di Blanco, Y.E. & Di Bitetti, M.S. 2008. Jaguar Panthera onca population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. **Oryx**, 42 (04): p.554.

Pedrocchi, V.; Da Silva, C.R. & Da Silva, A. 2002. Check list of birds and mammals in the Paranapiacaba Forest fragment. p.183--204. *In*: Mateos *et al.*. **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment**. Centre de Recursos de Biodiversitat Animal/Universitat de Barcelona Barcelona.

Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forest. **Biological Conservation**, 77: p.115-123.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests.

Conservation biology, 16: p.240-253.

Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. **Conservation Biology**, 14 (1): p.240-253.

Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, 15: p.1490-1505.

Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, 15 (6): p.1490-1505.

Peres, C.A. 2011. Conservation in Sustainable-Use Tropical Forest Reserves. **Conservation Biology**, 25 (6): p.1124-9.

Peres, C.A; Antunes, A.P.; Shepard, G. & Fewster, R.M. 2016. Revealed: how a hunting boom left the Amazon basin with ‘empty rivers’. **The Conservation**,

Peres, M.B.; Vercillo, U.E. & Dias, B.F.S. 2011. Avaliaçao do Estado de Conservação da Fauna Brasileira e a Lista de Espécies Ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer?. **Biodiversidade Brasileira**, 1: p.45-48.

Peres, M.B.; Vercillo, U.E. & Dias, B.F.S. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira e a Lista de Espécies Ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer?. **Biodiversidade Brasileira**, 2011 (1): p.45-48.

Peres, M.B.; Vercillo, U.E. & Dias, B.F.S. 2011. Avaliação do Estado de Conservação da Fauna Brasileira e a Lista de Espécies Ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer?. **Biodiversidade Brasileira**, p.45-48.

Reyna-Hurtado, R. Taber, A. Altrichter, M. Fragoso, J. Keuroghlian, A. Beck, H. 2008. Tayassu pecari. **IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4**. Disponível em: http://www.iucnredlist.org. Acessado em: 18/07/0010.

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): p.124–133.

Reyna-Hurtado, R; Naranjo, E.; Chapman, C.A. & Taner, G.W. 2010. Hunting and the conservation of a social ungulate: the white-lipped peccary Tyassu pecari in Calakmul, Mexico. **Oryx**, 44 (1): p.89-96.

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): p.1199-1209.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142 (6): p.1141-1153.

Richard-Hansen, C.; Khazraie, K.; Mauffrey, J. F. & Gaucher, P. 2004. Pratiques de chasse dans un village isol é du centre de la Guyane: Evaluation de l ' impact sur les populations animales. *In*: Chardonnet *et al*..*In*: **6th International Wildlife Ranching Symposium**. Paris. (Resumo)

Robinson, J. G. & Redford, K. H. 1986. Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. **The American Naturalist**,

Roots, C.G. 1966. Notes on the breeding of white-lipped peccaries Tayassu albirostris at Dudley Zoo. **Int. Zoo Yearbook**, 6: p.198-199.

SOS Mata Atlântica. 2010. Atlas dos remanescentes da Mata Atlântica. Disponível em:http://mapas.sosma.org.br/.

Sanches, R.A. 2011. Caiçara Communities of the Southeastern Coast of São Paulo State (Brazil): Traditional Activies and Conservation Policy for the Atlantic Rain Forest. **Human Ecology Review**, 8 (2): p.52--64.

Santos, S.A.,; Crispim, S.M.A.; Soares, A.C.; Mauro, R.A.; Pereira, M. & Sereno, J.R.B. 2002. Grazing patterns of Pantaneiro horses: An element of adaptability to the Pantanal region, Brazil. **Arch. Zootec.**, 51: p.129-138.

Santos, S.A.; Mazza, M.C.M.; Sereno, J.R.B.; Mazza, C.A.S.; Pedreira, A.C.M.S.; Mariante, A.A.S.; Silva, J.A. & Marques, M. C. A. 2004. Sistema de criação de cavalos pantaneiros no pantanal. **Arch. Zootec.**, 53: p.333-336.

Schmidt, C. R. 1990. Peccaries. p.48-55. *In*: B. Grzimek. **Grzimek's Encyclopedia of Mammals**.McGraw-Hill.

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): p.828-839.

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): p.431-438.

Sowls, L.K. 1984. **The Peccaries**. p.251. The University of Arizona Tucson, Arizona.

Sowls, L.K. 1997. **Javelinas and other peccaries: their biology, management, and use**. p.325. Texas A e M University Press College Station.

Taber, A.; Altrichter, M.; Beck, H. & Gongora, J. 2011. The Tayassuidae. p.292-307. *In*: Wilson &

Mittermeier R.A.. **Handbook of the Mammals of the World: Hoofed Mammals. Vol 2**. Lynx Edicions Barcelona.

Taber, A.; Chalukian, S.C.; Altrichter, M.; Minkowski, K.; Lizárraga, L.; Sanderson, E.; Rumiz, D.; Ventincinque, E.; Moraes Jr., E.M.; De Angelo, C.; Antúnez, M.; Ayala, G.; Beck, H.; Bodmer, R.; Boher, S.; Cartes, S.B.; Eaton, D.; Emmons, L. & Estrada, N. 2007. **El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas**. p.181. Grupo Especialista de la CSE/ UICN en Cerdos, Pecaríes y Hipopótamos; Grupo Especialista de la CSE/U New York, USA.

Terborgh, J. 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. **Conservation Biology**, 2: p.402--403.

Terborgh, J.; Nuñez-Iturri, G.; Pitman, N.C.; Valverde, F.H.C.; Alvarez, P.; Swamy, V. & Paine, C.T 2008. Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, 89 (6): p.1757-1768.

Travassos, L., 2008. Efeitos de caça sobre populações de aves e mamíferos na Reserva Biológica do Tinguá, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio de Janeiro. p.92.

Vidolin, G. P. Wandembruck, A., 2017. Ocorrência de queixada (Tayassu pecari Link, 1795) em remanescentes Florestais do Estado do Paraná, Brasil.. Suiform Soundings, 16 (1): p.29-37.

Vidolin, G. P., 2008. Análise de Estrutura da paisagem como subsídio para o Planejamento Estratégico de Conservação da Anta (Tapirus terrestris Linnaeus, 1758) e do Queixada (Tayassu pecari Link, 1795) em remanescentes de Florestas com Araucária.. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.. p.116.

Vidolin, G.P. Biondi, D. & Wandembruck, A., 2009. Seletividade de habitats pela anta (*Tapirus terrestris*) e pelo queixada (*Tayassu pecari*) na Floresta com Araucária. Scientia Forestalis, 37 (84): p.447--458.

Referências dos Registros

Almeida, L.B., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Almeida, L.B. 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Almeida, L.B. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Almeida, L.B. 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Almeida, L.B. 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Almeida, L.B., 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Almeida, L.B., 2020. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Amaral, J.V., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Amaral, J.V., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Amaral, J.V., 2007. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Amaral, J.V. 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Amaral, J.V. 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Amaral, J.V., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Araujo, A.C.S. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Avino, F.S. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Aximoff, I.A., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Aximoff, I.A., 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Beisiegel, B.M. 1970. **Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO**

Beisiegel, B.M., 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Beisiegel, B.M., 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Beisiegel, B.M. 2014. **Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO**

Biondo, C., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Biondo, C., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Camargo, A.C.L. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Canuto, V.C., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Canuto, V.C., 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Carvalho, M.M. 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Carvalho, M.M. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Cavalcanti, R.B. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Costa, H.C.M., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Costa, H.C.M., 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Costa, R.F., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Costa, R.F., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Drummond, G.M., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Drummond, G.M. 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Endo, W., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Endo, W. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferraz, K.M.P.M.B., 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferraz, K.M.P.M.B. 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferraz, K.M.P.M.B. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferraz, K.M.P.M.B. 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferraz, K.M.P.M.B. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ferreira, G.B., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Fonseca, R.A., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Fonseca, R.A., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gatti, A., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gatti, A., 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gatti, A., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gatti, A., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gatti, A., 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gruener, C.G., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Gruener, C.G., 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Hugo C.M. Costa , 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Hugo C.M. Costa , 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Iwanaga, S., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Iwanaga, S. 2007. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P., 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Jorge, M.L.S.P. 2020. **Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO**

Julia M. de Faria Oshima, 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Julia M. de Faria Oshima, 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Julia M. de Faria Oshima, 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Junior, E.A.R.C., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Junior, E.A.R.C. 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Kaizer, M.C., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Kaizer, M.C., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Karl-L. Schuchmann 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Karl-L. Schuchmann 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Leite, R.N. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Lima, M.M. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Maciel, F.G., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Maciel, F.G., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Maciel, F.G., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M., 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magioli, M., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Magnusson, W.E. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Mazzolli, M., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Mazzolli, M., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Mazzolli, M., 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Mello, R.C. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Melo, L.M., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Mendonca, E.N. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Morato, R.L.G., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Morato, R.L.G. 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Morato, R.L.G. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Nardi, M.S., 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Norris, D., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Nunes, M.S., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Nunes, M.S., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Nunes, M.S., 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 2005. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 2006. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 2007. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, A.C.M., 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, L.F.B., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oliveira, L.F.B., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oshima, J.E.F., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Oshima, J.E.F., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Paula, R.C., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Paula, R.C., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Piovezan, U., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Piovezan, U., 2007. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Printes, R.C., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Printes, R.C., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Raíces, D.S.L., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Raices, D.S.L. 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Raíces, D.S.L. 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ravetta, A.L., 2007. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ravetta, A.L. 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Ravetta, A.L., 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Rocha, D.G. 2020. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Rodrigues, M.G., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Rodrigues, M.G., 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Rodrigues, M.G., 2012. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Sampaio, R. 2018. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Santos, C.C. 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Santos, L.G.R.O., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Santos, L.G.R.O., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Schuchmann, K.L. 2013. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Sessegolo, G.C., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Sessegolo, G.C. 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Silva, C.E.F.E., 2015. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Silva, E.R., 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Silva, R.R. 2016. **Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO**

Silva, R.R., 2017. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Silva, R.R. 2018. **Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO**

Silveira, L., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Silveira, L., 2014. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Silveira, O.T., 1970. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Silveira, O.T. 2009. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Souza, M.B., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Souza, M.B. 2011. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Suzin, A. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Tardio, B.M.R. 2008. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Tetto, A.F. 2019. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Tomas, W.M., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Tomas, W.M., 2016. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Venticinque, E.M., 1969. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO

Venticinque, E.M., 2010. Sistema de Autorização de Informação em Biodiversidade - SISBIO.

Colaborador

JULIA OSHIMA; KEVIN MICHAEL FLESHER.